

Président : Gilles BOEUF

Experts : Christophe BÉNÉ, Gary CARVAHLO, Philippe CURY, Bruno DAVID, Daniel DESBRUYÈRES, Luc DOYEN, Philippe GOULLETQUER (secrétaire scientifique de l'expertise collégiale), Philippe GROS, Susan HANNA, Simon JENNINGS, Harold LEVREL, Olivier THÉBAUD, Jacques WEBER

Administration : Élisabeth LASSALLE, Florence RIVET

Biodiversité en environnement marin

Synthèse et recommandations
en sciences environnementale et sociale

Rapport à l'Ifremer
de l'expertise collective en biodiversité marine

Version au 25 août 2010

Quelles priorités pour une stratégie Ifremer de recherche en biodiversité marine ?

SOMMAIRE

SYNTHÈSE EXÉCUTIVE DE L'EXPERTISE COLLÉGIALE.....	5	Caractéristiques locales (habitats)	
INTRODUCTION.....	15	✓ Classification des habitats	
L'importance de la biodiversité marine		✓ <i>Cartographie des habitats</i>	
Principales caractéristiques de la biodiversité marine		✓ <i>Pertes et dégradations des habitats</i>	
Les différentes échelles hiérarchiques de la biodiversité		✓ <i>Les aires marines protégées ('AMPs')</i>	
La signification fonctionnelle de la biodiversité		Structure des populations et connectivité	
Biodiversité marine et services écosystémiques		Invasions biologiques	
● Les impacts anthropiques sur la biodiversité marine		● Caractéristiques temporelles de la biodiversité marine ..	49
Les valeurs stratégiques de la recherche en biodiversité marine		Échelle géologique	
		Échelle historique	
		Effets en cascades	
		Évolution des pêcheries et des autres usages des écosystèmes marins	
		Séries temporelles dédiées	
ÉTAT ET TENDANCES EN BIODIVERSITÉ			
● Compter les espèces marines.....	26	CONCEPTUALISATION DE LA BIODIVERSITÉ.....	64
Combien y a t il d'espèces marines ?		● Modèles conceptuels	
Les espèces cryptiques		● Le modèle structurant ce rapport	
Le code barre ADN "DNA Barcoding"			
Recensements taxinomiques		MESURER LA BIODIVERSITÉ.....	70
✓ <i>Guides et manuels</i>		● Mesure de la biodiversité au moyen de la directive cadre européenne « Stratégie pour le milieu marin »	
✓ <i>Bases de données taxinomiques</i>		● Mesurer la diversité génétique	
✓ <i>Vitesse de découverte de nouvelles espèces</i>		● Mesurer la diversité spécifique	
✓ <i>L'entrave taxinomique</i>		● Évaluer la valeur de la biodiversité	
Les espèces sous pression		Méthodes analytiques relevant des dimensions humaines de la biodiversité marine	
✓ <i>Espèces disparues</i>		Méthodes d'analyse des sciences sociales	
✓ <i>Espèces en danger</i>		Comprendre le contexte humain	
Écosystèmes sous pressions		Comprendre les interactions humaines	
✓ <i>Environnement profond</i>		Comprendre les coûts et bénéfices des protections de la Biodiversité	
✓ <i>Changement climatique</i>		Comprendre les Impacts des Actions de Protection de la biodiversité	
Dynamique des changements environnementaux			
Évidence des changements de répartition géographique et d'abondance des espèces marines			
✓ <i>Acidification des océans – le problème du CO₂</i>			
● Caractéristiques spatiales de la biodiversité marine...48		● Indicateurs de biodiversité marine et côtière (Ifremer projet de recherche SINP)	
Caractéristiques à grand échelle (vicariance et endémisme)			

