

EFFETS DES POLLUANTS SUR LES ÉCOSYSTÈMES RÉCIFEAUX

François RAMADE¹ & Hélène ROCHE²

SUMMARY. — *Pollutant effects on coral reefs ecosystems.* — During the last decade, it has proven more and more obvious that coral reefs have become the most threatened class of ecosystems of the world far before the tropical forests. Indeed, not only their global area is much lower but the coral reefs are affected by the largest array of degradation factors, especially toxic pollutants, strictly related to human impacts on the oceanic and global environment. A significant part of reef pollution results from the discharge into marine environment of a large range of pollutants: hazardous chemicals, oil offshore industry and piping of crude oil, lastly from atmospheric transfer of chemicals to the surface of the sea via precipitations. Subsequently will be found in reef waters and sediments a number of toxic metals, hydrocarbon, persistent organic pollutants (POPs), pesticides discharged from land by run off, especially herbicides, as well as antifouling paintings not to mention cyanides widely in unlawful use for reef fishing in developing countries. POPs have been detected in reef ecosystems everywhere they have been investigated. Even non-persistent pesticides are currently found in reef waters and sediments located next to coastal intensive tropical crops. Studies on ecotoxicological effects of reef pollutions have been carried out at various extents according to the class of chemical concerned. Though oil impact on reefs and even heavy metals pollution has been rather intensively investigated, at the opposite, pesticides and especially herbicides have given way to a much smaller number of researches. This fact is quite surprising as herbicides display an impressive potential impact on hermatypic scleractinians due to their extreme toxicity for Dinoflagellate symbiotic algae. Various studies have shown up that a number of toxic pollutants such as hydrocarbons, pesticides or cyanides prevent coral gametes fecundation and the settlement of planula as well as their further metamorphosis, impeding therefore the colonies renewal or the restoration of the ones already degraded subsequently to human activities. Other investigations demonstrated that reef bleaching could be generated by exposure to very low levels of herbicides as well as cyanides that trigger the loss of zooxanthellae. On the other hand, lower concentrations of herbicides, sometime in the order of one $\mu\text{g.L}^{-1}$ as diuron and various triazines, can inhibit photosynthesis. Additionally to their direct effects on hermatypic scleractinians, toxic pollutants discharged into the coral reefs environment can impinge on other reef habitats of the coral ecosystem, especially on the sea-grass beds growing in its lagoons. Lastly, the impact of various terrigenous pollutants, as herbicides, on other coastal ecosystems especially mangrove can indirectly act on coral reef communities with which they share some of their components, especially fishes and invertebrates: a number of reef species relying on mangrove habitat as nurseries for their larval and/or their juvenile instars.

RÉSUMÉ. — Il est devenu de plus en plus évident au cours de la dernière décennie que les récifs coralliens représentent de loin le type d'écosystème le plus menacé de la planète, beaucoup plus que les forêts tropicales. En effet non seulement leur surface totale est beaucoup plus faible, mais à la différence de ces dernières, ils sont exposés à tous les types de dégradations d'origine anthropique en particulier au spectre complet des polluants toxiques. Une fraction significative des polluants des récifs proviennent de rejets en mer d'une large gamme de composés chimiques dangereux, de l'exploitation de gisements de pétrole *offshore*, et enfin du transfert de polluants atmosphériques dans les eaux marines via les précipitations. En conséquence, des métaux toxiques, des hydrocarbures, des polluants organi-

¹ UMR8079 CNRS Université Paris XI, Ecologie, Systématique et Evolution, Bât 442, Université Paris-Sud. F91405 Orsay cedex. Tél. : (33) 1 69 15 49 94, fax : (33) 1 69 15 79 47, E-mail : francois.ramade@ibaic.u-psud.fr

² UMR8079 CNRS Université Paris XI, Ecologie, Systématique et Evolution, Bât 362, Université Paris-Sud. F91405 Orsay cedex. Tél. : (33) 1 69 15 73 12, fax : (33) 1 69 15 56 96, E-mail : helene.roche@ese.u-psud.fr

ques persistants, des pesticides d'origine tellurique, en particulier des herbicides, vont se retrouver dans les eaux récifales ainsi que des peintures antifouling, enfin, on citera les cyanures utilisés dans la pêche récifale. Les polluants organiques persistants ont été mis en évidence dans les écosystèmes de toutes les grandes provinces récifales du monde. Même les pesticides non persistants peuvent être détectés dans tous les récifs du globe jouxtant des cultures littorales. Les conséquences écotoxicologiques des pollutions récifales ont été étudiées de façon diverse selon les contaminants concernés. Si les effets du pétrole ont donné lieu à un nombre significatif de publications, il n'en est pas de même des pesticides en particulier des herbicides, lesquels constituent pourtant des polluants particulièrement redoutables pour les récifs coralliens en raison de leur forte toxicité potentielle pour les algues symbiotiques des scléractiniaires hermatypiques. Certains travaux ont montré que divers polluants toxiques tels les hydrocarbures, les pesticides ou les cyanures perturbent la fécondation et la fixation des larves planula des polypes, entravant, de ce fait, le renouvellement des colonies et la restauration des récifs déjà dégradés par l'homme. D'autres recherches ont révélé que les herbicides mais aussi les cyanures pouvaient provoquer le blanchissement des coraux en induisant l'expulsion des zooxanthelles par les polypes. En outre, à de plus faibles concentrations, parfois de l'ordre du $\mu\text{g.L}^{-1}$, des herbicides comme le diuron ou certaines triazines sont susceptibles d'inhiber la photosynthèse de ces algues symbiotiques. En plus de leurs actions directes sur les scléractiniaires hermatypiques, les polluants toxiques rejetés dans les eaux récifales peuvent aussi agir sur d'autres habitats propres aux écosystèmes coralliens, en particulier sur les herbiers de phanérogames marines propres au lagon. Enfin, l'action des polluants d'origine tellurique sur d'autres écosystèmes, qui jouxtent les récifs, en particulier sur les mangroves, peut avoir des conséquences désastreuses pour les biocénoses coralliennes avec lesquels ils échangent une fraction de certains de leurs peuplements. En effet, les eaux des mangroves jouent le rôle de nurseries pour les stades larvaires et pour les juvéniles de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés récifaux de telle sorte que la dégradation de ces dernières implique des conséquences néfastes pour les communautés récifales.

Pour l'ensemble des chercheurs et des organismes scientifiques concernés d'une façon ou d'une autre par la crise globale de l'environnement, il est devenu de plus en plus évident au cours de la dernière décennie que les récifs coralliens représentent, bien devant les forêts pluvieuses tropicales, le type d'écosystème le plus menacé de la planète (cf. Wilkinson, 2004 ; Ramade, 2005a ; Salvat, 2005). Ces deux types d'écosystème font, certes l'un et l'autre, plus que tout autre dans la biosphère, l'objet de la pire surexploitation de leurs ressources biologiques et sont victimes de bien d'autres causes de dégradation anthropique. Toutefois, à la différence des forêts pluvieuses tropicales primaires, qui s'étendent aujourd'hui encore sur une dizaine de millions de km^2 , la surface totale couverte par les biotopes récifaux est faible : environ 600 000 km^2 dont seulement 260 000 couverts par les platiers de coraux hermatypiques, la partie dynamique du récif, celle qui édifie le calcaire récifal (cf. en particulier Salvat *et al.*, 1987 ; Wilkinson, 2004 ; Salvat, 2004).

De plus, à l'opposé des forêts tropicales, les récifs coralliens sont en permanence victimes de toutes les autres causes de dégradation anthropogéniques imaginables et qui existent à l'heure actuelle : destruction directe des biotopes récifaux due au prélèvement de matériaux de construction, à l'aménagement de ports, de zones industrielles, de marinas. En outre d'autres causes de dégradation des récifs proviennent d'une urbanisation anarchique liée au développement accéléré du tourisme balnéaire international (Burke *et al.*, 2002) et, dans les pays en développement concernés, à l'explosion démographique qui draine de plus en plus la population en surnombre vers les zones côtières qui offrent plus d'opportunités d'emplois (Ramade, 2005b). Enfin diverses interventions humaines dans les bassins versants ont comme conséquences à long terme un accroissement de la turbidité et de l'envasement par suite de l'apport de sédiments terrigènes dus à l'érosion des sols causée par le déboisement accéléré de ces bassins versants et par de mauvaises pratiques agricoles (Hutchings & Haynes, 2000 ; Hutchings *et al.*, 2005).

Par ailleurs, et à la différence des forêts tropicales qui sont rarement exposées à des contaminants chimiques, les récifs coralliens reçoivent les rejets de polluants contenus dans les eaux fluviales, estuariennes et lagunaires et ceux en provenance des émissaires d'égouts industriels et urbains, ainsi que les apports telluriques de polluants par suite de l'érosion des terres cultivées situées en zone côtière, qui introduisent des engrais et des pesticides (Smith *et al.*, 2003 ; Fabricius, 2005). Les rejets marins de nutriments et ceux d'effluents domestiques provenant des infrastructures touristiques et des villes côtières, chargés de matières organiques fermentescibles, constituent aujourd'hui une importante source ubiquiste de

pollution des récifs et de façon plus générale des écosystèmes marins côtiers (cf. par exemple Zann, 2000 ; Cheevaporn & Menasveta, 2003). Ils sont en outre exposés de façon accidentelle ou chronique aux hydrocarbures par suite de l'exploitation pétrolière (marées noires, accidents sur des puits *off shore*) et éventuellement à de redoutables pollutions chimiques consécutives aux naufrages de tankers et autres chimiquiers, ainsi qu'à une contamination insidieuse due aux pollutions diffuses par des polluants organiques persistants (Peters *et al.*, 1997). Enfin, partout dans le monde, les récifs subissent les effets du réchauffement des eaux de surface consécutif aux changements climatiques globaux, lesquels résultent de l'accroissement de la pollution atmosphérique par des gaz à effet de serre et — bien que pour l'instant le risque soit moins imminent — par l'accroissement du flux UV en surface de l'océan en raison du rejet de molécules organohalogénées dégradant l'ozone stratosphérique.

En conséquence, par suite du cumul de ces diverses causes de dégradations anthropiques, on estime à l'heure actuelle que 20 % de la totalité des récifs coralliens du monde sont déjà détruits ou extrêmement dégradés ; que 24 % d'entre eux sont en risque immédiat d'éradication et que 26 % supplémentaires sont en danger à plus long terme. Ainsi, au total, 70 % des biomes récifaux du globe sont soit quasi éteints, soit en danger de disparition (Wilkinson, 2004).

La situation est particulièrement désastreuse dans les récifs de la région Caraïbe où la conjonction de ces facteurs atteint son maximum. Ainsi, dans certaines zones, les colonies de Scléactiniaires restant en vie couvrent moins de 8 % de la couverture récifale moyenne (Bellwood *et al.*, 2004) voire moins de 5 % comme à la Jamaïque (Hughes, 1994). La situation est tout aussi désastreuse en Asie du Sud-Est (et, entre autres zones, dans l'océan Indien, en particulier dans celles affectées par le tsunami du 26 décembre 2004) où 70 % de la surface récifale présente actuellement une couverture en madrépores vivants inférieure à 50 % et où, sur le tiers de cette dernière, elle est inférieure à 25 % (Tun *et al.*, 2004).

L'importance relative des conséquences néfastes résultant de ces diverses causes de dégradation des récifs est aujourd'hui encore mal évaluée. Certes l'impact de la pollution des eaux côtières par des rejets urbains ou domestiques de matières organiques fermentescibles ou encore par des nutriments est relativement bien connu. Il en est de même de celui des effets de la turbidité et des eaux dus à la sédimentation résultant d'apports telluriques. En revanche, l'importance de la pollution des eaux récifales par des substances chimiques et ses conséquences écotoxicologiques, quoique évoquées régulièrement dans la littérature scientifique concernant la dégradation des écosystèmes coralliens, n'a jusqu'à présent donné lieu qu'à un nombre assez restreint de publications, plus particulièrement et de façon paradoxale, assez peu nombreuses en ce qui concerne l'impact sur les scléactiniaires hermatypiques des produits chimiques utilisés en agriculture.

CAUSE, NATURE ET IMPORTANCE DE LA POLLUTION DES ÉCOSYSTÈMES RÉCIFAUX

On distingue de nombreuses causes de pollution des récifs coralliens par des substances chimiques. Parmi ces dernières, citons en premier lieu les apports souvent massifs de sels minéraux nutritifs (phosphates et nitrates en particulier) contenus dans les engrais chimiques utilisés dans les cultures pratiquées dans les bassins versants en particulier dans les plaines côtières, et dans les rejets d'eaux usées urbaines chargées de nutriments et de diverses substances toxiques. Ces apports sont la plupart du temps d'origine tellurique, via le déversement des cours d'eau dans les zones estuariennes ou deltaïques, mais ils sont aussi dus au rejet direct d'effluents industriels et urbains dans les eaux marines au niveau des agglomérations littorales (Bryant *et al.*, 1998).

L'enrichissement excessif des eaux littorales en nutriments provenant des eaux usées urbaines, et *last but not least* des engrais résultant des apports terrigènes dus à l'érosion des terres littorales et au ruissellement, génère une dystrophisation souvent désastreuse des eaux marines littorales propres aux biotopes coralliens. On ne saurait à ce sujet assez insister sur le rôle majeur du ruissellement et de la sédimentation dans la dégradation des éco-

systèmes récifaux par suite de ces apports terrigènes de polluants minéraux (Hutchings *et al.*, 2005). Cette sédimentation constitue aujourd'hui la plus importante cause de dégradation des récifs coralliens due à une pollution.

Une fraction significative des polluants présents dans les eaux récifales résulte de la circulation maritime générale, de rejets effectués par les bâtiments, des accidents de transport de composés chimiques dangereux, et des pollutions liées à l'exploitation de gisements de pétrole *off shore*. Enfin une autre cause de contamination des écosystèmes de récifs coralliens résulte du transfert de polluants atmosphériques dans les eaux marines via les précipitations. En conséquence vont se retrouver dans les eaux récifales des métaux toxiques, des hydrocarbures, des polluants organiques persistants, des pesticides d'origine tellurique, en particulier des herbicides, quoique certains de ces derniers soient aussi utilisés dans l'industrie navale dans les peintures antifouling ; enfin on citera les cyanures utilisés dans la pêche artisanale récifale, dont la redoutable toxicité cause une importante mortalité dans les colonies de coraux hermatypiques.

CAUSES ET IMPORTANCE DE LA POLLUTION DES RÉCIFS PAR LES HYDROCARBURES

Les hydrocarbures représentent, selon les cas, une cause épisodique (accidentelle) ou permanente de pollution des récifs coralliens ; certains d'entre eux les HAP, qui sont des constituants permanents du pétrole brut et qui, en outre, peuvent se former lors des combustions incomplètes, constituent de redoutables contaminants par suite de leur forte toxicité aiguë et à long terme.

A l'échelle globale on peut estimer qu'une fraction importante des 6 millions de tonnes de pétrole qui contaminent annuellement l'océan mondial (Capone & Bauer, 1992) se retrouvent dans les eaux récifales du fait que ces dernières sont *pro parte* situées sur les grandes voies maritimes de transport des hydrocarbures et que de nombreux gisements *off shore* sont situés dans diverses provinces récifales. Tel est, par exemple, le cas des sites d'extraction situés sur les côtes de Bornéo et en d'autres zones de la mer de Chine méridionale (Morton & Blackmore, 2001) ou encore de ceux, très étendus, du golfe Persique. Il a été estimé que sur 150 cas de pollution par des hydrocarbures survenus dans des mers tropicales entre 1974 et 1990, 83 ont affecté des provinces récifales et souvent gravement endommagé des récifs coralliens (d'après Keller *et al.*, 1993, *in* Peters *et al.*, 1997).

Une mention particulière doit être faite pour les sites d'extraction *offshore* situés à proximité ou dans des biotopes récifaux. En effet, en plus des fuites accidentelles, il s'observe dans ce cas des pollutions chroniques pouvant atteindre des concentrations de 6 mg.L^{-1} de FLCS, un additif des boues de forage, à plus de 100 m d'un puit d'extraction (Howard & Brown, 1984).

De façon générale, lorsque du pétrole est répandu dans des eaux marines récifales, il flotte au-dessus des colonies (ce qui, toutefois, affecte les œufs et les larves des scléactiniaires). Cependant une contamination directe survient là où existent des platiers dont une partie des colonies émerge à mer basse. Néanmoins même lorsque les madrépores sont sous une hauteur d'eau significative, il se produit une contamination par transfert au travers de la colonne d'eau, non seulement par les composants hydrosolubles, mais aussi par les hydrocarbures en émulsion dans l'eau. L'usage de dispersants lors des marées noires accroît la disponibilité des hydrocarbures pour la communauté récifale (Dodge *et al.*, 1984). Les effets d'une pollution des récifs par des quantités apparemment faibles de pétrole peuvent conduire à une contamination importante des coraux. Ainsi, à Panama, on a trouvé de 25 à 50 mg de résidus d'hydrocarbures par g de lipides dans des madrépores, 5 mois après une « marée noire » (Burns & Knaps, 1989).

