

Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bioindicateur de l'état de santé des
récifs coralliens.

par

Ophélie Kerckhove

Essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, janvier 2012

Sommaire

Cet essai traite des bioindicateurs, ces organismes ou groupes d'organismes qui donnent des renseignements sur les conditions environnementales dans lesquelles ils vivent. Les bioindicateurs sont des mesures biologiques de substitution. Ils permettent d'évaluer un stress sans le mesurer directement. Plusieurs qualités des bioindicateurs les rendent très avantageux : ils sont économiques, donnent une réponse intégrée (dans le temps et dans l'espace) et détectent les synergies possibles entre plusieurs stress.

Les écosystèmes coralliens sont des écosystèmes extrêmement diversifiés et riches. Qui plus est, une grande partie de la population humaine mondiale dépend de ces richesses pour leur survie. Il est donc très important de garder ces écosystèmes dans un bon état de santé. Pour cela, une surveillance s'impose. L'objectif principal de cet essai était de découvrir s'il existe des bioindicateurs récifaux qui pourraient qualifier l'état de l'écosystème.

Les poissons ont été choisis parce que ce sont de bons bioindicateurs aquatiques. Ils exhibent toute une gamme de réponses aux stress, des biomarqueurs aux bioindicateurs du niveau de la communauté. En effet, leurs hormones, leur morphologie, leur comportement ou leur abondance varient en fonction de stress plus ou moins spécifiques. Ces variations permettent de poser un diagnostic.

Cependant, malgré l'abondance de littérature concernant les bioindicateurs ichthyens d'eau douce, celle concernant les bioindicateurs des écosystèmes coralliens en est encore au stade embryonnaire. Tout d'abord, la recherche sur la bioindication en général se focalise trop sur les stress chimiques. Certes, les récifs coralliens sont victimes de la pollution, mais ce n'est qu'une des menaces importantes auxquelles ils font face. La sédimentation, les changements climatiques et la surpêche ont également un gros impact sur la santé de ces systèmes. D'autre part, peu de bioindicateurs récifaux sont reconnus. Les familles des *Chaetodontidae*, les poissons-papillon, et des *Pomacentridae*, les poissons-demoiselle, semblent l'être. L'assemblage de poissons reste sans doute le bioindicateur le plus utilisé.

Certains candidats paraissent avoir beaucoup de potentiel, et mériteraient une recherche plus approfondie : la guildes des herbivores, probablement le candidat le plus sérieux, celle des planctivores et enfin la signature trophique. Il faut donc poursuivre les efforts, afin d'acquérir une meilleure compréhension de ces écosystèmes et de pouvoir les protéger. Il serait bon de développer les connaissances sur le recrutement, qui semble être une variable confondante importante. Il faut également que les plans de conservation soient montés avec le plus grand soin. La sélection d'un, ou idéalement plusieurs, bioindicateur en fait partie. Un bioindicateur non-adapté ne sert à rien. Il faut le sélectionner en fonction de la question écologique à laquelle on veut répondre. Pour finir, il faut se concentrer sur les seuils d'action, ce qui est probablement une des questions les plus délicates en bioindication. Cela se résume à savoir quand agir.

Remerciements

Je tiens à remercier les personnes qui ont contribuées à l'écriture de cet essai. Pour le côté académique, j'aimerais remercier mon superviseur le Dr Marc Bélisle d'avoir accepté cette tâche. Merci également à la coordonnatrice de la maîtrise en écologie internationale, Caroline Cloutier, pour son aide. Pour le côté technique, merci à Philippe Kerckhove et Alexandra Fontaine pour leurs commentaires pertinents. Merci à Sam G. Hessami pour son support technologique. Enfin, merci à Marie-Hélène Kerckhove pour son soutien indéfectible.

J'aimerais également remercier l'aide financière aux études du gouvernement du Québec de m'avoir permis de financer ma maîtrise.

Table des matières

Sommaire	ii
Remerciements	iv
Liste des sigles, des symboles et des acronymes	vii
Introduction	1
Chapitre I : BIOINDICATEURS ET CONCEPTS CONNEXES	3
1.1 Qu'est-ce qu'un bioindicateur?	3
1.1.1 Définition	3
1.1.2 Terminologie	5
1.2 Critères de sélection	7
1.3 Différentes catégories de bioindicateurs	11
1.3.1 Les espèces bioaccumulatrices	11
1.3.2 Les bioindicateurs de réaction	12
1.3.3 Bioindicateurs de biodiversité	13
1.4 Biomarqueur	13
1.5 Avantages et limitations des bioindicateurs et des biomarqueurs	16
1.5.1 Avantages	16
1.5.2 Limitations	19
Chapitre II : LES POISSONS BIOINDICATEURS	21
2.1 Biomarqueurs	22
2.1.1 Biochimie	23
2.1.2 Immunotoxicologie et histopathologie	29
2.2 Bioindicateurs de changement environnemental	35
2.2.1 Individu	35
2.2.2 Population	39
2.2.3 Communauté	44
Chapitre III : LES BIOINDICATEURS DANS LES ÉCOSYSTÈMES CORALLIENS	48

3.1	Problèmes rencontrés par les écosystèmes coralliens	48
3.2	Poissons bioindicateurs connus	53
3.3	Candidats potentiels	62
3.4	Les bioindicateurs et la conservation des écosystèmes coralliens?	66
	Conclusion	72
	Liste des références.....	81

Liste des sigles, des symboles et des acronymes

AChE	Acétylcholinestérase
ALAD	Acide delta-aminolévulinique déshydratase
BPC	Polychlorobiphényles
ChE	Cholinestérase
CYT P450	Mono-oxygénase à cytochrome P450 1A
EROD	Ethoxyrésorufine-o-dééthylase
GSH	Glutathion
GSSG	Glutathion disulfure
GST	Glutathion-S-transférase
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
MT	Métallothionéines
SOD	Superoxyde dismutase
VG	Vitellogénine

Introduction

De nombreux récifs coralliens sont en danger à travers le monde; des stress, naturels ou anthropogéniques, menacent leur intégrité et leur bon fonctionnement écologique (Dustan, 2006; Pratchett *et al.*, 2006). Ces stress sont parfois simultanés, parfois même synergétiques et jouent sur plusieurs échelles spatiales (Dustan, 2006). La situation est d'autant plus préoccupante que les écosystèmes coralliens soutiennent une incroyable biodiversité: ils abritent plus de phyla que n'importe quel écosystème sur Terre (Sheppard *et al.*, 2009) et sont parmi les plus productifs au monde (Hoegh-Guldberg, 1999). De plus, ils fournissent des services à la population mondiale, en la nourrissant, la protégeant contre les courants forts et les tempêtes, et en la divertissant (tourisme) (Sheppard *et al.*, 2009; Mumby, 2006). Ces services rendus ont une valeur économique qui fut évaluée à près de 30 milliards de dollars américains par an en 2003 (Sheppard *et al.*, 2009). Autrement dit, personne n'a intérêt à laisser la situation s'empirer.

La Convention sur la diversité biologique, adoptée à Rio de Janeiro en 1992, incite les états à protéger les écosystèmes (art.8.d), à planifier des stratégies de gestion (art 8.f) et à prendre les actions nécessaires « lorsqu'un effet défavorable important sur la diversité biologique a été déterminé » (art.8.l). Le point crucial est donc de déterminer les effets que subissent les écosystèmes coralliens et d'identifier leur source afin de pouvoir protéger ces écosystèmes. Les évaluations environnementales ne sont pas chose aisée : pour déterminer les effets du stress sur l'écosystème, les scientifiques ont besoin de relever des données; il est cependant impossible d'évaluer toutes les espèces, d'où l'intérêt d'utiliser des bioindicateurs (Markert *et al.*, 2003; Burger, 2006b). Ces derniers deviennent prépondérants dans les évaluations environnementales (Burger, 2006a).

Cet essai a trois objectifs. Le premier est de définir le concept de bioindicateur. Il permettrait ainsi d'atteindre le deuxième objectif, c'est-à-dire de dresser un portrait des connaissances sur

les poissons bioindicateurs reconnus (d'eau douce et d'eau salée), ainsi que leur réponse à un changement de leur environnement. En effet, les poissons bioindicateurs sont utilisés depuis longtemps dans les écosystèmes d'eau douce. Grâce à leurs besoins écologiques spécifiques, ils donnent de très bons signes précurseurs de déviations dans le degré d'atteinte de ces besoins (Markert *et al.*, 2003). De nombreuses facettes de l'écologie des poissons sont capables de dénoncer les stress environnementaux auxquels ils font face, et donc de prévenir les scientifiques que quelque chose ne va pas dans l'écosystème étudié.

Malgré l'utilisation fréquente et relativement ancienne des poissons bioindicateurs dans les rivières et lacs, celle-ci est plus récente dans les écosystèmes marins (USEPA, 2008). La recherche en est encore au stade embryonnaire, en particulier pour les récifs coralliens. Ce fait est étonnant, puisque les écosystèmes coralliens sont très riches en biodiversité, mais également très menacés (Sheppard *et al.*, 2009). De plus, les menaces principales qu'ils connaissent font consensus. Les effets de ces menaces sur la communauté sont étudiés. Mais trouver un organisme récifal, dont la réaction sera le signe précurseur que l'écosystème va mal n'est pas chose aisée. C'est pourquoi le troisième objectif de cet essai est d'analyser la potentialité d'espèces récifales comme bioindicateurs.

Cet essai commence donc par définir le concept de bioindicateur, concept assez large et parfois utilisé à mauvaise escient. Les notions de bioaccumulation et de biomarqueurs sont également amenées. Puis, ce concept est illustré par les poissons, qui sont des organismes aquatiques remarquables pour détecter toutes sortes de changements environnementaux. Leurs réactions à différentes échelles d'organisation biologique seront données en exemple. Finalement, un exposé sera fait des problèmes majeurs auxquels font face les écosystèmes coralliens de nos jours, avec les bioindicateurs ichthyens déjà utilisés par les scientifiques sur les récifs, et ceux qui pourraient l'être dans le futur.

Chapitre I

Bioindicateurs et concepts connexes

Le concept de bioindicateur est très important, tout particulièrement pour la conservation et la gestion des écosystèmes (Adams, 2002). Cependant, bien que très utilisés en pratique (Landres *et al.*, 1988; Niemi et McDonald, 2004), les bioindicateurs peuvent être confondants dans la théorie. En effet, il existe plusieurs concepts connexes aux bioindicateurs, comme les biomarqueurs par exemple. Ces autres indicateurs peuvent parfois avoir un rôle très similaire à celui des bioindicateurs, si bien que tous les auteurs ne s'entendent pas sur les limites de leur définition. De plus, le concept de bioindicateur dont traite cet essai est couvert par une terminologie assez diverse dans les publications scientifiques. Par conséquent, il est primordial de commencer par définir ce qu'on entend par « bioindicateur » et de tenter de clarifier les concepts connexes.

1.1 Qu'est-ce qu'un bioindicateur?

Ce chapitre a pour but d'éclairer cette notion, en expliquant premièrement ce qu'est un bioindicateur, mais également ce qu'il n'est pas. En effet, il existe certains concepts connexes qu'il est important de différencier du concept central de bioindicateur.

1.1.1 Définition

Un bioindicateur est un organisme utilisé pour évaluer les conditions environnementales dans lesquelles il vit (Van Gestel et Van Brummelen, 1996; Kaiser, 2001; Markert *et al.*, 2003). C'est en quelque sorte un représentant de son habitat. Ses modifications physiologiques et morphologiques, son abondance ou son succès reproductif, entre autres, sont sensés refléter les changements que l'habitat subit (Lévêque et Mounolou, 2008; Kaiser, 2001; Landres *et al.*,

1988). Le bioindicateur est une mesure indirecte, substitutive, d'un phénomène écologique (Landres *et al.*, 1988).

Ici, le terme organisme est à prendre au sens large : il peut désigner un organisme au sens strict, une partie d'organisme ou une communauté d'organismes (Markert *et al.*, 2003). Lorsqu'il s'agit d'une partie d'organisme, on parle alors souvent de biomarqueur, notion qui sera définie un peu plus loin. Le principe sur lequel se basent les bioindicateurs est le suivant : certaines espèces ont des besoins spécifiques pour leur survie et le fait de ne pas réussir à combler ces besoins peut résulter en un « déséquilibre écologique » (Kaiser, 2001). Ce déséquilibre se traduit par des variations dans les paramètres écologiques de ce bioindicateur : son intégrité physique, ses paramètres d'histoire de vie, etc. Des variations de ces paramètres permettent de jauger à quel point le bioindicateur « est en marge de ses besoins optimaux » (Lévêque et Mounolou, 2008, p.235). Par exemple, la présence de bioindicateurs à un endroit donné signifie également la présence de certains facteurs écologiques d'habitat (Kaiser, 2001); Meffe et Carroll, 1994; Mc Geoch, 1998), nécessaires à leur survie (Van Gestel et Van Brummelen, 1996) Les bioindicateurs sont donc des indicateurs de l'état de l'environnement (Kaiser, 2001, en accord avec Landres *et al.*, 1988).

L'interprétation des données se base sur les variations observées pour certaines variables du bioindicateur, tel qu'expliqué. Cependant, il faut se souvenir qu'il existe une variabilité naturelle, que ce soit entre organismes d'une même espèce, entre espèces, ou temporellement, c'est-à-dire entre populations d'une même espèce (Sewell et Griffiths, 2009). Une des principales prémisses de l'utilisation des bioindicateurs est d'être capable de différencier ces variations naturelles des variations induites par les changements environnementaux (Kaiser, 2001), À cette fin, il est primordial d'avoir une bonne connaissance de l'écologie des bioindicateurs choisis, et de posséder de solides informations sur les variations naturelles des critères biologiques d'évaluation (Markert *et al.*, 2003 (p.75); Landres *et al.*, 1988; Greely, 2002; Power, 2002).

Les anomalies physiologiques ou morphologiques des bioindicateurs peuvent être de bons signes de changements environnementaux (Kaiser, 2001). Ces anomalies peuvent être des effets secondaires indésirables, ou des adaptations afin d'augmenter les chances de survie dans le nouvel environnement (Kaiser, 2001). Certains auteurs considèrent que le comportement d'un bioindicateur peut également être un facteur à étudier. Un exemple souvent cité est celui de la fréquence de ventilation de la truite arc-en-ciel, utilisé pour détecter la présence de substances toxiques dans l'eau (Lange et Lambert, 1995). La fuite, ou l'évitement d'une zone contaminée sont d'autres exemples de critères (Little, 2002). Dans les cas extrêmes, la mort du bioindicateur, causée par des changements physiologiques non viables, pourrait être également un critère d'évaluation.

En résumé, les bioindicateurs permettent de caractériser l'état présent d'un habitat-clé (Dale et Beyeler, 2001; Niemi et McDonald, 2004), ainsi que l'évolution de l'état de l'écosystème dans le temps (Lévêque et Mounolou, 2008, p.235; Kaiser, 2001). Par conséquent, ils peuvent ainsi constituer un moyen de contrôle d'efficacité des mesures de conservation mises en place, et orienter les correctifs nécessaires, le cas échéant (Lévêque et Mounolou, 2008, p.235). Ils peuvent également identifier une source de perturbation de l'écosystème (Kaiser, 2001; Dale et Beyeler, 2001).

Outre les plantes terrestres qui sont très souvent utilisés comme bioindicateurs (Kaiser, 2001; Burger, 2006b; Niemi et McDonald, 2004), on peut citer les algues, les invertébrés, les amphibiens, les oiseaux, les mammifères et, ce qui constitue le sujet d'intérêt de cet essai, les poissons (Burger, 2006b; Niemi et McDonald, 2004).

1.1.2 Terminologie

La terminologie concernant les organismes capables de donner des renseignements sur leur environnement est très diverse. Il peut être intéressant de s'y attarder. On remarque que les

bioindicateurs possèdent d'autres appellations qui diffèrent en fonction du niveau d'organisation biologique étudié.

Tout d'abord, commençons par les organismes sentinelles. Ce sont des bioindicateurs qui s'intéressent au niveau d'organisation biologique de l'individu (Lévêque et Mounolou, 2008, p. 235). Les organismes sentinelles répondent rapidement, en général, à un contaminant (Kaiser, 2001) ce qui en fait des signes précurseurs (*early warning signals*). Ils sont souvent utilisés afin de protéger la santé humaine, comme l'illustre l'utilisation du canari *Serinus canaria* dans les mines de charbon. Les mineurs amenaient avec eux un canari, car ces derniers sont très sensibles à la présence de monoxyde de carbone (Kaiser, 2001). La mort de l'oiseau signifiait un danger imminent pour les travailleurs.

Il existe aussi les espèces indicatrices. Il faut noter que souvent, le terme bioindicateur est amalgamé avec celui d'espèce indicatrice lorsque le bioindicateur est une espèce, ou un groupe d'espèces utilisées concurremment (Landres *et al.*, 1988; Kaiser, 2001; Dale et Beyeler, 2001). Cette terminologie est utilisée dans le sens d'une espèce indiquant l'état de l'environnement. Les espèces indicatrices sont par conséquent utilisées pour décrire l'état d'une population ou d'une communauté.

Finalement, un terme qui peut également être rencontré est celui d'indicateur écologique. C'est un indicateur qui s'intéresse plus particulièrement à la composition, la structure ou la fonction de l'écosystème considéré. Il quantifie l'intensité, le degré d'exposition à un stress ou la réponse de l'écosystème à ce stress (Dale et Beyeler, 2001; Van Gestel et Van Brummelen, 1996; Niemi et McDonald, 2004). Les variables qui peuvent être mesurées pour la composition de l'écosystème sont la richesse spécifique ou l'abondance par exemple; pour la structure, les niveaux trophiques ou la répartition des populations (Niemi et McDonald, 2004); pour la fonction, la production primaire ou le taux de recyclage des nutriments (Lévêque et Mounolou, 2008 (p.236), Van Gestel et Van Brummelen, 1996). Un indicateur écologique peut donc être un bioindicateur, bien qu'il ne le soit pas nécessairement. Il existe deux points de distinction. Premièrement, le niveau d'organisation biologique étudié : les indicateurs

écologiques s'intéressent aux effets sur l'écosystème en entier, alors qu'un bioindicateur pourrait s'arrêter au niveau organisationnel de la population. Deuxièmement, un bioindicateur est un organisme vivant (ou une partie d'organisme vivant), tandis que l'indicateur écologique pourrait être le taux de recyclage des nutriments (Lévêque et Mounolou, 2008 (p.236), Van Gestel et Van Brummelen, 1996). En résumé, on peut dire que les indicateurs écologiques sont des « représentations quantitatives des forces » qui façonnent un écosystème (Marques *et al.*, 2009).

1.2 Critères de sélection

Les bioindicateurs ont le potentiel de fournir d'amples et précieuses informations sur l'écosystème dans lequel ils vivent. Grâce à celles-ci, la santé de l'écosystème peut être suivie, ainsi que celle de la communauté qu'il soutient. Ce suivi est d'autant plus important que la protection de la biodiversité est devenue un enjeu mondial. Par conséquent, il est primordial de choisir avec précaution le ou les bioindicateurs qui seront utilisés. Certains critères reviennent très souvent dans la littérature. Il est bien évident que tous n'ont pas la même importance. En effet, bien qu'il soit préférable de remplir certains critères comme la simplicité (pour une meilleure compréhension du public), il est obligatoire d'en remplir d'autres, comme une solide connaissance écologique préalable de l'espèce utilisée.

Tout d'abord, tel qu'expliqué plus haut, une solide connaissance de l'écologie de l'espèce choisie est une condition *sine qua non* pour être bon bioindicateur (Markert *et al.*, 2003 (p.75); Landres *et al.*, 1988; Power, 2002). Il faut connaître ses paramètres de cycle de vie, sa physiologie, sa dynamique de population etc (Markert *et al.*, 2003 (p.75). En effet, il faut posséder des données sur les variations naturelles que connaît l'espèce afin de séparer les phénomènes naturels des influences anthropogéniques (Landres *et al.*, 1988; Dale et Beyeler, 2001; Sewell et Griffiths, 2009). Certains auteurs préconisent même que des études sur l'espèce aient été faites dans d'autres endroits (Kaiser, 2001). Les réactions de l'espèce doivent donc être raisonnablement prévisibles (Niemi et McDonald, 2004). De plus, cette

information doit être de préférence quantitative (Burger, 2006b). Prenons l'exemple de la bioconcentration : certains facteurs, tels l'âge ou le sexe, font varier les capacités de bioconcentration d'un individu (Munawar *et al.*, 1995). Par conséquent, tous les individus n'auront pas la même valeur en tant que bioindicateur. Le fait d'avoir conscience de ces variations naturelles permet d'utiliser l'espèce à son plein potentiel (Landres *et al.*, 1988), et d'éliminer des variables confondantes. Dans le cas d'un biomarqueur, l'impact d'une variation de celui-ci sur la survie, la croissance ou la reproduction de l'individu doit avoir été documenté (Van Gestel et Van Brummelen, 1996).

Ensuite, la réaction du bioindicateur face au stress étudié doit être reconnue comme telle, et détectable (Niemi et McDonald, 2004). Ce critère paraît assez évident : si l'on ne sait pas ce que l'on cherche, ou qu'on ne peut pas le percevoir, la quête s'arrête là. Pour les bioindicateurs de changements environnementaux, une bonne corrélation entre la concentration de contaminant dans le corps de l'individu et celle dans le milieu est requise (Munawar *et al.*, 1995); pour les bioindicateurs de changement de communauté, on doit pouvoir établir une bonne corrélation entre la variation de leur richesse spécifique (lorsqu'on utilise plusieurs indicateurs) et celle des autres groupes (Sewell et Griffiths, 2009). Lorsque la réponse mesurée est la présence ou l'absence d'une espèce, certains auteurs exigent un lien de cause à effet direct entre cette réponse et le changement environnemental (Landres *et al.*, 1988). Une simple corrélation n'est selon eux pas suffisante, car il serait difficile de faire la différence entre l'influence du contaminant, et d'autres facteurs naturels de régulation comme la prédation ou une maladie (Landres *et al.*, 1988).

Un autre des critères importants est le fait d'être un signe précurseur (*early warning signal*) des changements environnementaux. Il faut que la réaction du bioindicateur nous laisse anticiper celle de l'écosystème (Markert *et al.*, 2003 (p.203), Dale et Beyeler, 2001; Carignan et Villard, 2002; Sewell et Griffiths, 2009), afin de pouvoir la prévenir. Plus le niveau taxonomique de l'indicateur est bas, plus sa réponse est rapide, ce qui en fait un bon signe précurseur (Niemi et McDonald, 2004). De ce fait, les biomarqueurs seront très efficaces, car

directement liés aux effets biologiques du phénomène étudié (Markert *et al.*, 2003 (p.203), Niemi et McDonald, 2004). Mais ils permettent moins de tirer des conclusions à grande échelle (au niveau écosystémique, par exemple) (Niemi et McDonald, 2004). Des bioindicateurs au niveau de la population ou de la communauté seront de meilleurs indicateurs à ce niveau (Niemi et McDonald, 2004). Cependant, ils auront une réponse plus lente, donc moins de sensibilité, ainsi qu'une plus grande variabilité naturelle (Niemi et McDonald, 2004). Par conséquent, il s'agit d'analyser chaque situation au cas par cas afin de sélectionner l'indicateur le plus adapté, compromis acceptable entre le niveau de sensibilité et la variabilité (Niemi et McDonald, 2004).

Les notions d'espace et de temps sont essentielles dans la sélection du meilleur bioindicateur. En ce qui concerne l'espace, un critère recommandé est celui de la sédentarité du bioindicateur (Landres *et al.*, 1988; Munawar *et al.*, 1995). Le fait que le bioindicateur ne subisse que les conditions de l'habitat étudié diminue les risques de variables confondantes et la variabilité des réponses (Landres *et al.*, 1988). En effet, les espèces migratrices sont potentiellement sujettes à d'autres stress au cours de leur déplacement (Landres *et al.*, 1988). Un deuxième critère spatial, lié au précédent, est celui de l'aire couverte par le bioindicateur. Idéalement, le bioindicateur possède une grande aire de répartition (Sewell et Griffiths, 2009), qui couvre entièrement l'habitat étudié. Encore une fois, cela permet une meilleure appréhension de la perturbation environnementale, ou une meilleure représentation de la communauté (Munawar *et al.*, 1995). Quant à la notion temporelle, il est recommandé que le bioindicateur ait un cycle de vie d'une saison ou une année, pour une meilleure intégration des données (Munawar *et al.*, 1995).

Il faudrait également que le bioindicateur ait une population importante (Munawar *et al.*, 1995). Tout d'abord pour que les prélèvements d'individus n'aient pas de répercussions au niveau des populations. Ensuite, pour permettre la validité statistique des données avec une taille d'échantillon suffisamment grande (Munawar *et al.*, 1995; Kaiser, 2001; Landres *et al.*, 1988). Enfin, le bioindicateur doit être facile à capturer (Munawar *et al.*, 1995; Kaiser, 2001;

Sewell et Griffiths, 2009), ce qui par ailleurs est souvent lié à la taille de la population (Landres *et al.*, 1988).

Les derniers critères importants ne sont pas tant reliés à l'écologie qu'au contexte social et financier. En effet, tout doit être fait selon un budget, par définition limité. Cette situation est encore plus vraie dans les agences gouvernementales. Par conséquent, un bon bioindicateur doit être rentable, c'est-à-dire avoir une bonne efficacité de coûts (Marques, 2009; Carignan et Villard, 2002; Niemi et McDonald, 2004). Le fait qu'il soit abondant, facile à capturer et que sa réaction soit facilement mesurable va bien sûr dans ce sens (Landres *et al.*, 1988). Il peut être intéressant aussi de choisir des mesures qui soient faciles à communiquer et à comprendre, même par le grand public (Marques, 2009; Dale et Beyeler, 2001). Une plus grande conscientisation amène une volonté d'agir, et possiblement un meilleur financement. Malgré tout, ces critères doivent rester au second plan : les critères écologiques doivent toujours être priorités pour une meilleure efficacité (Landres *et al.*, 1988).

En dernier lieu, il faut mentionner ceci : il serait plus avantageux d'utiliser plusieurs bioindicateurs plutôt qu'un. Les auteurs Sewell et Griffiths (2009) ont repris sept articles sur les bioindicateurs. Un point sur lequel tous s'accordent est que les bioindicateurs de changements environnementaux devraient permettre de détecter une grande variété de stress au cours du temps (voir également Carignan et Villard, 2002). Le meilleur moyen d'y arriver serait de combiner plusieurs bioindicateurs. Cette opinion est partagée par Dale et Beyeler (2001), qui font partie des auteurs des articles étudiés. Ils considèrent que les bioindicateurs utilisés devraient procurer une information utile sur « la structure, la fonction et la composition du système écologique », en intégrant tous les gradients présents dans l'écosystème (ex : sol, température).