DÉTERMINANTS DES CHANGEMENTS DE BIODIVERSITÉ ET DE SES USAGES.....	79
● Déterminants environnementaux : une trame de travail	
Échelles de temps d'évolution (trajectoire de faible accroissement ponctuée par des extinctions mas- sives) - e.g. climat, tectonique/géologique, te-n dances globales...	
Échelles de temps « écologiques »	
● Importance des perturbations: biodiversité, résilience et robustesse des écosystèmes marins	
Le challenge scientifique	
Ce qui est connu	
Ce qui n'est pas connu	
● Déterminants humains	
Ce qui est connu	
✓ <i>Déterminants institutionnels</i>	
✓ <i>démographique</i>	
✓ <i>économique</i>	
✓ <i>social</i>	
<i>Réformes de gouvernance</i>	
<i>Niveaux de pauvreté et sécurité alimentaire</i>	
✓ <i>culturel</i>	
Ce qui n'est pas connu	
✓ <i>institutionnel</i>	
✓ <i>démographique</i>	
✓ <i>économique</i>	
✓ <i>social</i>	
✓ <i>culturel</i>	
SCÉNARIOS INTÉGRÉS ET RÉGLEMENTATIONS.....	91
● Réglementations et soutien à la décision	
<i>Réglementations et outils de gestion:</i>	
<i>Efficacité des réglementations</i>	
● Scénarios	
● Méthodes quantitatives, modèles et évaluations inté- grées	
Modèles écologiques, environnementaux et socio- économiques à intégrer:	
Diversité vs homogénéité des modèles	
● Modélisation et challenges des évaluations	
<i>Systèmes dynamiques complexes</i>	
<i>Multi-critères</i>	
<i>Durabilité et équité inter-générationnelle:</i>	
<i>Précaution, analyse de risques et gestion</i>	
<i>Gestion Adaptative ("AM")</i>	
<i>Gouvernance, coordination et conformité</i>	
BESOINS DE RECHERCHE.....	101
● Le cadre : une recherche environnementale	
Les systèmes de recherche	
Maintenir les services écosystémiques	
● Les dimensions naturalistes	
Relier fonctions écologiques et services écosystémiques	
Mesurer les bases génétiques de la biodiversité	
Différencier les échelles de temps évolutionnaire et écologique	
Replacer les stocks halieutiques dans leurs écosystèmes	
Impact des aménagements physiques et des pollutions sur la biodiversité	
● Les dimensions humaines de la recherche	
La question des données	
Cultures, institutions, appropriation	
Démographie et économie	
✓ Mondialisation et biodiversité	
✓ Évaluation économique et conservation de la biodiversité	
Processus de décision	
● Développer la modélisation : une forme de synthèse	
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	109
Composition du groupe d'experts – CVs courts.....	128
ANNEXES.....	135
REMERCIEMENTS.....	139

Quelles priorités pour une stratégie Ifremer de recherche en biodiversité marine ?

Synthèse exécutive de l'expertise collégiale

Monsieur Jean-Yves PERROT, Président-Directeur général de l'Ifremer, a souhaité disposer des éléments nécessaires à l'élaboration d'une stratégie de recherche en biodiversité pour l'Institut. Dans ce but, il a décidé de mener une expertise collective associant des experts reconnus, tant français qu'étrangers, pour répondre à la question suivante : « quelles priorités de recherche en biodiversité pour l'Ifremer ? ».

Présidé par Gilles Boeuf, Président du Muséum national d'Histoire naturelle, le groupe d'experts a entrepris une analyse de la littérature existante et confronté les résultats de cette analyse aux atouts et spécificités de l'Ifremer, en tenant compte de sa position en Europe et dans le monde, ainsi que des réseaux de coopération dans lesquels l'Institut est inséré. Le groupe d'experts a travaillé de la fin de janvier au début de mai 2010. Il s'est réuni à deux reprises, à Paris, les 27, 28 et 29 janvier, pour élaborer son plan de travail, puis les 26 et 27 avril 2010 afin de discuter et approuver les recommandations en réponse à la question qui lui était posée.