Les teneurs en lipides relativement élevées des polypes accroissent leur capacité de rétention des hydrocarbures (et de façon générale de tous les polluants lipophiles). Une exposition chronique aux hydrocarbures d'origine pétrolière affecte un certain nombre de fonctions biologiques incluant la reproduction et le recrutement. Ainsi les effets sublétaux les plus souvent décrits sont la réduction de la fertilité et du succès reproducteur des coraux, et l'inhibition de la croissance à certains stades de développement. Quelques cinq années après la « marée noire » de las Minas au Panama une diminution de la dimension des polypiers de *Siderasysrea siderea* était encore décelable, ainsi qu'une baisse importante de

leur fécondité (Guzman & Holst, 1993). Cependant des effets d'ordre bioénergétique sont préjudiciables pour les communautés coralliennes comme l'impact, même à de faibles concentrations, sur la production primaire des zooxanthelles symbiotiques et le transfert d'énergie *via* le mucus (NOAA, 2001).

On a également relevé des impacts à très long terme (3-5 ans après cet accident) des polluants les moins volatils (donc les plus lipophiles) chez certaines colonies de coraux conduisant à une altération de la diversité liée à la sensibilité des espèces (NOAA, 2001).

CAUSES ET IMPORTANCE DE LA POLLUTION DES RÉCIFS PAR LES MÉTAUX TOXIQUES

Diverses recherches ont mis en évidence une fréquence relativement élevée de pollution des écosystèmes récifaux par des métaux toxiques même dans des zones éloignées de sources de contamination urbano-industrielle ou agricole (Brown, 1987).

Une source importante de métaux toxiques aux biotopes récifaux résulte de l'usage, comme fongicides sur diverses cultures tropicales situées en zone littorale, de certains engrais chimiques ainsi que de sels minéraux ou de dérivés organométalliques. Tel est plus particulièrement le cas du cuivre mais aussi de pesticides dérivés du zinc et du manganèse.

Une autre cause significative de pollution par ces éléments provient des rejets directs en milieu marin d'effluents provenant de l'extraction minière en zone côtière (Brown & Holley, 1982) ou d'autres installations industrielles. Ils renferment de l'arsenic, du cuivre, du mercure, du nickel (Carey, 1981), du plomb, du sélénium, du zinc, et autres éléments toxiques (Pastorok & Bilyear, 1985).

Par ailleurs le déversement d'émissaires d'égout urbains rejetant à la fois des effluents domestiques et industriels dans les eaux marines côtières constitue une source cosmopolite de contamination métallique des récifs coralliens (Ramos *et al.*, 2004).

Ainsi une étude de la teneur en métaux toxiques dans des carottes de sédiments (Fichez *et al.*, 2005) a mis en évidence le rôle de l'extension de la ville de Papeete (Tahiti) et de l'accroissement des activités de la zone portuaire ainsi que des dépôts terrigènes dus à l'érosion des sols dans l'importante augmentation de leur concentration dans les sédiments observée au cours des dernières décennies. Une comparaison entre la teneur dans les strates sédimentaires antérieures à 1958 et dans celles déposées dans la période 1975-1996 a mis en évidence un facteur d'enrichissement supérieur à 6 pour le chrome, le nickel et l'aluminium, supérieur à 7 pour le cuivre et le zinc et de 10,3 pour le plomb.

Une autre source importante de contamination des récifs provient du relargage des peintures antifouling avec lesquelles sont traitées les coques des navires. Ces dernières constituent un apport non négligeable de cuivre, zinc et étain — suite à l'usage encore quasi universel d'organo-stanniques, tels le Tributylétain (TBT) et le Triphénylétain (TPT) (Negri *et al.*, 2002), dont l'interdiction sur les navires marchands n'est pour l'instant envisagée qu'en 2008.

De même une importante pollution de récifs situés dans des zones océaniques reculées par des éléments toxiques résulte d'une occupation humaine temporaire, marquée par l'usage de divers matériels, en particulier militaires, abandonnés par la suite. Ainsi, on note une importante pollution métallique du *French Frigate Shoal*, un récif isolé du *Hawaiian Islands National Wildlife Refuge*, où fut installée une importante base aéronavale américaine au cours de la seconde guerre mondiale, désaffectée depuis lors. Ce problème, quoique mal documenté, existe aussi très vraisemblablement pour une possession française, l'atoll de Clipperton, auquel les instances tutélaires de la recherche océanographique semblent à nouveau s'intéresser depuis quelque temps. La dispersion et l'enfouissement massif de nombreux déchets métalliques en bordure du rivage au cours des années 1940 s'est traduite par une forte pollution de diverses zones de l'écosystème récifal, notamment marquée par des concentrations anormalement élevées dans les sédiments et dans la biocénose récifale de l'arsenic, du cadmium, du chrome, du cuivre et du plomb. Ainsi la teneur en plomb du crabe *Grapsus tenuicrustatus* était en moyenne 45 fois supérieure à celle d'Oahu, l'île la plus peuplée des Hawaï dont le récif est pourtant déjà fortement pollué par des rejets anthropogènes (Miao *et al.*, 2001).

L'étude de la teneur en métaux toxiques de *Diadema setosum*, un échinoïde des récifs de Singapour, a permis également de mettre en évidence une importante contamination des biotopes récifaux par les rejets d'effluents urbains, les échinoïdes constituant d'excellents bioindicateurs de pollution des eaux marines par des éléments toxiques (Flammang *et al.*, 1997).

Bien que ce processus écotoxicologique soit encore quelquefois discuté, les coraux bioaccumulent les métaux toxiques présents dans l'eau de mer dans les couches néoformées de leur exosquelette calcaire (Howard & Brown, 1986 ; Guzman & Jimenez, 1992). Aussi l'analyse de la teneur en éléments toxiques de l'exosquelette des madrépores peut-elle constituer un indicateur efficace pour le monitoring de cette contamination.

Cette particularité écophysiologique a, par exemple, été utilisée pour détecter le degré de contamination par des éléments toxiques de 23 écosystèmes récifaux répartis sur 1 497 km des côtes du Costa Rica et du Panama bordant la mer des Caraïbes. A cette fin 12 métaux lourds ont été analysés dans l'exosquelette du madréporaire *Siderastrea siderea*. Ces métaux, essentiellement d'origine tellurique, sont amenés par les sédiments contaminés par des rejets urbains, par la surfertilisation par les engrais chimiques et par d'autres causes de pollution anthropique (Guzman & Jimenez, 1992).

De même ont pu être mis en évidence des dépôts réguliers d'étain et de cuivre dans les microstrates d'aragonite de l'exosquelette de *Porites* qui ont démontré l'absolue corrélation entre le début de l'usage de ces éléments et leur interdiction dans les peintures antifouling des navires et leur concentration dans ces strates (Inoue *et al.*, 2004).

De façon très générale, on observe de nos jours des concentrations anormalement élevées en éléments toxiques résultant de causes anthropogènes dans les récifs coralliens (Tab. I). Ce tableau met en évidence des écarts importants entre les divers récifs échantillonnés. Toutefois les valeurs observées sont très souvent supérieures au coefficient d'enrichissement biogéochimique naturel et donc *a priori* dépasseraient potentiellement les niveaux des NOEC correspondantes. De façon générale, les concentrations maximales en métaux toxiques ont été observées dans les biotopes benthiques côtiers en particulier les récifs situés à proximité de zones portuaires, notamment des complexes urbano-industriels littoraux (Morton & Blackmore, 2001).

TABLEAU I

Concentration moyenne en éléments métalliques (en mg.kg⁻¹) dans l'exosquelette de madrépores des récifs de la région Caraïbe et de la Grande Barrière Australienne (GBA) (in Khaled *et al.*, 2003 mais modifié)

Site	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn	Référence
1	7,5	7,3	2,0	113,0	N.d.	N.d.	31,0	10,2	
2	7,6	9,9	3,8	70,8	N.d.	N.d.	32,80	8,9	Guzman & Jimenez (1992)
3	7,6	9,3	3,3	81,9	N.d.	N.d.	0,00	9,2	
4	0,09	29	3,8	N.d.	N.d.	N.d.	0,33	28	
5	0,19	67	7,2	N.d.	N.d.	N.d.	0,24	37	Esslemont (2000)
6	0,18	31	14	N.d.	N.d.	N.d.	8,20	447	
7	N.d.	0,8	16,33	62,05	2,5	N.d.	1,40	10,67	
8	N.d.	2,0	12,52	18,09	5,2	N.d.	1,10	9,12	Bastidas & Garcia (1999)
9	N.d.	N.d.	0,24-18	N.d.-560	N.d.	N.d.-126	0,04-39	0,08-25	Peters <i>et al.</i> (1997)

1 : Costa Rica ; 2 : Panama ; 3 : Amérique centrale ; 4 : Pioneer Bay (GBA) ; 5 : Nelly Bay (GBA) ; 6 : Townsville harbor (GBA) ; 7 : Punta Brava ; 8 : Bajo Caiman ; 9 : Thaïlande et GBA. N.d. : non déterminé.

Il existe depuis plusieurs décennies de nombreuses preuves d'une contamination générale de l'océan mondial (Tanabe *et al.*, 1982) par des polluants organiques persistants qui, en toute logique, affecte nécessairement aussi les écosystèmes récifaux, même dans les zones reculées du Pacifique. En effet dès la fin des années 1960 avait déjà été démontrée la contamination des neiges tombant au pôle Sud dans le centre même du continent antarctique, site le plus éloigné des premières zones habitées de toute la planète (Peterle, 1969).

Les composés organochlorés sont les POPs les plus fréquents et les plus abondants. Ces derniers sont essentiellement des insecticides (en particulier ceux des groupes du DDT et des cyclopentadiènes chlorés : dieldrine, chlordane par exemple). Les autres POPs organochlorés sont constitués de polychlorobiphényles (PCB) et de polychloroterphényles (PCT). Ces substances interdites dans les pays de l'OCDE ont longtemps servi dans des applications industrielles comme agents isolants et/ou ignifugeants, mais aussi comme agents plastifiants (industrie des plastiques et des peintures). Ils sont introduits dans l'océan via les estuaires et les rejets d'effluents pollués ainsi que par les apports atmosphériques.

La persistance considérable des pesticides organochlorés est connue depuis longtemps. En dépit de leur interdiction dans les pays de l'OCDE et dans de nombreux autres pays dans les années 1970 et 80, ils continuent à être détectés dans les biotopes terrestres et aquatiques.

On peut être surpris par le petit nombre de recherches qui, au plan de la chimie de l'environnement et de l'écotoxicologie, ont été jusqu'à présent consacrées à l'étude de la contamination des récifs coralliens par les POPs. Soulignons que peu de substances de ces groupes majeurs de polluants ont été étudiées en milieu récifal et chacune de celles qui l'ont été n'a donné lieu qu'à un nombre très restreint de publications ! D'une façon plus générale, peu de travaux ont été entrepris sur l'impact des substances organiques de synthèse toxiques sur les espèces des zones récifales, en comparaison de l'abondance de travaux réalisés sur ces composés dans les mers tempérées, voire dans d'autres biotopes et biota propres aux mers tropicales. Le constat d'une telle lacune, quoique fort surprenante eu égard aux dangers écotoxicologiques inhérents à ces substances, demeure entièrement valide à l'heure actuelle par rapport à la situation prévalant à la fin des années 1990 !

Alors que les POPs et autres substances organiques toxiques ont non seulement, depuis parfois plus de quatre décennies, fait l'objet de nombreuses recherches en toxicologie de l'environnement mais ont même aussi donné lieu à un monitoring écotoxicologique dans une grande variété d'écosystèmes terrestres ou aquatiques, de façon paradoxale, eu égard à l'importance des risques propres à ce type de polluants, leur détection dans les récifs coralliens n'a réellement commencé qu'au début des années 1980.

Les recherches pionnières en ce domaine d'Olafson (1978) avaient certes déjà mis en évidence une contamination des sclérectiniaires ainsi que des mollusques et des poissons d'une vingtaine de récifs de la Grande Barrière de Corail (GBA) par du lindane. Cet auteur a montré l'existence d'une corrélation entre le degré de contamination des animaux analysés et la proximité des cultures de canne à sucre sur la côte du Queensland sur lesquelles cet insecticide était utilisé. Fait surprenant, ce même auteur dit ne pas avoir décelé de PCB, ce qui peut être lié à une imperfection dans la procédure analytique utilisée.

Préoccupés par l'éventualité de transfert de ces polluants de l'atmosphère dans les eaux océaniques, à la suite de leur présence dans l'atmosphère des îles Bermudes, Solbakken *et al.* (1985) avaient alors mis en évidence dans des expérimentations *in vitro* une forte aptitude d'un madréporaire des Caraïbes, *Diploria strigosa*, à la bioconcentration du lindane, et, dans une moindre mesure, d'un phthalate.

D'autres recherches ont eu pour objet de détecter ce type de contaminant dans les récifs de Floride (cf. par exemple Glynn, 1989, 1995 ; Gassman *et al.*, 1994). Des concentrations d'organochlorés parfois significatives ont été découvertes à partir de 1985 dans de nombreux platiers des récifs situés dans le secteur nord des keys de Floride (Glynn *et al.*, 1989, 1995). Ces travaux ont montré que les sédiments et la biomasse des récifs de Floride étaient, par endroits, victimes d'une importante contamination par ces insecticides (Tab. II et III).

TABLEAU II

Concentration en pesticides organochlorés (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids humide) dans divers madréporaires et octocoralliaires du Parc National de Biscayne Bay en Floride (d'après Glynn et al., 1989 mais modifié)

Nom du récif	Espèce analysée	Concentrations en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de p.h.							
		Lindane	H/He*	Aldrine/ Dieldrine	Chlordane	Endosulfan	DDT	Endrine	Mirex
Alina's Reef	CA	1,16	3,28	1,10	5,63	0	19,87	0	0
	CA	0,41	3,02	0	1,03	0	3,00	0	0
	DC	2,99	4,25	0	2,23	0	0	0	0
	DC	20,91	5,19	0	31,51	0	0	0	0
	DS	4,33	1,73	0	5,80	0	0	0	0
	DS	17,78	1,5	0	0	0	0	0	0
	MA	0,11	0	0	1,35	0	0	0	14,43
	MA	0	0	0	144,06	0	0	0	0
	PA	0	0,09	8,84	0	0	9,37	0	0
	PA	0	0	0	0	0	0	0	0
	SS	1,44	3,04	0,24	0,97	0	17,97	0	0
	SS	0,99	10,97	6,09	4,06		26,991	0,99	0
	BA	108,28	121,48	38,71	1 180,08	481,52	694,66	0	0
	m*	2,87	3,04	0,62	14,08		7,48		
(se)	1,44	0,84	0,36	7,92		2,05			
m**	BA	0,88	4,56	0	28,29	0	208,10	0	0
	GF	854,67	1 910,55	167,56	1 777,72	0	694,66	0	0
	GF	143,8	232,73	0	6 012,68	0	842,91	0	0
	PAC	770,95	2 711,4	0	7 643,2	443,2	42,09	0	0
	PAC	241,97	710,66	0	817,45	4,88	84,72	0	0
	m**	320,36	666,02	50,17	2 698,93	108,72	384,21		
(se)	119,53	325,44	30,52	1 041,96	67,11	124,06			
Bache Shoal	CA	3,87	0	0	2,04	0	0	11,6	0
	CN	123,97	0	0	61,56	0	0	2 923,5	0
	MA	413,97	0	0	1 746,23	0	0	0	0
	MA	0,67	1,86	0	13,67	0	114,57	33,64	5,86
	MA	111,96	0	0	49,69	0	0	7,86	11,38
	PA	0	15,66	738,66	0	5,87	0	0	0
	PA	0	40,79	0	2 256,2	0	43,56	0	0
	SS	0	5,73	0	145,21	0	0	0	0
m***	54,7	5,89		422,98		13,98	248,68	9,28	
(se)	35,18	3,43		223,06		9,82	243,18	7,77	
m***	BA	3,91	3,72	0	182,35	0	73,67	0	0
	PAC	571,2	14,38	0	2 101,4	0	0	0	0

* = moyenne de 18 échantillons ; ** = moyenne de 9 échantillons ; *** = moyenne de 12 échantillons. se : erreur standard à la moyenne. Madréporaires : CA = *Colpophyllia amaranthus*, CN = *Colpophyllia natans* DC = *Diploria clivosa*, DS = *Diploria strigosa*, ME = *Montastraea annularis*, Pa = *Porites astraoides*, SS = *Siderastrea siderosa*, Octocoralliaires : BA = *Briareum asbestinum*, GF = *Dorgonia flabellum*, PAC = *Pseudopterogorgia acerosa*.