1.3 Différentes catégories de bioindicateurs

Il existe différentes catégories de bioindicateurs. Elles sont déterminées en fonction du rôle du bioindicateur, c'est-à-dire de la tâche pour laquelle il est employé. Certains mesurent l'impact d'un changement environnemental, d'autres quantifient l'exposition à certaines substances; d'autres encore permettent d'évaluer la biodiversité de la communauté, actuelle et future.

1.3.1 Les espèces bioaccumulatrices

Les espèces bioaccumulatrices ont la capacité d'accumuler des contaminants (Kaiser, 2001). Ces derniers se transfèrent par bioconcentration (transfert direct à partir du milieu environnant) et par bioamplification (transfert par les niveaux trophiques de la chaîne alimentaire) (Kaiser, 2001). L'accumulation à laquelle les espèces bioaccumulatrices procèdent est une forme de résistance aux changements environnementaux (Marques, 2009). La concentration des contaminants est alors plus grande dans l'organisme bioindicateur que dans le milieu (par exemple, l'eau). Cela le rend très intéressant pour détecter très tôt une contamination du milieu. En effet, le contaminant est détectable dans le bioindicateur avant de l'être dans le milieu, par des mesures traditionnelles (Marques, 2009). De plus, les espèces bioaccumulatrices rendent possible une surveillance de l'évolution d'une contamination.

L'un des organismes les plus étudiés pour ses propriétés de bioaccumulation, qui en font un très bon bioindicateur, est la moule commune *Mytilus edulis* ou *M. galloprovincialis*, puisqu'elle remplit presque tous les critères de sélection mentionnés un peu plus tôt (Munawar *et al.*, 1995). Les mollusques marins et d'eau douce ont en effet de grandes capacités de bioconcentration de xénobiotiques (Kaiser, 2001). Plus spécifiquement, les bivalves sont très utilisés parce qu'ils sont sessiles, possèdent une vaste répartition et bioaccumulent; ils parviennent également à détoxifier leur organisme lorsque la concentration extérieure du contaminant baisse (Marques, 2009). Un programme de surveillance de la pollution des zones côtières américaines basé sur la moule en tant que bioindicateur a d'ailleurs été créé vers 1975

(Kaiser, 2001) et s'intitule *Mussel Watch Program* (Munawar *et al.*, 1995; Goldberg, 1975; Kaiser, 2001). La concentration du contaminant à l'intérieur des tissus ne varie pas instantanément, que ce soit pour l'accumulation ou l'élimination (Kaiser, 2001). Cela en fait de bons bioindicateurs pour des suivis à long terme (Kaiser, 2001).

1.3.2 Les bioindicateurs de réaction

Les bioindicateurs de réaction, parfois également nommés bioindicateurs de changement environnemental (Sewell et Griffiths, 2009), peuvent être divisés en deux groupes : les bioindicateurs de dommage, et les bioindicateurs d'exposition (Markert *et al.*, 2003). Cette distinction correspond à une classification des types de bioindicateurs selon leur mode d'action (Markert *et al.*, 2003).

Les bioindicateurs d'exposition sont des organismes (ou parties d'organisme) qui accumulent des substances provenant de leur environnement (Markert *et al.*, 2003), tel que des polluants ou des métaux lourds, par exemple. Ce sont donc le plus souvent des bioaccumulateurs. Ils possèdent une résistance élevée car ils sont capables d'assimiler des substances polluantes pendant un long laps de temps sans dommage (Markert *et al.*, 2003). Il existe également des bioindicateurs d'exposition sans propriété de bioaccumulation : par exemple, la résistance aux pesticides acquise chez les insectes (Kaiser, 2001). En effet, cette résistance est la preuve que l'insecte a été soumis à la présence des pesticides, sans que ceux-ci ne soient nécessairement bioaccumulés dans son organisme.

Les bioindicateurs de dommage, quant à eux, sont des organismes (ou parties d'organisme) qui développent une réponse, spécifique ou non, à la suite d'une exposition à un contaminant (Markert *et al.*, 2003). Il s'agit par conséquent d'un phénomène de bioconcentration (Steinberg *et al.*, 1994). Les bioindicateurs de dommage répondent assez rapidement à un stress, de façon observable ou mesurable (Markert *et al.*, 2003). Ils doivent pour cela posséder

une résistance au stress peu élevée, ainsi qu'une faible capacité d'adaptation : on appelle cela des organismes sténopotent (Markert *et al.*, 2003).

1.3.3 Bioindicateurs de biodiversité

Les bioindicateurs peuvent également être utilisés comme indicateurs de biodiversité (Markert *et al.*, 2003, selon Mc Geoch, 1998), aussi appelés bioindicateurs de changement de communauté (Sewell et Griffiths, 2009). Puisque que les taxons indicateurs sont sensibles aux modifications de l'écosystème, modifications qui pourraient avoir des impacts sur la biodiversité locale (Market *et al.*, 2003), ils peuvent aussi être utilisés comme substituts pour évaluer les risques d'impact sur cette biodiversité (selon Meffe et Carroll, 1994; Mc Geoch, 1998). Dale et Beyeler (2001) pensent également que certaines espèces indicatrices peuvent être employées pour mesurer la biodiversité locale. Cependant, ces auteurs limitent les conclusions tirées au même groupe fonctionnel. Selon eux, il est improbable que les conclusions puissent être généralisées à toute une communauté (Dale et Beyeler, 2001).

1.4 Biomarqueur

Il est important de mentionner les biomarqueurs à ce stade de l'essai, car leur définition s'entrecoupe avec celle des bioindicateurs, de façon plus ou moins large en fonction des auteurs et des conditions.

Un biomarqueur est un changement observé chez un organisme suite à l'exposition à un stress, le plus souvent chimique (Markert *et al.*, 2003; Steinberg *et al.*, 1994; Van Gestel et Van Brummelen, 1996). Ces changements se produisent au niveau sub-organismique, de la génétique jusqu'à la physiologie (Markert *et al.*, 2003). Ces changements traduisent l'exposition à des stress en général, et permettent parfois l'identification d'un stress en particulier (Markert *et al.*, 2003). En d'autres termes, les biomarqueurs sont les symptômes d'un stress subi par un organisme. Les biomarqueurs sont le plus souvent qualitatifs, parfois quantitatifs (Markert *et al.*, 2003). Les substances produites par l'organisme, comme les poils,

les urines, le sang etc., peuvent également être des biomarqueurs (Van Gestel et Van Brummelen, 1996).

Les biomarqueurs les plus couramment cités sont les cytochromes P450 1A1 et l'activité de l'EROD (ethoxyresorufin-o-deethylase), l'inhibition de la cholinestérase, le mélanisme industriel, les changements structurels et fonctionnels dans les organes (foie, thymus et testicules) (Markert *et al.*, 2003), la protéine vitellogénine (pour les œstrogènes et xénoestrogènes) et la phagocytose. Par exemple, les hémocytes des moules *Dreissena polymorpha* procèdent à la phagocytose de particules exogènes; cette action de phagocytose est un biomarqueur d'intérêt pour l'immunotoxicité ou l'immunosuppression (Markert *et al.*, 2003). Les metallothionéines sont également des biomarqueurs couramment employés dans la détection de métaux lourds (Markert *et al.*, 2003). Ces protéines s'attachent aux métaux et sont donc présentes en plus grande quantité lorsque l'organisme se détoxifie et séquestre des métaux présents en excès (Niemi et McDonald, 2004). Finalement, le glutathion (système protecteur principal contre les stress oxydatifs) est un autre biomarqueur d'intérêt (Munawar *et al.*, 1995).

Certains auteurs intègrent le comportement de l'organisme étudié dans les biomarqueurs (Kaiser, 2001) alors que d'autres le rejettent expressément (Van Gestel et Van Brummelen, 1996), le considérant comme un bioindicateur. Bien évidemment, une déviation du comportement normal d'un organisme est probablement due à un changement physiologique. Néanmoins, considérer le comportement comme un bioindicateur semble plus valide puisque cela cadre mieux avec la notion d'échelle. Les biomarqueurs s'intéressent aux changements sub-organismiques, et les bioindicateurs, aux niveaux organismique et supérieurs. Cela semble plus logique de classer le comportement dans cette dernière catégorie. Les changements morphologiques, quant à eux, sont généralement classifiés dans les biomarqueurs (Van Gestel et Van Brummelen, 1996, Markert *et al.*, 2003). Ils comprennent des variables telles que l'apparence, la dépigmentation ou la surface de déformation (Van Gestel et Van Brummelen, 1996).

Par conséquent, les biomarqueurs sont utilisés pour trois raisons principales. Premièrement, afin d'évaluer les effets sur l'organisme d'un stress au dessous du niveau léthal (Steinberg *et al.*, 1994). Deuxièmement, de bons biomarqueurs sont idéalement des signes précurseurs (*early warning signal*) (Steinberg *et al.*, 1994; Markert *et al.*, 2003; Van Gestel et Van Brummelen, 1996; Adams, 2002). Ils peuvent également signaler la présence de certains composés, même s'ils ne sont présents qu'en de très faibles concentrations (Van Gestel et Van Brummelen, 1996); ainsi, ils sont utilisés de façon assez répandue dans la détection des produits de la dégradation de certains polluants ou de leurs métabolites (Kaiser, 2001). Ceci est difficile à faire avec d'autres méthodes d'analyse (Kaiser, 2001). Les biomarqueurs représentent une méthode simple et rapide de détection, qui prend en considération non seulement la biodisponibilité du composé chimique, mais aussi ses variations spatiales et temporelles (Van Gestel et Van Brummelen, 1996). Le troisième point est plus controversé. Certains auteurs soutiennent que les biomarqueurs permettent à l'occasion d'obtenir des renseignements sur le lien causal entre un stress et les effets sur la communauté et l'écosystème (Steinberg *et al.*, 1994, Van Gestel et Van Brummelen, 1996). Dans ces derniers cas, ce sont des biomarqueurs réagissant plus lentement au stress qui sont utilisés, mais les informations obtenues sont les plus utiles globalement (Steinberg *et al.*, 1994) puisqu'elles touchent le système en entier. Par contre, selon d'autres auteurs tels Van Gestel et Van Brummelen (1996), les biomarqueurs ne seraient pas adaptés pour « traiter de situations d'exposition ponctuelle où des niveaux trophiques entiers sont altérés » (Van Gestel et Van Brummelen, 1996). Selon eux, ce lien doit encore être montré. En d'autres termes, il serait difficile de relier le changement observé à un quelconque impact écologique (Markert *et al.*, 2003). Ils concèdent malgré cela que l'utilisation des biomarqueurs est possible dans ces cas, mais couplée à des mesures au niveau de la communauté (Van Gestel et Van Brummelen, 1996; Adams, 2002). Néanmoins, d'autres auteurs soutiennent que des biomarqueurs peuvent être des indicateurs de phénomènes touchant les populations, une communauté ou un écosystème; il faut pour cela que les répercussions des pathologies touchant l'organisme aient

été étudiées en profondeur, et qu'elles puissent être reliées à des phénomènes écologiques touchant les niveaux d'organisation biologique supérieurs (Power, 2002). Par exemple, pour un biomarqueur impliqué dans la reproduction de l'organisme, le lien avec les effets écologiques sur la population sera vraisemblablement plus facile à montrer car le fait pour des individus de ne pas pouvoir de reproduire a un effet assez évident sur leur population. Dans ce genre de cas, le biomarqueur devient également bioindicateur (Adams, 2002).

1.5 Avantages et limitations des bioindicateurs et des biomarqueurs

Il existe différentes façons de mesurer l'impact de certains changements environnementaux, ou de surveiller l'état des écosystèmes. Par exemple, le niveau de pollution peut être évalué à l'aide d'instruments de mesure physico-chimiques. Alors pourquoi utiliser les bioindicateurs (incluant les biomarqueurs)? Quel sont les rôles et avantages de ces organismes?

1.5.1 Avantages

Premièrement, l'utilisation des bioindicateurs est financièrement plus économique que celle des moyens de mesure instrumentaux traditionnels, en évitant d'employer du matériel parfois compliqué (Markert *et al.*, 2003); Carignan et Villard, 2002; Jeffrey, 1990), et en permettant également d'économiser du temps (Carignan et Villard, 2002). Les bioindicateurs servent de substituts à des mesures de conditions environnementales qui seraient autrement trop difficiles ou onéreuses à mesurer directement (Landres *et al.*, 1988). Par exemple, il pourrait être intéressant d'utiliser un bioindicateur pour évaluer la présence d'espèces menacées dans un habitat, afin de ne pas les menacer encore plus en les perturbant par certaines manipulations (Kaiser, 2001).

Deuxièmement, ces organismes simplifient l'obtention et la compilation de l'information scientifique (Stahl *et al.*, 2000; Burger, 2006b) provenant des écosystèmes, systèmes très complexes, en permettant d'isoler des aspects clés de l'environnement provenant d'une

multitude de signaux (Niemi et McDonald, 2004). Ceci permet en outre de vulgariser plus facilement l'information pour une meilleure compréhension du grand public (Marques, 2009). Étant donné que l'information est synthétisée et simplifiée, plusieurs auteurs la qualifient d'information synoptique (Jeffrey, 1990; Marques, 2009). Par exemple, les bioindicateurs peuvent détecter les synergies (Jeffrey, 1990). Pour illustrer ce concept, prenons l'exemple de deux polluants déversés au même endroit. Théoriquement, chaque polluant affecte à sa façon le bioindicateur choisi. Cependant, en pratique, il arrive souvent que les effets des polluants s'additionnent et que les effets finaux soient supérieurs à la somme des effets pris séparément : le premier polluant pourrait rendre le bioindicateur plus vulnérable au second. En effet, les polluants, tout comme n'importe quelle perturbation, peuvent agir en synergie. Surveiller un bioindicateur permet de constater cette synergie, puisqu'ils offrent une information intégrée sur leur milieu.

Troisièmement, tel que mentionné, l'utilisation des bioindicateurs permet d'obtenir une information intégrée à long terme sur leur milieu (Jeffrey, 1990). En outre, ils peuvent fournir des informations sur la biodisponibilité des polluants plutôt que sur leur concentration totale dans le milieu, ce qui pourrait être très différent (Markert *et al.*, 2003; Munawar *et al.*, 1995). Par exemple, dans le cas d'un écosystème aquatique, connaître la concentration d'un polluant dans l'eau ne donne pas nécessairement une bonne idée de l'effet que celui-ci peut avoir sur les organismes aquatiques. Ces effets dépendent également de la quantité de polluant présent dans les sédiments (en particulier pour les organismes qui se nourrissent du benthos, en raison de l'adsorption des particules polluantes), dans la chaîne trophique (et donc des capacités de bioconcentration et bioaccumulation des niveaux trophiques inférieurs), des capacités de bioaccumulation de l'organisme lui-même etc (Myers et Fournie, 2002). De plus, certains contaminants pourraient se dégrader en produits (ou en métabolites) tout aussi dangereux, mais moins faciles à détecter avec des moyens de mesure traditionnels (Kaiser, 2001). Le degré de pollution du système serait alors supérieur aux mesures prises. On estime l'amplification biologique de la concentration d'un contaminant de 10^2 à 10^6 fois la concentration du milieu (Jeffrey, 1990).

Pour en revenir au principe de bioaccumulation, il faut savoir que les polluants se retrouvent en concentrations plus élevées dans le *biota* (Munawar *et al.*, 1995). L'utilisation des bioindicateurs permet donc une meilleure et plus rapide caractérisation de ces polluants par rapport à des mesures chimiques traditionnelles. Ceci en fait des *early warning signals* (Kaiser, 2001; Dale et Beyeler, 2001; Niemi et McDonald, 2004), c'est-à-dire des signes précurseurs de perturbation, puisqu'ils la détectent souvent très tôt après la survenance de l'évènement perturbateur avant même que d'autres facteurs ne soient atteints. Voilà pourquoi les bioindicateurs sont de plus en plus utilisés (Landres *et al.*, 1988, Adams, 2002). Un bémol cependant : certains auteurs considèrent qu'à partir du niveau écologique de la communauté, les bioindicateurs ne sont plus réellement un signe précoce d'alerte, étant donné le temps nécessaire pour que les effets soient visibles à ce niveau d'organisation (Hodson, 2002).

Quatrièmement, les bioindicateurs reflètent le temps total d'exposition au polluant, contrairement aux mesures instrumentales (Markert *et al.*, 2003) qui prennent les valeurs des paramètres de façon instantanée et localisée. « Un phénomène transitoire d'augmentation de la concentration d'un contaminant pourrait facilement être manqué par la plupart des programmes de surveillance chimique, mais laisserait vraisemblablement un impact mesurable sur des organismes vivants » (Natesan et Slimak, 2006; Jeffrey, 1990). Ceci est dû en partie aux capacités de bioaccumulation des bioindicateurs. Le polluant (ou ses effets sur l'organisme) reste dans leur organisme même après qu'il a disparu de l'écosystème.

Cinquièmement, les bioindicateurs peuvent potentiellement nous fournir les bases des relations de cause à effet entre les stress et les réactions qu'ils provoquent (Suter II, 2009), en plus de nous aider à identifier ces mêmes sources de stress (Kaiser, 2001; Dale et Beyeler, 2001). Le comportement des poissons en est une bonne illustration. Le comportement d'évitement d'une zone contaminée par les métaux lourds a été étudié chez la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* (Svecevicus, 2001). Il fut observé que l'occurrence du comportement est proportionnelle à la concentration des métaux (Svecevicus, 2001). Ce bioindicateur donne

donc de l'information non seulement sur les effets des métaux lourds, mais aussi sur la gradation de ces effets.

Sixièmement, les bioindicateurs peuvent également mettre en exergue les procédés écologiques en action (Markert *et al.*, 2003) : les auteurs prennent l'exemple de la présence des poissons prédateurs, qui indiquent que la chaîne alimentaire est suffisamment en bonne santé pour permettre de les nourrir. Tous les maillons inférieurs sont donc présents, avec des populations suffisantes pour pouvoir faire subsister chaque niveau qui leur est supérieur.

Les données obtenues grâce aux bioindicateurs s'inscrivent dans une matrice spatio-temporelle. L'espace et le temps sont par conséquent des paramètres extrêmement importants à prendre en considération lorsqu'il s'agit de choisir un bioindicateur approprié, tel qu'il a déjà été mentionné dans la section des critères de sélection (Hodson, 2002).

1.5.2 Limitations

Tout d'abord, comme on peut le constater, les rôles des biomarqueurs sont très similaires à ceux des bioindicateurs; cependant, plus le niveau d'organisation écologique augmente, plus les conclusions que l'on peut tirer des biomarqueurs sont limitées, ou tout au moins controversées. Malgré tout, les biomarqueurs peuvent être un meilleur choix que les bioindicateurs, dans le sens où les premiers sont plus sensibles, plus rapidement, aux agents chimiques (Niemi et McDonald, 2004). Ils sont en effet en ligne de front (Adams, 2002). Par conséquent, ils sont plus fiables pour déterminer la nature d'un contaminant (Niemi et McDonald, 2004). De plus, les réponses révélées par les biomarqueurs ont une plus faible variabilité que celles des bioindicateurs à cause, chez ces derniers, de l'existence d'autres stress (Hodson, 2002) et de mécanismes de compensation entre autres, ce qui sera expliqué un peu plus loin (Power, 2002). Par contre, les bioindicateurs ont une signification écologique plus forte (Niemi et McDonald, 2004), et prennent en compte plus de facteurs, comme les cycles prédateur-proie et les variations dans la structure de la communauté (Power, 2002).

Ces facteurs pourraient pousser le bioindicateur à relocaliser ses dépenses énergétiques ailleurs que dans sa reproduction ou sa croissance, et le rendre plus sensible à un stress additionnel (Power, 2002). Le choix d'utiliser un biomarqueur ou un bioindicateur dépendra donc de la question posée (Hodson, 2002). Cependant, il peut être intéressant d'associer les deux types d'indicateurs au sein d'une même étude (Hodson, 2002).

L'autre limitation principale est liée à l'interprétation des données. En effet, il existe dans les écosystèmes des facteurs confondants qui pourraient avoir tendance à masquer l'effet d'un changement environnemental, ou au contraire à l'imiter (Power, 2002). L'ADN, par exemple, s'adapte et se répare face à des conditions environnementales changeantes (Markert *et al.*, 2003). C'est ce qu'on appelle un mécanisme de compensation naturelle (Power, 2002). Cela complique la compréhension des résultats (Markert *et al.*, 2003). De plus, la variabilité naturelle à laquelle on s'attend pour une caractéristique donnée pourrait très bien masquer l'effet d'un contaminant : telle concentration d'un contaminant pourrait alors être considérée à tort comme un seuil de non-réponse (Power, 2002). Ou, au contraire, la variabilité naturelle pourrait avoir été sous-estimée et se faire passer pour un effet du contaminant (Power, 2002). En d'autres termes, il peut être difficile de savoir si les changements observés sont dus à une fluctuation naturelle des paramètres environnementaux, ou s'ils sont dus à un stress (Sewell et Griffiths, 2009). Certains facteurs comme l'âge de l'organisme, son sexe, sa maturité sexuelle etc peuvent biaiser les résultats : ce sont donc des facteurs à contrôler (Hodson, 2002). Enfin, les populations et communautés sont régulées par des mécanismes dépendants de la densité (relation proie-prédateur, maladies, choix d'un site de frai etc) et indépendants de la densité (facteurs physiques) (Power, 2002). Ces mécanismes jouent un rôle sur la façon dont les organisations écologiques répondent à un stress, ce qui explique que le lien de cause à effet ne soit pas toujours clair lorsque l'on passe d'un niveau d'organisation à un autre (Power, 2002). Une bonne connaissance de ces mécanismes permet de mieux mesurer les réponses des indicateurs (Power, 2002).

Chapitre II

Les poissons bioindicateurs

À présent que le concept de bioindicateur a été défini, intéressons-nous à une catégorie d'organismes en particulier : les poissons. Qu'est-ce qui explique le fait que les poissons sont souvent utilisés comme bioindicateurs (Kaiser; Azevedo *et al.*, 2009)? Tout d'abord, les organismes aquatiques sont, de façon générale, plus sensibles aux contaminants que les organismes terrestres (Markert *et al.*, 2003). Ils possèdent une grande richesse spécifique (environ 20 000 à 25 000 espèces) et occupent une grande partie des niches écologiques aquatiques (Bols *et al.*, 2001; Rice et Arkoosh, 2002; Siligato et Böhmen, 2001). Ensuite, les poissons ont des besoins complexes concernant leur habitat : cela touche de multiples facettes de l'écosystème dans lequel ils vivent (Markert *et al.*, 2003). Ainsi, lorsqu'ils sont affectés, l'intégrité de l'écosystème est probablement menacée (Markert *et al.*, 2003). Ce sont donc de très bons indicateurs, à différentes échelles (Markert *et al.*, 2003). De plus, les poissons sont sans doute les organismes aquatiques qui permettent l'utilisation du plus grand nombre de techniques de détection de contaminants, qu'ils bioaccumulent (Markert *et al.*, 2003). En effet, leur taille est suffisante pour permettre ce genre d'analyses (Markert *et al.*, 2003). Toutes ces qualités expliquent sans doute que les poissons soient le taxon le plus utilisé dans les cas de contamination chimique (dans 25% des cas), selon une revue de littérature datant de 2006 (Burger, 2006a). On observe également un lien de cause à effet entre les effets observés chez les poissons benthiques et la présence de contaminants (Marques, 2009), ce qui rend cette catégorie de poissons très intéressante comme bioindicateur aquatique.

Un autre taxon très utilisé comme bioindicateur aquatique est celui des macroinvertébrés (Kaiser, 2001). Cependant, l'utilisation des poissons confère quelques avantages, notamment le fait que le public est plus sensible à ceux-ci, que la pêche, récréative ou non, est un facteur économique important, que les poissons sont en général plus faciles à identifier et que leurs

besoins écologiques sont plus connus (Kaiser, 2001; USEPA, 2008; Bols et al., 2001; Siligato et Böhmen, 2001). Cette facilité d'identification, couplée à une capture assez simple, en font un bioindicateur rentable (Markert *et al.*, 2003). L'information peut être obtenue rapidement, ce qui permet d'agir sans attendre sur la gestion de l'écosystème (Markert *et al.*, 2003). De plus, certains poissons vivant longtemps (USEPA, 2008), une meilleure intégration temporelle des effets de la pollution est possible (Markert *et al.*, 2003). Par exemple, le temps d'accumulation est plus long (Markert *et al.*, 2003). Enfin, ils représentent différents niveaux trophiques, en tant que consommateurs primaires et secondaires (Markert *et al.*, 2003). En bref, les poissons remplissent quasiment tous les critères de sélection décrits au chapitre précédent.

Le présent chapitre va tenter d'illustrer différentes utilisations possibles des poissons en tant que bioindicateurs à chaque niveau d'organisation biologique. Les biomarqueurs seront traités tout d'abord, puisqu'ils constituent les réactions biochimiques et histologiques des organismes. Puis les bioindicateurs à proprement parler, que ce soit au niveau de l'individu, de la population, ou plus succinctement, de la communauté. Chaque critère d'évaluation potentiel sera illustré par un ou plusieurs exemples d'espèces de poisson chez qui il aura été vérifié. Cette liste de bioindicateur n'est pas exhaustive. L'objectif de cet essai est ici d'exposer la variété de réponses que les stress provoquent à différents niveaux d'organisation biologique, et de présenter des espèces de poissons chez qui ces réactions ont été identifiées.

2.1 Biomarqueurs

Ce paragraphe, consacré au biomarqueurs, est divisé en fonction du niveau d'organisation biologique auquel ces derniers agissent. Cette division est, jusqu'à un certain point, arbitraire, puisqu'une molécule pourrait agir à plusieurs niveaux. Cependant, elle aide à ordonner les biomarqueurs. La première partie est donc consacrée aux biomarqueurs biochimiques, et la seconde, aux biomarqueurs d'immunotoxicologie et d'histopathologie.

2.1.1 Biochimie

Tel que mentionné, les poissons sont largement utilisés dans la détection de contamination chimique (Burger, 2006a). Un des meilleurs moyens biologiques de détection est sans doute l'emploi des biomarqueurs. Il en existe une grande diversité, puisque tout changement ou déséquilibre dans un organisme pourrait potentiellement servir de biomarqueur. Néanmoins, ils n'ont pas tous la même efficacité ou précision.