L'expertise collégiale prend place dans un contexte marqué dans le monde par une érosion rapide de la biodiversité, tant continentale que marine. Pour les océans, la France est tout particulièrement concernée car elle a la responsabilité d'une zone économique exclusive (ZEE) qui est la deuxième au monde, de la mer du Nord à la Méditerranée occidentale, de Saint-Pierre-et-Miquelon aux Iles Crozet, de la Nouvelle-Calédonie, la Polynésie française à La Réunion. Le groupe d'experts a élaboré un rapport circonstancié de réflexion sur l'état des connaissances de la biodiversité marine sous ses multiples aspects, dont le présent document constitue la synthèse exécutive.

L'expertise a défini cinq axes prioritaires de recherche et sept projets qui en découlent. Un huitième projet propose une « action d'éclat » de nature à mobiliser l'ensemble des compétences de l'Ifremer et à mettre en valeur les capacités d'exploration de l'Institut auprès de l'opinion publique. Les moyens nécessaires à la réalisation de ces projets ont été discutés et les conséquences sur l'organisation de l'Ifremer ont été envisagées.

La Commission a identifié cinq axes prioritaires de recherche en biodiversité marine :

- ✓ Définir et cataloguer les caractéristiques de la biodiversité marine et sa distribution géographique : étudier et répertorier les variétés génétique, spécifique et écosystémique (habitats et paysages) et développer des outils pour préciser cette diversité. Mesurer et cartographier les utilisations humaines et leur impact sur les écosystèmes, les biens et les services.
- ✓ Comprendre les processus écologiques et évolutifs qui régissent la variété, la quantité et la qualité des gènes, des populations, communautés, écosystèmes dans l'espace et le temps, aussi bien que les conséquences économiques et politiques des interactions de ces processus avec les usages.
- ✓ Élucider les mécanismes par lesquels les composantes de la biodiversité influencent les fonctions des populations, communautés et écosystèmes et assurent la production durable des services écosystémiques.

en matière de taxinomie et dispose de compétences variées qui pourraient être agrégées et amplifiées. Ce thème s'impose fortement au plan des enjeux socio-économiques et écologiques. Il bénéficiera de l'existence d'une mini-force d'intervention 'micro-algues' à l'Institut, de la possibilité de partenariats, de capacités de modélisation couplée. Le volet infrastructure (recherche et développement, plates-formes techniques) et les développements technologiques et méthodologiques pour les mesures *in situ* et *in vitro* pourraient être ambitieux.

Connaître et comprendre le fonctionnement et la biodiversité des écosystèmes profonds

Le groupe d'experts recommande d'adopter une stratégie « tous océans » pour étudier la biodiversité des environnements profonds, sa résilience et sa connectivité, et l'impact des activités humaines. Il recommande également la mise au point de méthodes d'évaluation des coûts des dommages provoqués par les activités humaines en milieu profond, notamment l'appareillage lié aux forages pétroliers. Il s'agit d'un enjeu d'une importance croissante (cf. l'accident récent dans le golfe du Mexique).

L'Ifremer est depuis des années engagé en tant qu'acteur majeur aux plans national et européen dans cette thématique de recherche, notamment du fait de ses développements technologiques (surface-submersibles) qui offrent un accès privilégié à des écosystèmes originaux et méconnus. Alors même que les pressions anthropiques s'intensifient sur ces écosystèmes (pêcheries en eaux profondes, projets d'extractions minérale et énergétique en zone très profonde, stockage de déchets, exploitation pétrolière au large), on réalise que ces écosystèmes profonds sont beaucoup plus divers qu'on ne le pensait. Leur connaissance est encore très sommaire et surtout leur fonctionnement se démarque de tout ce qui est connu par ailleurs, notamment en ce qui concerne leur vulnérabilité et leur capacité de résilience.

Nous manquons encore de connaissances fondamentales pour ces milieux fragiles à l'heure où pressions anthropiques grandissantes et volonté de conservation requièrent des décisions éclairées : définition d'aires marines protégées hors- et dans la ZEE française (située à 90% dans le domaine profond), ou bien encore protection de zones semi-profondes, marges et canyons.