TABLEAU III

Concentration en pesticides organochlorés (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids humide) dans divers organismes des récifs coralliens de Floride (d'après Glynn et al., 1995)

Nom du récif	Espèce analysée	Concentrations en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de p.h.							
		HCH	Chlordane	DDT	Dieldrine	Endrine	HCB	H/He*	Mirex
Kemp House	MA	0,82±0,04	0,25±0,16	0,37±0,37	nd	nd	≈0,01	0,04±0,04	0,42±0,32
	OC	0,53	nd	0,23	nd	nd	nd	nd	nd
	PA	<0,01	0,05±0,02	≈0,01	≈0,01	nd	≈0,01	0,02±0,01	≈0,01
	PARG	2,62±0,02	nd	≈0,11	≈0,08	nd	nd	nd	nd
	SED	≈0,07	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Basin Hills	HR	≈0,11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	MA	0,06±0,03	0,5±0,22	0,45±0,29	0,19±0,13	0,24±0,24	≈0,01	0,36±0,03	nd
	PA	0,05±0,03	0,03±0,01	≈0,01	<0,01	nd	nd	≈0,01	≈0,01
	PARG	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	SED	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Carusfort	HR	0,70±0,43	0,07±0,04	nd	nd	nd	≈0,01	≈0,01	nd
	MA	0,12±0,07	0,18±0,09	0,22±0,17	0,14±0,09	nd	0,06±0,03	nd	nd
	OC	0,57	nd	0,22	nd	nd	nd	nd	nd
	PA	0,11±0,05	0,03±0,01	0,06±0,05	nd	≈0,01	≈0,01	0,01±<0,01	<0,01
	PARG	0,54±0,03	nd	≈0,06	nd	nd	nd	nd	nd

*H/He : Heptachlore/heptachlore époxyde. HR = *Haliclona rubens*, Ma = *Millepora alcicornis* (Hydrocoralliaire), OC = *Oyurus chrysurus*, PA = *Porites astreaoides*, PARG = *Panulirus argus*, SED = Sédiments. nd : non détecté.

La lecture du tableau II met en évidence une contamination généralisée, parfois à des concentrations importantes par des insecticides organochlorés de l'ensemble des espèces d'anthozoaires analysées. En outre, il montre que les gorgones possèdent un pouvoir de bio-concentration particulier des composés organochlorés.

Dans d'autres provinces récifales, en particulier dans la région du Pacifique, les scientifiques ont également mis en évidence une contamination clandestine mais néanmoins décelable par les insecticides organochlorés. Ainsi des travaux effectués dans les récifs des Fidji ont décelé la présence dans les sédiments de 22 pesticides organochlorés et de PCB à des concentrations relativement faibles, généralement inférieures à $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les insecticides aux plus fortes concentrations et de $5,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les PCB. Néanmoins une concentration de $52 \mu\text{g.kg}^{-1}$ en DDT a été détectée dans des mollusques bivalves vivant à proximité du port de Suva (Morrison *et al.*, 1996). Ces concentrations sont analogues à celles mises en évidence dans des récifs de Nouvelle Guinée et des îles Salomon par Iwata *et al.* (1994).

Des travaux dans divers secteurs de la GBA ont mis en évidence des concentrations bien plus importantes dans les zones où existent des apports terrigènes importants associés à des cultures tropicales intensives (coton, ananas, canne à sucre). La contamination des sédiments au débouché des canaux d'irrigation dans les sections les plus polluées atteignait $100 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (en P.S.) pour l'endosulfan et $79 \mu\text{g.kg}^{-1}$ pour le DDT (Müller *et al.*, 2000).

A la différence des autres types d'hydrocarbures contaminant le milieu marin, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui représentent environ 20 % de la composition en masse du pétrole brut se rangent dans le groupe des POPs. Ils soulèvent de préoccupants problèmes écotoxicologiques qui découlent de leur persistance et de leur redoutable toxicité à long terme, associées à leur aptitude à se bioamplifier dans les réseaux trophiques, en particulier récifaux.

Enfin la présence de PCDD et de PCBF³ a été mise en évidence dans des zones tropicales reculées de la province océanique chez des poissons situés au sommet de la pyramide écologique de l'océan.

Toutefois on est surpris du nombre dérisoire de travaux écotoxicologiques réalisés dans les récifs coralliens sur ces polluants majeurs. Jusqu'alors les principales publications disponibles dans la littérature scientifique se rapportaient à la détection de dioxines dans les dugongs (*Dugong dugon*) qui vivent dans les herbiers lagunaires de la GBA (Haynes *et al.*, 1999) et dans sa chaîne trophique (sédiments, phanérogames marines, dugong). Un facteur de concentration de 109 a été mis en évidence pour la TCDD entre les phanérogames et les dugongs (Mclachlan *et al.*, 2001).

De façon générale, il a été observé que les POPs, comme dans les autres réseaux trophiques aquatiques, s'accumulent dans les sédiments (Tab. IV) des biotopes récifaux et contaminent ensuite tout le réseau trophique en particulier les animaux benthiques, les plus fortes bioconcentrations s'observant chez les microphages dépositives ou suspensives.

TABLEAU IV

Ecart de concentration de quelques HAP dans les sédiments de la GBA (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec)

Localité	fluorène	pyrène	benzo(a) anthracène	chrysène	benzo(e) pyrène	benzo(k) fluoranthène	benzo(a) pyrène	benzo(ghi) pérylène
Green island	< 0,1-7,2	< 0,1-15	< 0,01-6	0,04-0,08	< 0,1-6	< 0,001-2,5	< 0,004-4,3	< 0,001-2,5
Port de Townsville	6,5-14 000	10-4 500	4,4-1 700	7,5-1 500		1-200	10-2 600	3-1 500
Heron island		< 0,6-1,3	< 0,1-8	< 0,3-2		< 0,001-0,5	< 0,1-2,6	< 0,3-6,7
P. National d'Inchinbrook Island	7,3-15	7-15	< 0,4-2,2	< 2,2	0,3-0,7		2,9-4,4	0,5-2,6
Port de Gladstone	< 0,05	< 0,1	< 0,04	< 0,2		16	820	200
Récif John Brewer	< 0,05	< 0,1	< 0,04	< 0,2		< 0,01	< 0,01	< 0,02

* d'après Haynes & Johnson, 2000.

POLLUTION DES RÉCIFS CORALLIENS PAR LES PESTICIDES NON PERSISTANTS

Outre les insecticides organochlorés évoqués ci-dessus, les récifs coralliens sont souvent exposés à une pollution chronique par des pesticides « non persistants » d'origine terrière. A cela s'ajoutent diverses substances herbicides — en particulier des triazines telles

³ PCDD = Polychlorodibenzodioxine, PCDF = Polychlorodibenzofuranes.

que l'Irgarol (Scarlett *et al.*, 1999 ; Owen *et al.*, 2002 ; Gardinali *et al.*, 2004) — et algicides figurant parmi les principes actifs des peintures antifouling. En réalité ce terme désigne des substances qui, sans avoir la rémanence des composés organochlorés, peuvent néanmoins persister, et/ou leurs produits de dégradation, bien au delà de l'année dans les sols, les eaux et les sédiments contaminés.

Parmi les divers pesticides susceptibles de polluer les récifs coralliens, les herbicides paraissent *a priori* plus particulièrement redoutables par suite de leurs effets potentiels sur les herbiers de phanérogames aquatiques, et pis encore sur les algues symbiotiques des coraux hermatypiques : endosymbiotes (zooxanthelles) et chlorophycées exosymbiotiques (*Ostracium* sp.).

Les principales recherches significatives sur la contamination des écosystèmes récifaux par des herbicides et autres pesticides « non persistants » ont été effectuées dans les biotopes de la GBA. Le tableau V fait état des résultats d'analyses effectuées dans des zones de cultures intensives du Queensland (Müller *et al.*, 2000) ayant pour objet de déterminer la charge des sédiments des canaux d'irrigation et de leurs émissaires dans les cours d'eau dont le bassin versant s'écoule dans les eaux marines côtières de la GBA.

TABLEAU V

Concentration en herbicides (H) et insecticides (I) non persistants (exprimées en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec) dans les sédiments de canaux d'irrigation et de canaux de drainage () dans des zones cultivées en canne à sucre ou coton du Queensland (d'après Müller *et al.*, 2000)*

Pesticide	Sites échantillonnés							
	Emerald (coton)	St George (coton)	Dawson (coton)	MDIA (canne à sucre)	BRIA*	Lockyer*	Warrill*	Lower Mary*
Diuron	17 (< 1-160)	6,3 (< 0,4-14)	80 (8,8-340)	9,1 (0,36-37)	2,6 (0,7-3,6)	< 0,4	< 0,4	7,9
Atrazine (H)	2,4 (< 0,5-11)	1,1 (< 0,5-1,1)	5,1 (< 0,5-41)	0,23 (< 0,5-0,23)	13 (< 0,46-70)	< 0,5	1,1	< 0,5
Amétryne (H)	0,33 (0,2-0,38)	< 0,2	4,7 (0,2-0,18)	15 (0,2-30)	14 (0,11-130)	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Prométryne (H)	2,04 (< 0,2-5,2)	8,2 (< 0,5-40)	3,2 (0,2-10)	0,45 (< 0,2-0,45)	0,53 (< 0,18-1,6)	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Simazine (H)	< 0,5	< 0,5	0,98 (< 0,5-0,98)	< 0,5	0,61 (< 0,46-0,71)	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Flumeturon (H)	9,8 (0,43-58)	7,9 (< 1-23)	17 (< 1-61)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Fenitrothion (I)	1,3 (< 1-1,3)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Parathion (I)	3,4 (< 0,5-6,3)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2 (< 0,5-2)	< 1	< 1	< 1
Chlorpyrphos (I)	0,89 (< 0,2-3,2)	8,5 (< 0,02-49)	8,1 (< 0,09-94)	< 0,1	1,2 (0,27-2,8)	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Chlorfluazuron (I)	0,86 (< 0,2-3,2)	< 0,5	0,09 (0,5-1,1)	< 0,5	0,25 (< 0,5-0,25)	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Trifluraline (I)	< 0,5	0,24 (< 0,13-0,43)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Bien que les insecticides analysés dans ces recherches ne présentent en règle générale qu'un temps de demi-vie se comptant en jours, ou au plus en semaines, les herbicides détectés, en particulier le diuron et la plupart des triazines, présentent souvent des temps de demi-vie dans les sédiments compris entre trois et six mois. Ces durées peuvent être parfois nettement plus élevées pour certaines molécules en particulier les dérivés de l'acide chlorophénoxyacétique, tels le 2,4-D et le 2,4,5-T⁴ (utilisés encore récemment dans les plantations de canne en sucre entre autres dans le Queensland), lorsqu'elles sont fixées dans des sédiments anoxiques. Ainsi il s'en détectait encore dans certaines vases benthiques de mangrove du Vietnam traitées plusieurs années auparavant par l'« agent orange »⁵. En conséquence, des concentrations significatives d'herbicides ont été détectées dans des sédiments de plusieurs provinces récifales du monde. Ainsi dans des sédiments situés au large de la côte sur la GBA ont été mises en évidence des concentrations de diuron excédant 10 µg.kg⁻¹ de poids sec (Haynes & Michalek-Wagner, 2000).

De même il n'est pas fortuit que quelques recherches effectuées *in situ* ont mis en évidence de telles substances dans les tissus de polypes prélevés dans des échantillons de colonies de madrépores vivantes ou moribondes. Ainsi des résidus de 2,4-D et de 2,4,5-T avaient été détectés dans les tissus de madrépores du golfe de Chiriqui, au Panama par Glynn *et al.* dès 1984. Ces auteurs ont mis en évidence des concentrations de ces deux herbicides généralement comprises entre 10 et 20 ppb dans des échantillons de *Pocillopora damicornis* et de *Psamphora stellata* provenant d'une zone de récifs couvrant une surface de 10 000 km² de ce golfe atteintes en 1983 par un fort épisode de blanchissement.

D'autres travaux effectués en Floride ont montré une contamination étendue des eaux côtières par une triazine herbicide, Irgarol 1051, utilisée comme peinture antifouling en substitution aux dérivés organostanniques. La concentration moyenne dans les eaux côtières atteignait 0,057 µg.L⁻¹ dans 90 % des sites échantillonnés, mais elle atteignait 0,182 µg.L⁻¹ dans une station près du port de Key Largo (Gardinali *et al.*, 2004). Une telle concentration excède la CL-50 pour des diatomées marines (*Navicula pelluculosa*) ou la CI-50 pour la photosynthèse des zooxanthelles (0,100 µg.L⁻¹).

POLLUTION DES RÉCIFS CORALLIENS PAR LES CYANURES

Une dernière cause d'agression chimique des biocénoses coralliennes résulte de l'usage généralement clandestin fait dans de nombreux pays de cyanures pour pratiquer la pêche dans les récifs coralliens. Initialement ces substances ont été utilisées pour capturer des poissons destinés au marché international de l'aquariophilie aux Philippines à partir de 1962, mais aussi ultérieurement pour la pêche alimentaire dans l'ensemble de l'Asie du Sud-Est à partir de 1985 (Halim, 2002).

Les quantités de cyanure de sodium utilisés de nos jours à cette fin atteignent des tonnages considérables eu égard à la forte toxicité de telles substances : plus de 2 000 t par an pour les seules Philippines. On imagine la quantité totale utilisée quand on songe que la pêche au cyanure — en principe illégale — est actuellement pratiquée dans 15 pays d'Asie du Sud-Est présentant un degré varié de sous-développement (Jones & Hoegh-Gulberg, 1999). L'incitation à de telles pratiques tient en ce qu'elle permet de capturer les poissons en vie, condition indispensable en aquariophilie mais aussi pour les restaurants asiatiques où les consommateurs exigent souvent que les poissons leur soient présentés vivants avant d'être préparés, voire consommés, crus. Ainsi dans les restaurants de Hong-Kong, le napoléon (*Cheilinus undulatus*)⁶ atteint quand il est vivant le prix faramineux de 180 \$ le kg !

⁴ Ces deux substances ont constitué la matière active du tristement célèbre Agent Orange largement dispersé par l'armée US sur les forêts tropicales et les mangroves pendant la guerre du Vietnam (Orians & Pfeiffer, 1970 ; Westing, 1984).

⁵ Phung Trung Ngan, communication personnelle, 1985.

⁶ Cette espèce récifale, aujourd'hui menacée, est le géant de la famille des *Labridae*, certains individus atteignant près de 3 m de long et un poids pouvant excéder 200 kg.

EFFETS DES POLLUANTS TOXIQUES SUR LES ÉCOSYSTÈMES RÉCIFAUX

EFFETS DES POLLUANTS TOXIQUES SUR LES MADRÉPORES

Effets sur la reproduction

De nombreux polluants perturbent la fécondation des ovocytes lors de l'émission des gamètes qui se produit de façon synchronisée et à une période précise chaque année. La pollution récifale par des rejets d'hydrocarbures et l'usage des dispersants pour dissiper les nappes de pétrole peuvent exercer un effet désastreux sur la fertilisation, l'embryogenèse et les métamorphoses des coraux en période de « fraie ».

Un nombre significatif de travaux a été réalisé sur les effets *in situ* et *in vitro* des marées noires et/ou de la contamination à long terme des eaux marines par le pétrole brut et les hydrocarbures de certaines de ses fractions.

L'étude de la pollution chronique de récifs de la mer Rouge par du pétrole brut a mis en évidence un taux de mortalité plus élevé, une diminution du nombre de polypiers reproducteurs, une réduction du nombre d'ovaires par polypes et du taux net de reproduction. Des expériences à long terme menées sur *Stylophora pistillata* ont révélé une diminution de 75 % du nombre de gonades femelles par polype (Rinkevich & Loya, 1979).