Certains biomarqueurs reviennent régulièrement dans les études effectuées telle que la mono-oxygénase à cytochrome P450 1A. Il s'agit d'une enzyme hépatique qui participe au processus de détoxification (Markert *et al.*, 2003; Schlenk et Di Giulio, 2002). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont métabolisés par les poissons et excrétés par la bile, autrement dit, ils ne s'accumulent pas dans l'organisme (Schlenk et Di Giulio, 2002). Grâce à sa grande sélectivité pour certains substrats comme les HAP, les polychlorobiphényles (PCB) et certains pesticides, l'activité de CYT P450 est un bon moyen de montrer l'exposition à ces contaminants (Schlenk et Di Giulio, 2002, Almeida *et al.*, 2010). Le CYT P450 est généralement associé à l'activité de l'EROD (ethoxyrésorufine-o-dééthylase), qu'il active (Schlenk et Di Giulio, 2002). Cette dernière enzyme dégrade certains de ces contaminants en un composé fluorescent facile à détecter (Schlenk et Di Giulio, 2002). L'EROD est également un biomarqueur très utilisé (Markert *et al.*, 2003). Dans Almeida *et al.*, (2010), des juvéniles de bar *Dicentrarchus labrax*, un poisson de mer, sont soumis à un pesticide organophosphoré, le fenitrothion, en laboratoire. Les auteurs ont constaté une augmentation de l'activité de l'EROD en fonction de la concentration du pesticide. Ils ont également constaté une corrélation négative entre cette activité et la vitesse de nage des juvéniles. Une augmentation de l'activité de l'EROD ou du cytochrome P450 1A a de même été relevée chez le gobie lote *Zosterisessor ophiocephalus* près d'une usine de traitement des eaux usées (Corsi *et al.*, 2003), et chez les poissons d'eau douce *Ameioba splendens*, l'ameioba brillante, et le *Goodea atripinnis* près d'un site recevant les eaux usées d'une industrie du sucre. (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Il est à noter que dans cette étude, le sexe était un facteur confondant significatif. Dans Adams *et*

al., (1999), c'est l'achigan à grande bouche *Micropterus salmoides* et le crapet arlequin *Lepomis macrochirus*, espèces d'eau douce, qui ont été choisies pour leur abondance sur le site étudié. L'activité de l'EROD était accrue, ceci en raison de la présence d'industries rejetant des métaux lourds et des contaminants organiques comme le PCB. Cette activité était plus importante chez l'achigan à grande bouche, probablement parce qu'il a une plus grande sensibilité au contaminant, et aussi parce qu'il est carnivore contrairement au crapet arlequin qui est insectivore. Il se nourrit donc de proies qui contiennent plus de contaminants dans leurs tissus. Il vit également plus longtemps, et par conséquent a plus le temps de bioaccumuler. Ceci souligne encore l'importance de bien choisir l'espèce d'un bioindicateur en fonction de ses paramètres de vie.

Un troisième biomarqueur très utilisé chez les poissons est la famille des cholinestérases (ChE), et plus particulièrement l'acétylcholinestérase (AChE) (Walker, 1992; Markert *et al.*, 2003; Schlenk et Di Giulio, 2002). L'acétylcholinestérase est inhibé par les insecticides organophosphorés et les carbamates (Markert *et al.*, 2003; Schlenk et Di Giulio, 2002). Cette inhibition peut résulter en une dysfonction du système gastro-intestinal, une hyperactivité, une léthargie, un arrêt respiratoire ou une paralysie (Schlenk et Di Giulio, 2002). Il est important de noter que les effets des carbamates sont réversibles : l'acétylcholinestérase est donc un meilleur biomarqueur d'une exposition aux organophosphorés (*id.*). L'acétylcholinestérase est le plus souvent prélevée dans le cerveau des poissons; cependant, une méthode alternative moins invasive existe : il s'agit de mesurer cette enzyme et d'autres cholinestérases des globules rouges et du plasma sanguin (Walker, 1992; Schlenk et Di Giulio, 2002). Cependant, il n'existe pas de lien direct entre l'inhibition de l'AChE cérébrale et la ChE sanguine : cette dernière n'est qu'une preuve d'exposition aux organophosphorés, et ne décrit pas leur mécanisme de toxicité (Walker, 1998). Il faut ajouter que depuis quelques années, l'AChE est également parfois utilisée comme biomarqueur d'exposition aux métaux lourds et aux organochlorés (Corsi *et al.*, 2003). L'inhibition de l'AChE dans le cerveau, ainsi que de la ChE dans les muscles de juvéniles de bar *Dicentrarchus labrax* suite à l'exposition au pesticide organophosphoré fenitrothion est corrélée avec une diminution de la vitesse de nage

de ces juvéniles (Almeida *et al.*, 2010). L'activité de l'AchE dans le cerveau de femelles gobies lote *Zosterisessor ophiocephalus* près d'une usine de traitement des eaux usées a également baissé, en particulier dans un site ayant déjà été rapporté comme étant pollué (Corsi *et al.*, 2003). Ce biomarqueur a également été utilisé chez des Goodeaiedae des espèces *Ameca splendens* et *Goodea atripinnis* (Tejeda-Vera *et al.*, 2007).

Un autre biomarqueur possédant une spécificité relativement grande pour un contaminant est la protéine vitellogénine (VG), ou plus précisément son induction chez les mâles (Wirgin et Theodorakis, 2002). Chez les femelles de vertébrés, les hormones d'oestrogènes stimulent la synthèse de la VG où elle sert de précurseur au vitellus (Wirgin et Theodorakis, 2002). Cependant, cette protéine peut être induite chez les mâles exposés à des effluents. C'est par conséquent un bon biomarqueur d'expositions à des xéno-œstrogènes ou à des contaminants appelés perturbateurs endocriniens, qui possèdent ces propriétés hormono-mimétiques (Wirgin et Theodorakis, 2002; Greeley, 2002; Markert *et al.*, 2003). L'œstrogène le plus important chez les poissons est le 17β œstradiol (Greeley, 2002); et effectivement, lorsqu'on injecte cette hormone dans le péritoine d'un mâle, on observe une induction de la vitellogénine (Markert *et al.*, 2003). Dans le Rhin, fleuve très pollué, des taux élevés de VG ont été retrouvés dans le sang de perches européennes *Perca fluviatilis* et de gardons *Rutilus rutilus* mâles (Allner *et al.*, 2010). En Angleterre, des gardons *Rutilus rutilus* en contrebas d'une usine de traitement des eaux usées ont montré des signes de féminisation : un taux élevé de VG associé à des « gonades intersexuelles », c'est-à-dire possédant à la fois des cellules souches mâles et femelles (Allner *et al.*, 2010 selon Jobling *et al.*, 2002 et Rodgers-Gray *et al.*, 2001). Le lien de causalité entre les deux phénomènes est cependant remis en cause par Allner *et al.* (2010), pour deux raisons principales : la forte dose d'œstrogènes nécessaire pour causer une intersexualité des gonades ainsi que l'absence d'observation d'un tel phénomène ailleurs qu'en Angleterre. Allner *et al.* (2010) n'ont eux-mêmes pas observé de gonades intersexuelles lors de leur étude. Finalement, une étude de quatre ans a été menée en Méditerranée : les taux de VG ont été surveillés chez les mâles espadon *Xiphias gladius* (Fossi *et al.*, 2004). Ces taux

étaient élevés, en particulier la première année de l'étude puisqu'ils étaient équivalents aux taux retrouvés chez les femelles (Fossi *et al.*, 2004).

Les métallothionéines (MT), telles que présentées dans le premier chapitre, sont des protéines qui se lient avec les métaux, en particulier le zinc, le cuivre, le cadmium et le mercure (Markert *et al.*, 2003). En outre, la transcription de ces protéines est régulée par la présence de métaux dans la cellule, en particulier le zinc : elles sont de bons biomarqueurs pour ce type de pollution (Markert *et al.*, 2003; Schlenk et Di Giulio, 2002). Les MT sont responsables du maintien du potentiel redox des cellules : pour cette raison, il faut faire attention durant les périodes de stress oxydatif aigu car ce pourrait être un facteur confondant de la raison de la présence de ces protéines (Schlenk et Di Giulio, 2002). Dans ce cas, il faut utiliser en plus un indicateur de dommage oxydatif (Schlenk et Di Giulio, 2002). Les autres facteurs confondants sont la température, le sexe et la maturité du poisson (Wirgin et Theodorakis, 2002), ainsi que son état nutritionnel, qui peut avoir un impact sur son niveau de stress (Van Cleef-Toedt *et al.*, 2000). Des choquemorts *Fundulus heteroclitus* ont été soumis à deux traitements : nourriture réduite, et nourriture réduite et présence de cadmium (Van Cleef-Toedt *et al.*, 2000). Le taux de transcription des MT a été suivi dans les branchies, le foie et les intestins (Van Cleef-Toedt *et al.*, 2000). Deux conclusions principales : contrairement à ce qui a été décrit par d'autres auteurs, l'état nutritionnel seul des poissons ne semblaient pas avoir d'effet sur les niveaux de MT (Van Cleef-Toedt *et al.*, 2000). Par contre, son association avec le cadmium déclenchait la production de MT de façon significative dans les branchies (Van Cleef-Toedt *et al.*, 2000). Au contraire, chez la carpe commune *Cyprinus carpio*, l'état nutritionnel avait un effet non seulement sur l'accumulation de cuivre dans les tissus, mais aussi sur le niveau de transcription des MT (Hashemi *et al.*, 2008). Les carpes non-nourries accumulaient plus, et avaient un plus haut niveau de transcription de MT dans le foie avant l'exposition au cuivre; par contre, l'exposition en elle-même n'avait pas d'influence. Les carpes nourries voyaient leurs MT augmenter significativement seulement après l'exposition au métal (Hashemi *et al.*, 2008). C'est l'inverse dans les branchies : les MT des carpes non-nourries augmentaient durant la première semaine de l'exposition au cuivre, mais pas celles des carpes nourries

(Hashemi *et al.*, 2008). Selon les auteurs, l'expression des MT dans le foie est un meilleur biomarqueur d'exposition à long terme au cuivre; les MT dans les branchies le sont pour la toxicité à court terme (Hashemi *et al.*, 2008).

Le dernier des biomarqueurs souvent utilisés est moins spécifique que ceux cités précédemment. En effet, le glutathion (GSH) joue un rôle majeur d'antioxydant (Markert *et al.*, 2003). Il ne s'agit donc pas d'une réponse à un contaminant spécifique, mais à un stress oxydatif général impliquant des radicaux libres (Markert *et al.*, 2003). L'enzyme glutathion peroxydase catalyse l'oxydation du GSH en glutathion disulfure (GSSG) (Schlenk et Di Giulio, 2002); c'est donc le ratio du couple redox GSH/GSSG qui est en réalité le biomarqueur (Markert *et al.*, 2003). La glutathion-S-transférase (GST) peut elle-même être affectée par certains polluants, comme certains pesticides ou HAP (Almeida *et al.*, 2010). Si bien que sur le terrain, la GST peut aussi être utilisée comme biomarqueur de stress oxydatif, pas seulement le GSH. D'autres enzymes sont connues pour leur implication dans la chasse aux radicaux, et sont également utilisées comme biomarqueurs, comme la superoxyde dismutase (SOD) et la catalase (Markert *et al.*, 2003). Chez des juvéniles de bar *Dicentrarchus labrax* exposés au pesticide organophosphoré fenitrothion, l'activité de ces deux dernières enzymes, ainsi que de la GST, la glutathion réductase et la transférase a été surveillée en vue de détecter un stress oxydatif (Almeida *et al.*, 2010). Seule la SOD a montré un niveau significativement plus élevé d'activité (Almeida *et al.*, 2010). Selon les auteurs, les contaminants, l'espèce [de poisson] et les conditions environnementales paraissent influencer sur la GST (Almeida *et al.*, 2010). Pour cette espèce de bar, la GST n'est probablement pas impliquée dans le processus de biotransformation du fenitrothion; ce n'est cependant pas le cas pour toutes les espèces de poissons, comme la gambusie *Gambusia affinis* et le pseudorasbora *Pseudorasbora parva*, qui montraient une inhibition de l'activité de la GST hépatique face au même pesticide (Solomon *et al.*, 2000). Sur les côtes ukrainiennes de la Mer Noire, l'activité de la SOD, la catalase et la glutathion réductase a été surveillée chez le sauclet *Atherina hepsetus* dans 5 baies à différents niveaux de pollution (Rudneva et Zalevskaya, 2004). L'activité de la SOD et de la glutathion réductase était significativement plus importante dans les baies les plus polluées (Rudneva et

Zalevskaya, 2004). Par contre, celle de la catalase n'a pas varié beaucoup (Rudneva et Zalevskaya, 2004).

Finalement, certains biomarqueurs se rencontrent sans doute moins souvent dans la littérature, mais pourraient être néanmoins des outils intéressants. Parmi eux, les protéines de choc thermique, l'acide delta-aminolévulinique déshydratase (ALAD), la porphyrine et les rétinoïdes (Markert *et al.*, 2003; Schlenk et Di Giulio, 2002). Les protéines de choc thermique, comme leur nom l'indique, servent à protéger la cellule en tant que structure, et lui permettre de continuer de fonctionner malgré un choc thermique (Markert *et al.*, 2003). Certains contaminants seraient également capables de déclencher ces protéines, comme les métaux ou les effluents d'usines à papier (Markert *et al.*, 2003), le phénomène aurait pour l'instant été plus étudié sur des tissus que sur des poissons entiers; la recherche n'en est qu'au stade embryonnaire (Markert *et al.*, 2003). L'ALAD est une enzyme des globules rouges dont l'activité est très spécifique d'une intoxication au plomb inorganique (Markert *et al.*, 2003). Elle est activée par le zinc et certains composés des effluents d'usines à papier (Markert *et al.*, 2003). Le problème est sa très grande variabilité naturelle, selon les espèces et la taille des poissons (Markert *et al.*, 2003). En ce qui concerne la porphyrine, intermédiaire impliqué dans la synthèse de l'hème, elle peut être utilisée comme biomarqueur d'exposition aux hydrocarbures aromatiques chlorés (Schlenk et Di Giulio, 2002). En effet, un stress oxydatif en association avec ces composés chimiques peut, par un procédé de réactions en chaîne, entraîner la destruction de l'hème en porphyrine (Schlenk et Di Giulio, 2002). L'avantage de cette méthode est que la porphyrine se retrouve dans le sang, et qu'elle est détectable sans avoir besoin de sacrifier l'animal (Schlenk et Di Giulio, 2002). Finalement, les rétinoïdes, des dérivés de la vitamine A, voient leur quantité baisser suite à une exposition à des hydrocarbures aromatiques halogénés, pour des raisons qui ne sont pas encore tout à fait expliquées (Schlenk et Di Giulio, 2002). Ceci a également des effets sur la santé des organismes puisque la vitamine A est nécessaire (Schlenk et Di Giulio, 2002). Les rétinoïdes ont donc le potentiel d'être de bons biomarqueurs; cependant, pour la porphyrine comme pour

elles, il manque des données sur les seuils acceptables chez les espèces utilisées, ce qui limite donc encore leur utilisation (Schlenk et Di Giulio, 2002).

2.1.2 Immunotoxicologie et histopathologie

Dans cette section vont être exposés certains exemples de biomarqueurs à un plus haut niveau d'organisation biologique. Il s'agit ici de systèmes et d'organes. Rappelons que le but n'est pas de fournir une liste exhaustive de procédés qui peuvent être monitorés, mais plutôt de répertorier ceux qui donnent de bons résultats chez les poissons.

Tout d'abord, utiliser des biomarqueurs immunologiques en écotoxicologie est très intéressant car le système immunitaire est la ligne de défense des organismes. C'est lui qui se retrouve en contact avec les agents extérieurs (Bols *et al.*, 2001). Toute exposition va vraisemblablement avoir des répercussions sur ce système, et possiblement sur la santé de l'organisme qui sera alors affaibli pour affronter des maladies (Bols *et al.*, 2001). De plus, le système inné est assez conservateur, dans le sens où il y a peu de variations parmi les espèces : cela facilite l'interprétation et la généralisation des données (Bols *et al.*, 2001). Par contre, les biomarqueurs immunologiques peuvent être sensibles, mais ne sont pas spécifiques la plupart du temps (Wester *et al.*, 1994).

Un biomarqueur intéressant est le taux de phagocytose, également appelé indice phagocytaire (Rice et Arkoosh, 2002). Tel qu'expliqué dans le premier chapitre, ce biomarqueur a déjà été utilisé entre autres chez les moules *Dreissena polymorpha* (Markert *et al.*, 2003). Mais il l'a également été chez le tambour croca *Leiostomus xanthurus* and le cardeau de Floride *Paralichthys lethostigma* : l'adhérence, l'indice et capacité phagocytaire de ces poissons a été surveillée dans un site pollué et un site moins affecté (Adams *et al.*, 2003). Les deux derniers indices sont basés sur le nombre de phagocytes capables « d'avaler » une particule de latex opsonisée, ce qui est une des méthode de surveillance de la phagocytose (Adams *et al.*, 2003; Bols *et al.*, 2001). Dans le site pollué, les cellules des tambours croca avaient moins

d'adhérence, ce qui signifie qu'in vivo elles auraient eu du mal à s'attacher à un corps étranger; cela augmente aussi les risques d'inflammation (Adams *et al.*, 2003). Les tambours croca avaient aussi un indice phagocytaire élevé, ce qui signifie une activation des phagocytes : ce n'est pas nécessairement un signe de bonne santé, car cela signifie que le corps est en alerte (Adams *et al.*, 2003). Par contre, dans le même environnement, les cardeaux de Floride ne semblaient pas réagir. Les tambours sont par conséquent vraisemblablement plus sensibles à l'immunotoxicité des contaminants présents dans le site pollué (Adams *et al.*, 2003).

L'autre biomarqueur d'immunologie régulièrement utilisé est celui des agrégations de macrophages, appelées également foyers de mélano-macrophages (Wester *et al.*, 1994; Agius et Roberts, 2003). Ces foyers se retrouvent dans le rein, la vésicule biliaire et, pour certains poissons, le foie, ainsi que dans tous les tissus en cas d'inflammation (Agius et Roberts, 2003). Comme leur nom l'indique, ce sont des amas de macrophages contenant des pigments, en particulier la mélanine (Wester *et al.*, 1994; Bols *et al.*, 2001). Leur nombre ou leur taille augmentent avec l'âge et le stress (Wester *et al.*, 1994; Agius et Roberts, 2003); des contaminants affectent également la forme de ces agrégations et leurs pigments (Bols *et al.*, 2001). Ces foyers serviraient à séquestrer des bactéries résistantes et autres particules exogènes dangereuses pour l'organisme, ainsi qu'à détoxifier des matériaux endogènes (Agius et Roberts, 2003). Les foyers de mélano-macrophages ont été étudiés en association avec la teneur en mercure dans les tissus (foie, rein et vésicule biliaire) de brochets *Esox lucius* de la rivière Oder (Meinalt *et al.*, 1997). À des fins de calcul, un score leur était attribué en fonction du nombre et de la taille des macrophages qui les composaient (Meinalt *et al.*, 1997). Une corrélation positive a été trouvée entre les foyers et la concentration de mercure, ce qui suggère que le mercure ainsi que d'autres facteurs encore indéterminés contrôlent les foyers (Meinalt *et al.*, 1997). Apparemment, la réponse des foyers de mélano-macrophages dépend du sexe de l'individu : pour des résultats plus probants, il est important de les séparer par genre (Meinalt *et al.*, 1997). L'augmentation du nombre de foyers indique que le mercure joue sur le métabolisme des brochets. Il y a vraisemblablement plus de produits dérivés de sa

dégradation, de structures cellulaires endommagées etc (Meinalt *et al.*, 1997). Ces dangers biologiques sont stockés dans les foyers, qui deviennent alors plus nombreux ou plus gros (Meinalt *et al.*, 1997). Toutefois, l'état de santé général des brochets semblait bon (Meinalt *et al.*, 1997). Ce résultat n'est pas nécessairement contradictoire de l'augmentation des foyers de mélano-macrophages, puisqu'ils sont des signes précurseurs (*early warning signals*) d'exposition à différents stress environnementaux (Myers et Fournie, 2002). La santé de l'organisme pourrait donc être amenée à se dégrader par la suite. De plus, étant donné que les foyers, une fois établis, sont permanents, ils sont également un signe d'exposition passée à ces stress (Myers et Fournie, 2002).

L'histopathologie est un domaine très exploité en écotoxicologie aquatique. Tout comme le montre l'étude de Meinalt *et al.* (1997), un des premiers paramètres surveillés est souvent la concentration du contaminant présente dans les tissus et organes. Tel qu'expliqué au premier chapitre, les organismes aquatiques accumulent dans leurs tissus certains contaminants, en particulier les lipophiles (Markert *et al.*, 2003). Les organes les plus touchés sont le foie et le rein (*id.*), ce qui n'est pas surprenant étant donné leur rôle de nettoyeur au sein de l'organisme. Lorsqu'il s'agit d'étudier la bioaccumulation, au moins un de ces deux organes est analysé dans la majorité des études (Munkittrick *et al.*, 1994; Meinalt *et al.*, 1997; Adham *et al.*, 1997; Corsi *et al.*, 2003; Azevedo *et al.*, 2009). D'autres tissus peuvent également être utilisés, comme les muscles (Adham *et al.*, 1997; Ferreira Costa *et al.*, 2009; Azevedo *et al.*, 2009), la vésicule biliaire (Meinalt *et al.*, 1997), les ovaires (Corsi *et al.*, 2003), les branchies ou même les os ou le tube digestif (Markert *et al.*, 2003). Les contaminants ont tendance à se loger rapidement dans les branchies, le tube digestif et le foie (Markert *et al.*, 2003), puisque ce sont respectivement les deux voies d'entrée des contaminants et leur centre de détoxification. Cependant, bien qu'ils s'accumulent plus lentement dans le rein, les os et les muscles, ils y restent plus longtemps (Markert *et al.*, 2003). Pour les études histologiques en général, il est préférable d'utiliser des poissons des grandes profondeurs (*bottom-dwelling*) ou s'alimentant par le fond (*bottom-feeding*) car les sédiments adsorbent les contaminants et augmentent ainsi leur concentration (Myers et Fournie, 2002). Par exemple, le poisson-chat nord-africain

Clarias lazera, un poisson benthopélagique (Fishbase, 2011) a été utilisé pour déterminer l'impact de la pollution aux métaux dans le Nil et les lacs du delta (Adham *et al.*, 1997). Les métaux s'accumulaient plus dans le foie que dans les muscles ou le sérum (Adham *et al.*, 1997). Le métal le plus présent dans les poissons était le fer. Adham *et al.* (1997) confirment que même lorsque l'eau est décontaminée, les métaux restent dans les tissus, en particulier le mercure dans les muscles. Le foie, les muscles et les ovaires du gobie d'herbier *Zosterisessor ophiocephalus* ont été testés pour leur teneur en contaminants organochlorés, entre autres, dans trois sites d'un écosystème saumâtre (Corsi *et al.*, 2003). Ce gobie a été choisi parce que c'est un poisson démersal au faible pouvoir de détoxification (Corsi *et al.*, 2003). Les résultats montrent que les poissons ne connaissent pas les mêmes stress en fonction des sites (Corsi *et al.*, 2003). Par exemple, la concentration en organochlorés dans le foie était plus faible dans un des sites, situé près d'une station d'épuration (Corsi *et al.*, 2003). Par contre, elle était élevée dans un autre site, en particulier en DDT, ce qui concorde avec un épandage d'insecticide en vue de contrer la malaria quelques dizaines d'années plus tôt (Corsi *et al.*, 2003). Le DDT était également le composé le plus présent dans les ovaires; cependant, tout comme dans le foie, la concentration la plus faible a été mesurée près de la station d'épuration (Corsi *et al.*, 2003). Ces résultats, associés aux autres biomarqueurs et bioindicateurs étudiés, ont permis une meilleure compréhension des enjeux environnementaux locaux (Corsi *et al.*, 2003).

Outre leur concentration en contaminants, l'intégrité des organes et tissus est également un biomarqueur intéressant. En effet, les dommages, lésions et pathologies développées par les organismes peuvent être liées à leur environnement, et en particulier aux contaminants auxquels ils doivent faire face (Markert *et al.*, 2003). Ce sont des réponses non spécifiques, mais qui permettent de préciser les renseignements donnés par d'autres biomarqueurs (*id.*). D'autre part, l'utilisation de ces autres biomarqueurs aide à discriminer les maladies naturelles des pathologies causées par des contaminants anthropogéniques (*id.*). Les données obtenues sont majoritairement descriptives, parfois quantitatives (*id.*). Encore une fois, les organes les plus utilisés pour ce type de recherche sont le foie, le rein et les branchies (Markert *et al.*, 2003; Adams *et al.*, 2003; Baumann *et al.*, 1991; Ilioupoulou-Georgudaki *et al.*, 2003; Khan,

2003). Le foie est sans doute l'organe le plus susceptible de développer des pathologies causées par des contaminants à cause de son rôle primordial dans le métabolisme des poissons (Markert *et al.*, 2003; Myers et Fournie, 2002). Premièrement, parce qu'il est le centre principal de détoxification de l'organisme, et donc il accumule les contaminants, surtout les lipophiles (Markert *et al.*, 2003). Deuxièmement, il produit des enzymes qui transforment parfois les contaminants en des produits intermédiaires encore plus dangereux (Myers et Fournie, 2002). Troisièmement, certains métabolites qui doivent être évacués par la bile peuvent éventuellement lui être retournés par réabsorption au niveau des intestins (*id.*). Les lésions potentielles sont assez diverses, et vont de la vacuolisation hépatocellulaire (Adams *et al.*, 2003) à la nécrose (Adams *et al.*, 1999) en passant par les tumeurs (Baumann *et al.*, 1991). Baumann *et al.* (1991) ont analysé les foies de dorés jaunes *Sander vitreus* et de barbottes brunes *Ameiurus nebulosus* à la recherche de néoplasmes, et d'un lien potentiel avec la concentration en contaminants dans les sédiments dans plusieurs lacs et rivières. Les barbottes brunes avaient des tumeurs hépatiques dans deux sites, dont un qui possédait la deuxième plus forte teneur en HAP; les poissons du site le plus pollué par les HAP n'ont pas pu être analysés (Baumann *et al.*, 1991). Ceci supporte l'hypothèse qu'une forte concentration en HAP est carcinogène (Baumann *et al.*, 1991). Les concentrations des autres contaminants, les métaux et composés aromatiques polychlorés, ne semblaient pas être corrélés avec la présence de tumeurs ichthyennes (Baumann *et al.*, 1991).

Le rein est souvent examiné pour ces foyers de mélano-macrophages (Rice *et al.*, 1996), ce qui a déjà été développé précédemment dans le paragraphe.