Les compétences reconnues et diverses de l'Institut, depuis le développement de technologies spécifiques, les géosciences et la biologie (incluant écologie et microbiologie) permettent d'aborder cette recherche de façon intégrée. L'Ifremer doit conserver et affirmer un rôle de « chef de file » dans ce domaine, comme en témoignent d'ailleurs déjà sa contribution internationale et le poids de ses publications. Face à l'évolution des questions de la société touchant à l'exploitation des domaines profonds, il est nécessaire que l'Institut poursuive le renforcement de ses équipes en particulier en tenant compte des apports potentiels de la taxinomie moderne, et en soutenant le partenariat avec d'autres équipes (MNHN, universités et CNRS). Un partenariat avec les grandes entreprises nationales pourrait aussi être envisagé en tenant compte de la nécessaire indépendance de l'expertise environnementale dont l'Institut se doit de rester le garant. La communication du Conseil des ministres sur les métaux stratégiques doit être considérée dans ce contexte.



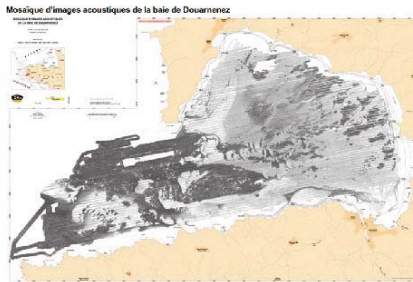
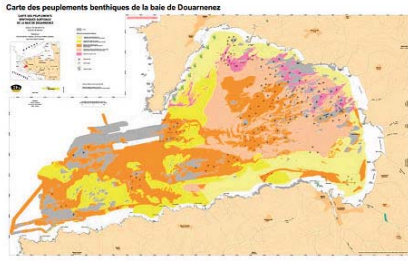
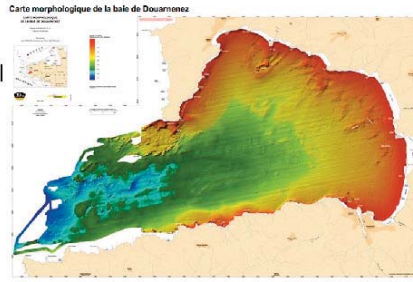
© Ifremer/Campagne Caracole

(<http://www.gouvernement.fr/gouvernement/les-met-aux-strategiques>).

Les travaux sur la biodiversité profonde doivent aussi venir renforcer ceux sur la valorisation biotechnologique des espèces de microorganismes thermophiles et psychrophiles. Par ailleurs, les impacts de projet de pêches profondes doivent impérativement être analysés, l'Ifremer étant le seul institut français disposant des capacités pour mener cette recherche. Il faut enfin réaliser un effort d'échange et de coordination entre les recherches développées sur les milieux côtiers et profonds à l'Ifremer.

Les produits

- Cartes de référence
 - Bathymétrie : temps A/R du signal
 - Imagerie : intensité du signal réfléchi
- Cartes élaborées
 - nature des fonds
 - épaisseur des sédiments
 - peuplement benthique



leur résilience est primordiale. L'évolution réglementaire (DCE, DCSMM, PCP¹) amène l'Ifremer *de facto* à développer une recherche en prévision et soutien des décisions publiques. À ce jour, trois chantiers géographiques prioritaires ont été identifiés par l'Institut : Méditerranée, Manche et lagon de Nouvelle-Calédonie. Ces travaux, leur pertinence et qualité, sont étroitement liés à la capacité de l'Ifremer à gérer de grandes banques de données, à poser et répondre aux questions à l'interface entre la science et la décision publique, et à développer de futurs projets à cette interface, transformant ainsi les questions de société en programmes de recherche.

II. PROJETS GÉNÉRIQUES ET TRANSVERSAUX

Ils seraient à développer sur les diverses « zones-ate-liers » ou « chantiers », selon la terminologie Ifremer.