Des expériences effectuées à la station de recherche de Lizard Island sur la GBA ont montré que le pétrole naturellement en suspension lors d'une marée noire pouvait avoir des effets néfastes aux concentrations usuelles sur la fécondation des ovocytes d'*Acropora millepora*. En revanche celle-ci était entièrement inhibée à des concentrations de 0,165 mg.L⁻¹ de pétrole brut en émulsion dans l'eau. L'addition aux hydrocarbures d'une faible concentration de dispersant augmente la toxicité du pétrole, une inhibition de 25 % de la fécondation étant déjà observée à une concentration aussi faible que 0,072 mg.L⁻¹ de pétrole brut (Negri & Heyward, 2000). Des travaux antérieurs avaient montré que des fuels lourds présentaient un effet de stérilisation des gamètes d'*Acropora tenuis* à une concentration minimale de 0,002 mg.L⁻¹ (Harrison, 1994).

D'autres études ont été consacrées à l'impact des hydrocarbures contenus dans les huiles de lubrification des moteurs deux-temps de marine dont il est fait un large usage dans la navigation de plaisance sur la côte de Floride, entraînant dans les ports et même dans certains secteurs récifaux les plus visités une contamination due aux fuites de ces huiles. Il a été observé qu'une concentration de 150 µg.L⁻¹ en hydrocarbures totaux de ces lubrifiants minéraux provoquait une baisse de 64 % de la fécondation des gamètes d'*Acropora microphthalma* par rapport aux témoins (Mercurio *et al.*, 2004).

Les diverses publications concernant les effets de la contamination des eaux marines par les hydrocarbures sur les Anthozoaires des récifs montrent que les dispersants du pétrole brut, usuellement utilisés lors des « marées noires » exercent un effet potentialisateur sur sa toxicité, en particulier à la fois sur la reproduction et le recrutement des larves (fixation et métamorphose en polype). Ainsi la survie de planula de *Stylophora pistillata* et d'*Heteroxenia fuscescence* du golfe d'Eilat, dans la mer Rouge, exposées à des concentrations comprises entre 0,5 et 500 ppm de 10 types de substances dispersantes utilisées contre les « marées noires », mélangées à la proportion de 1/10 avec du « brut » égyptien a été étudiée. Il a été observé une diminution importante de cette survie à partir d'une concentration de 50 ppm de dispersant, tandis que la métamorphose était déjà affectée (diminution de 60 % à 84 % selon la substance par rapport au témoin) à la concentration de 0,5 ppm (Epstein *et al.*, 2000).

Les métaux toxiques peuvent également présenter un impact négatif sur le succès de fécondation des gamètes des madrépores. Des recherches ayant pour objet de déterminer les effets du cadmium, du zinc et du cuivre ont montré que les deux premiers métaux n'avaient pas d'action significative sur la fécondation des gamètes de *Goniastrea aspera* et d'*Oxypora lacera*, même à des concentrations « irréalistes » (1 000 µg.L⁻¹) alors que le cuivre à 20 µg.L⁻¹ réduisait de 60 % le succès de fécondation par rapport au témoin (Reichelt-Brushett & Harrison, 1999).

De façon plus générale, les effets du cuivre sur les divers coraux hermatypiques sont, depuis plusieurs années, une source particulière de préoccupations quant à l'impact potentiel

de la pollution des écosystèmes récifaux par des métaux toxiques. Il existe de nombreuses sources d'apports de ces derniers dans les eaux marines côtières. En effet, le cuivre est largement utilisé dans les peintures antifouling pour empêcher la fixation de « salissures » sur les coques des navires. En outre divers fongicides, et même des herbicides largement utilisés en agriculture, renferment du cuivre. Il en est de même pour les nombreux effluents industriels rejetant ce métal dans les eaux littorales.

A l'opposé des substances précédentes, les quelques herbicides qui ont fait l'objet de recherches écotoxicologiques sur leur éventuel impact sur la fécondation et (ou) la fixation des larves planula, et leur fixation ultérieure préalable à leur métamorphose en polypier, n'ont mis en évidence aucun impact sur ces processus aux concentrations qu'ils peuvent atteindre dans les eaux littorales les plus polluées par les pesticides de la GBA. Ainsi, la métamorphose des planula d'*Acropora millepora* ne commence à être significativement inhibée qu'à des concentrations de $300 \mu\text{g.L}^{-1}$ et *Pocillopora damicornis* à $1\,000 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Negri *et al.*, 2005) !

Effets sur le recrutement

Certaines substances toxiques présentes dans les eaux marines peuvent diminuer le recrutement des scléactiniaires hermatypiques et entraver de ce fait le remplacement des colonies.

Compte tenu de la tendance des émulsions de pétrole brut ou des carburants dérivés à se disperser dans les couches les plus superficielles des eaux marines, les risques écotoxicologiques pour la fécondation des gamètes et les larves planula des madrépores ont été envisagés voici déjà longtemps. Ainsi dans diverses expérimentations effectuées sur des planula de *Stylophora pistillata* de la mer Rouge, Rinkevich & Loya (1979) montrèrent que 120 h d'exposition des planula de cette espèce à des concentrations de $1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de pétrole brut diminuait significativement la fixation de ces dernières. Dans une expérimentation à long terme d'une durée de plusieurs mois, ils montrèrent aussi que le taux de métamorphose en polypier et la croissance des jeunes colonies étaient fortement affectés.

Des travaux plus récents concernant les effets consécutifs à une exposition à court terme de planula d'*Acropora millepora* ont montré que des concentrations d'hydrocarbures supérieures à $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$ provoquent une inhibition de leur métamorphose chez 25 % des individus, cette inhibition étant totale à $0,16 \text{ mg.L}^{-1}$ et à $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$ lorsqu'à l'émulsion d'hydrocarbures étaient ajoutés 10 % d'agents dispersants du pétrole (Negri & Heyward, 2000). De telles concentrations s'observent souvent à la surface des eaux côtières subissant une pollution chronique par le pétrole.

De même un insecticide qui a été détecté, entre autres dans les eaux côtières des zones cultivées jouxtant la GBA, le chlorpyrifos, provoque une inhibition de 40 % de la fixation des planula de *Pocillopora damicornis* sur un substrat d'algues calcaires encroûtantes (*Porolithon* sp.), quand il est imprégné par une eau de mer renfermant une concentration de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de cet insecticide (Richmond *et al.*, 1997 in Peters *et al.*, 1997).

L'influence des métaux toxiques sur la fixation des planula et leur métamorphose en polypier a aussi été envisagée, plus particulièrement en ce qui concerne le cuivre.

Il a, par exemple, été démontré que la CE-50 pour l'inhibition de la fixation des planula d'*Acropora tenuis*, provenant de colonies d'un récif de Magnetic Island sur la GBA près de Townsville correspond à une concentration de $35 \mu\text{g.L}^{-1}$ de cuivre dans l'eau dans une procédure expérimentale *in vitro* mesurant la fixation de ces planula sur un substrat artificiel en terre cuite (Reichelt-Brushett & Harrison, 2000).

Parmi les éléments les plus toxiques, l'étain présente dans ses formes organiques un redoutable impact sur les colonies adultes et *a fortiori* sur le recrutement des larves de Scléactiniaires. Ainsi une exposition à $0,73 \mu\text{g.L}^{-1}$ d'étain (sous forme de TBT) dans l'eau de mer en microcosme empêche la fixation et la métamorphose des planula d'*Acropora microphthalmia* (Negri & Hayward, 2001).

Ces observations ont, hélas, pu être corroborées *in situ* à la suite du naufrage d'un cargo malais sur le Sudbury Reef dans la partie de la GBA classée aux sites du patrimoine mondial de l'UNESCO en novembre 2000 ; ce bâtiment dont la coque était amplement traitée avec

une peinture antifouling a libéré dans les eaux marines en raclant le récif des quantités importantes de TBT, de cuivre et de zinc (Negri *et al.*, 2002).

La comparaison de la toxicité d'échantillons de sédiments provenant de la zone polluée par rapport à un échantillon provenant d'une zone du même récif, mais éloignée du lieu du sinistre et servant de témoin, a montré que lorsque les planula étaient placées dans de l'eau de mer en contact avec le sédiment contaminé, on relevait 100 % de mortalité après 24 h d'exposition.

D'autres expériences ont été effectuées sur des planula âgées de 8 jours issues de gamètes produits *in vitro* par 8 madrépores de cette espèce collectés sur un récif frangeant d'une autre zone de la GBA. Ces larves placées dans un microcosme d'eau de mer au contact d'un mélange de sédiment comportant 5 % de celui provenant de la zone polluée, étaient incapables de se fixer sur le substrat (fragment de terre cuite) et se sont avérées ensuite incapables de se métamorphoser (Negri *et al.*, 2002).

Effets sur la croissance des colonies

Divers travaux, dont certains ne sont pas récents, ont montré que divers agents polluants pouvaient perturber d'une façon ou d'une autre la croissance des polypiers en particulier en perturbant le dépôt du calcium de l'exosquelette.

Certaines recherches ont eu pour objet d'étudier les effets à long terme des « marées noires », ou d'une pollution chronique des sédiments, sur la croissance récifale.

L'étude de récifs contaminés par des hydrocarbures a mis en évidence un ralentissement de la croissance des madrépores après une marée noire accidentelle survenue au Panama (Guzman *et al.*, 1994).

Il a par ailleurs été montré qu'une inhibition de la calcification pouvait être provoquée par 30 minutes d'exposition de colonies d'*Acropora cervicornis* à une concentration d'à peine 10 M^{-5} d'anion cyanure (Chalker & Taylor, 1975). Cette inhibition de la calcification résulte d'une perturbation de la phosphorylation oxydative stimulée par la lumière. Ensuite, il a été en effet démontré que les cyanures inhibent la calcification d'*Acropora formosa* en perturbant la respiration et la photosynthèse des zooxanthelles (Barnes, 1985).

EFFETS DES POLLUANTS TOXIQUES SUR LES ALGUES SYMBIOTIQUES DES CORAUX HERMATYPIQUES

Blanchissement et polluants toxiques

Quelques recherches ont tenté de mettre en évidence une corrélation entre blanchissement des colonies et contamination des récifs par des polluants toxiques.

a) Effet des herbicides

A priori, cette idée paraît fondée au plan écotoxicologique lorsque l'on considère d'après certaines données expérimentales que les dinoflagellés endosymbiotes des coraux hermatypiques présentent une forte sensibilité à certains contaminants potentiels des eaux récifales côtières, et en particulier aux herbicides. Ainsi il y a plusieurs décennies que l'on a montré expérimentalement que divers herbicides en particulier ceux du groupe des urées substituées (diuron par exemple) présentaient un effet toxique sur des dinophycées phytoplanctoniques à des concentrations égales ou inférieures à la ppb dans l'eau de mer (Ukeles, 1962).

Toutefois, et comme le soulignaient en date encore récente Råberg *et al.* (2003), en dépit d'un usage commercial massif des herbicides, on peut être surpris du faible nombre de publications concernant les effets de ces substances sur les coraux hermatypiques dans la littérature scientifique !

Parmi les premières investigations relatives à cette question, on notera les travaux de Glynn *et al.* (1984), déjà évoqués ci-dessus. Ces chercheurs ont étudié des colonies de *Pocillopora damicornis* dans le golfe de Chiriqui sur la côte Pacifique de Panama ayant présenté un blanchissement marqué dans un secteur de $10\,000 \text{ km}^2$. Ils ont constaté que survénait une forte mortalité 5 à 6 semaines après la perte des zooxanthelles. Néanmoins ces

chercheurs ne purent mettre en évidence de corrélation significative entre les concentrations en 2,4-D dans les tissus des polypes et le blanchissement, alors que les colonies ayant perdu leurs zooxanthelles sont fréquemment plus chargées en herbicides que celles en parfait état venant des eaux non contaminées. En revanche, lors d'expériences de laboratoire effectuées sur la même espèce, un blanchissement apparaît aux concentrations de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ de 2,4-D et la mort des polypes s'observe à partir de $0,1 \text{ ppm}$.

Quelques expérimentations *in vitro* ont montré que divers autres herbicides, en particulier le diuron et des triazines, provoquaient une expulsion des zooxanthelles et un blanchissement des coraux. Ainsi des essais réalisés sur de jeunes polypiers d'*Acropora millepora*, néoformés à la suite de la métamorphose de la planula, ont mis en évidence que des concentrations de diuron dans l'eau de mer à $10 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ provoquaient un blanchissement rapide et total des polypes (Negri *et al.*, 2005).

b) Effet des hydrocarbures

La pollution des eaux marines par les hydrocarbures peut également affecter l'activité photosynthétique des zooxanthelles et même provoquer leur expulsion. De telles perturbations ont par exemple été observées sur des colonies d'*Acropora formosa* exposées aux hydrocarbures présents dans des huiles de lubrification. On a ainsi constaté des diminutions du rendement quantique maximum (F_v/F_m) à des concentrations égales ou supérieures à $150 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (Mercurio *et al.*, 2004).

c) Effet des cyanures

Des substances, autres que les herbicides, sont susceptibles d'induire un blanchissement massif. Ainsi les cyanures utilisés dans les milieux récifaux par la pêche illicite provoquent ce type de phénomène aux concentrations les plus couramment utilisées par les braconniers. En effet, au cours de ce type de pêche, les coraux sont généralement exposés pendant un temps prolongé à des doses de cyanures initialement élevées, de l'ordre de 10^{-1} M à 10^{-2} M , qui fluctuent rapidement, mais tombent à des valeurs inférieures à 10^{-5} M après une dilution durant entre quelques secondes à plusieurs heures. Ces concentrations initialement élevées peuvent provoquer une perte de zooxanthelles chez les coraux exposés après un temps très bref, de l'ordre de la minute (Jones & Stevens, 1997).

Des expériences effectuées *in vitro* à des concentrations de $2 \cdot 10^{-2} \text{ M}$ (soit $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ de cyanure) provoquent, après 10 mn d'exposition, un blanchissement total de

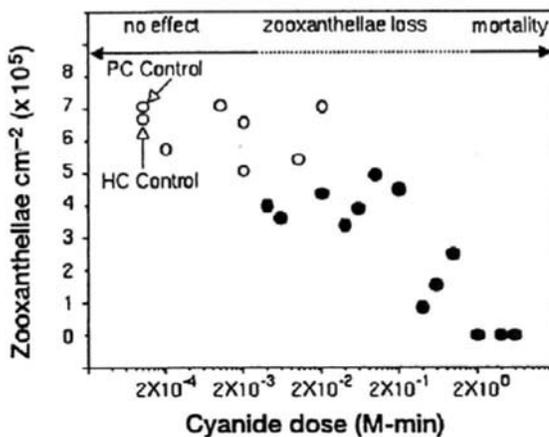


Figure 1. — Variation du nombre de zooxanthelles exprimé en 10^7 cellules par cm^2 de surface de polype en fonction d'une exposition de 3 h à des concentrations croissantes de cyanure chez le madrépore *Plesiastrea versipora* (d'après Jones & Hoegh-Gulberg, 1999, p. 87).

Pocillopora damicornis. Après une exposition de 30 min à de plus faibles concentrations, 2.10^{-4} M de cyanure, les polypes de *P. damicornis* accusent une diminution de 65 % de leur teneur en chlorophylle, 12 jours après l'exposition (Fig. 1).

Très récemment, Hill *et al.*, 2005 ont montré que l'expulsion des zooxanthelles par un herbicide du groupe des urées substituées, voisin du diuron, le DCMU, résultait d'une stimulation de l'absorption non photochimique de la lumière par le photosystème II de ces endosymbiotes.

d) Effets des métaux toxiques

A l'opposé des substances précédentes, il ne semble pas que les métaux toxiques, à tout le moins aux concentrations auxquelles ils se rencontrent généralement dans les eaux polluées, aient une action significative sur les dinophycées symbiotiques des coraux hermatypiques. Toutefois certains travaux ont signalé ce phénomène *in vitro*, en particulier sur des planula de *Pocillopora damicornis* exposées au cuivre, certes à des concentrations relativement élevées, car elles excédaient $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Esquivel, 1986 *in* Peters *et al.*, 1997).

Effets des polluants sur l'activité photosynthétique des algues symbiotiques

Les substances toxiques dans les eaux marines peuvent agir selon deux modalités sur l'activité photosynthétique des organismes autotrophes symbiotiques des coraux hermatypiques⁷. La première, évoquée précédemment, résulte du phénomène de blanchissement *via* l'expulsion des zooxanthelles et dans les cas extrêmes peut conduire à leur mort *in hospite*. L'éventualité existe, en effet, que cette dernière puisse survenir à l'intérieur même des cellules hôtes endodermiques des polypes pour des expositions accidentelles à des concentrations élevées en certaines substances présentant une toxicité sélective et considérable pour les dinophycées, comme divers groupes d'herbicides dont plusieurs avaient été identifiés par Ukeles dès 1962. La seconde, qui peut se manifester à des concentrations nettement plus faibles que celles auxquelles apparaissent les précédentes, tient en une inhibition de l'intensité de la photosynthèse variant avec la dose d'exposition chez les zooxanthelles. De tels effets négatifs sur la fixation photosynthétique de ces endosymbiotes avaient été déjà mis en évidence par suite d'une exposition de *Diploria strigosa* pendant 8 heures à un mélange de 19 ppm de pétrole brut du Koweït et de 1 ppm d'un dispersant du pétrole, le « Corexit 1289 » avec pour conséquence une inhibition de 85 % de l'activité photosynthétique de ces dinophycées (Cook & Knap, 1983).