Les branchies sont des organes sensibles à la pollution car ce sont une des interfaces principales des poissons avec leur environnement : elles sont constamment exposées (Myers et Fournie, 2002). Cependant, leurs réactions sont non-spécifiques, elles répondent à de multiples facteurs et par conséquent ne permettent pas de déterminer la source du problème (Myers et Fournie, 2002). Par conséquent, ces biomarqueurs sont souvent utilisés en association avec d'autres, comme le CYT450 (Adams *et al.*, 2003; Ilioupoulou-Georgudaki *et al.*, 2003). Différentes lésions des branchies sont possibles (Myers et Fournie, 2002). Par exemple,

lorsque *Esomus danricus*, un poisson de la famille des carpes, a été exposé en laboratoire à deux dilutions de sulfate de cuivre, différentes lésions des branchies sont devenues apparentes (Vutukuru *et al.*, 2007). Avec la dose la plus faible, les *E. danricus* exhibaient des déformations des lamelles branchiales, lesquelles étaient moins protégées à cause de certaines modifications structurales appelées branchicténies, et produisaient du mucus (Vutukuru *et al.*, 2007). Avec la dose la plus forte (DL50), ces phénomènes s'intensifiaient et allaient jusqu'à la cassure, la fusion et la nécrose (Vutukuru *et al.*, 2007). Adams *et al.* (2003) ont relevés les cas d'anévrisme des branchies chez le tambour croca *Leiostomus xanthurus* et le cardeau de Floride *Paralichthys lethostigma*. Cependant, la réponse des poissons était inversée dans les deux sites (Adams *et al.*, 2003).

Les autres organes ou tissus régulièrement utilisés sont la vésicule biliaire (Khan, 2003; Myers et Fournie, 2002), les ovaires et les testicules (Corsi *et al.*, 2003; Myers et Fournie, 2002), ainsi que la peau (Khan, 2003; Myers et Fournie, 2002). Pour les gonades, le critère souvent surveillé est l'atrophie (Myers et Fournie, 2002). Ce critère a évidemment un lien direct avec la capacité de reproduction des organismes (Myers et Fournie, 2002), c'est pourquoi il sera repris dans les bioindicateurs de population. L'atrésie des oocytes est également un biomarqueur sexuel connu : l'atrésie est un phénomène naturel rare chez les poissons qui peut être amplifié par certains hydrocarbures (Myers et Fournie, 2002). Tous sont des marqueurs d'effet, c'est-à-dire des signes que les contaminants influencent les procédés physiologiques des organismes étudiés (Corsi *et al.*, 2003). Corsi *et al.* (2003) ont également étudié les effets des contaminants présents dans l'environnement de gobies des herbiers sur leurs ovaires : stades de développement des oocytes etc. Les oocytes et œufs étaient plus petits qu'ils n'auraient dû l'être pour cette espèce (Corsi *et al.*, 2003). Les ovaires contenaient également un taux élevé de *p*-nonylphenol, ce qui, malgré la maturité des ovaires, laisse à craindre pour la différenciation sexuelle des gobies (Corsi *et al.*, 2003). En effet, le *p*-nonylphenol est un alkylphénol connu pour ses propriétés de perturbateur endocrinien (Markert *et al.*, 2003). Concernant la peau, les ulcères et nécroses peuvent être des critères à surveiller (Khan, 2003). Khan (2003) a remarqué que ces lésions étaient significativement plus présentes chez la plie

rouge *Pleuronectes americanus* dans deux sites situés près d'usines à papier, en comparaison avec les sites de référence.

2.2 Bioindicateurs de changement environnemental

Ce qui distingue un biomarqueur d'un bioindicateur, c'est avant tout le niveau écologique des conclusions qui peuvent en être tirées. Les bioindicateurs ont une plus grande pertinence écologique et donnent des renseignements sur des effets à plus long terme (Adams *et al.*, 2003). Cependant, un biomarqueur pourrait être considéré comme un bioindicateur si une étude montre une corrélation entre celui-ci et les effets sur la population, par exemple. Par conséquent, la classification des biomarqueurs ainsi que des bioindicateurs ci-dessous est en grande partie arbitraire. Certains critères pourraient être cités dans plusieurs catégories, puisque les conclusions tirées le sont à différents niveaux d'organisation biologique. Malgré tout, cette classification permet de mieux saisir le concept de la bioindication et de comprendre pourquoi la sélection d'un biomarqueur ou d'un bioindicateur s'accompagne d'un compromis entre spécificité (à un contaminant) et pertinence écologique (Niemi et McDonald, 2004).

2.2.1 Individu

Les critères qui touchent l'individu globalement sont classés dans cette catégorie. Les anomalies du squelette (anomalies morphologiques) peuvent y être incluses. Elles atteignent principalement la colonne vertébrale, la mâchoire, les nageoires, qui paraissent érodées (Myers et Fournie, 2002), les opercules et les arcs branchiaux (Markert *et al.*, 2003). Les déformations peuvent également toucher les larves et les alevins, ce qui peut avoir de graves répercussions sur la viabilité des populations (Markert *et al.*, 2003). Le sélénium, par exemple, a cet effet (Markert *et al.*, 2003). En effet, les poissons sont, durant certaines périodes précises de leur cycle de vie, plus sensibles aux polluants, et tout particulièrement durant leur développement en tant que larve (Greeley, 2002; Humphrey *et al.*, 2004).

Il existe également des méthodes afin d'évaluer l'état de santé générale d'un bioindicateur : l'une d'entre elles est un indice, appelé indice d'évaluation de santé (*health assessment index*) (Barton *et al.*, 2002). Les tissus sont examinés à la recherche de signes de nécrose, et un score ou une lettre sont attribués pour chacun. Cette méthode économique peut servir de signe précurseur en cas de variation anormale des critères (Barton *et al.*, 2002). Cet indice a été repris et quelque peu modifié par Adam *et al.* (2003), qui l'ont rendu quantitatif, de façon à simplifier les comparaisons (Barton *et al.*, 2002). Ils ont donc comparé les indices des deux espèces étudiées, le tambour croca *Leiostomus xanthurus* et le cardeau de Floride *Paralichthys lethostigma*, en fonction des sites. Ils ne variaient pas de façon significative, ce qui ne veut pas dire, comme les auteurs le soulignent, que les poissons ne subissaient pas de stress de la part de leur environnement (Adams *et al.*, 2003). Les stress n'étaient sans doute pas assez intenses pour avoir de telles répercussions sur la morphologie de l'animal, ou ne s'étaient pas assez dans le temps (Adams *et al.*, 2003). En effet, ce genre d'indice est meilleur pour détecter des stress chroniques que des stress ponctuels (Barton *et al.*, 2002).

D'autres indices de santé générale existent, dont les plus utilisés sont le coefficient de condition (*condition factor*), la relation longueur-poids (*length-weight relationship*), l'indice hépato-somatique (*liver somatic index*), qui renseigne sur l'état nutritionnel et l'exposition à certains contaminants, et l'indice gonadosomatique (*gonadal somatic index*), qui évalue l'état reproductif du poisson (Barton *et al.*, 2002; Adams *et al.*, 2003; Corsi *et al.*, 2003; Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Le coefficient de condition correspond au poids total de l'animal divisé par sa longueur au cube; l'indice hépato-somatique, le rapport du poids du foie sur le poids total; l'indice gonadosomatique calcule le même rapport mais pour les gonades (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). La relation longueur-poids, comme son nom l'indique, détermine la relation numérique entre ses deux variables, d'où l'on peut déduire le taux de croissance (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Ces indices ont été mesurés auprès de deux espèces de poissons, l'ameca brillante *Ameca splendens* et le *Goodea atripinnis*, dans un site de référence et un site qui reçoit les effluents d'une usine à sucre, le réservoir De La Vega au Mexique (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Les quatre indices montraient des valeurs significativement plus élevées dans le réservoir, a

part l'indice gonadosomatique des *Goodea atripinnis* (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Le fait d'obtenir des valeurs élevées du coefficient de condition et de l'indice gonadosomatique dans un site recevant des effluents industriels est un phénomène qui a déjà été observé; cela pourrait s'expliquer par la nourriture supplémentaire que les poissons obtiennent, qui enclenche un mécanisme de compensation du changement environnemental au niveau de la population (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Cependant, malgré des valeurs élevées pour les indices gonadosomatiques dans le réservoir, en particulier pour l'ameca brillante, la taille des œufs et des larves étaient nettement plus petite que dans le site référence (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Cela suggère que les organismes ont adopté une nouvelle stratégie de survie (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Adams *et al.* (1992) soutiennent l'hypothèse que les poissons vivant en contrebas d'une usine rejetant des effluents connaissent des problèmes de reproduction (taille des œufs), ce qui baisse le recrutement et la compétition et augmente en retour la quantité de nourriture disponible (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). L'indice hépato-somatique également élevé est vraisemblablement lié à l'activité accrue de l'EROD, ce qui avait déjà été observé par Corsi *et al.* (2003).

Le stress que connaît un organisme peut, enfin, être évalué par la présence de certaines molécules endogènes dans l'organisme, comme les protéines de choc thermique, les catécholamines du plasma, qui représentent une réponse rapide à un stress ponctuel, le cortisol, le taux de glucose dans le sang ou le glycogène hépatique (Bortone *et al.*, 2002). Dans le cas présent, il ne faudrait pas avoir une définition trop restreinte du mot stress. En effet, bien que la recherche semble se concentrer essentiellement sur le stress chimique, d'autres types de stress existent. Ces stress auraient vraisemblablement le potentiel d'être détectés par les individus bioindicateurs. Cependant, aucune étude n'a été trouvée sur le sujet. Même si la recherche sur les bioindicateurs se développe de plus en plus (Burger, 2006a), la vision que les scientifiques et gestionnaires ont de ces outils biologiques est probablement trop étroite. L'ère industrielle a apporté avec elle la pollution des cours d'eau. Cela contribue sans doute à expliquer pourquoi les poissons bioindicateurs sont principalement vus comme des détecteurs chimiques.

En dernier lieu, le comportement peut être un bioindicateur de l'état de l'environnement. Cette science s'appelle l'écotoxicologie comportementale (Dell'Omo, 2002). Le comportement est le résultat d'une interaction entre des phénomènes internes à l'organisme, telles que la génétique, la biochimie ou la physiologie, et des phénomènes externes, tels que les interactions interspécifiques ou les facteurs abiotiques (Dell'Omo, 2002; Little, 2002). Le comportement d'un organisme n'est donc pas aléatoire, et peut être modifié par des contaminants présents dans son environnement (Little, 2002). La locomotion est un bioindicateur prometteur car il est commun à toutes les espèces (Dell'Omo, 2002): dans le cas des poissons, ils ont tous besoin de nager. Il est donc plus facile de développer des protocoles généraux (Dell'Omo, 2002). L'évitement, en particulier, est un comportement locomoteur très intéressant. Celui-ci consiste à s'éloigner d'une zone ou d'un autre organisme, tel un prédateur. Il est intéressant car spécifique à certains contaminants (Little, 2002). De plus, il est écologiquement pertinent dans le sens où les conséquences écologiques de ce comportement sur la population, et par extension la communauté, sont plus faciles à prévoir (Little, 2002). Ce comportement donne également des renseignements majeurs sur la toxicité d'un contaminant (Dell'Omo, 2002). Le comportement d'évitement a notamment été mesuré chez des truites arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* exposées à trois mélanges différents de métaux lourds de concentrations croissantes en laboratoire (Svecevicius, 2001). Grâce à un montage en forme de U, les truites avaient le choix entre deux flux d'eau, l'un contaminé l'autre pas (Svecevicius, 2001). Le comportement d'évitement était proportionnel à la concentration : plus elle est élevée, plus le pourcentage de truites présentant ce comportement l'est aussi (Svecevicius, 2001) ce qui en fait un bon bioindicateur. De plus, l'auteur a pu déterminer les concentrations-seuils de réponse pour chacun des métaux utilisés dans les mélanges (Svecevicius, 2001). Au niveau écologique, un comportement d'évitement risque d'avoir des répercussions sur la sélection de l'habitat, qui est une décision comportementale primordiale pour la valeur sélective (*fitness*) de l'individu (Little, 2002; Svecevicius, 2001). En effet, à cause de la présence d'un contaminant, un individu pourrait éviter un habitat et s'établir dans un autre de moins bonne qualité, ce qui pourrait avoir des répercussions sur sa croissance ou sa reproduction (Little, 2002). Ceci peut

arriver si l'individu évite le contaminant, ou s'il est attiré par lui à s'établir dans des conditions non-optimales (Little, 2002).

La nage, dans sa composante plus « spontanée » est également un bioindicateur qui peut être suivi (Dell'Omo, 2002). En effet, Little et Finger (1990) ont montré que des larves de bars rayés *Morone saxatilis* nageaient différemment en fonction de la dose de contaminant présent, à aussi peu que 0,7% de la DL50. La fréquence d'activité, qui équivaut au nombre de fois où la larve fait un mouvement détectable, était un bioindicateur particulièrement sensible, plus encore que la position par rapport au courant (Little et Finger, 1990). De plus la nage est affectée avant que la croissance ne le soit, c'est-à-dire à une concentration de contaminant plus faible (Little et Finger, 1990). C'est donc un bon signe précurseur : en effet, des changements dans la nage arrivent 75% plus tôt qu'une hausse du taux de mortalité (Little, 2002). De nos jours, la technologie fait que les scientifiques sont capables de suivre les mouvements des poissons par télémétrie (Little, 2002). Des variables telles que la fréquence et la durée du mouvement, la vitesse, la distance parcourue, la fréquence et les angles pris peuvent être mesurées (Little, 2002). La magnitude de la réponse est corrélée avec la magnitude de l'exposition (temps et concentration) (Little, 2002). Les capacités de nage d'un individu sont d'autant plus importantes qu'elles peuvent avoir des répercussions sur son comportement face à un prédateur, ou lors de sa quête de nourriture, ou bien encore sur ses capacités migratoires (Little, 2002).

2.2.2 Population

Comme leur nom l'indique, les bioindicateurs de population sont des mesures qui donnent des renseignements écologiques sur les populations. Le fait d'observer certains effets de contaminants au niveau d'un organisme n'implique pas nécessairement de voir ces effets se répercuter au niveau de la population, puisqu'il existe des mécanismes de compensation qui sont très importants à ce niveau d'organisation hiérarchique (Power, 2002; Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Cependant, les tendances que suivent les populations et les communautés ont plus

d'intérêt au niveau écologique, et ce sont celles-ci qui doivent tenter en priorité d'être prédites (Power, 2002; Tana *et al.*, 1994).

La reproduction est un bioindicateur important pour l'état d'une population (Power, 2002). Il est, de façon évidente, nécessaire qu'une population ait un bon succès reproducteur, sans quoi elle ne pourra se maintenir à un seuil viable. Là encore, des contaminants peuvent influencer les chances de reproduction des poissons de diverses façons. Une de ces façons consiste à imiter les hormones sexuelles, en particulier les œstrogènes, ou à les bloquer, ce qui vient perturber le système hormonal des poissons : ces contaminants sont alors appelés des perturbateurs endocriniens (Markert *et al.*, 2003). Un exemple d'effet de perturbateurs endocriniens est l'induction de la vitellogénine chez les mâles, dont il a été question au début de ce chapitre (Markert *et al.*, 2003; Fossi *et al.*, 2004). Cependant, cette induction ne produit pas toujours d'effet au niveau de la population (Greeley, 2002). L'induction des protéines de la zona radiata, protéines hépatiques qui servent à former la coquille des œufs, est également un signe d'exposition à un perturbateur endocrinien (Markert *et al.*, 2003). Ces protéines seraient, en outre, plus sensibles aux changements que la vitellogénine (Markert *et al.*, 2003). Ces deux protéines ont été retrouvées chez des mâles espadon *Xiphias gladius* en quantité égale ou supérieure à ce qui était retrouvé chez des femelles sexuellement matures (Fossi *et al.*, 2004). Il y avait également une forte corrélation avec la présence d'organochlorés (Fossi *et al.*, 2004).

Le changement de sexe, phénotypique ou génétique, peut, de même, être provoqué par des perturbateurs endocriniens : c'est ce qui a été observé chez des femelles gardons *Rutilus rutilus*, qui montraient des signes de masculinisation dans un ruisseau contaminé par des eaux usées (Allner *et al.*, 2010). Le pourcentage de mâles était plus important, et on observait chez les femelles une non-maturation des gonades (Allner *et al.*, 2010). Les poissons peuvent se retrouver dans une situation d'intersexualité, par exemple en étant nés femelles mais en exhibant des caractères sexuels secondaires mâles, comme ce fut le cas pour les femelles gambusies *Gambusia affinis* étudiées par Bortone et Davis (1994). Ces femelles avaient été

exposées, sur le terrain ainsi qu'en laboratoire, à des effluents de fabriques de papier kraft (Bortone et Davies, 1994). Après trois semaines, elles possédaient des caractères des deux sexes, notamment une élongation des troisième, quatrième et cinquième rayons de la nageoire anale, ce qui montre une masculinisation de cette nageoire (Bortone et Davies, 1994). Par conséquent, les auteurs recommandent l'utilisation de Poeciliidae vivipares tels que les gambusies, ou à un degré moindre, les choquemorts, et la surveillance de leur reproduction en tant que bioindicateur d'exposition aux perturbateurs endocriniens (Bortone et Davies, 1994). La masculinisation de femelles de barbues de rivières *Ictalurus punctatus* a également été rapportée suite à l'exposition d'effluent d'usine à papier : elles exhibaient des caractères sexuels secondaires masculins, avec malgré tout des ovaires normalement développés (Hegrenes, 1999).

Notons qu'il est intéressant d'utiliser plusieurs biomarqueurs ou bioindicateurs de reproduction en même temps, afin d'avoir une information complète. Ainsi, en plus des caractères sexuels, l'indice gonado-somatique (Adams *et al.*, 2003), des anomalies des gonades (Adams *et al.*, 2003; Corsi *et al.*, 2003) ou leur maturité (Hegrenes, 1999), ainsi que l'âge du poisson lorsqu'il atteint sa maturité sexuelle peuvent être des indicateurs utiles (Power, 2002). Il faut cependant bien connaître l'écologie de l'espèce, et vérifier les facteurs confondants possibles : en effet, l'intersexualité peut-être causée par un phénomène naturel comme le parasitisme (Bortone et Davis, 1994). Il faut ajouter que certaines espèces changent naturellement de sexe au cours de leur vie (*sex reversal*), en fonction de critères comme la température (Bortone et Davies, 1994; Burger *et al.*, 2007) ou la proportion des sexes (Bortone et Davis, 1994). Ceci est une forme d'hermaphroditisme temporel (Bortone et Davis, 1994). L'hermaphroditisme a été observé chez des gardons *Rutilus rutilus* en contrebas d'une usine de traitement d'eaux usées : les individus possédaient les deux caractères sexuels primaires en même temps, c'est-à-dire des tissus ovariens et testiculaires (Allner *et al.*, 2010).

L'atrésie, qui est la dégénérescence et la nécrose d'un oocyte, est un excellent bioindicateur de l'état de reproduction d'une femelle (Greeley, 2002). Celui-ci donne de l'information sur la

qualité des gamètes produites, plutôt que sur leur quantité (Greeley, 2002). C'est un phénomène qui est, de façon naturelle, assez rare chez les poissons (Greeley, 2002), mais qui a été observé à plus haute fréquence chez des gardons *Rutilus rutilus* dans un cours d'eau pollué d'Angleterre (Jobling *et al.*, 2002). En interprétant les données, il faut prendre en considération la façon dont l'espèce se reproduit, c'est-à-dire si elle le fait au cours d'une saison définie, ou tout au long de l'année (Greeley, 2002). La taille des oocytes et des œufs peut également être un indicateur : Corsi *et al.* (2003) ont remarqué que le fait que les ovaires des gobies *Zosterisessor ophiocephalus* étaient matures n'empêchait pas les oocytes et les œufs d'être plus petits que la normale. Ceci était vraisemblablement lié à la présence d'organochlorés et de *p*-nonylphenol dans les ovaires (Corsi *et al.*, 2003). Quant à la quantité d'œufs viables, cet indicateur est appelé fécondité (Greeley, 2002). Il a, par exemple, été utilisé chez les têtes-de-boule *Pimephales promelas* exposées à des molécules utilisées pour accélérer la croissance du bétail (Jensen *et al.*, 2006). La fécondité des poissons étaient nettement plus faible en présence de ce contaminant (Jensen *et al.*, 2006). La fertilité est un bioindicateur connexe de la fécondité, mais il concerne également les mâles : il s'agit de tout ce qui pourrait avoir une incidence sur le pouvoir de reproduction des individus, tel le nombre d'œufs qui éclosent, (Greeley, 2002). Bien que ces renseignements soient utiles, ils ne sont pas toujours faciles à mesurer sur le terrain (Greeley, 2002), ce qui pose problème pour être un bon bioindicateur.

Outre la reproduction, la croissance et la survie des membres d'une espèce sont des facteurs à étudier pouvant donner des renseignements sur l'état d'une population (Power, 2002; Tejada-Vera *et al.*, 2007). Certains critères d'observation de la croissance ont déjà été mentionnés, comme le coefficient de condition ou l'indice hépato-somatique. Mais il en existe d'autres : des classes de poids moyen ou de longueur moyenne par tranche d'âge peuvent être faites (Power, 2002). Une baisse dans la biomasse et la taille des poissons est d'ailleurs un bon bioindicateur de la surpêche (USEPA, 2007; Sheppard *et al.*, 2009). La surpêche est un problème qui touche très durement les populations récifales (Hutching et Kingsford, 2009; Côté et Reynolds, 2006; Sammarco *et al.*, 2007; Ault *et al.*, 2004). C'est pourquoi ce stress et

sa détection seront développés plus longuement dans le chapitre suivant, consacré aux bioindicateurs de récifs. Quant à la survie, des classes d'âge peuvent être calculées, avec possiblement les taux de survie pour chaque tranche (Power, 2002). Il peut également être intéressant d'obtenir l'âge maximum des poissons, leur âge moyen ainsi que des données sur le recrutement (Power, 2002). Par exemple, certains bioindicateurs concernant la croissance et la survie de l'ameca brillante *Ameba splendens* et du *Goodea atripinnis*, des poissons d'eau douce, près d'une usine de sucre ont été relevés : le poids et la longueur moyens, pour les adultes et pour les jeunes, le coefficient de condition, certains indices organo-somatiques et des classes par tranche d'âge (Tejeda-Vera *et al.*, 2007). Ceci a permis de déterminer que la croissance était meilleure dans le site pollué, et de découvrir des différences entre les deux espèces. Les femelles *G.atripinnis* vivaient plus longtemps dans le site pollué (apparition d'une tranche d'âge supplémentaire), tandis que les mâles de l'ameca brillante vivaient moins longtemps (aucun ne survivait jusqu'à l'âge maximum trouvé sur le site référence). *G. atripinnis* est une espèce plus tolérante au stress.

Enfin, la densité ou l'abondance d'une espèce font partie des bioindicateurs de population (Power, 2002); dans certains cas, cela va jusqu'à la présence/absence d'une espèce sur un site pollué (Power, 2002). L'absence de l'arlequin *Phoxinus phoxinus* de quatre étangs devenus très acides en Finlande, alors que ce poisson est très abondant et répandu dans la région étudiée, a été interprétée comme une réponse possible de cette population aux dépôts acides (Lappalainen *et al.*, 1995). Cette espèce est en effet plus sensible que les deux autres espèces étudiées, la truite brune *Salmo trutta* et la lotte *Lota lota*, qui elles, étaient présentes dans les quatre étangs (Lappalainen *et al.*, 1995). La baisse d'abondance d'une population de poissons peut également être un indicateur de surpêche (Côté et Reynolds, 2006). Ce sera illustré dans le chapitre suivant.

Finalement, il faut mentionner que tous ces bioindicateurs ne sont bien évidemment pas indépendants les uns des autres (Power, 2002). La croissance d'un individu aura, par exemple, probablement des répercussions sur son succès reproducteur.

2.2.3 Communauté

Malgré l'intérêt et l'utilité des biomarqueurs et des bioindicateurs au niveau de l'organisme, ces derniers peuvent manquer de pertinence quant à l'évaluation de communautés entières (Niemi et McDonald, 2004). Le fait de tirer des conclusions sur la seule base d'une espèce reviendrait à nier la complexité des écosystèmes, selon certains auteurs (Tana *et al.*, 1994). Ainsi, des observations à un niveau d'organisation biologique plus complexe doivent être faites.

Pour ce qui est des poissons, on s'intéressera alors à un groupe d'espèces, voire à l'assemblage au complet. Ce dernier est défini comme étant le groupe d'espèces de poissons présentes sur un site, que ces espèces interagissent ou pas (Siligato et Böhmen, 2001). En effet, les changements observés pour un assemblage sont de bons bioindicateurs des effets de stress environnementaux sur l'intégrité biologique (Siligato et Böhmen, 2001). Les critères d'intérêt sont la composition en espèces, la diversité et l'organisation de ces espèces ensemble (Siligato et Böhmen, 2001). Plusieurs cours d'eau allemands ont été étudiés ainsi; les espèces présentes ont été répertoriées et comparées avec « l'assemblage naturel » auquel on pourrait s'attendre s'il n'y avait pas de stress anthropogénique (Siligato et Böhmen, 2001). Pour cela, les auteurs se sont basés, entre autres, sur des données de 1949 et 1959 (Siligato et Böhmen, 2001). Lors de l'étude, plusieurs espèces étaient absentes, comme l'arlequin *Phoxinus phoxinus* ou la lamproie de rivière *Lampetra planeri*, qui est une espèce sensible à la pollution (Siligato et Böhmen, 2001). Ces espèces étaient propres au site, et furent remplacées par des espèces qui ne l'étaient pas : plus généralement, les espèces rhéophiles ont été supplantées par les espèces ubiquistes (Siligato et Böhmen, 2001). Cependant, le défaut de ce modèle est qu'il ne semble pas prendre en compte la possibilité d'une variation naturelle. Toute variation par rapport aux données antérieures semble être comptabilisée comme anthropogénique. Au niveau de la diversité, Dale et Beyeler (2001) suggèrent plusieurs bioindicateurs : la richesse spécifique, l'équité ou le nombre de liens trophiques. Les indices de diversité habituels, tel Shannon (Diekmann *et al.*, 2005) peuvent également être calculés. Ces indicateurs ne sont que d'une

utilité relative, puisque la composition d'une communauté peut changer sans faire varier son indice de diversité.