Cartographie dynamique des systèmes socio-écologiques

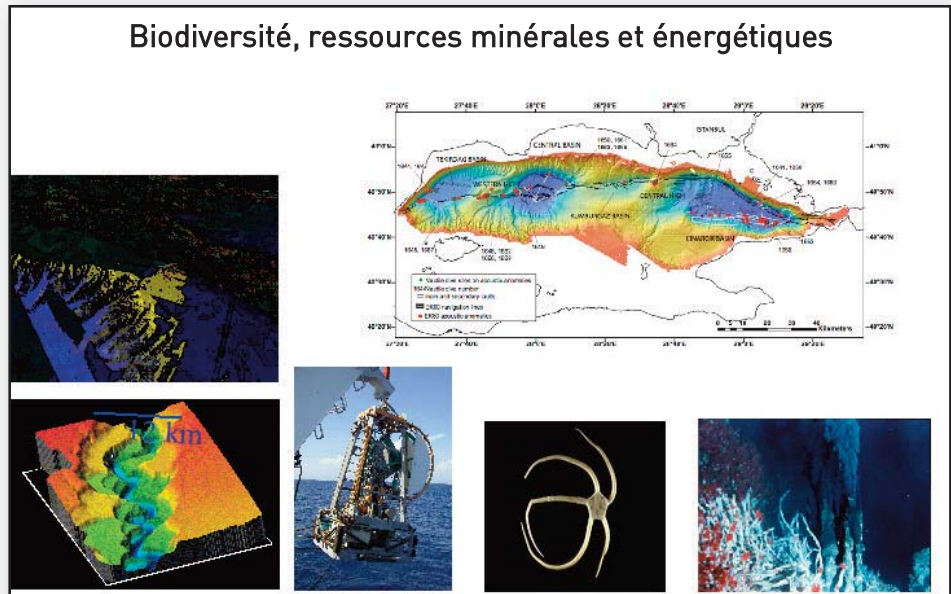
Cette cartographie implique le recueil, l'archivage, l'intégration et la synthèse des données. Elle a pour enjeu l'élaboration de stratégies, la construction de scénarios, et la production d'indicateurs.

Les questions de gouvernance et de gestion de la ZEE française, tant en métropole qu'outre-mer, nécessitent l'acquisition – et les moyens d'acquisition – d'informations de base sur l'état et l'évolution des écosystèmes. Cela concerne aussi bien le recueil, la gestion de l'information et son traitement, que le développement de stratégies et d'approches innovantes, solidement appuyées sur la modélisation. Pour cela, la connaissance du fonctionnement des écosystèmes, de leur résistance aux pressions de nature diverse, anthropiques et climatiques, et de

Évaluation intégrée (écologique, économique et sociale) des politiques de conservation de la biodiversité et de gestion des ressources marines fondées sur les incitations économiques

Le rôle des instruments incitatifs, économiques et institutionnels, dans la mise en oeuvre des politiques de conservation de la biodiversité et de gestion des ressources marines fait actuellement l'objet de nombreux travaux scientifiques. Ces instruments comprennent par exemple les systèmes de droits individuels ou collectifs transférables, les dispositifs de taxation, ou les mécanismes de res-

Biodiversité, ressources minérales et énergétiques



responsabilité environnementale et d'assurance. L'évaluation des conditions de leur mise en œuvre et de leurs impacts est aussi au cœur de discussions dans d'autres domaines de politiques environnementales (changement climatique, gestion des ressources en eau, foresterie, etc.). Par comparaison, cette thématique de recherche reste peu développée dans le domaine de la conservation et de la gestion globale des océans malgré l'existence de certaines applications sectorielles, par exemple les marchés de droits pour réguler l'accès aux ressources halieutiques, ou les règles de responsabilité civile en matière de pollutions marines accidentelles.