L'effet de divers polluants chimiques, en particulier des herbicides, sur l'activité autotrophique des dinophycées endosymbiotiques a récemment intéressé divers groupes de chercheurs (Owen *et al.*, 2002, 2003 ; Jones *et al.*, 1997, 1999, 2003 ; Råberg *et al.*, 2003). Ces travaux ont concerné essentiellement trois groupes d'herbicides, des dérivés de l'acide chlorophénoxyacétique (2,4-D), le diuron et diverses triazines (atrazine, simazine, irgarol). Deux types d'investigations ont été menées. Certaines, indirectes, ont eu pour objet d'estimer les effets sur la photosynthèse par la mesure de la perte de rendement quantique de la fixation de la lumière par la chlorophylle. La seconde, plus directe, a permis d'évaluer la diminution de la conversion de ^{14}C -carbonate en carbone organique. Fait important, ces travaux expérimentaux ont mis en évidence une inhibition partielle de la photosynthèse à des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g.L}^{-1}$ voire inférieure à celle-ci.

Des recherches ont été effectuées *in hospite* avec 8 substances différentes appartenant à la famille des herbicides inhibiteurs du Photosystème II. Elles ont eu recours à des techniques de mesure de fluorescence de la chlorophylle en PAM qui permettent de mesurer l'effet de ces herbicides sur le rendement quantique efficace de la fixation lumineuse du photosystème II ($\Delta F/F'_m$) par les dinoflagellés symbiotiques. Elles ont été réalisées sur des madrépores prélevés près de la station de recherche de Heron Island dans le parc national de la GBA (*Acropora formosa* et *Montipora digitata*). La détermination *in hospite* des

⁷ Il convient de souligner à ce sujet à ce jour l'absence totale de recherches sur les effets des herbicides et autres polluants toxiques sur les Chlorophycées exosymbiotiques des scléractiniaires hermatypiques.

CE-50 (concentrations inhibant 50 % du $\Delta F/F'_m$) sur les zooxanthelles de *Seriatopora histrix* et d'*Acropora formosa*. a mis en évidence des écarts de deux ordres de magnitude selon la substance et l'espèce. Ainsi chez *Seriatopora histrix*, les CE-50 obtenues ont été de $0,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec l'Irgarol 1051 (S-triazine), de $1,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec l'amétryne, $2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec le diuron, $8,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec l'hexazinone, $45 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec l'atrazine, $150 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec la simazine et 175g.L^{-1} avec le tebuthiuron. Chez *A. formosa*, la CE-50 était de $1,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour l'Irgarol 1051 et de $2,8$ avec le diuron (Jones et Kerswell, 2003) (Fig. 2).

Les travaux *in vitro* sur des zooxanthelles isolées de *S.pistallata* ont mis en évidence une diminution significative du rendement quantique dès $0,25 \Delta F/F'_m$ de diuron (Fig. 3).

D'autres recherches effectuées sur les zooxanthelles de quatre espèces de madrépores (*Acropora formosa*, *Montipora digitata*, *Porites cylindrica* et *Seriatopora histrix*) ainsi qu'*in vitro* sur des dinophycées isolées de *Stylophora pistillata*, provenant de la GBA, exposées au diuron et à l'atrazine ont confirmé les données précédentes : elles ont mis en évidence dans des expositions à court terme (10 h) une diminution significative du $\Delta F/F'_m$ à des concentrations de diuron de l'ordre du $\mu\text{g.L}^{-1}$ et pour l'atrazine de $3 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Par ailleurs des expositions à plus long terme (96 h) ont montré que des concentrations de diuron comprises entre $0,1$ et $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ provoquaient également une diminution du rendement maximum, la fluorescence maximale (F_m) et une expulsion de zooxanthelles se traduisant par un blanchissement plus ou moins accentué (Jones *et al.*, 2003).

Les travaux de Råberg *et al.* (2003) entrepris avec ce même herbicide et le 2,4-D sur *Porites cylindrica*, certes à de plus fortes concentrations (10 à $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ de diuron), ont également montré qu'à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, ce dernier provoquait une baisse de 35 % par rapport au témoin du $\Delta F/F'_m$. A l'opposé le 2,4-D n'a présenté des effets significatifs sur le $\Delta F/F'_m$ qu'à des concentrations élevées de l'ordre de quelque dizaines de mg.L^{-1} . Ceci n'est pas

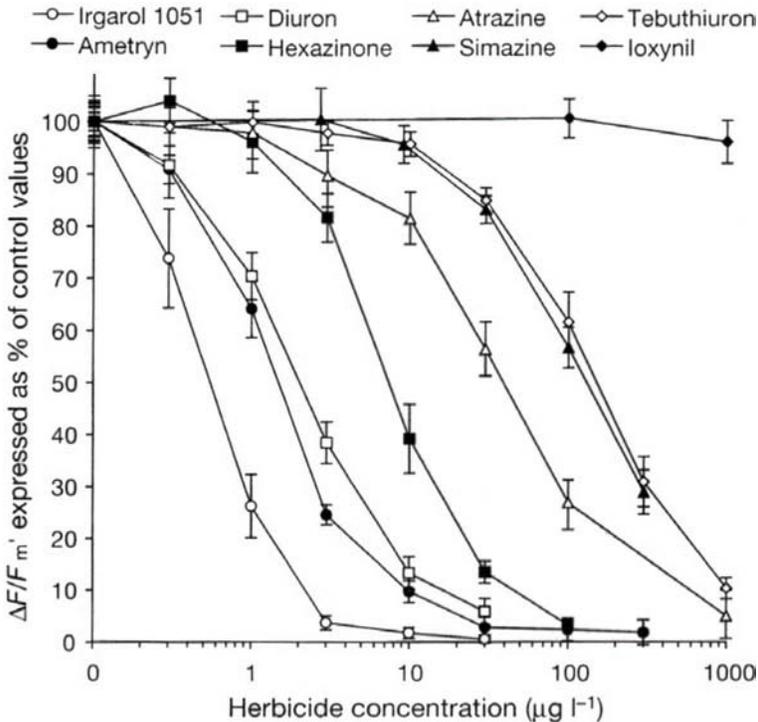


Figure 2. — Influence de l'exposition à divers herbicides des zooxanthelles de *Seriatopora histrix* sur le rendement quantique de la photosynthèse mesurée *in hospite* (d'après Jones & Kerswell, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2003, 261, fig. 1, p. 153).

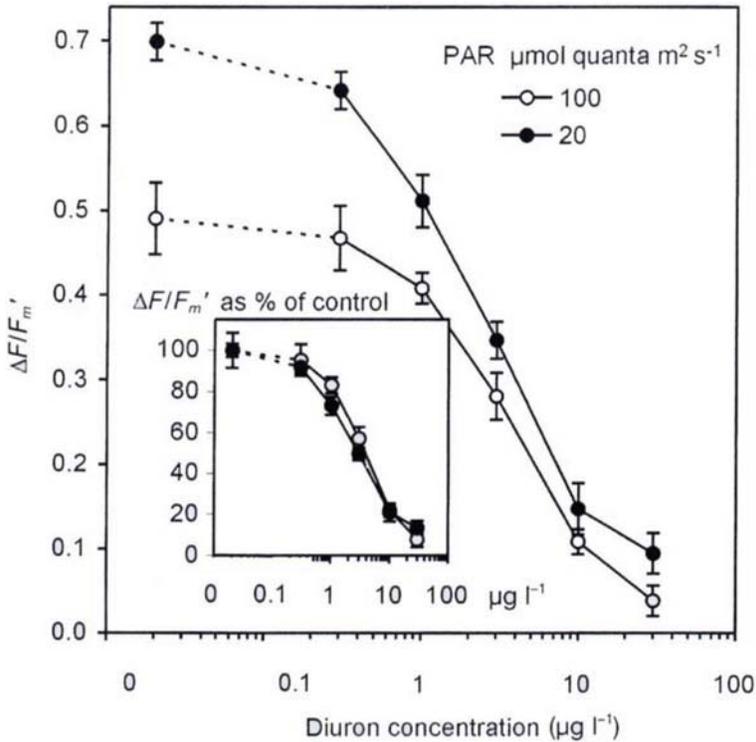


Figure 3. — Influence de l'irgarol 1051 (graphique interne) et du diuron sur le rendement quantique de la photosynthèse mesurée *in hospite* sur des zooxanthelles d'*Acropora formosa* (d'après Jones & Kerswell, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2003, 261, fig. 2, p. 153).

étonnant dans la mesure où, à la différence du groupe des urées substituées, les herbicides du groupe des AcCPhAs n'agissent pas spécifiquement sur la photosynthèse.

Les herbicides ne sont pas les seuls polluants toxiques susceptibles d'avoir un impact direct sur le fonctionnement de la photosynthèse chez les dinophycées symbiotiques. Il a été démontré que les cyanures utilisés illégalement dans la pêche des poissons récifaux exercent aussi un effet direct sur cette dernière ; les mesures en PAM du rendement quantique maximum F_v/F_m ont montré que 3 h d'exposition à 10^{-5} μM de cyanure provoquaient une diminution de 45 % du rendement quantique maximum (F_v/F_m) (Jones & Hoegh-Guldberg, 1999).

D'autres recherches, plus classiques et plus significatives au plan écologique, ont eu pour objet de mesurer l'impact des herbicides et d'autres polluants toxiques sur la fixation photosynthétique du carbone par les zooxanthelles. Cette approche permet d'avoir une estimation plus concrète des conséquences écotoxicologiques de ces xénobiotiques sur la productivité primaire. Des travaux réalisés sur un madrépore commun dans les écosystèmes récifaux des Caraïbes, *Madracis mirabilis*, ont eu pour objet de déterminer l'effet de l'irgarol 1051, ubiquiste dans les eaux côtières de Floride en raison de son usage dans les peintures antifouling. Ainsi une exposition *in vitro* de zooxanthelles isolées de *M. mirabilis* pendant 4 à 8 h à une concentration de 48 ng.L⁻¹ (soit 0,048 μg.L⁻¹) de cet herbicide suffit pour provoquer une inhibition significative de la fixation photosynthétique de ¹⁴C-carbonate chez ces dernières. De même cette inhibition devient totale sur des zooxanthelles isolées exposées à 0,1 μg.L⁻¹ après 6 h d'exposition, et à des doses égales ou supérieures à 1 μg.L⁻¹ et après 4 h d'exposition (Owen *et al.*, 2002).

Owen *et al.* (2002) ont également effectué d'autres travaux sur des zooxanthelles isolées de colonies de deux autres espèces de madrépores communs dans les récifs des Caraïbes, *Diploria strigosa* et *Favia fragum*, ainsi que sur celles de *Madracis mirabilis* exposées au diuron, à diverses triazines (irgarol, atrazine, simazine) et au 2,4-D. Ils ont mis en évi-

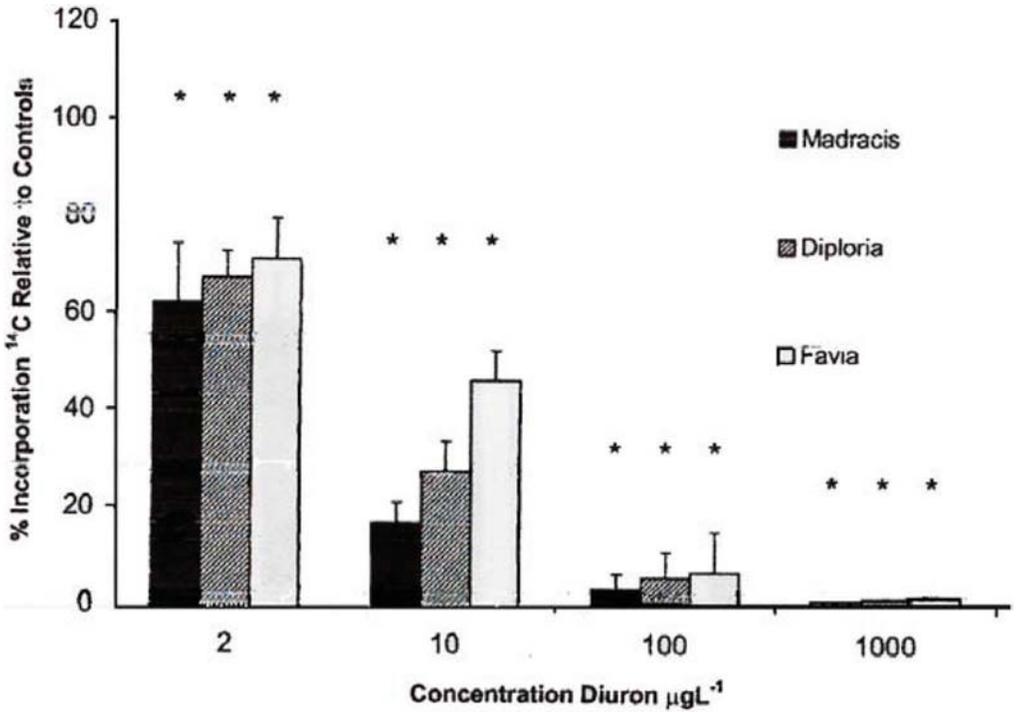


Figure 4. — Incorporation de ^{14}C -carbonate par des zooxanthelles isolées de trois espèces de madrépores des Caraïbes exposées au diuron (d'après Owen *et al.*, 2003, p. 545-546).

dence un effet détectable sur la fixation photosynthétique de ^{14}C -carbonate à des concentrations égales ou inférieures à $2\ \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le diuron et l'irgarol (Fig. 4). En revanche les autres azines n'ont présenté un effet identique qu'à partir de $100\ \mu\text{g.L}^{-1}$ et le 2,4-D qu'à partir de $1\ \text{mg.L}^{-1}$ (Owen *et al.*, 2003).

A l'opposé, des herbicides et divers autres composés organiques, les métaux toxiques, ne paraissent pas interférer de façon significative avec la photosynthèse des zooxanthelles ni provoquer *a fortiori* le blanchissement des coraux hermatypiques. Ainsi aucune expulsion de zooxanthelles ni aucune diminution de pigments chlorophylliens n'a été observée lors d'études *in situ* de biotopes pollués par les métaux (Brown, 2000). Ces conclusions paraissent confirmées expérimentalement par la mise en évidence d'une insensibilité du scléactiniaire *Plesiastrea versipora* à des variations circadiennes de la teneur en cuivre des eaux. Les concentrations fluctuaient entre 0 et $5,4\ \mu\text{M}$ pendant 12 jours et entre 0 et $7,55\ \mu\text{M}$ pendant 36 jours (Grant *et al.*, 2003).

EFFETS DES POLLUANTS TOXIQUES SUR LES HERBIERS D'HÉLOBIALES LAGONAIRES

Effets sur les peuplements végétaux des herbiers

Outre les constructions récifales proprement dites (carène, platier et horst corallien, les écosystèmes récifaux comportent vers le rivage un lagon dont le fond est constitué de matériaux détritiques, essentiellement de sable provenant de la dégradation de l'exosquelette des madrépores morts (mais aussi de tests de foraminifères et autres organismes à squelette calcaire ou siliceux). Dans cette zone lagunaire croissent des herbiers de Phanérogames marines de l'ordre des hélobiales (*Thalassia*, *Zostera*, *Halodule*) et d'algues macrophytes (*Chlorodesmis* sp.).

Des concentrations en irgarol 1051, une S-triazine herbicide utilisée dans les peintures antifouling, allant jusqu'à $118 \mu\text{g.L}^{-1}$ (p.f.) ($60,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ en moyenne) ont ainsi été mises en évidence dans des *Zostera* de la GBA au nord de Brisbane. Ces concentrations excèdent nettement les valeurs minimales pour lesquelles une diminution de la photosynthèse nette est observée chez *Z. capricornia* (Scarlett *et al.*, 1999). Par ailleurs, les algues vertes lagunaires sont encore plus sensibles à l'action de cet herbicide ce qui suggère un effet potentiel considérable sur la productivité primaire nette, et donc sur le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème lagunaire. Cela est d'autant plus préoccupant que d'autres herbicides existent dans les eaux côtières non seulement du Queensland mais dans des herbiers d'autres provinces écologiques récifales du monde (Floride et de façon plus générale région Caraïbe, par exemples).