Les indices biotiques globaux sont des regroupements de données dont l'interprétation sert à connaître l'effet d'un stress sur la communauté (Attrill, 2002). Ces indices sont principalement utilisés dans les milieux d'eau douce (Attrill, 2002). L'indice global le plus souvent utilisé afin d'obtenir des renseignements sur la qualité de l'eau, et donc de l'habitat, est l'indice d'intégrité biotique, développé par Karr (1981) (Araujo, 1998; Adams *et al.*, 1999; Attrill, 2002). Cet indice reprend plusieurs données concernant la biodiversité des poissons présents dans une rivière : la richesse spécifique, la proportion de chaque guildes, l'état de santé général des poissons etc (Attrill, 2002). Il y a ainsi 12 paramètres qui sont suivis (Attrill, 2002). Il a notamment été utilisé par Adams *et al.* (1999) dans une version modifiée, afin de déterminer la qualité de l'eau d'un réservoir à proximité d'installations appartenant au Département américain de l'Énergie. Les auteurs ont couplé cet indice avec d'autres bioindicateurs à des niveaux d'organisation biologique inférieurs (Adams *et al.*, 1999). L'indice a permis de supporter les conclusions tirées par ces bioindicateurs et biomarqueurs, c'est-à-dire que les contaminants identifiés avaient bien des répercussions écologiques sur la communauté (Adams *et al.*, 1999). Il faut cependant mentionner que cet indice demande beaucoup de données, ainsi que de solides connaissances en écologie afin de l'interpréter (Attrill, 2002).

Lorsqu'une espèce ou un groupe d'espèces est étudié pour en tirer des conclusions sur l'état d'autres populations non-étudiées de cette communauté, cette espèce ou groupe d'espèces est appelée bioindicateur de biodiversité. Tel qu'expliqué au chapitre précédent, ce sont des bioindicateurs qui permettraient de prédire les tendances que vont suivre certaines populations; ceci se base sur le fait que toutes ces espèces sont soumises aux mêmes stress environnementaux, et que les bioindicateurs, étant plus sensibles, jouent le rôle de signal précurseur (Markert *et al.*, 2003; McGeoch, 1998). L'étude de Siligato et Böhmen (2001) pourrait être un exemple de bioindicateurs de biodiversité, les bioindicateurs étant l'assemblage de poissons, dans le sens où cet assemblage sert à déterminer la qualité de

chaque cours d'eau. Cette qualité pourrait être insuffisante pour certaines espèces, autres qu'ichthyennes; par conséquent, la disparition d'espèces comme la lamproie de rivière pourrait être accompagnée d'autres disparitions.

Il a déjà été mentionné que les poissons bioindicateurs semblent avoir été privilégiés pour leur pouvoir de détection chimique (Burger, 2006a). Cela résulte en une pénurie de recherche sur la détection des autres stress. Pourtant, ces autres stress existent : perte d'habitat et fragmentation, surpêche, espèces exotiques introduites etc. Les effets de ces phénomènes sur les individus, populations ou communautés n'est non seulement pas remis en question, mais fait aussi l'objet de recherche. Mais la recherche part du stress pour aller observer son effet sur l'organisme, alors que la bioindication fait l'inverse. Elle part de l'organisme, c'est-à-dire le bioindicateur, vers un stress.

Par exemple, l'effet d'une détérioration de la qualité de l'habitat sur les poissons récifaux a été étudié par de nombreux scientifiques (Núñez Lara *et* Arias González, 1998; Friedlander *et* Parrish, 1998; Garpe *et* Öhman, 2003; Cabaitan *et al.*, 2008). Dans le cas des récifs coralliens, cela prend principalement deux formes. D'un côté, la perte de corail vivant, c'est-à-dire la perte de nourriture pour les corallivores (Friedlander *et* Parrish, 1998; Garpe *et* Öhman, 2003). D'un autre, une diminution de la complexité de l'habitat, qui peut être due à une diminution des coraux arborescents par exemple ou au bris de leurs branches (Núñez Lara *et* Arias González, 1998; Syms *et* Jones, 2000; Floeter *et al.*, 2001; Brokovich *et al.*, 2006; Cabaitan *et al.*, 2008). Au niveau de l'assemblage de poissons récifaux, le stress que représente la perte d'habitat ou sa dégradation se traduit souvent par une baisse d'abondance, et parfois même une baisse de richesse spécifique (Garpe *et* Öhman, 2003; Cabaitan *et al.*, 2008). Cependant, est-ce à dire qu'une baisse de l'abondance des poissons indique vraisemblablement une perte d'habitat? C'est en effet la question à laquelle il faut répondre afin d'être un bon bioindicateur de perte d'habitat. La bioindication voit en effet la relation du bioindicateur vers le stress environnemental, alors que la recherche voit cette relation dans la direction inverse (du stress environnemental vers l'individu ou groupe d'individus). Par conséquent, l'étude des

répercussions d'un stress environnemental n'équivaut pas à la désignation d'un bon bioindicateur pour ce stress.

Qui plus est, plus le niveau d'organisation biologique augmente, plus les réponses des bioindicateurs sont floues. Tel qu'expliqué précédemment, la variabilité des réponses est plus grande chez un bioindicateur de population que chez un biomarqueur. La variabilité est d'ailleurs un compromis dont il faut tenir compte dans la sélection d'un indicateur (Niemi et McDonald, 2004). Les mécanismes de compensation qui opèrent sur les populations et les communautés brouillent vraisemblablement les effets des stress, en permettant à celles-ci de s'adapter et de profiter des nouvelles conditions (Power, 2002). Les mécanismes écologiques en général sont plus difficiles à démêler pour la communauté, qui subit de multiples influences. Cependant, les conclusions tirées à ces niveaux sont plus pertinentes écologiquement (Niemi et McDonald, 2004). C'est pourquoi de tels bioindicateurs restent utiles, même si les résultats doivent être nuancés.

Il existe également des indicateurs au niveau écologique, mais ils ne seront pas traités ici. En effet, le but de cet essai est d'évaluer l'existence d'espèces de poissons pouvant servir de bioindicateurs dans les écosystèmes coralliens. Les indices au niveau écologiques ne se contentent pas de données biologiques, mais reprennent également des données sur l'habitat, les conditions biotiques comme la température, la salinité etc. (Marques *et al.*, 2009). Ils vont donc au-delà des objectifs de cet essai.

Chapitre III

Les bioindicateurs dans les écosystèmes coralliens

3.1 Problèmes rencontrés par les écosystèmes coralliens

Bien que présents dans tous les océans et aux quatre coins de la planète (UNEP-WCMC, 2006), les écosystèmes coralliens font face à des problèmes communs qui menacent leur pérennité. Cinq de ces problèmes sont plus préoccupants que les autres : le lessivage des terres cultivées, les changements climatiques, les maladies des coraux, la surexploitation des espèces récifales et la pollution. Le premier de ces problèmes est le résultat de l'activité agricole à proximité des écosystèmes coralliens (Rosenberg et Loya, 2004; Hutchings et Kingsford, 2009; Sammarco *et al.*, 2007). La population mondiale ayant explosé au cours des derniers siècles, la pression humaine se fait de plus en plus sentir sur ces écosystèmes, en particulier si l'on considère que les trois-quarts de cette population est installée à moins de 100 km des côtes (Rosenberg et Loya, 2004). Par conséquent, un effort supplémentaire est nécessaire afin de parvenir à nourrir cette population croissante. Parmi les impacts négatifs que peut avoir l'agriculture sur les récifs coralliens, le lessivage des terres cultivées est probablement un des plus importants (Rosenberg et Loya, 2004; Hutchings et Kingsford, 2009; Sammarco *et al.*, 2007). Celui-ci entraîne trois conséquences principales (Hutchings et Kingsford, 2009).

Premièrement, le lessivage amène un excès de nutriments dans l'eau (Hutchings et Kingsford, 2009; Sheppard *et al.*, 2009). Ceci pose problème dans le sens où les coraux, bâtisseurs principaux des écosystèmes coralliens, sont de meilleurs compétiteurs que les algues dans un milieu oligotrophe (Sheppard *et al.*, 2009; Rosenberg et Loya, 2004); un excès en nutriments favorise les algues qui deviennent alors très difficiles à déplacer (Sheppard *et al.*, 2009), en particulier si cet excès est associé à une baisse de densité des herbivores (Sheppard *et al.*, 2009; Hutchings et Kingsford, 2009). L'écosystème en entier est alors touché par les

répercussions de cette eutrophication (Sheppard *et al.*, 2009). Les eaux usées des villes côtières participent également à cette accumulation de matière organique (Rosenberg et Loya, 2004; Hutchings et Kingsford, 2009). De plus, une augmentation des nutriments augmenterait également les populations de l'acanthaster pourpre *Acanthaster planci*, une étoile de mer prédatrice de corail qui fait des ravages, en les nourrissant durant leur phase larvaire par un effet de cascade trophique (Sheppard *et al.*, 2009; Hutchings et Kingsford, 2009; Côté et Reynolds, 2006).

Deuxièmement, l'érosion des terres, accentuée par leur mauvaise utilisation, cause une augmentation des sédiments dans la colonne d'eau (Rosenberg et Loya, 2004; Hutchings et Kingsford, 2009). Ces sédiments augmentent la turbidité de l'eau, rendant par conséquent plus difficile la photosynthèse des coraux (Sheppard *et al.*, 2009; Côté et Reynolds, 2006; Hutchings et Kingsford, 2009). Le manque de lumière et les sédiments diminuent également le recrutement et la survie des larves de corail (Hutchings et Kingsford, 2009). Enfin, les coraux peuvent être étouffés par ces particules (Hutchings et Kingsford, 2009; Sheppard *et al.*, 2009; Côté et Reynolds, 2006). De façon générale, on peut dire qu'une trop grande sédimentation baisse la croissance des coraux et peut même augmenter le taux de mortalité, ces tendances étant amplifiées en fonction des espèces de coraux et de la taille des particules (Hutchings et Kingsford, 2009). Ce phénomène est, de plus, empiré par le développement des côtes qui est poussé par l'explosion de la population mondiale : on assiste parfois à un enterrement des récifs, comme pour les *Palm Islands* de Dubai, des îles artificielles en forme de palmiers qui ont été gagnées sur le récif corallien (Sheppard *et al.*, 2009).

Troisièmement, le lessivage des terres agricoles amène à la mer les herbicides, pesticides et autres produits chimiques utilisés pour le traitement des terrains (Hutchings et Kingsford, 2009). Malheureusement, ces produits continuent d'avoir un impact sur l'écosystème marin. Outre le fait que les espèces récifales, telles les poissons, accumulent ces substances (Sheppard *et al.*, 2009), ces dernières inhibent également la photosynthèse des espèces aquatiques (Hutchings et Kingsford, 2009). Par conséquent, l'utilisation d'herbicides dans le

milieu terrestre met en danger la santé des coraux et herbiers marins (Hutchings et Kingsford, 2009). Il est à noter que ce genre de polluants est aussi amené jusqu'aux écosystèmes coralliens par voie marine, plus précisément par les peintures antisalissure (*antifouling*) des bateaux (Rosenberg et Loya, 2004).

Une deuxième catégorie de phénomènes ayant un impact important sur l'intégrité des écosystèmes coralliens est celle des changements climatiques (Côté et Reynolds, 2006; Sheppard *et al.*, 2009; Sammarco *et al.*, 2007). Le blanchissement corallien est sans doute le phénomène le plus important qui y est associé (Rosenberg et Loya, 2006; Côté et Reynolds, 2006; Sheppard *et al.*, 2009). Cela fait plus d'un siècle que cette pathologie a été rapportée, donc cela n'est pas nouveau; seulement, son occurrence a nettement augmenté, tout spécialement durant les deux dernières décennies (Sheppard *et al.*, 2009; Hutchings et Kingsford, 2009). Il s'agit en fait de la libération des zooxanthelles symbiotiques des coraux, ou la perte de leurs pigments photosynthétiques, sous l'action de certains facteurs physiques (Sheppard *et al.*, 2009). Le plus important de ceux-ci est l'élévation de la température de l'eau, d'au moins deux degrés par rapport au régime habituel pendant plusieurs semaines (Rosenberg et Loya, 2006; Hutchings et Kingsford, 2009), mais la quantité de lumière (et surtout, de radiations), une salinité réduite, des infections et la pollution ont également un impact (Sheppard *et al.*, 2009; Rosenberg et Loya, 2006). De plus, les radiations sont plus élevées à cause de la déplétion de la couche d'ozone, qui protège donc moins bien les mers des rayons nocifs (Rosenberg et Loya, 2006). Le blanchissement est donc une réponse des coraux au stress (Rosenberg et Loya, 2006). Les répercussions sur la communauté récifale peuvent être dramatiques : si les coraux en meurent, cela signifie non seulement une perte de nourriture pour les corallivores (Sheppard *et al.*, 2009), mais aussi une perte d'habitat pour tous les organismes qui utilisent la structure tridimensionnelle des coraux comme protection (Sheppard *et al.*, 2009).

Mais la hausse de la température n'est pas le seul problème que les changements climatiques apportent. L'augmentation du niveau de CO₂ atmosphérique menace également les

écosystèmes coralliens (Côté et Reynolds, 2006; Sheppard *et al.*, 2009). En effet, les océans séquestrent environ 30% des émissions humaines, ce qui en retour déséquilibre le couple ion carbonate/bicarbonate (Côté et Reynolds, 2006). On assiste à une acidification des océans (Sheppard *et al.*, 2009). Les ions carbonate étant moins disponibles, non seulement le pH de l'eau baisse mais en plus le taux de calcification, entre autres des coraux, baisse de façon significative (Côté et Reynolds, 2006; Sheppard *et al.*, 2009). D'ici à 50 ans, ce taux pourrait avoir baissé de 10-40% (Côté et Reynolds, 2006).

Une autre des principales menaces contre les récifs est la maladie des coraux. On connaît à ce jour une trentaine de maladies et de syndromes, la différence étant que pour les syndromes, les causes n'en sont pas connues ou ne sont pas dues à un pathogène (Rosenberg et Loya, 2006; Côté et Reynolds, 2006; Sheppard *et al.*, 2009). La première maladie à avoir été étudiée est la maladie de la bande noire (*black band disease*), qui se manifeste comme son nom l'indique par des bandes noires sur le corail (Sheppard *et al.*, 2009). La variole blanche est une maladie causée par une bactérie coliforme que l'on retrouve dans les eaux usées (Sheppard *et al.*, 2009). On peut également citer la maladie des bandes blanches (*white band*), l'aspergillose, la peste blanche (*white plague*), le syndrome des taches sombres (*dark spots*) etc (Rosenberg et Loya, 2006). Dans les Caraïbes, les maladies du corail sont devenues la principale cause de détérioration des récifs (Rosenberg et Loya, 2006).

Le dernier problème majeur auquel les récifs coralliens doivent faire face est celui de la surexploitation des espèces marines, et en particulier des poissons carnivores comme les requins, les mérours (*Serranidae*), les vivaneaux (*Lutjanidae*) et les grandes vieilles (labres) (Hutchings et Kingsford, 2009; Côté et Reynolds, 2006; Sammarco *et al.*, 2007). Sur la Grande Barrière de Corail en Australie, par exemple, leur population a baissé de 4 à 5 fois dans les zones où la pêche est permise, comparativement aux zones à ne pas exploiter (*no-take zone*); ce chiffre est d'autant plus alarmant que la Grande Barrière ne connaît pas une pression de pêche aussi intense que certains autres récifs (Hutchings et Kingsford, 2009). Étant donné que la densité des poissons carnivores baisse, les pêcheurs ciblent alors d'autres

espèces, comme les espèces herbivores, ce qui peut avoir de graves conséquences pour l'écosystème corallien (Côté et Reynolds, 2006). La baisse de population de ces espèces cause un déplacement vers un écosystème où les algues remplacent les coraux, ce qui a malheureusement été observé dans plusieurs écosystèmes caribéens (Hutchings et Kingsford, 2009). Cela peut créer aussi des déséquilibres dans la chaîne trophique, et entraîner d'autres conséquences pour l'écosystème (Rosenberg et Loya, 2006) : ainsi, une baisse de poissons prédateurs peut entraîner une augmentation de la population d'acanthasters pourpres *Acanthaster planci*, et donc une diminution de la couverture de corail (Côté et Reynolds, 2006). Cela pourrait également entraîner une augmentation de la population d'oursins de mer tels *Diadema antillarum* qui causent une bioérosion du substrat, dommageable lorsque ces herbivores sont trop nombreux (Hutchings et Kingsford, 2009). En résumé, toucher aux populations de poissons aurait des répercussions sur l'écosystème entier et sur sa biodiversité (Sheppard *et al.*, 2009). À ce constat déjà alarmant viennent s'ajouter les pratiques de pêche plus destructrices (Rosenberg et Loya, 2006; Côté et Reynolds, 2006). Lorsque les stocks de poissons sont trop bas, il devient difficile de les pêcher avec des méthodes traditionnelles : c'est là qu'entrent en jeu l'utilisation de bombes à base de dynamite et de cyanure (Côté et Reynolds, 2006; Rosenberg et Loya, 2006). Non seulement ceci endommage physiquement le récif, mais en plus le cyanure tue les coraux et certains autres organismes récifaux, notamment en diminuant leurs capacités de photosynthèse (Rosenberg et Loya, 2006).

Finalement, les écosystèmes coralliens sont soumis à deux autres sources de problèmes anthropogéniques, qui sont peut-être moins majeures que les sources citées précédemment, mais qui méritent néanmoins d'être mentionnées. Tout d'abord, outre le problème de pollution agricole expliqué plus haut, il y a le problème de pollution marine et industrielle (Rosenberg et Loya, 2006; Sheppard *et al.*, 2009; Sammarco *et al.*, 2007). La pollution marine comprend toutes sortes de facteurs, allant des sacs de plastique qui asphyxient les coraux aux organismes et polluants transportés et rejetés par les ballastes des bateaux (Rosenberg et Loya, 2006). Quant à la pollution industrielle, ses principales menaces sont les métaux lourds et les fuites de pétrole (Sheppard *et al.*, 2009). Tel qu'expliqué dans les chapitres précédents, les poissons

peuvent accumuler dans leur organisme ces métaux qui ont le potentiel de les endommager (voir également Sheppard *et al.*, 2009). De plus, l'association du cuivre et d'une élévation de la température réduit le taux de production et de respiration chez certains coraux, notamment *Porites cylindrica* (Rosenberg et Loya, 2006). Les effets du pétrole sur l'écosystème corallien dépendent du comportement de la nappe : si elle surnage, l'effet est minime (Sheppard *et al.*, 2009). Mais lorsqu'elle se pose sur le fond, par exemple, cela provoque une anoxie qui est très nocive pour les organismes (Sheppard *et al.*, 2009). Il faut également mentionner le fait que les dispersants utilisés pour contrer ce problème peuvent être aussi nocifs que la pollution elle-même (Sheppard *et al.*, 2009). Ensuite, se pose en outre le problème du tourisme et d'une utilisation non-adéquate du récif par les locaux et les touristes. En premier lieu, parce que le récif est endommagé par les coups de palmes des plongeurs et les ancres des bateaux qui s'y amarrent (Hutchings et Kingsford, 2009; Sheppard *et al.*, 2009). Les ancres écrasent littéralement le récif, et remontent les sédiments dans la colonne d'eau (Sheppard *et al.*, 2009). Les coraux ont également longtemps fait l'objet d'une collecte de souvenirs qui, multipliée par le nombre de touristes visitant les récifs, cause de sérieux dégâts, en particulier aux Philippines (Hutchings et Kingsford, 2009). Heureusement, cette situation ne devrait plus être un tel problème, puisque les scléactiniaires sont tous protégés par la CITES, la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (Hutchings et Kingsford, 2009; CITES, 1973).

3.2 Poissons bioindicateurs connus

En dépit de l'existence de ces problèmes, il y a étonnamment peu de recherche effectuée sur le sujet de la bioindication au sein des écosystèmes coralliens. Le bioindicateur le plus répandu est bien sûr le corail lui-même, puisqu'il fournit entre autres la structure du substrat et la nourriture de plusieurs espèces, dont certaines en dépendent exclusivement (USEPA, 2007; Cole *et al.*, 2009; Shinn, 2008). Cependant, même si le bien-fondé de ce bioindicateur n'est absolument pas mis en doute, il serait intéressant d'en développer d'autres (USEPA, 2007). En effet, l'état de la couverture de corail n'est pas toujours le meilleur substitut pour aider à

prévoir les répercussions sur la communauté entière : il existe une grande variabilité de réponses de la communauté (Wilson *et al.*, 2006). Les poissons, par exemple, sont nettement plus utilisés pour décrire l'état des écosystèmes d'eau douce, en particulier les rivières et les lacs, que celui des écosystèmes marins (USEPA, 2008). La proximité et l'accessibilité des premiers par rapport aux écosystèmes de pleine mer expliquent sans doute en partie ce phénomène, bien que la raison soit moins valide lorsqu'il s'agit des récifs coralliens, qui se situent souvent non loin des côtes (Sheppard *et al.*, 2009). En outre, parmi ces écosystèmes marins, la recherche est bien plus abondante pour les écosystèmes tempérés que pour les écosystèmes coralliens (USEPA, 2008). Par conséquent, il y a peu de poissons bioindicateurs de l'état des récifs qui fassent consensus au sein de la communauté scientifique.

Néanmoins, il y a une famille de poissons que l'on retrouve souvent dans la littérature: c'est celle des *Chaetodontidae*, les poissons-papillons (USEPA, 2008; Khalaf et Crosby, 2005; Öhman *et al.*, 1998; Shokri *et al.*, 2005; Pratchett *et al.*, 2006; Cole *et al.*, 2009). Hourigan *et al.* (1988) proposaient de suivre leur abondance, leur répartition et leur comportement comme bioindicateurs de stress environnemental. Les poissons-papillons sont présents dans l'océan Atlantique tempéré et tropical, l'océan Indien et l'océan Pacifique, principalement près des récifs coralliens (Fishbase, 2011). Ce sont des poissons de moyenne taille très colorés (Fishbase, 2011; Crosby et Reese, 2005, Humann, 2002) et territoriaux (Reese, 1981; Crosby et Reese, 2005). Ils se retrouvent le plus souvent en couples monogames (Crosby et Reese, 2005). Leur espérance de vie est de 10 à 12 ans en fonction de l'espèce (Crosby et Reese, 2005). La raison principale du choix des *Chaetodontidae* comme bioindicateurs est que ces poissons, et en particulier ceux du genre *Chaetodon*, dépendent de façon importante des coraux, pour l'habitat ainsi que pour la nourriture et parfois, le recrutement (Pratchett *et al.*, 2006; Crosby et Reese, 2005). Même si les poissons-papillon appartiennent à trois guildes : les corallivores, les omnivores benthiques et les planctivores (Crosby et Reese, 2005), la plupart des espèces de *Chaetodon* sont corallivores, dont certaines exclusivement (Pratchett *et al.*, 2006). Il y aurait une coévolution entre les *Chaetodon* et les coraux desquels ils se nourrissent obligatoirement, comme entre *C.trifascialis* et les coraux du genre *Acropora* (Reese, 1981).

De plus, leur abondance varie peu d'une année à une autre, sauf en cas de perturbation environnementale (Pratchett *et al.*, 2006).

Une hypothèse basée sur les *Chaetodontidae* en tant que bioindicateurs a même été développée pour la première fois en 1981 par Reese (Reese, 1981; USEPA, 2008), puis reprise par Hourigan *et al.* (1988). Cette hypothèse part du principe que certains *Chaetodontidae* se nourrissant exclusivement de coraux, la diminution de la couverture de ces derniers, ou la baisse de qualité des polypes, entraîne probablement une diminution de l'abondance et de la diversité de ces poissons, ainsi que de la taille des adultes (USEPA, 2007; Crosby et Reese, 2005). Cette diminution s'accompagnerait d'une augmentation de la taille de leur territoire et des comportements agressifs pour les défendre ainsi que du taux d'alimentation; ce dernier peut néanmoins être amené à baisser si le temps est dépensé à défendre le territoire (USEPA, 2007). Cette théorie a été supportée en partie entre autres par Pratchett *et al.* (2006), qui ont suivi durant cinq ans l'abondance de poissons-papillon sur la Grande barrière de corail suite à la perte de plus de 90% de la couverture de sclératiniaires à cause d'un épisode de blanchissement. Ils ont remarqué que l'abondance des corallivores obligatoires baissait, contrairement aux espèces qui dépendaient, partiellement ou non, d'autres sources de nourriture, et dont l'abondance ne changeait pas (Pratchett *et al.*, 2006). Ces corallivores obligatoires faisaient partie des espèces *Chaetodon baronessa*, *C. lunulatus*, *C. plebeius*, *C. rainfordi* et *C. trifascialis*. Leur baisse d'abondance peut être due à une mortalité plus élevée, à cause du manque de nourriture, ou à une migration vers un meilleur habitat : en l'occurrence, cette dernière hypothèse est moins probable puisque tous les récifs alentours étaient dans le même état (Pratchett *et al.*, 2006). Cela pourrait être également dû à un problème de recrutement, puisque les *Chaetodon* qui se nourrissent exclusivement de corail recrutent dans la structure même du sclératinaire, contrairement aux *Chaetodon* plus généralistes (Pratchett *et al.*, 2006).

L'abondance des poissons-papillon pourrait donc potentiellement être utilisée comme bioindicateur de l'état du récif. Seulement, il faut apporter deux nuances : tout d'abord, le pouvoir de bioindication dépend des espèces et des récifs (Pratchett, *et al.*, 2006; Öhman *et al.*,

1998) : il faut donc bien connaître l'écologie locale. En effet, plusieurs études n'observent pas de corrélation suffisamment forte entre les coraux et les populations de *Chaetodontidae* pour permettre à ces derniers de prédire quelque tendance que ce soit (Moh'd *et al.*, 2001). Deuxièmement, ce n'est pas un signal précoce : les effets sur les populations, à cause des forces qui s'exercent sur elles, se font sentir au bout d'un certain temps seulement ce qui est supporté par Pratchett *et al.* (2006) qui ont observé un délai de deux ans avant la réponse des poissons. D'un autre côté, cela montre l'intérêt d'avoir des bioindicateurs autres que coralliens, puisque la mort des coraux n'implique pas nécessairement un changement sur les populations de poissons, ou tout au moins pas tout de suite. Selon Reese (1981), le comportement des poissons-papillon pourrait être un signal précoce d'un stress de niveau sous-létal, donc avant même la mort du corail. Ils pourraient en effet changer d'habitat si la qualité de leur n'est plus suffisante (Reese, 1981).

Les *Chaetodontidae* seraient plutôt des bioindicateurs de stress environnemental, c'est-à-dire qu'ils pourraient prévenir d'un changement anormal dans les coraux, mais pas en déterminer la cause précise (USEPA, 2007). Cependant, les coraux sont, en fonction de leur genre, plus susceptibles de connaître certains stress que d'autres (Pratchett *et al.*, 2006). Par conséquent, les corallivores qui se nourrissent exclusivement d'un genre de corail pourraient aider à identifier la source du problème malgré tout (Pratchett *et al.*, 2006). Ce sont également des bioindicateurs de structure de leur habitat (Öhman *et al.*, 1998), et en particulier du pourcentage de couverture de coraux durs (Khalaf et Crosby, 2005). De plus, les *Chaetodontidae* ont été utilisé avec succès comme bioindicateur de diversité en Nouvelle-Calédonie (Kulbicki et Bozec, 2002). En effet, leur biomasse, densité et diversité sont corrélées avec les mêmes paramètres de la communauté dans laquelle ils résident (Kulbicki et Bozec, 2002). Ce bioindicateur est très intéressant parce qu'il permet d'évaluer à la fois la biodiversité locale, mais en plus l'état de santé de l'écosystème corallien en évaluant sa partie vivante, c'est-à-dire la communauté.

Les *Chaetodontidae* sont des poissons aux couleurs vives, tel qu'il a déjà été mentionné (Fishbase, 2011; Crosby et Reese, 2005; Humann, 2002). Ceci les rend désirables aux yeux des collectionneurs et des aquariophiles, et leur fait subir les frais de la surpêche (USEPA, 2007). Par conséquent, leur abondance peut être utilisée comme bioindicateur de surpêche (USEPA, 2007) : plus l'impact anthropogénique est grand, plus l'abondance baisse. D'ailleurs, outre le fait que ce bioindicateur soit listé par l'*Environment Protection Agency* EPA, l'agence américaine pour la protection de l'environnement, il est également utilisé par la fondation Reef Check à cet effet (Reef Check, 2011). Cette organisation non-gouvernementale, créée par le Dr Hodgson en 1996, sensibilise le public à la protection des écosystèmes coralliens et le forme à la collecte de données sur la surpêche et la pollution (Reef Check, 2011). Reef Check procure aux bénévoles des feuillets-modèles de données contenant les espèces qu'ils doivent identifier (Reef Check, 2011). Ces feuillets, différents selon les régions du monde, contiennent tous les poissons-papillon comme bioindicateur de surpêche (Reef Check, 2011). La famille des *Chaetodontidae* au complet est à surveiller, sauf dans le cas du Golf Arabique, où l'emphase est mis sur trois espèces en particulier, en plus d'une surveillance générale des autres espèces : ces espèces sont *Heniochus acuminatus*, *Chaetodon nigropunctatus* et *C. melapterus* (Reef Check, 2011). Cette dernière a d'ailleurs été confirmée comme étant un bon bioindicateur par une étude menée dans le Golfe Persique, où son abondance était corrélée négativement avec la pêche commerciale (Valavi *et al.*, 2010).

D'autres familles de poissons sont régulièrement utilisées comme bioindicateurs de surpêche : les gros poissons prédateurs qui sont eux-mêmes pêchés (USEPA, 2007). On peut citer les *Serranidae*, dont les mérous font partie (USEPA, 2007), les *Haemulidae* (USEPA, 2007) ou les *Lutjanidae*, connus sous le nom de vivaneaux (Reef Check, 2011). La surpêche réduit l'abondance et la biomasse des poissons ciblés, sauf si le recrutement arrive à compenser les pertes d'individus, ce qui n'est pas toujours possible (Côté et Reynolds, 2006). Une zone à ne pas exploiter (*no-take zone*) permet, justement, de protéger un écosystème corallien des risques d'échec dans le recrutement (Côté et Reynolds, 2006). La différence entre une zone protégée et une zone non-protégée peut être grande : par exemple, dans une zone protégée du

Pacifique, la biomasse des poissons prédateurs tels les *Serranidae* représentait 56% de la biomasse totale, contre moins de 10% dans une zone non-protégée (Sheppard *et al.*, 2009). On constate donc le potentiel de ces espèces en tant que bioindicateurs; la baisse d'abondance de ces populations est drastique lorsque le récif fait face à un problème de surpêche. Une autre étude a noté une baisse de 61% des prédateurs le long d'un gradient de pression de pêche (Sheppard *et al.*, 2009). Une espèce de *Serranidae*, *Plectropomus leopardus*, a été identifiée comme étant un bon bioindicateur de la pression de pêche en Nouvelle-Calédonie grâce à deux paramètres : sa densité et sa biomasse, fortement corrélées à l'intensité de cette pression (Kulbicki et Clua, 2002). Seule ombre au tableau : le recrutement est une variable confondante, de laquelle il faut tenir compte (Kulbicki et Clua, 2002). Étant donné que la diminution de la biomasse est fortement corrélée à une surexploitation des ressources ichthyennes (Ault *et al.*, 2004), la taille des poissons pêchés peut de la même façon être utilisée comme bioindicateur. Ault *et al.* (2004) ont employé cette méthode avec des *Serranidae*, des *Lutjanidae*, des *Haemulidae* et une espèce de *Labridae* afin d'évaluer la mortalité chez ces poissons, et donc indirectement leur exploitation. Elle s'avère assez robuste, et simple d'utilisation (Ault *et al.*, 2004).

Enfin, certains grands poissons-perroquet du genre *Scaridae* sont également employés comme bioindicateurs de surpêche, et tout spécialement l'espèce *Bolbometopon muricatum* (Côté et Reynolds, 2006; Reef Check, 2011). Le mâle de cette espèce peut en effet atteindre jusqu'à 130 cm de longueur (Fishbase, 2011), et a été reconnue comme étant vulnérable à la pêche (Côté et Reynolds, 2006). Il figure d'ailleurs sur la liste d'espèces vulnérables de l'IUCN (IUCN, 2011). Ce bioindicateur est utilisé par la fondation Reef Check (Reef Check, 2011).

Une autre famille de poissons semble également régulièrement utilisée : celle des *Pomacentridae*, les poissons-demoiselle (Aguilar *et al.*, 2007; Humphrey *et al.*, 2004; Kerr *et al.*, 1997; Kerr Lobel et Davis, 2002; Kerr Lobel, 2005). Ces poissons font partie des guildes des herbivores, omnivores ou planctivores, et sont souvent très territoriaux (Fishbase, 2011). Les *Pomacentridae* rassemblent des qualités intéressantes pour être bioindicateurs (Humphrey

et al., 2004): tout d'abord, cette famille a une vaste aire de distribution, et ces espèces sont abondantes (Humphrey *et al.*, 2004; Kerr Lobel, 2005; Aguilar *et al.*, 2007). Les scientifiques possèdent de solides informations sur son écologie grâce aux recherches qui ont été menées (Humphrey *et al.*, 2004; Kerr, Lobel 2005). Les *Pomacentridae* sont également faciles à repérer et à capturer, et ils restent sur les petits territoires qu'ils défendent (Kerr Lobel, 2005; Aguilar *et al.*, 2007). Les espèces choisies dans les cas d'études étaient des omnivores se nourrissant de par le fond (Aguilar *et al.*, 2007; Kerr, 1997; Kerr Lobel et Davis, 2002; Kerr Lobel, 2005), qualité intéressante chez les biomarqueurs ou bioindicateurs d'exposition puisque les organismes se nourrissant ainsi ont tendance à accumuler plus de contaminants, ces derniers s'adsorbant aux sédiments. Plusieurs études s'intéressent aux œufs et larves de poissons-demoiselle (Humphrey *et al.*, 2004; Kerr Lobel et Davis, 2002; Kerr Lobel, 2005) et ce, pour plusieurs raisons. Tout d'abord, parce que ces premiers stades de développement sont plus sensibles aux contaminants. Ensuite, parce que les œufs de ces espèces sont transparents, ce qui facilite la détection des anomalies qui pourraient être provoquées par les contaminants dans le développement des embryons (Humphrey *et al.*, 2004; Kerr Lobel et Davis, 2002). Ces œufs sont de surcroît faciles à trouver parce qu'ils sont pondus dans des sites démersaux que le mâle garde (Kerr Lobel et Davis, 2002; Fishbase, 2011). Finalement, les indicateurs de reproduction permettent de tirer des conclusions écologiques jusqu'au niveau de la population, ce qui est appréciable pour un biomarqueur.

Par exemple, les effets de pesticides organochlorés ont été suivis chez le poisson-demoiselle *Pomacentrus aboioensis* sur la Grande Barrière de Corail, suite à l'exposition des embryons aux pesticides organochlorés en laboratoire (Humphrey *et al.*, 2004). Au bout de 72h d'exposition à 750 µg/L, un certain nombre d'embryons montrait des signes de malformation, sur la colonne vertébrale par exemple (Humphrey *et al.*, 2004). Au bout de 120h, la plupart de ceux-ci mourraient, et les embryons auparavant sains montraient à leur tour des malformations (Humphrey *et al.*, 2004). Les effets et le taux de mortalité, bien sûr, dépendent de la concentration de l'insecticide (Humphrey *et al.*, 2004). Le pourcentage d'éclosion, le pourcentage d'éclosion viable (les œufs éclosent avec des larves vivantes) ainsi que la

longueur de la larve lors de l'éclosion étaient significativement corrélés avec la concentration du contaminant : plus cette dernière était élevée, plus les variables étaient faibles (Humphrey *et al.*, 2004). Ces variables se sont révélées être de bons bioindicateurs (Humphrey *et al.*, 2004).

Un autre poisson-demoiselle, *Abudefduf sordidus*, le sergent à tache noire, a été choisi pour étudier les effets du BPC, chez les adultes et les larves (Kerr, 1997; Kerr Lobel et Davis, 2002; Kerr Lobel, 2005). Les larves des sites plus concentrés en BPC accumulaient plus de BPC elles-mêmes, bien qu'une grande variabilité existait entre les individus (Kerr Lobel et Davis, 2002). Les auteures suggèrent qu'une plus grande taille d'échantillon permettrait d'obtenir des tendances plus claires. La même tendance a été observée chez les adultes (Kerr, 1997). La croissance et certains biomarqueurs du bioindicateur *Stegastes partitus* ont été mesurés sur trois récifs coralliens cubains suivant un gradient de pollution industrielle (Aguilar *et al.*, 2007). Des changements dans l'assemblage avaient été observés préalablement (Aguilar *et al.*, 2007). Les poissons-demoiselle étaient plus abondants dans les sites moins pollués (Aguilar *et al.*, 2007). Cependant, aussi bien les mâles que les femelles étaient 30 à 90 % plus lourds et plus longs dans le site le plus pollué que dans le site de référence, ce qui est probablement dû à l'échec du recrutement ainsi qu'à l'eutrophication causée par la pollution (Aguilar *et al.*, 2007). Quant aux biomarqueurs, on ne remarquait pas d'effet sur l'indice gonado-somatique; par contre, il y en avait un sur le stade de développement des oocytes : en particulier, on dénotait plus de cas d'atrésie dans le site moyennement pollué (Aguilar *et al.*, 2007).

Les assemblages de poissons récifaux sont des bioindicateurs très utilisés pour évaluer l'état général d'un écosystème récifal, bien que le concept de bioindication ne soit pas nécessairement mentionné (Cheal *et al.*, 2008; Fabricius *et al.*, 2005). Il est compréhensible que les assemblages soient très utilisés, car la recherche sur les bioindicateurs des écosystèmes coralliens en est encore à ses débuts; vu le peu d'espèces ou guildes bioindicatrices fiables, les scientifiques se tournent probablement vers l'assemblage au complet comme indicateur-refuge. Néanmoins, il ne faut pas sous-estimer l'importance de ces bioindicateurs.

L'indicateur le plus fiable au niveau des assemblages est l'abondance des poissons, ou leur densité. Cet indicateur est important puisque l'abondance des poissons a un impact sur le rôle écologique de ceux-ci : s'ils ne sont pas assez nombreux, leur rôle ne sera pas rempli correctement, ce qui aura des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème (Cheal *et al.*, 2008). Certains indicateurs, dont l'abondance, ont été suivis pendant 11 ans sur 22 récifs de la Grande Barrière de Corail (Cheal *et al.*, 2008). Sept de ces récifs avaient subis de très importantes pertes de leur couverture de corail (plus de 75%) (Cheal *et al.*, 2008). L'amplitude des variations de l'abondance des poissons était positivement corrélée au déclin de la couverture de corail dans les sept récifs les plus durement touchés. Pas de corrélation, cependant, avec la richesse spécifique qui restait inchangée (Cheal *et al.*, 2008). Même chose pour trois autres mesures de la diversité : Shannon, delta* et delta+ (Cheal *et al.*, 2008). Ces mesures ne changeaient pas significativement, ou variaient temporellement mais sans lien avec les variations des coraux (Cheal *et al.*, 2008). Cheal *et al.* (2008) postulent donc que l'abondance est un bon bioindicateur de l'état d'un récif, puisque des changements dans les coraux se répercutent dans la structure de la communauté ichthyenne, mais pas nécessairement la richesse spécifique ou la diversité (voir également Sammarco *et al.*, 2007; Smith et Buddemeier, 1992). Par exemple, les herbivores étaient plus nombreux que les corallivores, probablement à cause des algues s'emparant du substrat, mais leurs espèces ne disparaissaient pas (Cheal *et al.*, 2008). Une baisse d'abondance des poissons a également été mesurée dans des récifs recevant le lessivage des terres cultivées environnantes, résultant en un fort taux de nutriments dans l'eau et une faible salinité (Fabricius *et al.*, 2005). L'abondance des poissons était 66 % moins élevée que dans d'autres récifs ayant une meilleure qualité d'eau (Fabricius *et al.*, 2005). Par contre, tout comme pour Cheal *et al.* (2008), la richesse spécifique ne variait pas significativement entre les sites (Fabricius *et al.*, 2005). Certaines espèces de poissons non-corallivores ainsi que quelques herbivores étaient généralement plus abondants dans les sites pollués, tendance similaire à celle observée par Cheal *et al.* (2008) dans les récifs endommagés (Fabricius *et al.*, 2005). En conclusion, pour les écosystèmes coralliens, la

richesse spécifique ou la diversité ne semble pas être de bons bioindicateurs de stress.

En dernier lieu, certains biomarqueurs ont été utilisés en écosystème corallien. Tout comme les bioindicateurs, on remarque que les biomarqueurs sont étonnamment sous-employés dans ce milieu, comme en témoigne la faible proportion de la littérature sur les biomarqueurs consacrée à ceux des récifs coralliens. Ceci est d'autant plus étonnant que, tel qu'expliqué dans la première partie de ce chapitre, la pollution, qu'elle soit marine ou terrigène, est une menace importante à l'intégrité de cet écosystème. Tout d'abord, certains biomarqueurs de reproduction ont été utilisés chez le poisson-demoiselle *S. partitus* pour détecter les effets de rejets industriels au niveau des organismes, donnant des résultats intéressants (Aguilar *et al.*, 2007). L'activité de l'EROD a été mesurée chez *Siganus rivulatus*, un poisson-lapin de la famille des *Siganidae*, en Mer Rouge pour corroborer l'impact de la pollution sur une plage de sable comparativement au récif corallien (Diamant *et al.*, 1999). L'activité du cytochrome P450, associé de l'EROD, a été suivi en complément des concentrations hépatiques de certains contaminants chez *Haemulon plumieri*, de la famille des *Haemulidae*, dans les îles des Keys, en Floride (Downs *et al.*, 2006). Le but était de découvrir si cette espèce avait subi un stress aigu, suspecté d'avoir endommagé des récifs autour de ces îles (Downs *et al.*, 2006). De plus, dans le Golf d'Aqaba, des anomalies cytomorphologiques ont été détectée chez des poissons-cardinal de la famille des *Apogonidae*, telles que des foyers de mélanomacrophages dans le rein, par exemple, dans un site très pollué (Fishelson, 2006). Enfin, l'*Haemulidae* *Haemulon sciurus* et le poissons-écureuil *Holocentrus rufus*, un *Holocentridae*, ont été testé pour l'activité de métallothionéines et du cytochrome P450 face à la présence de métaux et de HAP, respectivement (Peters *et al.*, 1997). Ces biomarqueurs se seraient montrés efficaces (Peters *et al.*, 1997).

3.3 Candidats potentiels

La description de la structure de la communauté récifale permet d'obtenir une image de la santé de l'écosystème corallien (Sandin *et al.*, 2008). C'est pourquoi l'étude des guildes et de

leur lien avec l'écosystème est sans doute une bonne piste pour trouver de nouveaux bioindicateurs.

L'abondance des herbivores a déjà été proposée comme bioindicateur potentiel par plusieurs auteurs (Sammarco *et al.*, 2007; Smith et Buddemeier, 1992). Une augmentation des nutriments permet aux algues de croître plus vite, et de gagner du terrain sur les coraux, qui sont « chassés » petit à petit (Smith et Buddemeier, 1992). Mais qu'elle soit amplifiée par la pollution ou pas, la croissance des algues se fait plus facilement que celle des coraux et doit être contrôlée (Sheppard *et al.*, 2009). À cet effet, l'herbivorie est très importante car c'est elle qui garde la prolifération des algues sous contrôle (Smith et Buddemeier, 1992; Sheppard *et al.*, 2009). Elle permet par conséquent à l'écosystème corallien de demeurer effectivement corallien. Les herbivores utilisés comme bioindicateurs sont l'oursin de mer *Diadema antillarum* ainsi que d'autres invertébrés (Sheppard *et al.*, 2009). Cependant, il ne faudrait pas sous-estimer l'importance des poissons herbivores dans ce mécanisme, et tout particulièrement les *Scaridae*, les poissons-perroquet (Sheppard *et al.*, 2009). Par exemple, dans un cas où la population de *D. antillarum* serait basse, à cause d'une maladie comme c'est arrivé dans les Caraïbes, l'herbivorie repose en grande partie sur les poissons-perroquet (Sheppard *et al.*, 2009; Mumby, 2006). De leur abondance dépend donc, dans ce cas, le maintien des coraux et le contrôle de la quantité d'algues, d'autant plus qu'il apparaît que maintenir cet état d'équilibre instable demande un effort de broutage maximal aux *Scaridae* (Sheppard *et al.*, 2009). Par conséquent, si leur population baisse, les algues prendront le dessus. Comme il a déjà été mentionné, *D. antillarum* est un bioindicateur suivi pour son contrôle des algues. Mais le fait que cette espèce soit aussi sensible à des événements parfois difficiles à prévoir, comme des maladies, pousse à utiliser au moins un autre bioindicateur en renfort. Et les *Scaridae* ont beaucoup de potentiel dans ce rôle. Une baisse dans leur population indiquerait que la couverture de corail est potentiellement en danger. Il faut néanmoins mentionner qu'on ne sait pas encore si les algues se multiplient à la suite d'une baisse d'herbivorie, ou lorsqu'un bout de substrat se libère par la mort du corail (Sheppard *et al.*, 2009). Si la deuxième proposition s'avère exacte, les *Scaridae* seraient de moins bons bioindicateurs que ce qu'ils pourraient

être, dans le sens où la baisse de leur population ne serait pas suffisante pour déclencher une invasion d'algues. De plus, il existe une autre raison pour laquelle les oursins de mer ne doivent pas être le seul bioindicateur d'herbivorie sur les récifs : les oursins de mer et les poissons herbivores, bien qu'ayant le même rôle écologique de broutage, n'ont pas les mêmes effets secondaires (Lokrantz *et al.*, 2010). En effet, les poissons herbivores comme les *Scaridae* participent à la bioérosion des coraux : ils se nourrissent des parties mortes ou plus fragiles de ceux-ci, rendant le récif plus fort contre les attaques des courants et des tempêtes (Lokrantz *et al.*, 2010). Par contre, les oursins de mer fragilisent le substrat corallien (Lokrantz *et al.*, 2010) en broutant même les parties saines.

Pour toutes ces raisons, le potentiel des *Scaridae* comme bioindicateurs de l'état de santé des écosystèmes coralliens devrait être considéré. Mais bien que les *Scaridae* soient sans doute très important pour l'herbivorie, il serait peut-être plus sage d'inclure aussi d'autres genres ou familles d'herbivores. En effet, une hausse des petits poissons herbivores tels que les *Pomacentridae* a déjà été observée à la suite de la surpêche des grands *Scaridae* (Sheppard *et al.*, 2009). La pression herbivore est donc maintenue, tout au moins sur certains récifs, malgré la baisse d'abondance des poissons-perroquet.

Une autre guildes potentiellement intéressante est celle des planctivores. Elle pourrait peut-être être un bioindicateur de l'eutrophication des récifs coralliens. En effet, une des menaces qui pèsent sur ces écosystèmes est l'augmentation des nutriments à cause de sources de pollution comme les eaux usées ou l'agriculture (Smith et Buddemeier, 1992). Cette augmentation de nutriments n'a pas un gros impact sur les coraux, puisqu'ils croissent relativement bien dans un environnement peu riche en nutriments (Smith et Buddemeier, 1992); par contre, cela cause une prolifération des populations de phytoplancton (Smith et Buddemeier, 1992), sur lesquels se nourrissent ensuite les zooplanctons (Sheppard *et al.*, 2009). On sait déjà que les suspensivores deviennent plus nombreux dans ce genre d'eaux, car ils se nourrissent des nutriments et particules de matières organiques en suspension (Smith et Buddemeier, 1992). On pourrait donc supposer qu'une hausse du plancton a le potentiel d'entraîner une hausse des

populations planctivores, et en l'occurrence, des poissons planctivores. Une augmentation de l'abondance de cette guildes pourrait être le signe d'une eutrophication des eaux. Cependant, le plancton est envoyé vers le large par des courants forts (Sheppard *et al.*, 2009). Par conséquent, il est possible que les populations de planctivores récifaux ne disposent pas de suffisamment de temps pour profiter de cette explosion de plancton pour augmenter leur propre abondance. Il est possible aussi que les petits invertébrés planctivores soient plus efficaces pour profiter de cette recrudescence. La recherche devrait s'intéresser à ces questions en particulier avant de permettre l'utilisation des guildes de planctivores comme bioindicateur.

Il faut également prendre en considération le fait que la plupart des espèces de poissons récifales sont planctivores en phase larvaire (Sheppard *et al.*, 2009). Ces populations profiteraient alors de l'augmentation de leur source de nourriture. Premièrement, les planctivores adultes seraient en compétition avec les larves : il est donc possible que les adultes ne profitent pas de manière significative du changement. Deuxièmement, en écologie la disponibilité et l'abondance de nourriture sont loin d'être les seuls facteurs régulant une population. En effet, pour les planctivores, la prédation est une force déterminante pour le façonnage de leurs populations puisqu'ils doivent s'exposer afin de pouvoir se nourrir, le plancton ayant tendance à s'éloigner de la surface du récif (Sheppard *et al.*, 2009). Ces planctivores sont de surcroît souvent petits (Sheppard *et al.*, 2009). Troisièmement, si les larves profitent d'un surplus de nourriture, cela pourrait entraîner une augmentation du recrutement au niveau de toutes les guildes. En conclusion, avant de pouvoir déterminer si la guildes des poissons planctivores pourrait être un bon bioindicateur de l'eutrophication d'un récif, la recherche doit se poursuivre.

Un nouvel indicateur potentiel a été développé en se basant sur l'abondance des poissons de l'assemblage : il s'agit de la signature trophique (Bozec *et al.*, 2005). Ce bioindicateur donne la biomasse, ou l'abondance, des poissons par classe trophique (Bozec *et al.*, 2005; Gascuel *et al.*, 2005). Il va de 2 à 5, des herbivores et détritivores aux prédateurs en bout de chaîne (Gascuel *et al.*, 2005). La signature trophique a été créée dans le but d'être un indicateur de la

structure trophique de la communauté récifale (Bozec *et al.*, 2005; Gascuel *et al.*, 2005). Elle est intéressante dans la mesure où elle permet en un coup d'œil de comparer les tendances que connaissent les récifs dans l'espace et dans le temps, aussi bien au niveau de l'abondance des poissons en général qu'au niveau des guildes (Bozec *et al.*, 2005; Gascuel *et al.*, 2005). C'est une méthode très visuelle, ce qui peut simplifier sa compréhension de la part de professionnels autres que scientifiques. Malheureusement, dans les écosystèmes très riches comme c'est le cas pour les récifs de Nouvelle-Calédonie, recenser toutes les espèces de l'assemblage demande un effort gigantesque (Bozec *et al.*, 2005), qui limite l'utilisation de ce bioindicateur. De la recherche doit être faite, ne serait-ce que pour assigner une signature trophique à chaque écosystème, et tenter de découvrir si les perturbations environnementales ont des effets prévisibles sur ces signatures (Bozec *et al.*, 2005).

3.4 Les bioindicateurs et la conservation des écosystèmes coralliens?

Comme on peut le constater, les bioindicateurs d'écosystème corallien déjà utilisés couvrent les problèmes de pollution (*Pomacentridae*, biomarqueurs), de surpêche (*Chaetodontidae*, *Serranidae* etc) et de structure de l'habitat (*Chaetodontidae*), sans oublier l'évaluation de la santé générale de l'écosystème (assemblage, *Chaetodontidae*). Les bioindicateurs potentiels proposés offrent l'avantage de déceler également le problème de l'eutrophication (gilde d'herbivores et de planctivores). Les poissons bioindicateurs peuvent donc déceler plusieurs des menaces importantes auxquelles font face les écosystèmes coralliens. Restent les changements climatiques et les maladies des coraux. Pour ce qui est des changements climatiques, le corail restera probablement le meilleur bioindicateur, d'une part que changements climatiques il y a (Shinn, 2008) d'autre part, que ceux-ci ont un effet sur l'écosystème corallien : on pense notamment à l'augmentation de la température des eaux qui déclenche des épisodes de blanchissement du corail (Rosenberg et Loya, 2006; Sammarco *et al.*, 2007). La perte de couleur du corail est un indicateur facile à observer, même pour un novice. Cela le rend très intéressant. Quant à l'acidification de l'eau, elle déséquilibre le couple des ions carbonate-bicarbonate, tel qu'expliqué précédemment, ce qui impacte le

processus de calcification de certains organismes (Côté et Reynolds, 2006; Sheppard *et al.*, 2009). Les coraux peuvent servir de bioindicateur de ce phénomène, puisque la calcification est la base de construction du récif (Sheppard *et al.*, 2009). Bien entendu, puisqu'une baisse de la calcification entraîne une érosion du récif (Sheppard *et al.*, 2009), la structure de l'habitat s'en trouvera vraisemblablement modifiée, voire simplifiée. Les *Chaetodontidae* pourraient donc servir de bioindicateurs à cette étape. Cependant, il serait sans doute préférable dans ce cas de les utiliser en complément des coraux (Dale et Beyeler, 2001). En effet, les bioindicateurs coralliens permettraient ainsi d'identifier le problème, et les bioindicateurs ichthyens de confirmer que cela affecte la structure du corail et les communautés qui vivent autour. En ce qui concerne les maladies des coraux, la situation est un peu comparable au blanchissement, dans le sens où les pathologies sont visibles : les noms des maladies leur sont d'ailleurs attribués en fonction de ces pathologies (Côté et Reynolds, 2006). Là encore, le corail serait sans doute le meilleur bioindicateur de son propre état de santé (Côté et Reynolds, 2006); les poissons pourraient être utilisés de façon à évaluer les répercussions de ces maladies sur la communauté.