Bien que Schaffelke *et al.* (2005) aient récemment montré que, de façon générale, les herbiers de la GBA étaient en bon état à l'heure actuelle, il a été mis en évidence un impact écotoxicologique des herbicides dans la lente reconstitution des herbiers de l'Harvey Bay détruits par de fortes inondations (Haynes *et al.*, 2000). Cela est d'autant plus vraisemblable que des concentrations en diuron, atrazine et simazine inhibent rapidement la photosynthèse des héliobiales à des concentrations variant de $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ à $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ selon la substance (Mcinnis-Ng & Ralph, 2003a).

Ces mêmes auteurs ont également montré, lors d'expérimentations *in situ* dans des herbiers de *Zostera capricornia* contaminés par du pétrole brut, que ce dernier avait un impact désastreux sur les populations naturelles de cette héliobiale (Mcinnis-Ng & Ralph, 2003b).

Les métaux toxiques peuvent aussi avoir un impact écotoxicologique sur les Phanérogames marines car ils peuvent être rapidement absorbés par le système foliaire de ces plantes (Schroeder & Thorhaug, 1980 ; Mcinnis-Ng & Ralph, 2002).

En revanche, les données manquent sur les effets potentiels des polluants toxiques sur les macro-algues (*Sargassum*, *Padina*, *Hydroclathrus*, etc.) qui constituent une partie du peuplement macrophytique des herbiers récifaux (Schaffelke *et al.*, 2005).

Effets sur les consommateurs animaux des herbiers

La contamination des eaux lagunaires par des polluants toxiques est susceptible de provoquer un impact néfaste non seulement sur les macrophytes marines mais également sur les peuplements animaux herbivores qui en dépendent, en particulier les espèces menacées comme les Tortues vertes (*Chelonia mydas*) et le Dugong (Scarlett *et al.*, 1999).

Les poissons et les autres animaux constituant la communauté d'organismes consommateurs sont susceptibles d'être affectés par la diminution de productivité. En outre, des effets écotoxicologiques directs sur les espèces les plus pollusensibles doivent aussi être envisagés dans les cas où les concentrations en polluants toxiques atteignent des niveaux assez élevés.

Toutefois il n'existe, à l'heure actuelle, de façon paradoxale, quasiment aucune donnée sur l'éventuel impact écotoxicologique de la pollution des eaux et des sédiments sur les réseaux trophiques de consommateurs propres aux écosystèmes récifaux.

Effets sur les mangroves

Quoique distincts des écosystèmes récifaux, ceux des mangroves tropicales jouxtent souvent les précédents, pénétrant sur les côtes plates dans la partie la moins profonde des eaux lagunaires des récifs frangeants. Les polluants chimiques affectent tout autant les mangroves que les récifs coralliens. En outre, par suite des échanges de populations de diverses espèces animales qui font une partie de leur cycle vital dans les mangroves, la destruction ou, à tout le moins, leur dégradation, quelle qu'en soit la cause (Wilkinson, 2004), en particulier par des polluants chimiques, aura nécessairement un impact sur les peuplements de consommateurs récifaux (Fig. 5).

Les pollutions par des pesticides provenant d'apports terrigènes sont susceptibles de dégrader les mangroves. Ainsi sur la GBA dans la région de McKay quelques 30 km^2 de mangrove, essentiellement des *Avicennia marina* s'étendant sur plus de 50 km de littoral au niveau de cinq estuaires distincts, ont été détruits en 2002. La cause la plus vraisemblable

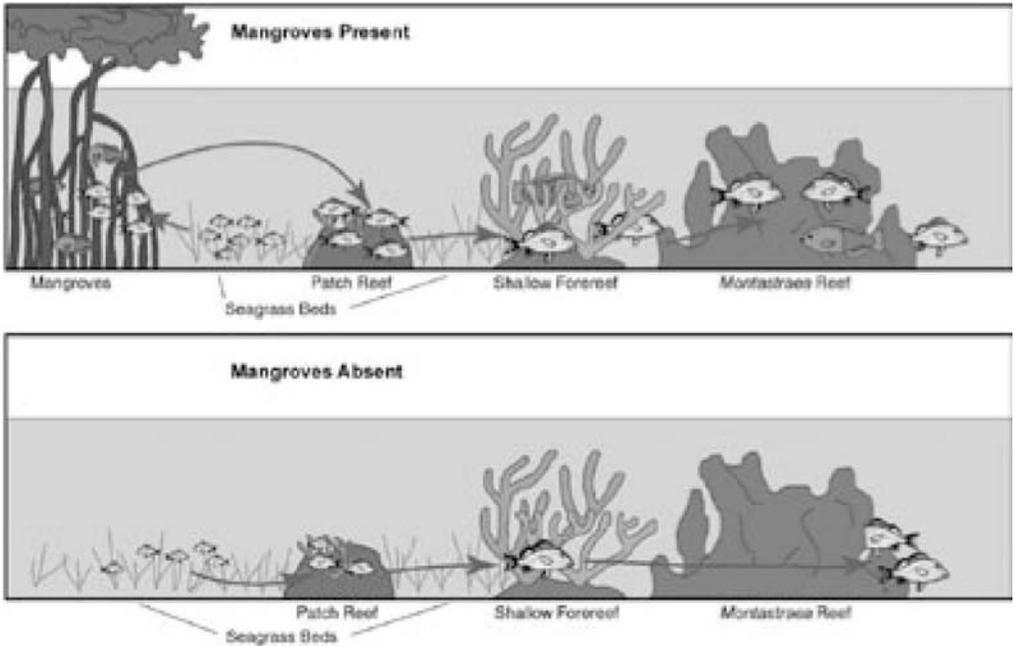


Figure 5. — Interactions écologiques entre mangroves et récifs coralliens. De nombreuses espèces d'invertébrés et de poissons récifaux font leur cycle vital entre mangroves et platiers coralliens. La destruction des mangroves, quelle qu'en soit la cause, rompt le cycle de ces espèces. Même celles qui peuvent s'adapter à cette disparition en pâtitent car leurs jeunes stades ne trouvant plus d'abri dans les mangroves sont victimes d'une plus forte pression de prédation, ce qui présente un impact démoécologique important sur les espèces affectées. Ici est figuré le cas d'un téléostéen dominant des récifs des caraïbes (*Haemulon sciurus*). En l'absence de mangrove, les jeunes se fixent directement dans les herbiers du lagon où ils sont beaucoup plus vulnérables aux prédateurs (d'après Wilkinson, 2004, p. 103).

de cet événement désastreux provient d'apports telluriques de diuron (dont les concentrations sont les plus importantes) et sans doute d'autres herbicides, tels l'atrazine, l'amétryne, la simazine, le tebuthiuron, qui furent également détectés dans l'eau et les sédiments. Ces pesticides sont amenés dans la zone intertidale lors de fortes précipitations (Duke *et al.*, 2005). Cette contamination s'est par exemple traduite par l'accumulation de diuron à des concentrations dépassant $1,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la colonne d'eau, $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les sédiments et $14 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau interstitielle de ces derniers. Une corrélation négative hautement significative fut mise en évidence entre l'état de santé des *A. marina* et la concentration en diuron dans les sédiments des mangroves affectées (Duke *et al.*, 2005).

CONSÉQUENCES ÉCOTOXICOLOGIQUES DES POLLUTIONS SUR LE FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES RÉCIFEAUX

Effets sur la productivité récifale

Il n'existe pas pour l'heure de publication faisant état de recherches expérimentales *in situ* ayant eu pour objet d'évaluer quantitativement l'impact d'un polluant toxique déterminé dont les concentrations auraient été mesurées avec précision sur un récif corallien. Toutefois, d'après les résultats des quelques travaux évoqués précédemment, réalisés *in vitro* ou *in situ* sur l'activité photosynthétique de colonies de scléactiniaires exposées à divers contaminants xénobiotiques en particulier à des herbicides, il est *a priori* évident que la pollution par de telles substances, en mélange avec d'autres contaminants, présente un impact négatif sur la productivité primaire nette des écosystèmes récifaux. Cet impact est d'autant plus probable que les herbicides contribuent à une pollution chronique des eaux

marines en synergie avec bien d'autres xénobiotiques également toxiques pour les organismes autotrophes symbiotiques (zooxanthelles) ou libres (herbiers lagonaires de phanérogame) constituant la biocénose des écosystèmes récifaux.

Une approche combinant des données acquises *in situ* et l'application d'un modèle d'écosystème récifal permettrait de déterminer l'impact d'une pollution sur la productivité primaire et secondaire d'un récif. Ainsi dès les années 1980 était développé le modèle ECO-PATH (Polovina, 1984), amélioré ultérieurement en ECOPATH II (Christensen & Pauley, 1992). Il s'agit d'un modèle du fonctionnement d'un récif corallien fondé sur une approche « top-down » (depuis les carnivores au sommet de la pyramide trophique jusqu'aux producteurs primaires) qui donne une estimation de la biomasse moyenne annuelle, de la production annuelle, de la consommation de la biomasse par les principales catégories fonctionnelles de consommateurs (espèces ayant un même habitat, un régime alimentaire identique et une autécologie similaire). Ce modèle peut être utilisé pour donner une estimation de la productivité primaire effective d'un récif donné.

Effets sur les décomposeurs et le cycle des nutriments

Les pollutions dont certaines sont associées à l'usage des cyanures pour la capture des poissons et auxquelles s'ajoutent les prélèvements excessifs dus à la pêche ainsi que l'effet potentiel sur les micro-organismes, essentiels pour les cycles biogéochimiques, de certains polluants accumulés dans les sédiments, constituent une cause potentielle de perturbation du cycle des nutriments dans les récifs coralliens. Elles sont également susceptibles de produire un blocage des mécanismes de régénération des platiers dans les récifs concernés et, de façon plus générale, de l'ensemble des processus écologiques fondamentaux propres aux écosystèmes récifaux.

Bien qu'il s'agisse de biocénoses bactériennes symbiotiques, quelques recherches ont mis en évidence un effet de certains polluants sur les microorganismes récifaux qui, dans tout écosystème, assurent la décomposition et le recyclage de la matière organique morte. Ainsi il a pu être montré que l'exposition de bactéries, surtout des *Archea*, associées à une espèce d'éponge commune dans les récifs coralliens de la GBA, *Rhopaloeides odorabile*, à une concentration de cuivre de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ provoquait la diminution de 50 % de la population de ces bactéries (Webster *et al.*, 2001).

Les réseaux trophiques peuvent être perturbés suite à l'élimination de certains poissons saprophages, tels certains scaridés qui consomment les colonies de madréporaires mortes, constituant ainsi de puissants agents de bioérosion⁸ qui assurent des conditions favorables à la fixation et à la métamorphose des planula et au développement de nouvelles colonies adultes à partir des jeunes polypiers ainsi produits (Bellwood *et al.*, 2004).

Ces considérations conduisent à souhaiter la mise en œuvre d'investigations permettant de déterminer dans quelle mesure les pollutions exercent un impact sur la structure trophique des peuplements de poissons récifaux, dont les conséquences s'ajouteraient éventuellement aux perturbations dues aux prélèvements sélectifs de la pêche. Il faut en effet prendre en considération que de faibles concentrations de xénobiotiques toxiques, sans présenter un effet décelable sur l'état physiologique des poissons adultes, sont susceptibles de provoquer des effets néfastes sur la reproduction et le développement larvaire dont les conséquences démoécologiques peuvent, à terme, s'avérer désastreuses pour une espèce pollusensible.

Effets sur la connectivité et ses conséquences pour la régénération des récifs dégradés

Un dernier effet écotoxicologique potentiel de la pollution des récifs pourrait résulter de destructions étendues de biotopes coralliens consécutives à une contamination accidentelle. Cela est d'ailleurs déjà survenu au cours d'épisodes de blanchissement suivi de mortalité massive des platiers qui ont affecté des zones récifales étendues dans toutes les

⁸ Ainsi, un *Bolbometopon muricatum* adulte, un grand *Scaridae* de l'Indo-pacifique, peut consommer annuellement dans les récifs de la GBA jusqu'à cinq tonnes de coraux morts !

provinces océaniques du globe, à plusieurs reprises depuis le début des années 1990 en particulier en 1998 (Bryant *et al.*, 1998).

Il est à craindre que, dans de telles circonstances, la rupture de connectivité entre les diverses zones dégradées d'un récif corallien, voire entre ce dernier et des écosystèmes voisins non altérés, puisse compromettre ou, à tout le moins, ralentir considérablement la reconstitution des écosystèmes récifaux pollués.

ESTIMATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE LIÉ AUX POLLUTIONS DANS LE DÉCLIN MONDIAL DES RÉCIFS CORALLIENS

L'évaluation du risque écotoxicologique associé à l'exposition des récifs coralliens à des polluants toxiques constitue une démarche plus que jamais d'actualité et nécessaire à la mise en œuvre de mesures de prévention et de protection de ces écosystèmes.

Evaluation des « stresseurs chimiques »

L'évaluation du risque implique en premier lieu une surveillance permanente de l'environnement impliquant un suivi analytique de la contamination des biotopes et des organismes dominants de la biocénose par des polluants toxiques. Jusqu'à présent cette dernière n'a donné lieu qu'à quelques opérations localisées dont certaines remontent au début de la décennie précédente.

Ainsi Guzman & Jimenez (1992) ont fait une surveillance systématique de la pollution par 12 métaux toxiques des récifs coralliens propres aux côtes du Panama et du Costa Rica. Toutefois de nombreuses questions non résolues demeurent pour le développement d'un programme de monitoring destiné à évaluer l'impact des stress résultant de la pollution des récifs coralliens.

Des efforts de recherches doivent être effectués afin de mettre au point des procédures d'analyse standardisées afin d'évaluer l'exposition à des xéniobiotiques des organismes récifaux. Il s'impose ainsi de déterminer dans quelle mesure ces derniers peuvent bioconcentrer tel ou tel polluant toxique, le transférer dans les œufs et les embryons, et le bioamplifier dans les réseaux trophiques. Ainsi il n'existe quasiment aucune étude visant à mesurer simultanément la concentration d'un polluant donné dans les eaux, les sédiments et les organismes dominants du réseau trophique d'un récif corallien.

Evaluation du degré de pollusensibilité des espèces majeures constituant les communautés récifales

Divers tests de toxicité ont été effectués sur des organismes récifaux. Nous avons évoqué dans ce qui précède la relative fréquence des études de toxicité aiguë ou à long terme effectuées par exemple sur des espèces très communes de madréporaires tels *Pocillopora damicornis* et divers *Acropora*, comme par exemple *A. formosa*. Il s'imposerait en conséquence de développer des bio-essais d'écotoxicité sur des organismes dominants et espèces clefs de voûte des récifs coralliens. On pourrait s'intéresser à la fois à des invertébrés et des poissons, en particulier des amphipodes, des larves de bivalves et d'échinodermes, des zooxanthelles et des embryons et larves de scléactiniaires hermatypiques.

L'utilisation de tests fondés, plus particulièrement pour ces écophases des madrépores, sur le recours à la fécondation des gamètes ou encore au recrutement des larves et à leur métamorphose, constitue un outil fort utile pour les recherches en écotoxicologie récifale. En effet la plus grande pollusensibilité des jeunes écophases du cycle vital en fait des organismes sentinelles privilégiés pour la surveillance permanente de l'environnement récifal.

Par ailleurs l'utilisation d'espèces de remplacement pour des bio-essais de toxicité a été envisagée lorsque des espèces écologiquement importantes, propres à un écosystème donné, ne peuvent pas être élevées en laboratoire, ou que leur utilisation en routine présente de trop importantes difficultés. Toutefois une telle approche peut s'avérer inappropriée à la fois pour l'évaluation des effets d'exposition à long terme à de faibles concentrations de polluants et *a fortiori* pour l'extrapolation *in situ* dans des écosystèmes aussi complexes que les récifs coralliens.

Evaluation de l'exposition aux polluants et de ses effets démoécologiques

L'usage des biomarqueurs d'exposition et/ou d'effets constitue par ailleurs un instrument utile, voire indispensable, dans le monitoring écotoxicologique et l'évaluation du risque d'un polluant pour les populations et les peuplements. Jusqu'à présent, il n'existe que très peu de recherches sur la détection et *a fortiori* la validation et le calibrage de biomarqueurs dans des biocénoses récifales.

Les principaux travaux ont concerné sans surprise la mesure chez des poissons tropicaux du Cytochrome P450 (Cyt P450), de l'activité d'enzymes Cyt-P450 dépendantes comme la glutathion S-transférase (GST) et l'éthoxyrésorufine O-dééthylase (EROD) pour l'exposition à des POPs et des métallothionéines (Mt) pour les métaux toxiques (Tab. VI).