À des fins de détection et de conservation, il est conseillé d'utiliser plusieurs bioindicateurs (Zillioux, 2006; USEPA, 2007). Tout d'abord pour obtenir des renseignements à différents niveaux d'organisation biologique (Hodson, 2002). Ensuite, pour s'assurer que les variations observées chez un bioindicateur ne sont pas simplement dues à des phénomènes naturels (USEPA, 2007). Enfin, pour étudier les réponses de différents organismes face au problème. Cela permet d'avoir une meilleure vue d'ensemble de la situation, et sans doute de mieux comprendre les forces écologiques qui s'exercent, ainsi que d'augmenter la solidité des prédictions qui sont faites (Zillioux, 2006; Dale et Beyeler, 2001; Sewell et Griffiths, 2009). Nul doute que les poissons peuvent être très utiles à ce stade. Mais n'utiliser qu'eux serait réducteur. Il faut s'efforcer d'utiliser les bioindicateurs qui donnent le plus de renseignements fiables. D'ailleurs, un des buts des bioindicateurs est la rentabilité financière (Marques, 2009; Carignan et Villard, 2002; Niemi et McDonald, 2004) ce qui explique que les bioindicateurs soient de plus en plus préférés aux méthodes classiques car il y a trop à faire, avec trop peu de

moyens financiers (Landres *et al.*, 1988). Il n'est pas possible de relever des informations sur toutes les espèces. Dans cette optique, la fondation Reef Check, mentionnée un peu plus tôt dans le paragraphe, est une très belle initiative puisqu'elle recueille des dons et engage le public dans la surveillance de la santé des récifs coralliens (Reef Check, 2011). Des plongeurs non-scientifiques relèvent les données des bioindicateurs choisis par l'organisme (Reef Check, 2011). Cela permet d'obtenir des données sur tous les récifs, même ceux appartenant à des pays qui ont peu de moyens à leur disposition pour effectuer ce genre de recherche. La simplicité des cueillettes de données sur les bioindicateurs fait que même des néophytes en matière d'écologie peuvent participer. De plus, cela conscientise également le public aux répercussions que les activités anthropiques ont sur les écosystèmes. Cette initiative n'est pas la seule : il y a aussi le Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN, 2011) et l'AGRRA, Atlantic and Gulf Rapid Assessment (AGRRA, 2011). Ces deux organismes s'adressent plus aux scientifiques et aux gestionnaires : ils leur permettent de trouver des ressources et des conseils afin d'accumuler le plus de données possibles sur les récifs coralliens, et de s'assurer de la conservation adéquate d'un nombre maximum de ces écosystèmes (GCRMN, 2011; AGRRA, 2011). Le Global Coral Reef Monitoring Network utilise en outre la méthode de Reef Check, et donc ses bioindicateurs, pour surveiller les récifs (GCRMN, 2011).

Bien qu'extrêmement encourageante, la méthode utilisée par Reef Check a néanmoins ses limites. Tout d'abord, parce qu'elle ne permet que l'observation de certaines espèces de poissons faciles à observer. Et malgré cela, on peut parfois constater des différences significatives entre les décomptes fait par des scientifiques, et ceux faits par des non-scientifiques : une étude a comparé les données de bénévoles, souvent des pêcheurs locaux, et celles de biologistes marins aux Philippines (Uychiaoco *et al.*, 2005). À part pour la couverture de corail, les données n'étaient pas corrélées, celles des bénévoles variant beaucoup plus (Uychiaoco *et al.*, 2005). Cependant, les conclusions tirées de ces données semblaient les mêmes (Uychiaoco *et al.*, 2005). Ensuite, parce qu'elle ne permet que l'utilisation de bioindicateurs, et pas de biomarqueurs, car l'usage de ces derniers est réservé aux scientifiques qui possèdent le matériel et les connaissances nécessaires. Cependant, les

biomarqueurs peuvent être très utiles pour identifier la source d'un changement environnemental (Downs *et al.*, 2006; Fishelson, 2006). Ce qui fait que cette méthode se prive d'un bon moyen de découvrir si l'écosystème est pollué, ce qui est pourtant un de leurs deux buts principaux (Reef Check, 2011). Enfin, les fiches de collecte de données sont divisées par grande région du monde (Reef Check, 2011) ce qui ne correspond pas forcément aux besoins du récif. En effet, les scientifiques reconnaissent que chaque récif est différent, et que certaines différences, si minces qu'elles puissent sembler, pourraient avoir un impact conséquent sur la façon dont le bioindicateur choisi réagit (Landres *et al.*, 1988). De plus, un même bioindicateur ne peut convenir à tous les types de plans de conservation, c'est pourquoi la fiche de Reef Check pour le Golfe Arabique a été vérifiée dans le nord de ce golf, afin de s'assurer de la pertinence des bioindicateurs proposés (Valavi *et al.*, 2010). Autant certains se sont avérés fiables, comme le *Chaetodontidae Chaetodon melapterus*, autant d'autres pas du tout, comme les *Serranidae* : ces derniers sont des bioindicateurs de surpêche sur le long-terme, mais pas sur le court-terme, tout au moins pas dans cette région (Valavi *et al.*, 2010). Valavi *et al.* (2010) insistent donc sur le fait qu'il faut adapter les bioindicateurs aux récifs surveillés : mieux vaut une liste plus courte, mais plus pertinente.

Cette dernière étude remet également l'accent sur la recherche : il faut continuer d'étudier les écosystèmes coralliens, et ne pas appliquer une solution générique à chaque cas particulier (Valavi *et al.*, 2010). En effet, le fait d'avoir des plans de gestion d'écosystème basés sur des bioindicateurs soulève certains problèmes : en premier lieu, ces plans doivent avoir des objectifs clairs, sans quoi le mauvais bioindicateur pourrait être sélectionné (Valavi *et al.*, 2010; Dale et Beyeler, 2001). En deuxième lieu, se fier à un bioindicateur non-approprié conduit à une mauvaise gestion, car ce bioindicateur ne sera pas en mesure de donner les informations voulues (Valavi *et al.*, 2010; Dale et Beyeler, 2001). En dernier lieu, la recherche scientifique est nécessaire afin de trouver un bioindicateur adéquat à l'aide de procédures robustes (Valavi *et al.*, 2010; Dale et Beyeler, 2001). En particulier, le phénomène du recrutement des larves de poissons devrait être approfondi. C'est parfois une variable confondante de laquelle il faut tenir compte lors de l'interprétation des données sur un

bioindicateur (Kulbicki et Clua, 2002). Mais c'est surtout un processus dont on sait encore très peu de choses, et qui pourtant est primordial pour la survie des populations : par exemple, une dégradation de l'habitat dont ont besoin les recrues peut mener à une baisse dramatique de la population (Feary *et al.*, 2007). Sous certaines conditions, obtenir des données sur le recrutement permettrait d'extrapoler des informations démographiques sur les populations benthiques (Sale, 1991). De plus, un recrutement réussi signifie que des critères à la fois environnementaux et reproductifs ont été remplis (Sale, 1991). Si la recherche à ce sujet était plus poussée, les recrues pourraient peut-être même devenir des bioindicateurs, avec un délai de réponse sans doute plus court que les populations établies.

Enfin, trouver le bon bioindicateur ne suffit pas : il faut également déterminer les seuils à partir desquels une action est requise (Niemi et McDonald, 2004; Hodson, 2002; Côté et Reynolds, 2006; Link, 2004), et les points de non-retour, qu'il faut absolument éviter (Link, 2004). Et par la suite, bien sûr, que des actions soient effectivement prises. En effet, même le bioindicateur le plus adapté à une situation donnée, et qui fournit des données solides et pouvant être répétées, n'est d'aucune utilité si rien n'est fait par la suite pour corriger la situation. Ceci requiert la coopération des différentes parties prenantes, en particulier des scientifiques-chercheurs, des scientifiques-gestionnaires et des politiciens (Sammarco *et al.*, 2007; Karrer *et al.*, 2011; Burger, 2006b). Cependant c'est là que le bât blesse. Il y a très souvent de gros problèmes de communication entre ces différentes parties prenantes (Sammarco *et al.*, 2007). Celles-ci peinent à s'accorder sur les priorités et les bioindicateurs potentiels (Sammarco *et al.*, 2007). Ceci s'explique par le fait que tous n'ont pas les mêmes objectifs à court-terme, ni la même façon d'aborder le problème : les scientifiques-chercheurs cherchent à comprendre les processus écologiques et la façon dont les stress environnementaux les affectent, pour ainsi identifier certaines variables importantes qui pourraient devenir des bioindicateurs de l'état de santé du récif, tandis que les scientifiques responsables des programmes de surveillance (*monitoring*) se centrent avant tout sur la détection du stress dans les variables biologiques (Sammarco *et al.*, 2007). Ils n'ont pas accès à toute l'information dont disposent les premiers (Sammarco *et al.*, 2007). Enfin, il y a les

scientifiques des organisations et les politiciens, qui sont liés par les politiques environnementales et budgétaires des organismes et pays auxquels ils appartiennent, qui sont soumis à la pression du grand public, et doivent souvent prendre des décisions assez rapides (Sammarco *et al.*, 2007; Karrer *et al.*, 2011). Les politiciens peuvent également subir la pression d'autres groupes qui auraient des intérêts opposés à la conservation d'un récif corallien, comme la construction d'un complexe hôtelier, par exemple. À cela il faut ajouter le fait que scientifiques et politiciens ne parlent pas le même langage (Sammarco *et al.*, 2007; Karrer *et al.*, 2011). Améliorer la coopération entre les différents acteurs est au moins aussi importante que la recherche à proprement parler sur les bioindicateurs. On peut comparer ce processus global à une chaîne de montage : même si les premières étapes sont optimisées, si la dernière machine fonctionne mal, en bout de ligne le produit n'est pas opérationnel. Un document récent essaie de combler ce fossé, en expliquant dans un double guide à la fois aux scientifiques comment convaincre les décideurs, et aux décideurs, comment mettre à profit la science (Karrer *et al.*, 2011). Ce guide est une bonne étape vers une meilleure communication des parties prenantes, afin que les bioindicateurs soient sélectionnés avec soin, utilisés selon leur pertinence, et que les conclusions qu'ils permettent de tirer soient suivis d'actions conservatrices sur le terrain.

Conclusion

Un bioindicateur est un organisme utilisé pour évaluer les conditions de son habitat. C'est une mesure indirecte et biologique d'un phénomène environnemental. En effet, il est vraisemblable que si les conditions de vie du bioindicateur changent, cela aura des répercussions sur lui. Il sera amené à réagir, voire à s'adapter à ces nouvelles conditions afin de maximiser ses chances de survie. Ce sont les variations des critères d'évaluation qui servent de base à l'interprétation des données. Les bioindicateurs peuvent donc être de très bons outils de détection de stress environnementaux, en particulier ceux provoqués par l'Homme. À cette fin, la prémisse est que les scientifiques sont capables de distinguer les variations naturelles de celles induites de façon anthropogénique.

Par le fait même, on comprend que tous les organismes ne sont pas de bons bioindicateurs. Il faut donc les déterminer avec soin. Pour cela, certains critères de sélection ont été développés :

- Écologie de l'espèce connue
- Réaction face au stress étudié connue et détectable
- Idéalement, signe précurseur
- Espèce sédentaire
- Espèce qui couvre l'aire concernée
- Cycle de vie assez long
- Taille de population assez grande (à des fins de préservation et d'échantillonnage)
- Facile à capturer
- Rentable
- Résultats facile à comprendre pour le grand public

Bien évidemment, un bioindicateur ne rassemblera pas nécessairement l'intégralité de ces critères. Sa sélection va dépendre de la question posée. Néanmoins, cette liste constitue une bonne base vers laquelle il faut tendre.

Il existe plusieurs catégories de bioindicateurs. Tout d'abord, on peut distinguer les espèces bioaccumulatrices : l'organisme accumule dans ses tissus des contaminants présents dans le milieu, même à faible concentration. Cela en fait de bons signes précurseurs de pollution. D'autre part, il existe également des bioindicateurs de réaction. Ceux-ci peuvent eux-mêmes être divisés entre les bioindicateurs d'exposition et les bioindicateurs de dommage. Les premiers servent à indiquer la présence d'un stress, les seconds, ses effets. Enfin, les bioindicateurs de biodiversité sont une catégorie à part, dans le sens où ils indiquent des changements dans la diversité de la communauté plutôt que dans l'écosystème. Cependant, l'efficacité de ce type de bioindicateur reste controversée.

Le biomarqueur est un changement observé chez un organisme suite à l'exposition à un stress, le plus souvent chimique. Ces changements se produisent au niveau sub-organismique. Ce sont de bons signes précurseurs. Bien que d'une utilité écologique peut-être plus limitée que les bioindicateurs, les biomarqueurs ont le potentiel d'évaluer l'état de l'écosystème, tout au moins, de certains de ses sous-ensembles.

Utiliser les bioindicateurs présente des avantages indéniables. Tout d'abord, ce sont des moyens de mesure faciles et moins chers que des moyens traditionnels. Ils représentent également une information synoptique de l'état de l'environnement, ce qui en simplifie la compréhension. Les bioindicateurs sont sans doute le meilleur moyen de détecter les synergies entre différents stress. Ensuite, ils donnent une information intégrée sur le long terme. Ils reflètent de plus le temps total d'exposition à un contaminant, ainsi que les épisodes transitoires d'exposition, contrairement aux mesures physico-chimiques classiques. Les bioindicateurs ont également le potentiel de mettre en relation un stress environnemental et ses effets. Finalement, ils permettent de mettre en exergue les procédés écologiques en cours.

Malgré ces avantages très intéressants, il existe deux principaux inconvénients qu'il faut considérer. Le premier est qu'il peut être délicat de choisir entre un biomarqueur et un

bioindicateur, et par extension entre plusieurs bioindicateurs de niveaux d'organisation écologique différents. Il y a toujours un compromis à faire entre la rapidité de réponse (le signe précurseur), la variabilité et la signification écologique des conclusions tirées. L'autre inconvénient majeur est lié à l'interprétation des données. Il faut toujours prendre en considération les facteurs confondants potentiels que sont les mécanismes de compensation, la variabilité naturelle, les mécanismes dépendants et indépendants de la densité, entre autres.

Les poissons sont des bioindicateurs couramment utilisés dans l'évaluation des écosystèmes aquatiques. Plusieurs raisons expliquent ce phénomène. Une des plus importantes est qu'ils sont présents dans une grande partie des niches écologiques aquatiques. Les poissons bioindicateurs représentent donc une source potentielle d'informations pour une grande partie de l'écosystème. De plus, la faune ichthyenne est très liée à son habitat. Un quelconque impact sur ce dernier en aura vraisemblablement un sur les poissons. Les poissons représentent également une ressource économique importante pour les humains. Cet état de fait constitue un argument majeur dans le choix d'étudier ces organismes.

L'emploi des poissons dans le domaine de la bioindication est possible de plusieurs façons. Tout d'abord, les réponses de leurs biomarqueurs peuvent être étudiées. En effet, ces outils sont très utiles en particulier dans les cas de pollution chimique. Les biomarqueurs spécifiques les plus utilisés sont sans doute le cytochrome P 450 1A et l'EROD, la vitellogénine, les métallothionéines et le GSH. Ils peuvent aider à déterminer la source d'un stress. Les biomarqueurs immunologiques sont également très pertinents car le système immunitaire est la ligne de défense des organismes et donc une interface avec l'environnement. Ceux-ci incluent le taux de phagocytose et les foyers de mélano-macrophages, qui peuvent être utilisés pour suivre l'exposition à un stress dans le temps.

Finalement, les biomarqueurs peuvent être histopathologiques. Il peut s'agir de la concentration d'un contaminant dans un tissu, le plus souvent le foie ou le rein. En effet, le foie a un rôle de nettoyeur et reçoit une grande partie des substances exogènes contenu dans l'organisme. Pour déceler la concentration d'un contaminant, il est judicieux de choisir un

poisson des profondeurs ou se nourrissant par le fond qui sera plus exposé. Outre l'accumulation, les lésions des organes sont de bons outils d'exposition chimique. Le foie, le rein ou les branchies sont souvent inspectés pour de potentielles pathologies : lésion, tumeur, nécrose.

Les biomarqueurs sont donc de bons outils pour la détection de stress, principalement chimiques. Mais les bioindicateurs à proprement parler aussi. Il y a plusieurs niveaux dans la bioindication. Ils dépendent du niveau d'organisation biologique sur lequel portent les données. Tout d'abord, un biomarqueur peut être considéré comme un bioindicateur s'il permet de tirer des conclusions d'importance écologique. Les poissons bioindicateurs peuvent porter sur l'individu, la population ou la communauté. Au niveau de l'individu, les anomalies morphologiques peuvent être utilisées comme bioindicateur. Les larves ont une sensibilité particulière pour contracter ce genre de malformations. Les indices de santé générale, comme l'indice hépato-somatique ou gonadosomatique chez l'adulte, sont régulièrement utilisés. Cependant, il semble difficile d'identifier la source du stress avec ces bioindicateurs. Ils servent plus à en suggérer l'existence. Enfin, le comportement est un bioindicateur possible au niveau de l'individu. Le comportement d'un organisme n'est pas aléatoire et peut être modifié par des contaminants présents dans son environnement. Les comportements locomoteurs comme la nage et l'évitement sont particulièrement intéressants chez les poissons, puisqu'ils ont des répercussions directes sur la valeur sélective (*fitness*) de l'individu. L'évitement d'une zone contaminée peut pousser un individu à choisir un habitat non-optimal, par exemple. Quant à la nage, la fréquence d'activité d'un poisson bioindicateur s'est déjà révélée un bon signe précurseur d'un stress chimique. De plus, la magnitude de la réponse était proportionnelle à la magnitude de l'exposition.

Au niveau des populations, les bioindicateurs touchent un ou plusieurs des ces trois objectifs : la reproduction, la croissance ou la survie. Certains biomarqueurs de reproduction, signes d'une exposition à des perturbateurs endocriniens, ont déjà été traités. Mais d'autres

indicateurs existent : les signes de féminisation ou masculinisation, par exemple. Parfois, cela va jusqu'au changement de sexe. L'atrésie est également un bon indicateur de l'état reproductif d'une femelle; il traduit souvent une exposition à un stress puisque ce phénomène est rare de façon naturelle. La fertilité et la fécondité sont d'autres bioindicateurs reproductifs. Les bioindicateurs de croissance sont souvent des indices calculés : indices organosomatiques, classe de taille par âge etc. Ce sont de bons signes de surpêche ou de certains types de contamination. Les bioindicateurs de survie peuvent eux aussi être représentés par des indices, comme le taux de survie et les classes d'âge. Enfin, des données comme l'abondance ou la densité sont fréquemment utilisées. Malgré l'intérêt de ces bioindicateurs, il faut garder à l'esprit que l'identification des stress causant les changements sera très souvent plus ardue que pour des biomarqueurs. En effet, au niveau des populations il existe des mécanismes de compensation qui brouillent un peu les pistes.

Ceci est encore plus vrai au niveau des communautés. La recherche paraît de plus en plus vague à mesure que l'on monte les échelons de la bioindication. Cela s'explique par la variété de facteurs à prendre en compte lorsqu'il faut expliquer un phénomène de communauté. Il est facile de comprendre que plus il y a de facteurs, moins les conclusions seront claires. Néanmoins, ces bioindicateurs restent utiles car les informations qu'ils donnent sont très pertinentes au niveau écologique. L'assemblage des poissons d'un lieu est souvent utilisé comme bioindicateur de communauté. Les indices de diversité comme Shannon peuvent être calculés, bien que leur utilité soit toute relative.

Cet exposé montre la diversité de possibilités qu'offrent les poissons dans le domaine de la bioindication. Les bioindicateurs peuvent être des outils très utiles de détection et d'identification de stress environnementaux. Ainsi, une meilleure connaissance des stress en jeu permet de mieux cibler les actions de conservation. Les bioindicateurs seraient donc très utiles dans les écosystèmes coralliens. En effet, ils souffrent de plusieurs menaces majeures qui rendraient des actions nécessaires. La première de ces menaces est le lessivage des terres agricoles. Premièrement, le lessivage amène un surplus de nutriments dans l'eau, provoquant

une eutrophication des eaux. L'eutrophication est mauvaise pour les coraux, entre autres parce qu'elle favorise ses compétiteurs (les algues) ainsi que certains de ses prédateurs (*Ancaster planci*). Deuxièmement, l'érosion des sols cause une hausse de la sédimentation. Cette dernière est responsable d'une diminution de la croissance des coraux, voire une augmentation de leur mortalité. Troisièmement, le lessivage amène des herbicides dans la colonne d'eau, qui inhibent la photosynthèse des symbionts des coraux et celles des algues. Les changements climatiques sont la deuxième menace principale qui touche les écosystèmes coralliens. Le blanchissement est la réponse des coraux aux stress apportés par ces événements. C'est très nocif pour la santé de l'écosystème, puisque que le blanchissement signifie une perte de nourriture et une perte d'habitat pour la communauté. L'acidification des océans est également liée aux changements climatiques. Elle est problématique car elle réduit le taux de calcification des coraux. L'augmentation de l'occurrence et l'apparition de nouvelles maladies chez les coraux est une autre grave menace. Ces maladies sont même devenues la première cause de détérioration des récifs caribéens. Une autre menace importante est la surexploitation des espèces récifales. Les poissons sont particulièrement touchés, que ce soit pour la pêche vivrière ou ornementale. Finalement, les écosystèmes coralliens souffrent également de la pollution. La pollution marine est amenée par la peinture des bateaux, les déchets rejetés en pleine mer etc. La pollution industrielle, elle, est causée par les industries installées en bordure des côtes et qui rejettent des produits nocifs dans la colonne d'eau.

Heureusement, quelques bioindicateurs ichthyens sont employés dans les écosystèmes coralliens. La famille des *Chaetodontidae*, les poissons-papillons, est sans doute un des bioindicateurs récifaux les plus cités. Les *Chaetodontidae* corallivores sont les plus étudiés, probablement à cause de leur lien plus étroit avec les coraux. Ces poissons peuvent servir à identifier plusieurs stress. Tout d'abord, une variation dans l'abondance, la répartition ou le comportement des *Chaetodontidae* peut indiquer une perte d'habitat. Cette perte d'habitat peut être liée à la mort des coraux, et impliquer une baisse de nourriture, ou être liée à la perte de structure de ces coraux, et impliquer une baisse de complexité. Une baisse dans l'abondance des poissons-papillons peut également être un signe de surpêche. Ils sont en effet très prisés.

Ces bioindicateurs sont d'ailleurs utilisés mondialement par l'association Reef Check. D'autres plus gros poissons sont utilisés comme bioindicateurs de surpêche, comme les *Serranidae*. Leur abondance peut tellement diminuer lorsque la zone est autorisée à la pêche que cela en fait un bioindicateur assez fiable.

Une famille de bioindicateurs récifaux s'intéresse à la pollution chimique : les *Pomacentridae*, les poissons-demoiselle. Des malformations observées chez leurs larves ont été liées à la présence de PBC ainsi que d'autres pesticides. Les œufs des poissons-demoiselles sont pratiques pour ce genre d'étude car ils sont transparents. Les embryons peuvent donc être observés *in ovo*. Certains biomarqueurs, comme l'EROD, ont déjà été employé en milieu récifal. Bien qu'ils semblaient efficaces, leur utilisation reste peu développée comparativement aux autres écosystèmes. Finalement, les assemblages de poissons récifaux sont souvent utilisés afin d'évaluer la santé de cet écosystème. L'abondance, ou la densité, est la variable la plus surveillée car probablement la plus fiable.

Les bioindicateurs récifaux connus ne sont pas nombreux. Pourtant, certains groupes de poissons apparaissent comme de bons candidats. La guildes des herbivores, par exemple, pourrait être un bon bioindicateur de l'état du récif. Leur présence est nécessaire pour assurer la domination des coraux sur les algues. L'oursin de mer *Diadema antillarum* est un herbivore majeur, mais susceptible de voir sa population diminuer fortement par endroit. Le fait d'avoir des poissons herbivores, comme les *Scaridae*, est une chance supplémentaire de contrôler les populations d'algues. L'abondance des poissons herbivores devrait donc être suivie.

La guildes des poissons planctivores a également le potentiel d'être un bioindicateur d'eutrophication du récif. En effet, une des causes d'eutrophication est la présence d'un surplus de nutriments dans la colonne d'eau. Le phytoplancton se nourrit des nutriments en suspension, ce qui augmente ses populations. En retour, le zooplancton se nourrit du phytoplancton, et ses populations augmentent aussi. Donc, une eutrophication du récif pourrait amener plus de nourriture pour les poissons planctivores. Leur abondance pourrait croître.

Cependant, il existe quelques facteurs confondants, comme le fait que les larves des poissons sont pour la plupart planctivores. Ce sont alors possiblement toutes ces populations de poissons qui augmenteraient

.
Le dernier bioindicateur potentiel est appelé signature trophique. Il s'agit de l'abondance, ou de la biomasse, des poissons par classe trophique. Cet indicateur est présentement à l'état d'étude. Il présente l'avantage d'être très visuel et de permettre de comparer les récifs dans l'espace et dans le temps. Cependant, il demande un gros effort d'échantillonnage. De plus, l'impact des stress environnementaux sur la signature trophique reste à déterminer.

Ces connaissances sont utiles dans l'optique de répondre aux deux premiers objectifs de cet essai. Le premier objectif était tout d'abord de définir le concept de bioindicateur. Les différentes catégories de bioindicateurs ainsi que les exemples permettent de comprendre le concept. Ceci est d'autant plus vrai qu'il a dû être appliqué afin de pouvoir proposer des candidats à la bioindication récifale. Le deuxième objectif consistait à dresser un portrait des connaissances sur les poissons bioindicateurs, ainsi que sur leurs réponses à des stress environnementaux. Là encore l'objectif semble atteint. Aussi bien les poissons d'eau douce que les poissons d'eau salée ont été traités. De plus, les différents niveaux d'organisation biologiques ont été abordés.

Le troisième objectif de cet essai était d'analyser la potentialité d'espèces récifales comme bioindicateurs. Certaines familles de poissons sont déjà utilisées comme bioindicateurs. De plus, ceux-ci répondent à des problèmes majeurs auxquels les récifs coralliens font face. Il y a donc une réelle utilité à cet emploi. Par contre, il est vrai que les bioindicateurs restent peu développés dans l'écosystème corallien. Il y aurait place à de la recherche plus poussée. Les quelques pistes données semblent prometteuses. Il peut être conclu que les espèces récifales ont une bonne potentialité de bioindicateurs, mais que des recherches sont encore nécessaires afin d'optimiser leur emploi.

En conclusion, malgré le développement de la recherche sur les bioindicateurs ces dernières décennies, un vide se fait ressentir dans certains domaines. Tout d'abord, la recherche bénéficierait de considérer les poissons bioindicateurs autrement que comme des détecteurs chimiques. Il serait faux de penser que les bioindicateurs ne peuvent indiquer que des stress chimiques. Mais il est vrai que la recherche se concentre principalement sur ce domaine, probablement à cause de raisons historiques. Il faut donc souhaiter que l'utilisation croissante des bioindicateurs pousse les scientifiques hors des sentiers battus, vers de nouvelles pistes qui s'intéresseraient à des menaces comme la perte d'habitat ou l'introduction d'espèces exotiques. En effet, même si le rôle des poissons en tant que bioindicateur de pollution est primordial dans les écosystèmes aquatiques, ce n'est pas le seul qu'ils pourraient endosser.

De nombreux efforts restent encore à faire afin de développer les bioindicateurs ichthyens récifaux. Des efforts au niveau de la recherche : il est plus qu'étonnant de constater que malgré leur charisme et leur poids économique, ces écosystèmes n'attire pas la recherche en bioindication. Il faut continuer d'explorer l'écologie du récif, c'est la seule façon d'en découvrir les variables importantes. La piste du recrutement devrait être privilégiée, puisque c'est un évènement majeur pour la survie des populations. Mais également des efforts au niveau de la conservation : c'est en effet le but ultime de l'utilisation des bioindicateurs. Ils doivent servir à orienter efficacement les actions pour protéger les écosystèmes coralliens. Cela requiert que scientifiques, gestionnaires et politiciens s'entendent sur les objectifs à court-terme et apprennent à parler le même langage. C'est indubitablement un vœu pieux, mais nul doute que la simplicité recherchée des bioindicateurs est un pas dans la bonne voie.

Liste des références

- Adams, S.M., Crumby, W.D., Greeley, M.S., Shugart, L.R. et Saylor, C.F. (1992). Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: a holistic assessment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 24, 347-60.
- Adams, S.M. (2002). Biological indicators of aquatic ecosystem stress: introduction and overview. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 1-12.
- Adams, S.M., Bevelhimer, M.S., Greeley, M.S., Levine, D.A. et Teh, S.J. (1999). Ecological risk assessment in a large river-reservoir: bioindicators of fish population health. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 628-640.
- Adams, S.M., Greeley, M.S., McHugh Law, J., Noga, E.J. et Zelikoff, J.T. (2003). Application of multiple sublethal stress indicators to assess the health of fish in Pamlico Sound following extensive flooding. *Estuaries* 26, 1365-1382.
- Adham, K.G., Hassan, I.F., Taha, N. et Amin, T. (1997). Impact of hazardous exposure to metals in the Nile and delta lakes on the catfish, *Clarias lazera*. *Environ. Monit. Assess.* 54, 107-124.
- AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Assessment). (2011). <http://www.agrra.org>, 17 août 2011.
- Agius, C. et Roberts, R.J. (2003). Melano-macrophage centres and their role in fish pathology. *J. Fish Dis.* 26, 499-509.
- Aguilar, C., Gonzalez-Sanson, G., Hernandez, I., MacLatchy, D.L. et Munkittrick, K.R. (2007). Effect-based assessment in a tropical coastal system : status of bicolor damselfish (*Stegastes partitus*) on the North shore of Cuba. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67, 459-471.

- Allner, B., von der Gönna, S., Griebeler, E.-M., Nikutowski, N., Weltin, A. et Stahlschmidt-Allner, P. (2010). Reproductive function of wild fish as bioindicators of reproductive toxicants in the aquatic environment. *Env. Sci. Pollut. Res.* 17, 505-518.
- Almeida, J.R., Oliveira, C., Gravato, C. et Guilhermino, L. (2010). Linking behavioural alterations with biomarkers responses in European seabass *Dicentrarchus labrax* L. exposed to organophosphate pesticide fenitrothion. *Ecotoxicology*, online publication.
- Araujo, F.G. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Biol.* 58, 547-558.
- Attrill, M.J. (2002). Community-level indicators of stress in aquatic ecosystems. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 473-508.
- Ault, J.S., Smith, S.G et Bohnsack, J.A. (2004). Evaluation of average length as a an estimator of exploitation status for the Florida coral-reef fish community. *J. Mar. Sci.* 62, 417-423.
- Azevedo, J.S., Fernandez, W.S., Farias, L.A., Favaro, D.T.I. et Braga, E.S. (2009). Use of *cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. *Ecotoxicology* 18, 577-586.
- Barton, B.A., Morgan, J.D., et Vijayan, M.M. (2002). Physiological and condition-related indicators of environmental stress in fish. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 111-148.
- Baumann, P.C., Mac, M.J., Smith, S.B. et Harshbarger, J.C. (1991). Tumor frequencies in walleye (*Stizostedion vitreum*) and brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) and sediment contaminants in tributaries of the Laurentian Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 1804-1810.

- Bols, N.C., Brubacher, J.L., Ganassin, R.C. et Lee, L.E.J. (2001). Ecotoxicology and innate immunity in fish. *Dev. Comp. Immunol.* 25, 853-873.
- Bortone, B.A., Morgan, J.D et Vijayan, M.M. (2002). Physiological and condition-related indicators of environmental stress in fish. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 111-148.
- Bortone, S.A. et Davis, W.P. (1994). Fish intersexuality as indicator of environmental stress. *Bioscience* 44, 165-172.
- Bozec, Y.-M., Kulbicki, M., Chassot, E. et Gascuel, D. (2005). Trophic signature of coral reef fish assemblages. *Aquat. Living Resour.* 18, 103-109.
- Brokovich, E., Baranes, A., et Goren. M. (2006). Habitat structure determines coral reef fish assemblages at the northern tip of the Red Sea. *Ecol. Indic.* 6, 494-507.
- Burger, J. (2006a). Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental Bioindicators* 1, 136-144.
- Burger, J. (2006b). Bioindicators: types, development and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators* 1, 22-39.
- Burger, J., Fossi, C., McClellan Green, P. et Orlando, E.F. (2007). Methodologies, bioindicators, and biomarkers for assessing gender-related differences in wildlife exposed to environmental chemicals. *Environ. Res.* 104, 135-152.
- Cabaitan, P.C., Gomez, E.D., et Aliño, P.M. (2008). Effects of coral transplantation and giant clam restocking on the structure of fish communities on degraded patch reefs. *J. Ex. Mar. Biol. Ecol.* 357, 85-98.

- Carignan, V., et Villard, M.-A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environ. Monit. Assess.* 78, 45-61.
- Cheal, A.J., Wilson, S.K., Emslie, M.J., Dolman, A.M. et Sweatman, H. (2008). Responses of reef fish communities to coral declines on the Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 372, 211-223.
- CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction). (1973). <http://www.cites.org/fra/app/appendices.shtml>, 11 août 2011.
- Cole, A.J., Pratchett, M.S. et Jones, G.P. (2009). Effects of coral bleaching on the feeding response of two species of coral-feeding fish. *J. Ex. Mar. Biol. Ecol.* 373, 11-15.
- Corsi, I., Mariottini, M., Sensini, C., Lancini, L. et Focardi, S. (2003). Fish as bioindicators of brackish ecosystem health : integrating biomarker responses and target pollutant concentrations. *Oceanol. Acta* 26, 129-138.
- Côté, I.M. et Reynolds, J.D. (2006). *Coral reef conservation*. (New York: Cambridge University Press).
- Crosby, M.P et Reese, E.S. (2005). Relationship of habitat stability and intra-specific population dynamics of an obligate corallivore butterflyfish. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 15, S13-S25.
- Dale, V.H., et Beyeler, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3-10.
- Dell'Omo, G. (2002). *Behavioural Ecotoxicology*. (West Sussex: John Wiley and Sons).

- Diamant, A., Banet, A., Paperna, I., Westernhagen, H.V., Broeg, K., Kruener, G., Koerting, W. et Zander, S. (1999). The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. *Helgol. Meeresunters.* 53, 195-208.
- Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. et Mehner, T. (2005). Habitat-specific fish revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *J. Appl. Ecol.* 42, 901-909.
- Downs, C.A., Fauth, J.E., Wetzel, D., Hallock, P., Halas, J.F., Halas, J.C., Curry, R. et Woodley, C.M. (2006). Investigating coral reef degradation at Alina's reef in the Florida Keys: cellular physiology of white grunt (*Haemulon plumieri*) as a biological indicator. *Environmental Forensics* 7, 15-32.
- Dustan, P. (2006). Would there, could there be a universal index of coral reef health and vitality? *Environmental Bioindicators* 1, 113-114.
- Fabricius, K., De'ath, G., McCook, L., Turak, E. et Williams D.McB. (2005). Changes in algal, coral and fish assemblages only water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.* 51, 384-398.
- Feary, D.A., Almany, G.R., McCormick, M.I. et Jones, G.P. (2007). Habitat choice, recruitment and the response to coral reef fishes to coral degradation. *Oecologia* 153, 727-737.
- Ferreira Costa, M., Barbosa, S.C.T., Barletta, M., Dantas, D.V., Kehrig, H.A., Seixas, T.G. et Malm, O. (2009). Seasonal differences in mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (cutlassfish) in relation to length and weight in a Northeast Brazilian estuary. *Env. Sci. Pollut. Res.* 16, 423-430.
- Fishbase (2011). <http://www.fishbase.org>, 2 août 2011.

- Fishelson, L. (2006). Cytomorphological alterations in the thymus, spleen, head-kidney, and liver in cardinal fish (*Apogonidae, Teleotei*) as bioindicators of stress. *J. Morphol.* 267, 57-69.
- Floeter, S. R., Guimarães, R. Z. P., Rocha, L. A., Ferreira, C. E. L., Rangel, C. A., and Gasparini, J. L. (2001). Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecol. Biogeogr.* 10, 423-431.
- Fossi, M.C., Casini, S., Marsili, L., Ancora, S., Mori, G., Neri, G., Romeo, T. et Ausili, A. (2004). Evaluation of ecotoxicology effects of endocrine disrupters during a four-year survey of the Mediterranean population of sword-fish (*Xiphias gladius*). *Mar. Environ. Res.* 58, 425-429.
- Friedlander, A. M. et Parrish, J. D. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *J. Ex. Mar. Biol. Ecol.* 224, 1-30.
- Garpe, K. C., and Öhman, M. C. (2003). Coral and fish distribution patterns in mafia island marine park, Tanzania: Fish-habitat interactions. *Hydrobiologia* 498, 191-211.
- Gascuel, D, Bozec, Y.-M., Chasot, E., Colomb, A. et Laurans, M. (2005). The trophic spectrum : theory and application as an ecosystem indicator. *J. Mar. Sci* 62, 443-452.
- GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network). (2011). <http://www.gcrmn.org>, 17 août 2011.
- Golberg, E.D. (1975). The Mussel Watch- A first step in global marine monitoring. *Mar. Pollut. Bull.* 6, 111-120.
- Greeley, M.S. (2002). Reproductive indicators of environmental stress in fish. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 321-378.

- Hashemi, S., Kunwar, P.S., Blust, R et de Boeck, G. (2008). Differential metallothionein induction patterns in fed and starved carp (*cyprinus carpio*) during waterborne copper exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 2154-2158.
- Hegrenes, S.G. (1999). Masculinization of spawning channel catfish in the Red River of the North. *Copeia* 1999, 491-494.
- Hodson, P.V. (2002). Biomarkers and bioindicators in monitoring and assessment: the state of the art. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 591-620.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater Res.* 50, 839-866.
- Hourigan, T.F., Tricas, T.C. et Reese, E.S. (1988). Coral reef fishes as indicators of environmental stress in coral reefs. Dans *Marine Organisms as Indicators*, Soule DF, Kleppel GS, eds. (New York: Springer-Verlag), pp. 107–135.
- Humann, P. (2002). Reef fish identification: Florida, Caribbean, Bahamas. (Jacksonville: New World Publication).
- Humphrey, C.A., Klumpp, D.W. et Raethke, N. (2004). Ambon damselfish (*Pomacentrus aboioensis*) as a bioindicator organism for the Great Barrier Reef: responses to chlorpyrifos. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72, 888-895.
- Hutchings, P. et Kingsford, M. (2009). *The Great Barrier Reef : Biology, Environment and Management*. (Dordrecht: Springer).
- Ilioupoulou-Georgudaki, J., Kantzaris, V., Katharios, P., Kaspiris, P., Georgiadis, T. et Montesantou, B. (2003). An application of different bioindicators for assessing water

- quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecol. Indic.* *2*, 345-360.
- IUCN. (2011). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <http://www.iucnredlist.org>, 19 août 2011.
- Jeffrey, D.W. (1990). Biomonitoring of catastrophes. *Environ. Monit. Assess.* *14*, 131-137.
- Jensen, K.M., Makynen, E.A., Kahl, M.D. et Ankley, G.T. (2006). Effects of the Feedlot Contaminant 17 α -Trenbolone on Reproductive Endocrinology of the Fathead Minnow. *Environ. Sci. Technol.* *40*, 3112-3117.
- Jobling, S., Beresford, N., Nolan, M., Rodgers-Gray, T., Brighty, G.C., Sumpter, J.P. et Tyler, C.R. (2002) Altered sexual maturation and gamete production in wild roach (*Rutilus rutilus*) living in rivers that receive treated sewage effluents. *Biol. Reprod.* *66*, 272–281.
- Kaiser, J. (2001). Bioindicators and biomarkers of environmental pollutions and risk assessment. (Plymouth: Science Publishers).
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* *6*, 21-27.
- Karrer, L., Beldia II, P., Dennison, B., Dominici, A., Dutra, G., English, C., Gunawan, T., Hastings, J., Katz, L., Kelty, R., *et al.* (2011). Science-to-Action Guidebook. Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, Virginia, USA.
- Kerr Lobel, L. (2005). Field studies evaluating developmental and reproductive effects of chemical exposure in the coral reef fish, *Abudefduf sordidus* (*Pomacentridae*). Ph.D. thesis, University of Massachusetts, Boston.
- Kerr Lobel, L.M. et Davis, E.A. (2002). Immunohistochemical detection of polychlorinated biphenyls in field collected damselfish (*Abudefduf sordidus*; *Pomacentridae*) embryos and larvae. *Environ. Pollut.* *120*, 529-532.

- Kerr, L.M., Lang, K.L. et Lobel, P.S. (1997). PBC contamination relative to age for a Pacific damselfish *Abudefduf sordidus* (Pomacentridae). *Biol. Bull.* 193, 279-281.
- Khalaf, M. et Crosby, M.P. (2005). Assemblage structure of butterflyfishes and their use as indicators of Gulf of Aqaba benthic habitat in Jordan. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 15, S27-S43.
- Khan, R.A. (2003). Stress-related bioindicator anomalies in feral male winter flounder (*Pleuronectes americanus*) exposed to effluent from two pulp and paper mills in Newfoundland. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 70, 401-407.
- Kulbicki, M. et Bozec, Y.M. (2002). L'utilisation des poissons papillons (*Chaetodontidae*) comme indicateur de la diversité, densité et biomasse totale des communautés de poissons coralliens. Page 24. Dans Compte-rendu de l'atelier PNEC « Indicateurs et ressources vivantes en milieu corallien » - 22-26 juillet 2002 – Nouméa (Nouvelle-Calédonie).
- Kulbicki, M. et Clua, E.. (2002). Identification d'espèces de poissons indicatrices de la pression de pêche en milieu récifal, exemples de Nouvelle Calédonie. Page 25. Dans Compte-rendu de l'atelier PNEC « Indicateurs et ressources vivantes en milieu corallien » - 22-26 juillet 2002 – Nouméa (Nouvelle-Calédonie).
- Landres, P., Verner, J. et Ward Thomas, J. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conserv. Biol.* 2, 316-328.
- Lange, C.R. et Lambert, K.E. (1995). Biomonitoring. *Water Environ. Res.* 67, 738-749.
- Lappalainen, A., Mähönen, O., Erkinaro, J., Rask, M. et Niemelä, E. (1995). Acid deposition from the russian Kola peninsula: are sensitive fish populations in north-eastern finnish Lapland affected? *Wat. Air Soil Pollut.* 85, 439-444.

- Lévêque, C., et Mounolou, J.-C., (2008). Biodiversité : Dynamique biologique et conservation. 2^e éd. (Paris: Dunod).
- Link, J.S. (2004). Translating ecosystem indicators into decision criteria. *J. Mar. Sci* 62, 569-576.
- Little, E.E. (2002). Behavioural measures of environmental stressors in fish. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 431-472.
- Little, E.E. et Finger, I.E. (1990). Swimming behaviour as an indicator of sublethal toxicity in fish. *Env. Toxicol. Chem* 9, 13-19.
- Lokrantz, J., Nyström, M., Norström, A.V., Folke, C. et Cinner, J.E. (2010). Impact of artisanal fishing on key functional groups and the potential vulnerability of coral reefs. *Environ. Conserv.* 36, 327-337.
- Markert, B.A., Breure, A.M., et Zechmeister, H.G. (2003). *Bioindicators and Biomonitors. Principles, concepts and applications.* (Vienne: Elsevier).
- Marques, J.C., Salas, P., Patricio, J., Texeira, H., et Neito, J.M. (2009). *Ecological indicators for coastal and estuarine environmental assessment. A user guide.* J.C. Marques, éditeur. (Southampton : WIT Press).
- Mc Geoch, M.A. (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73, 181-201.
- Meffe, G.K., et Carroll, C.R. (1994). *Principles of Conservation Biology.* (Sunderland: Sinauer).
- Meinelt, T., Krüger, R., Pietrock, M., Osten, R. et Steinberg, C. (1997). Mercury pollution and macrophage centres in pike (*Esox lucius*) tissues. *Environ. Sci. Poll. Res.* 4, 32-36.

- Moh'd, M.N., Othman, M. et Ndaro, S.G. (2001) Correlational analysis between fish of the family *Chaetodontidae* and benthic parameters in Tanzania coast: is it applicable to use Chaetodontids as bioindicators of coral reef conditions? Second Western Indian Ocean Science Association (WIOMSA) Scientific Symposium.
- Mumby, P.J. (2006). The impact of exploiting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. *Ecol. Appl.* 16, 747-769.
- Munawar, M., Hänninen, O., Roy, S., Munawar, N., Kärenlampi, L. et Brown, D. (1995). Bioindicators of environmental health. (Amsterdam: SPB Academic Publishing).
- Munkittrick, K.R., van der Kraak, G.J., McMaster, M.E., Portt, C.B., van der Heuvel, M.R. et Servos, M.R. (1994). Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp-mills. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 1089-1101.
- Myers, M.S. et Fournie, J.W. (2002). Histopathological biomarkers as integrators of anthropogenic and environmental stressors. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 221-288.
- Natesan, E. et Slimak, M. (2006). The need for ecological information and the use of bioindicators in US federal agencies. *Environmental Bioindicators* 1, 74-97.
- Niemi, G.T., et McDonald, M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 89-111.
- Núñez Lara, E. et Arias González, E. (1998). The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* 53, 209-221.

- Öhman, M.C., Rajasuriya, A. et Svensson, S. (1998). The use of butterflyfishes (*Chaetodontidae*) as bio-indicators of habitat structure and human influence. *Ambio* 27, 708-716.
- Peters, E.C., Gassman, N.J., Firman, J.C., Richmond, R.H. et Power, E.A. (1997). Ecotoxicology of tropical marine ecosystems (annual review). *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 12-40.
- Power, M. (2002). Assessing fish population responses to stress. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 379-430.
- Pratchett, M.S., Wilson, S.K. et Baird, A.H. (2006). Declines in the abundance of *Chaetodon* butterflyfishes following extensive coral depletion. *J. Fish Biol.* 69, 1269-1280.
- Reef Check (2011). <http://www.reefcheck.org>, 2 août 2011.
- Reese, E.S. (1981). Predation on corals by fishes of the family *Chaetodontidae*: implications for conservation and management of coral reef ecosystems. *Bull. Mar. Sci.* 31, 594-604.
- Rice, C.D., et Arkoosh, M.R. (2002). Immunological indicators of environmental stress and disease susceptibility in fishes. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 187-220.
- Rice, C.D., Kergosien, D.H. et Adams, S.M. (1996). Innate immune function as a bioindicator of pollution stress in fish. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 33, 186-192.
- Rodgers-Gray, T.P., Jobling, S., Kelly, C., Morris, S., Brighty, G., Waldock, M.J., Sumpter, J.P. et Tyler, C.R. (2001). Exposure of juvenile roach (*Rutilus rutilus*) to treated sewage effluent induces dose-dependent and persistent disruption in gonadal duct development. *Environ. Sci. Technol.* 35, 462-470.

- Rosenberg , E. et Loya, Y. (2004). Coral health and disease. (Heidelberg: Springer-Verlag Berlin).
- Rudneva, I.I. et Zalevskaya, I.N. (2004). Larvae of sand smelts (*Atherina hepsetus* L.) as a bioindicator of pollution in the Black Sea coastal waters. *Ekologiya* 2, 107-112.
- Sale, P. (1991). The Ecology of fishes on coral reefs. (San Diego: Academic Press).
- Sammarco, P.W., Hallock, P., Lang, J.C. et LeGore, R.S. (2007). Roundtable discussion groups summary papers: environmental bioindicators in coral reef ecosystems: the need to align research, monitoring, and environmental regulation. *Environmental Bioindicators* 2, 35-46.
- Sandin, S.A., Sampayo, E.M. et Vermeij, M.J.A. (2008). Coral reef fish and benthic community structure of Bonaire and Curaçao, Netherlands Antilles. *Caribb. J. Sci.* 44, 137-144.
- Schlenk, D. et Di Giulio, R.T. (2002). Biochemical responses as indicators of aquatic ecosystem health. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 13-42.
- Sewell, D., et Griffiths, R.A. (2009). Can a single amphibian species be a good biodiversity indicator? *Diversity* 1, 102-117.
- Sheppard, C.R.C., Davy, S.K. et Pilling, G.M. (2009). *The Biology of Coral Reefs*. (New York: Oxford University Press).
- Shinn, E.A. (2008). Corals as bioindicators of climate change. *Environmental Bioindicators* 3, 149-152.

- Shokri, M.R., Fatemi, S.M.R. et Crosby, M.P. (2005). The status of butterflyfishes (Chaetodontidae) in the northern Persian Gulf, I.R.Iran. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 15, S91-S99.
- Siligato, S. et Böhmen, J. (2001). Using indicators of fish health at multiple levels of biological organization to assess effects of stream pollution in southwest Germany. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.* 8, 371-386.
- Smith, S.V. et Buddemeier, R.W. (1992). Global change and coral reef ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23, 89-118.
- Solomon, S.S., De Fang, F. et Shao-nan, L. (2000). Hepatic glutathione S-transferase activity in mosquito fish (*Gambusia affinis*) and topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) exposed to fenitrothion. *J. Zhejiang Uni. Sci.* 1, 190–195.
- Stahl, R.G. Jr, Orme-Zavaleta, J., Austin, K., Berry, W., Clark, J.R, Cormier, S., Fisher, W., Garber, J., Hoke, R., Jackson, L., Kreamer, G., Muska, C., Sierszen, M.E. (2000). Ecological indicators in risk assessment: Workshop summary. *Hum. Ecol. Risk. Assess.* 6, 671-677.
- Steinberg, E.W., Geyer, H.J., et Kettrup, A.A.F. (1994). Evaluation of xenobiotic effects by ecological techniques. *Chemosphere* 28, 357-374.
- Suter II, G.W. (2009). Indicators of what for what? *Environmental Bioindicators* 4, 1-3.
- Svecevicus, G. (2001). Avoidance response of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to heavy metal model mixtures: a comparison with acute toxicity tests. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 67, 680-687.
- Syms, C., and Jones, G.P. (2000). Disturbance, Habitat Structure, and the Dynamics of a Coral-Reef Fish. *Ecology* 81, 2714-2729.

- Tana, J., Rosemarin, A., Lehtinen, K.-J., Härdig, J., Grahn, O. et Landner, L. (1994). Assessing impact on Baltic coastal ecosystem with mesocosm and fish biomarker tests: a comparison of new and old wood pulp bleaching technologies. *Sci. Total Environ.* *145*, 213-234.
- Tejeda-Vera, R., Lopez-Lopez, E. et Sedeno-Diaz, J.E. (2007). Biomarkers and bioindicators of the health condition of *Ameioba splendens* and *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae) in the Ameioba River, Mexico. *Environ. Int.* *33*, 521-531.
- UNEP-WCMC (2006) In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge. http://www.unep-wcmc.org/resources/PDFs/In_the_front_line.pdf, 20 novembre 2009.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2007). Development of biological criteria for coral reef assessment. <http://www.epa.gov/bioindicators/coral/index.html>, 1er juin 2011.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2008). An introduction to freshwater fishes as biological indicators. EPA-260-R-08-016, USEPA, Washington D.C.
- Uychieco, A.J., Arceo, H.O., Green, S.J., de la Cruz, M.T., Gaité, P.A. et Alino, P.M. (2005). Monitoring and evaluation of reef protected areas by local fishers in the Philippines: tightening the adaptive management cycle. *Biodiversity Conserv.* *14*, 2775-2794.
- Valavi, H., Savari, A., Yavari, V., Kochanian, P., Safahieh, A. et Sedighi, O. (2010). Coral reefs anthropogenic impacts bio-indicators in the Northern part of the Persian Gulf. *J. Fish. Aquat. Sci.* *5*, 70-81.
- Van Cleef-Toedt, K.A., Kaplan, L.A.E et Crivello, J.F. (2000). Metallothionein mRNA expression in spawning and non-spawning *Fundulus heteroclitus* following acute exposure to starvation and waterborne cadmium. *Fish Physiol. Biochem.* *22*, 319-327.

- Van Gestel, C.A.M., et Van Brummelen, T.C. (1996). Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for redefinition of terms. *Ecotoxicology* 5, 217-225.
- Vutukuru, S.S., Smitha Pauleena, J., Venkateswara Rao, J. et Anjaneyulu, Y. (2007). Architectural changes in the gill morphology of the freshwater fish, *Esomus danricus* as potential biomarkers of copper toxicity using automated video tracking system. *Environmental Indicators* 2, 3-14.
- Walker, C.H. (1992). Biochemical responses as indicators of toxic effects of chemicals in ecosystems. *Toxicol. Lett.* 64/65, 527-533.
- Walker, C.H. (1998). Biochemical biomarkers and potentiation of toxicity. *Biotherapy* 11, 113-117.
- Wester, P.W., Vethaak, A.D. et van Muiswinkel, W.B. (1994). Fish as biomarkers in immunotoxicology. *Toxicology* 86, 213-232.
- Wilson, S.K., Graham, N.A.J., Pratchett, M.S., Jones, G.P. et Polunin, N.V.C. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Glob. Change Biol.* 12. 2220-2234.
- Wirgin, I.I. et Theodorakis, C.W. (2002). Molecular biomarkers in aquatic organisms: DNA damage and RNA expression. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 43-110.
- Zilioux, E.J. (2006). Editorial: The science of bioindication: why does it warrant special status? *Environmental Bioindicators* 1, 227-228.