Il semble, d'après les quelques données expérimentales disponibles, que les coraux hermatypiques répondent mal à des biomarqueurs tels que le Cyt P450. Bien qu'ils mériteraient encore d'être vérifiés, les quelques résultats expérimentaux disponibles suggéreraient que les madrépores comme *Favia fragum* (Gassman & Kennedy, 1992) ou *Montastrea annularis* (Kennedy *et al.*, 1992 ; Firman & Gassman *in Peters et al.*, 1997) ne renferment que peu, voire peut être pas, de Cyt P450 ou d'EROD détectable, fait qui confirme les observations suggérant que le taux de détoxification et/ou d'élimination des xénobiotiques est très lent chez les scléactiniaires hermatypiques.

Toutefois l'activité GST, enzyme qui intervient dans la détoxification des xénobiotiques en liant les molécules lipophiles à un substrat (le glutathion) afin d'accroître leur hydrosolubilité a été détectée chez certains madrépores à un niveau d'activité inattendu (Gassman & Kennedy, 1992). Il dépassait celui de la plupart des invertébrés marins (Stenerson *et al.*, 1987), quoique inférieur à celui des crabes et des crevettes (Lee *et al.*, 1987 ; Lee, 1988).

A l'opposé, une opportunité d'utilisation peut être tirée de particularités propres à la physiologie des scléactiniaires tels l'hypersécrétion de mucus ou le blanchissement consécutifs à l'exposition à un agent stressant. Ces deux dernières altérations écophysologiques constituent en réalité de nouveaux biomarqueurs spécifiques des coraux hermatypiques.

Par ailleurs divers travaux effectués sur des poissons récifaux ont confirmé chez ces derniers la validité de l'application de biomarqueurs d'exposition comme l'induction du CytP450, la stimulation de l'EROD ou encore de la GST pour évaluer les risques liés à des polluants organiques persistants et autres molécules toxiques dans les écosystèmes coralliens (Cf. par exemple Stegeman *et al.*, 1990 ; Beyer & Goksoyr, 1993).

Plus récemment l'induction *in vitro* de MFO par les PCB a été étudiée par évaluation de l'activité EROD en particulier chez *Notolabrus tetricus* et *Meuschenia freycineti* (Smith & Gagnon, 2000).

D'autres biomarqueurs ont été proposés en particulier les « heat shocks Proteins » (HSP) (Downs, Mueller, Philipps *et al.*, 2000, *in Fichez, Adjeroud, Bozec et al.*, 2005) pour évaluer l'état physiologique de *Montastrea faveolata*. Bien qu'utilisés pour évaluer l'état de populations de cette espèce présentant un blanchissement dû à un choc thermique, les HSP sont en réalité des biomarqueurs non spécifiques induits également par une exposition à des métaux toxiques ou à des polluants organiques comme des insecticides (Choi & Roche, 2004).

Des biomarqueurs de génotoxicité ont également été recherchés chez des organismes récifaux exposés à des polluants toxiques. Ainsi des adduits d'ADN ont été relevés chez un poisson *Opsanus beta* exposé *in vitro* à du benzo(a)pyrène (Kennedy *et al.*, 1991).

Plus récemment a été mis au point un test fondé sur l'usage d'un biomarqueur de génotoxicité sur *Acropora cervicornis* afin d'étudier la réponse à l'exposition à un insecticide pyréthroïde, la perméthrine (Morgan *et al.*, 2001).

Evaluation des effets biocénétiques de la pollution des écosystèmes coralliens

Souvent négligés dans les recherches écotoxicologiques, car ne résultant pas directement de l'impact d'un polluant donné sur une population, ou au mieux un peuplement précis, les effets indirects de la pollution d'une biocénose aboutissent, à terme, à la disparition d'espèces clefs de voûte, dominantes ou parapluie — éventuellement non affectées directement par le polluant — qui génèrent des déséquilibres biocénétiques pouvant dans certains cas conduire à l'effondrement total d'un écosystème. Il existe cependant de fortes présomp-

TABLEAU VI

Exemples d'usage de biomarqueurs dans le monitoring
et l'évaluation du risque écotoxicologique pour les récifs coralliens

Biomarqueurs	Espèces	Effet recherché	Effets physiotoxicologiques	Auteurs
Métallothionéine	Poissons récifaux : <i>Holocentrus rufus</i> et <i>Haemulon sciurus</i> *	Relation dose réponse à une exposition au cadmium	Détection de Mt à une concentration 2 fois supérieure chez <i>H. rufus</i> provenant de sites pollués que chez les poissons témoins.	Hogstrand & Haux (1989, 1990)
Cytochrome P450	<i>Haemulon sciurus</i>	Exposition <i>in vitro</i> par injection de 1 mg.kg ⁻¹ d'HAP	Induction maximale de Cyt P450 après 3 jours, bonne relation dose-réponse en fonction des quantités d'HAP injectées	Stegman <i>et al.</i> , 1990
	Poisson tropical Est-australien <i>Opsanus beta</i> *	Activité enzymatiques hépatiques	Relation dose-réponse entre induction de MFO et doses reçues de HAP	Kennedy <i>et al.</i> , 1991
	8 espèces de poissons récifaux du golfe Persique	Induction de Cyt P. 450 par HAP contenus dans du brut du Koweit	Détection immunochimique de Cyt P 450 et analytique de l'EROD	Beyer & Goksoyr, 1993
	3 espèces de poissons récifaux de la GBA	Induction de MFO <i>in vitro</i> par les PCB	Induction de l'activité EROD en particulier chez <i>Notolabrus tetricus</i> et <i>Meuschenia freycineti</i>	Smith & Gagnon, 2000
	Madréporaire : <i>Favia fragum</i> **	Faible induction du Cyt P450	Incapacité des madrépores à métaboliser les HAP ?	Gassman & Kennedy, 1992
	Madréporaire : <i>Montastrea annularis</i> **	Absence de détection du Cyt. P450 et de l'activité EROD après 90 j. d'exposition à 15 µg.L ⁻¹ de chlordane	Incapacité des madrépores à métaboliser les insecticides organochlorés ?	Firman & Gassman, <i>in Peters et al.</i> , 1997
Glutathion S-transférase	<i>Montastrea annularis</i> **	Accroissement de 2,6 fois de l'activité GST après une exposition à 15 µg.L ⁻¹ de chlordane	Induction également significative chez des crabes et des crevettes	Faran & Gassman, <i>in Peters et al.</i> , 1997 Lee <i>et al.</i> , 1987 ; Lee, 1988
Génotoxicité	<i>Opsanus beta</i> *	Production d'adduits d'ADN par exposition au benzo(a)pyrène	Effets de la température sur la réponse génotoxique aux HAP	Kennedy <i>et al.</i> , 1989
	Madréporaire : <i>Acropora cervicornis</i> **	Effets génotoxiques de l'exposition à la perméthrine	Modification de l'abondance des mRNA en rapport à l'exposition l'insecticide	Morgan <i>et al.</i> , 2001
Blanchissement des récifs	Madréporaire : <i>Montastrea annularis</i> **	3 mois d'exposition à 1 µg.L ⁻¹ de chlordane diminue la densité en symbiotes et chlorophylle.	Essai de laboratoire à des pesticides met en évidence un impact désastreux à de très basses concentrations	Firman, 1995 <i>in Peters et al.</i> , 1997
	Madréporaire : <i>Pocillopora damicornis</i>	Blanchissement de jeunes polypiers après fixation des planula aux concentrations > 1 µg.L ⁻¹ de diuron	Test <i>in vitro</i> après fixation de planula sur substrat artificiel	Negri <i>et al.</i> , 2005
Hypersécrétion de mucus	<i>Pocillopora damicornis</i>	Effet de 1 µg.L ⁻¹ de 2,4-D en préparation commerciale ***	Sécrétion massive de mucus suivie de la mort des polypes en 24 h	Glynn <i>et al.</i> , 1984

* Poissons récifaux de la province Caraïbe, ** madréporaire de la province Caraïbe, *** additionné de 2,5 ppm de surfactant.

tions de tels effets indirects sur des écosystèmes récifaux. Ainsi la destruction d'environ 1 000 km² d'herbiers lagonaires par des sédiments chargés d'herbicides dans la région de la *Hervey Bay* sur la GBA en 1992 provoqua la disparition de plus de 90 % de la population de Dugongs qui vivait dans cette zone. De même, la régression des poissons saprophages qui nettoient les colonies mortes constitue une entrave à la régénération des récifs.

D'une façon générale, l'évaluation des effets des polluants sur le peuplement de poissons récifaux revêt une importance considérable eu égard au rôle fondamental que joue ce dernier dans la dynamique de la biocénose corallienne. On doit néanmoins déplorer que la plupart des recherches entreprises sur ce sujet aient concerné généralement la biomasse ichtyenne totale et non les effets différentiels sur sa composition spécifique. Pourtant quelques recherches dédiées à cette question ont mis en évidence la diminution des effectifs d'espèces en faveur d'autres populations. Ainsi l'étude d'une marée noire dans la baie de Las Minas au Panama a mis en évidence un fort accroissement de l'abondance relative des *Pomacentridae* dans un peuplement de poissons herbivores (Guzman & Holst, 1993). De telles dérives dans l'abondance relative des espèces constituant les peuplements de poissons récifaux ont été observées à la suite de la désastreuse marée noire provenant du Koweït lors de la première guerre du Golfe (Downing & Roberts, 1993).

Parmi les effets indirects pour les communautés vivantes récifales on rappellera l'impact de la destruction de la mangrove pour divers peuplements ichthyologiques récifaux évoqués plus haut.

A fortiori la diminution de la couverture de madrépores vivants des platiers représente un facteur de régression majeur pour l'ensemble de la zoocénose d'invertébrés et de poissons associée à ces platiers.

On peut donc en conclusion affirmer qu'il existe aujourd'hui encore un immense besoin en recherche sur l'écotoxicologie des récifs coralliens, plus particulièrement afin de mieux évaluer les conséquences écologiques de leur pollution par des substances toxiques sur la structure et le fonctionnement de ces écosystèmes et de mettre en œuvre les mesures de préservation qui s'imposent en toute urgence.

RÉFÉRENCES

- BARNES, D.J. (1985). — The effects of photosynthetic and respiratory inhibitors upon calcification of the staghorn coral *Acropora formosa*. *Proc. 5th Intern. Reef Congress*, 6: 161-166.
- BASTIDAS, C. & GARCIA, E. (1999). — Metal content of reef coral *Porites astreroides*: an evaluation of river influence and 35 years of chronology. *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 899-907.
- BELLWOOD, D.R., HUGHES, T.P., FOLKE, C. & NYSTRÖM, M. (2004). — Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429: 827-833.
- BEYER, J. & GOKSØYR, A. (1993). — Cytochrome P450 observation in the Gulf fish. *Mar. Pollut. Bull.*, 27: 293-296.
- BROWN, B.E. & HOLLEY, M.C. (1982). — Metal levels associated to tin dredging and smelting and their effects upon intertidal reef flats at Ko Phuket, Thailand. *Coral reefs*, 1: 131-137.
- BROWN, B.E. (1987). — Heavy metals pollution on coral reefs. Pp. 119-134 in: B. Salvat (ed.), *Human impact on coral reefs: facts and recommendations*. MNH-EPHE, Moorea.
- BROWN, B.E. (2000). — The significance of pollution eliciting the « bleaching » response in symbiotic cnidarian. *Int. J. Environ. Pollut.*, 13: 329-413.
- BRYANT, D.G., BURKE, L., MCMANUS, J. & SPALDING, M. (1998). — *Reefs at risk: a map base indicators of threats to the world coral reefs*. World Resource Institute, Washington, D.C.
- BURNS, K.A. & KNAP, A.H. (1989). — The Bahia Las Minas oil spill: hydrocarbons uptake by reef building corals reef. *Mar. Pollut. Bull.*, 20: 391-398.
- BURKE, L., SELIG, E., SPALDING, M. (2002). — *Reefs at risk in South-East Asia*. World Resource Institute, Washington, D.C.
- CAPONE, D.G. & BAUER, J.E. (1992). — Microbial processes in coastal pollution. Pp. 191-238 in: R. Mitchell (ed.), *Environmental microbiology*. John Wiley and Sons, New York.
- CAREY, J. (1981). — Nickel mining and refinery wastes in coral reefs environment. *Proc. 4th Int. Coral Reefs Symposium 18-22 Mai 1981*: 137-146.
- CHALKER, B.E. & TAYLOR, D.L. (1975). — Light enhanced calcification and the role of oxidative phosphorylation in calcification of the coral *Acropora formosa*. *Proc. Royal Soc. London*, 190B: 323-331.
- CHEEVAPORN, V. & MENASVETA, P. (2003). — Water pollution and habitat degradation in the Gulf of Thailand. *Mar. Pollut. Bull.*, 47: 43-51.

- CHOI, J. & ROCHE, H. (2004). — Effect of Potassium Dichromate and Fenitrothion on hemoglobins of *Chironomus riparius* Mg. (Diptera, Chironomidae) larvae: Potential biomarker of environmental monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 92: 229-239.
- CHRISTENSEN, V. & PAULEY, D. (1992). — ECOPATH II — A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating networks characteristics. *Ecol. Model.*, 61: 169-185.
- COOK, C.B. & KNAP, A.H. (1985). — Effects of crude oil and chemical dispersants on photosynthesis of the brain coral *Diploria strigosa*. *Mar. Pollut. Bull.*, 78: 21-27.
- DODGE, R.C., WYERS, H.R., FRITH, A.H., SMITH, S.R. & SLETER, T.K. (1984). — The effects of oil dispersants on skeletal growth of the hermatypic coral *Diploria strigosa*. *Coral reefs*, 3: 191-198.
- DOWNING, N. & ROBERTS, C. (1993). — Has Gulf war affected coral reefs of the Northwestern Gulf? *Mar. Pollut. Bull.*, 27: 149-156.
- DOWNES, C.A., MUELLER, E., PHILLIPS S., *et al.* (2000). — A molecular biomarker system assessing the health of coral (*Montastrea faveolata*) during heat stress. *Mar. Biotechnol.*, 2: 533-544.
- DUKE, N.C., BELL, A.M., PEDERSON, D.K., ROELFSEMA, C.M. & BENGTON NASH, S. (2005). — Herbicides implicated as a cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World heritage Area. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 108-324.
- EPSTEIN, N., BAK, R.P. & RINKEVICH, B. (2000). — Toxicity of third generation dispersants and dispersed Egyptian crude oil on Red Sea coral larvae. *Mar. Pollut. Bull.*, 40: 497-503.
- ESSLEMONT, G. (2000). — Heavy metals in seawater, marine sediments and coral from the Townsville section, Great Barrier Reef marine park, Queensland. *Mar. Chem.*, 71: 215-231.
- ESQUIVEL, L.F. (1986). — Short term copper bioassay on planula of the reef coral *Pocillopora damicornis*. Pp. 469-472 in: P.L. Jokiel, R.A. Richmond & R.A. Rogers (eds.), *Coral reefs population biology*. Techn. Rep., 37, Hawai Inst. Mar. Biol, Coconut Island, HI, USA.
- FABRICIUS, C. (2005). — Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 125-146.
- FICHEZ, R., ADJEROUD, M., BOZEC, Y.-M., BREAU, L., CHANCERELLE, Y., *et al.* (2005). — A review of selected indicators of particle, nutrient and metal inputs in coral reef lagoon systems. *Aquat. Living Resour.*, 18: 125-147.
- FICHEZ, R., HARRIS, P.A., FERNANDEZ, J.M., CHEVILLON, C. & BADIE, C. (2005). — Sediments records of past anthropogenic environmental changes in a barrier reef lagoon (Papeete, Tahiti, French Polynesia). *Marine Poll. Bull.*, 50: 583-608.
- FLAMMANG, P., WARNAU, M., TEMARA, A., LANE, D.J.W. & JANGOUX, M. (1997). — Heavy metals in *Diadema setosum* (Echinodermata, Echinoidea) from Singapore coral reefs. *J. Sea Res.*, 38: 35-45.
- GARDINALI, P.R., PLASENCIA, M.D. & MAXEY, C. (2004). — Occurrence and transport of Irgarol 1051 and its major metabolite in coastal waters from South Florida. *Mar. Pollut. Bull.*, 49: 1072-1083.
- GASSMAN, N.J. & KENNEDY, C.J. (1992). — Cytochrome P-450 content and xenobiotic metabolizing enzyme activities in the scleractinian coral, *Favia fragum* (Esper). *Bull. Mar. Sci.*, 50: 320-330.
- GASSMANN, M.J., NYE, L.B., & SCHMALE, M.C. (1994). — Distribution of abnormal biota and sediment contaminants in Biscayne Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 54: 929-943.
- GLYNN, P.W., HOWARD, L.S., CORCORAN, E. & FREAY, A. (1984). — Occurrence and toxicity of herbicides in reefs building corals. *Mar. Pollut. Bull.*, 15: 370-374.
- GLYNN, P.W., SZMANT, A.M., CORCORAN, E. & COFER-SHABICA, S.V. (1989). — Conditions of coral reef cnidarians from the Northern Florida Reef Tract: pesticides, heavy metals, and histopathological examination. *Mar. Pollut. Bull.*, 20: 568-576.
- GLYNN, P.W., RUMBOLD, D.G. & SNEDAKER, S.C. (1995). — Organochlorine residues in marine sediments and biota from the Northern Florida reef tract. *Mar. Pollut. Bull.*, 30: 397-402.
- GRANT, A., GRAHAM, K., FRANKLAND, S. & ROSALIND, H. (2003). — Effects of copper on algal-host interactions in the symbiotic coral *Plesiastrea versipora*. *Plant Physiol. Biochim.*, 41: 383-390.
- GUZMAN, H.M. & HOLST, I. (1993). — Effects of chronic oil-sediment pollution on the reproduction of the Caribbean reefs coral *Siderastrea siderea*. *Mar. Pollut. Bull.*, 26: 276-282.
- GUZMAN, H.M. & JIMENEZ, C.E. (1992). — Contamination of coral reefs by heavy metals along the Caribbean coast of central America (Costa Rica and Panama). *Mar. Pollut. Bull.*, 24: 554-561.
- GUZMAN, H.M., BURNS, K.A., & JACKSON, J.B.C. (1994). — Injury, regeneration and growth of Caribbean coral reefs after a major oil spill in Panama. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 105: 231-241.
- HALIM, A. (2002). — Adoption of cyanide fishing practice in Indonesia. *Ocean Coast. Manag.*, 45: 313-323.
- HARRISON, P.L. (1994). — The effects of oil pollutants fertilization and larval settlement in the scleractinian reef coral *Acropora tenuis*. In: *Proc. Joint Scient. Conf. On Science management and Sustainability of Marine Habitats in the 21st Century*. Townsville, Australia.
- HAYNES, D. & JOHNSON, J.E. (2000). — Organochlorine, heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 267-278.
- HAYNES, D., MÜLLER, J. & CARTER, S. (2000). — Pesticides and herbicides residues in sediments and sea-grasses from the Great Barrier Reef World heritage area and Queensland Coast. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 273-279.
- HAYNES, D., MÜLLER, J.F. & MCLACHLAN, M.S. (1999). — Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in Great Barrier Reef (Australia) Dugong (*Dugong dugon*). *Chemosphere*, 38: 255-265.

- HAYNES, D. & MICHALEK-WAGNER, K. (2000). — Water quality in the Great Barrier Reef world heritage area: past, perspectives, current issues and new research direction. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 428-434.
- HILL, R., FRANKART, C. & RALPH, P.J. (2005). — Impact of bleaching conditions on the components of non-photochemical quenching in the zooxanthellae of a coral. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, sous presse.
- HOGSTRAND, C. & HAUX, C. (1990). — Metallothionein as an indicator of heavy metal exposure in subtropical fish species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 138: 69-84.
- HOGSTRAND, C. & HAUX, C. (1989). — Induction of metallothionein by cadmium in blue striped grunt (*Haemulon sciurus*). *Mar. Environ. Res.*, 28: 49-67.
- HOWARD, L.S. & BROWN, B.E. (1984). — Heavy metal and reef corals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 22: 195-210.
- HOWARD, L.S. & BROWN, B.E. (1986). — Metal in tissues and skeleton of *Fungia fungites* from Phuket, Thailand. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 569-570.
- HUGHES, T.P. (1994). — Catastrophes, phase shifts and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
- HUTCHINGS, P. & HAYNES, D. (2000). — Sources, fates and consequences of pollutants in the Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 265-266.
- HUTCHINGS, P., HAYNES, D., GOUDKAMP, K. & MCCOOK, L. (2005). — Catchments to reef: water quality issues in the Great Barrier Reef region: an overview. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 3-8.
- INOUE, M., SUZUKI, A., NOHARA, M., KAN, H., EDWARDS, A. & KAWAHATA, H. (2004). — Coral skeletal tin and copper concentrations at Pohnpei, Micronesia: possible index for marine pollution by toxic anti-biofouling paints. *Environ. Pollut.*, 129: 399-407.
- IWATA, H., TANABE, S., SAKAI, N., NASHIMURA, A. & TATSUKAWA, R. (1994). — Geographic distribution of persistent organochlorine in air, water and sediments from Asia and Oceania, their implications for the global redistribution from lower latitudes. *Environ. Pollut.*, 85: 15-33.
- JONES, R.J. & HOEGH-GULBERG, O. (1999). — Effects of cyanides on corals photosynthesis, implications for identifying the cause of coral bleaching and for assessing the environmental effects of cyanide fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 177: 149-159.
- JONES, R.J. & KERSWELL, A.P. (2003). — Phytotoxicity of photosystem II (PSII) herbicides to coral. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 261: 149-159.
- JONES, R.J. & STEVEN, A.L. (1997). — Effects of cyanides on corals in relation to cyanide fishing on reefs. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 517-522.
- JONES, R.J., MÜLLER, J.F. & HAYNES, D. (1997). — Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Ecol.*, 48: 517-522.
- JONES, R.J., MÜLLER, J., HAYNES, D. & SCHREIBER, U. (1999). — Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great barrier Reef, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 177: 83-91.
- KENNEDY, C.T., GILL, K.A. & WALSH, P.T. (1989). — Thermal modulation of benzo(a)pyrene metabolism in the gulf toadfish, *Opsanus beta*. *Aquat. Toxicol.*, 15: 331-334.
- KENNEDY, C.T., GILL, K.A. & WALSH, P.T. (1991). — Temperature acclimation of xenobiotics metabolizing enzymes in cultured hepatocyte and whole liver of the gulf toadfish, *Opsanus beta*. *Can. J. Aquat. Sci.*, 48: 1212-1219.
- KHALED, A., EL NEMR, EL & SIKAILY, A. (2003). — Contamination of coral reefs by heavy metals along the Egyptian Red Sea coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 71: 577-584.
- LEE, R.F. (1988). — Glutathione-S-transferase in marine invertebrates from Langesundfjord. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 33-36.
- LEE, R.F., KEERAN, W.S. & PICKWELL, G.V. (1987). — Marine invertebrates Glutathione-S-Transferase: purification, characterization and induction. *Mar. Pollut. Bull.* 24: 97-100.
- MCINNIS-NG, C.M.O. & RALPH, P.J. (2002). — Toward a more ecologically relevant assessment of the impact of heavy metals on the seagrass, *Zostera capricorni*. *Mar. Pollut. Bull.*, 45: 100-106.
- MCINNIS-NG, C.M.O. & RALPH, P.J. (2003a). — *In situ* impact of petrochemicals on the photosynthesis of *Zostera capricornis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 1395-1407.
- MCINNIS-NG, C.M.O. & RALPH, P.J. (2003b). — Short term response and recovery of *Zostera capricornis* photosynthesis after herbicide exposure. *Aquat. Bot.*, 76: 1-15.
- MCLACHLAN, M.S., HAYNES, D. & MÜLLER, J.F. (2001). — PCDDs in the water/sediment — sea-grass-dugong (*Dugong dugon*) food chain on the Great Barrier Reef (Australia). *Environ. Pollut.*, 113: 129-134.
- MERCURIO, P., NEGRI, A.P., BURNS, K.A. & HEYWARD, A.J. (2004). — The ecotoxicology of vegetable versus mineral based lubricating oils: 3- Coral fertilization and adult coral. *Environ. Pollut.*, 129: 183-194.
- MIAO, X.-S., WOODWARD, L.A., SWENSON, C. & LI, Q.X. (2001). — Comparative concentrations of metals in marine species from French Frigate shoals, North Pacific ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1049-1054.
- MORGAN, M.B., VOGELIEN, D.L. & SNELL, T. (2001). — Assessing coral stress response using molecular biomarkers of gene transcription. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20: 537-543.
- MORTON, B. & BLACKMORE, G. (2001). — South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1236-1263.
- MORRISON, R.J., HARRISON, N. & GANGAYIYA, P. (1996). — Organochlorine contaminants in the estuarine and marine environment of the Fiji Islands. *Environ. Pollut.*, 93: 159-167.
- MÜLLER, J.F., DUQUESNE, S., NG, J., SHAW, G.R., KRISHNAMOHAN, K., MANONMANI, K., HODGE, M. & EAGLESHAM, G.K. (2000). — Pesticides in sediments from Queensland irrigation channels and drains. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 294-301.

- NEGRI, A.P. & HEYWARD, A.J. (2000). — Inhibition of fertilization and larval metamorphosis of the coral *Acropora millepora* (Ehr., 1834) by petroleum products. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 294-301.
- NEGRI, A.P. & HEYWARD, A.J. (2001). — Inhibition of coral fertilization and larval metamorphosis by tributyl tin and copper. *Mar. Environ. Res.*, 51: 17-27.
- NEGRI, A.P., SMITH, L.D., WEBSTER, N.S. & HEYWARD, A.J. (2002). — Understanding ship-grounding impacts on a coral reef: potential effects of antifouling paint contamination on coral recruitment. *Mar. Pollut. Bull.*, 44: 111-117.
- NEGRI, A., VOLLHARDT, C., HUMPHREY, A., HEYWARD, A., JONES, R., EAGLESHAM, G. & FABRICIUS, K. (2005). — Effects of herbicide diuron on the early life stages of coral. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 370-383.
- NOAA (2001). — *Oil spills in coral reefs planning and response considerations*. <http://response.restoration.noaa.gov/oilands/coral/reports.html>. National Oceanic and Atmospheric Administration (Ed.), report 2001 (revised in 2003).
- OLAFSON, R.W. (1978). — Effects of agricultural activities on levels of organochlorine insecticides in hard coral, fish and mollusks from the Great Barrier Reef. *Mar. Environ. Res.*, 1: 87-107.
- ORIAN, G.H. & PFEIFFER, E.W. (1970). — Ecological effects of the war of Vietnam: effects of defoliation, bombing and other activities on the ecology of Vietnam. *Science*, 168: 545-547.
- OWEN, R., KNAP, A., TOARSPEN, M., OSTRANDER, N. & CARBERY, K. (2003). — Comparative acute toxicity of herbicides to photosynthesis of coral zooxanthellae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 70: 541-548.
- OWEN, R., KNAP, A., TOARSPEN, M. & CARBERY, K. (2002). — Inhibition of coral photosynthesis by antifouling herbicide Igarol 1051. *Mar. Pollut. Bull.*, 44: 623-634.
- PASTOROK, R.A. & BILYEAR, G.R. (1985). — Effects of sewage pollution on coral reefs communities. *Mar. Ecology Prog. Ser.*, 21: 175-181.
- PETERLE, T.J. (1969). — DDT in antarctic snow. *Nature*, 224: 620.
- PETERS, E.C., GASSMAN, N.J., FIRMAN, J.C., RICHMONDS, R.H. & POWER, E.A. (1997). — Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 12-40.
- POLOVINA, J.J. (1984). — Model of a coral reef ecosystem. I — The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3: 1-12.
- RÅBERG, S., NYSTRÖM, M., ERÖS, M. & PLANTMAN, P. (2003). — Impact of the herbicides 2,4-D and diuron on the metabolism of the coral *Porites cylindrica*. *Mar. Environ. Res.*, 526: 503-514.
- RAMADE, F. (2005a). — Asie du Sud-Est: un cataclysme prémonitoire. *Courrier de la Nature*, 218: 18-26.
- RAMADE, F. (2005b). — La dégradation des écosystèmes coralliens. Chapitre 7 : 573-580 in: F. Ramade, *Éléments d'écologie appliquée*. Dunod, Paris.
- RAMOS, A.A., INOUE, Y. & OHDE, S. (2004). — Metal content in *Porites* coral: anthropogenic input of river run-off into a coral reef from an urbanized area, Okinawa. *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 281-294.
- REICHELDT-BRUSHETT, A.J. & HARRISON, P.L. (1999). — The effects of copper, zinc and cadmium on fertilization success of gametes from Scleractinian reef corals. *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 182-187.
- REICHELDT-BRUSHETT, A.J. & HARRISON, P.L. (2000). — The effects of copper on the settlement success of larvae from Scleractinian corals *Acropora tenuis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 182-187.
- RINKEVICH, B. & LOYA, Y. (1979). — Laboratory experiments on the effects of crude oil on the Red Sea coral *Strylaphora pistillata*. *Mar. Pollut. Bull.*, 10: 328-330.
- SALVAT, B. (ed.) (1987). — *Human impact on coral reefs: facts and recommendations*. MNHN-EPHE, French Polynesia.
- SALVAT, B. (2004). — Etat des récifs coralliens dans le monde en 2004. Version française de l'Executive summary. Pp. 51-66 in: C. Wilkinson (ed.), *Status of Coral reefs in the world 2004*. Australian Institute of Marine Science.
- SALVAT, B. (2005). — Les récifs coralliens : réalité et espoirs. *Courrier de la Nature*, 219: 18-27.
- SCARLETT, A., DONKIN, P., FILEMAN, T.W. & MORRIS, R.J., (1999). — Occurrence of antifouling herbicide, Irgarol 1051, within coastal-water sea-grasses from Queensland, Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 687-691.
- SCHAFFELKE, B., MELLORS, J. & DUKE, N.C. (2005). — Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, sea-grass and macroalgal communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 279-296.
- SCHROEDER, P.B. & THORHAUG, A. (1980). — Trace metal cycling in tropical and subtropical estuaries dominated by the sea-grass *Thalassia testudinum*. *Amer. J. Bot.*, 67: 1075-1088.
- SMITH, B.J. & GAGNON, N.M. (2000). — MFO induction of three Australian fish species. *Environ. Toxicol.*, 15: 1-7.
- SOLBAKKEN, J.C., KNAP, A.H. & ORR, P.L. (1985). — Uptake and elimination of lindane and a phthalate ester in tropical coral and mussels. *Mar. Environ. Res.*, 16: 103-113.
- STEGEMAN, J.J., RENTON, K.W., WOODIN, B.R., ZHANG, Y.S. & ADDISON, R.F. (1990). — Experimental and environmental induction of Cytochrome P450 in fish from Bermuda waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 138: 49-67.
- STENERSON, J., KOBRO, S., BJERKE, M. & AREND, U. (1987). — Glutathion transferase in aquatic and terrestrial animals from 9 Phyla. *Comp. Biochem. Physiol.*, 86C: 73-82.
- SMITH, S.V., SWANEY, D.P., TALAUE-MCMANUS, L., BARTLEY, J.D., SANDHEI, P.T., McLAUGHLIN, C., DUPRA, V.C., CROSSLAND, C.J., BUDDEMEIER, R.W., MAXWELL, B.A. & WULF, F. (2003). — Humans, hydrology and the distribution of inorganic nutrients loading to the ocean. *BioScience*, 53: 235-245.
- TANABE, S., TATSUKAWA, R., KAWANO, A. & HIDAKA, H. (1982). — Global distribution and atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons (HCH) isomers and DDT compounds in the Western Pacific, Eastern Indian and Antarctic oceans. *J. Oceano. Soc.*, 38: 137-148.

- TUN, K., MING CHOU, L., CABANBAN, C., VO SI TUAN, PHILREEFS, YEEMIN, T., SUHARSONO, SOUR, K., & LANE, D. (2004). — Status of coral reefs, Coral reefs monitoring and management in South East Asia 2004. Pp. 235-277 in: C. Wilkinson (ed.), *Status of Coral reefs of the world 2004*. Australian Institute of Marine Science.
- UKELES, R. (1962). — Growth of pure culture of marine phytoplankton in the presence of toxicants. *J. Appl. Microbiol.*, 10: 532-537.
- WEBSTER, N.S., WEBB, R.I., RIDD, M.J., HILL, R.T. & NEGRI, A.P. (2001). — The effects of copper on the microbial community of a coral reef sponge. *Environ. Microbiol.*, 3: 19-31.
- WESTING, A.H. (ed.) (1984). — *Herbicide in war, the long term ecological and human consequence*. Stockholm International Peace Research Institute, Taylor and Francis Pub., London & Philadelphia.
- WILKINSON, C. (ed.) (2004). — *Status of Coral Reefs of the World 2004*. Australian Institute of Marine Science.
- ZANN, L.P. (2000). — The Eastern Australia region: a dynamic tropical/temperate biotone. *Mar. Pollut. Bull.*, 41: 188-203.