© Ifremer/Marc Taquet

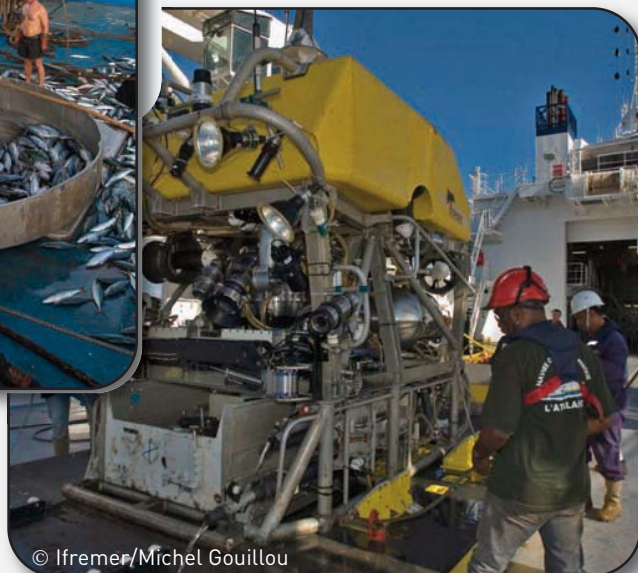
La définition des conditions nécessaires à une mise en place opérationnelle de ces mesures incitatives nécessite le développement de travaux de recherche multidisciplinaire fondés à la fois sur des analyses systématiques des expériences déjà conduites et des enseignements tirés de ces expériences, sur le développement de modèles permettant de simuler les effets à attendre de différentes options d'aménagement, et sur l'accompagnement scientifique des expériences qui pourront être tentées dans ce domaine.

Le projet pourra s'appuyer sur des cas d'études pour lesquels l'Ifremer possède déjà une expertise affirmée et pour lesquels des initiatives internationales sont actuellement menées. On peut citer : 1) le recours aux marchés de droits d'exploitation de ressources halieutiques et leur extension progressive à la prise en compte des impacts écologiques de la pêche ; 2) les instruments de planification spatiale en aquaculture ; 3) les régimes de responsabilité en matière de pollution marine ou d'évaluation d'impacts (mesures d'évitement, d'atténuation et de com-



© Ifremer/Marc Taquet

pensation). Le partenariat scientifique européen et international devra être renforcé afin de bénéficier des résultats issus d'expérimentations menées dans le monde. Ce projet devra être multidisciplinaire afin de



© Ifremer/Michel Gouillou

prendre en compte les dimensions écologiques, sociales et économiques des politiques de régulation.

Expériences à grande échelle et mesure des performances de gestion et de conservation de la biodiversité

Il s'agit de développer le conseil à la restauration des milieux, la mise au point d'outils, l'utilisation des AMP (aires marines protégées), les indicateurs sociaux, économiques et écologiques, la participation à l'effort national auprès du MEEDDM pour la Stratégie nationale sur la biodiversité (SNB), les directives européennes et la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) en cours d'élaboration.

L'Ifremer dispose à ce jour d'un projet « Aires marines protégées » qui reste bien insuffisant aux moyens nécessaires pour étayer la stratégie nationale biodiversité et la stratégie très ambitieuse issue du « Grenelle Mer » : 20 % de la ZEE française incluant 50% de zone de conservation intégrale - « no take zone »- pour les pêcheries. Les projets de dimension internationale (Pacifique, Atlantique) soulèvent également des questions de fond mais ne bénéficient pas nécessairement d'accompagnement conséquent de la re-

cherche : les concepts de connectivité, résilience, gestion dynamique face aux changements globaux sont insuffisamment mobilisés pour le moment. Par ailleurs, les stratégies de surveillance ne sont pas toujours élaborées, pas plus que les indicateurs nécessaires. Il s'agit d'un projet également fédérateur pour l'outre-mer.

L'actuel projet Aires marines protégées de l'Ifremer n'a pas, selon les experts, les ressources suffisantes pour émerger visiblement. Il s'agit d'un point important ayant des conséquences pour la restructuration interne de l'Institut. L'Ifremer devrait s'appuyer sur ses moyens à l'échelle de la zone économique exclusive française à partir de toutes ses stations en métropole et outre-mer dans le cadre de ce projet.

Il est important d'élargir les recherches dans le domaine de la conservation de la biodiversité à d'autres outils que les aires marines protégées, comme les mesures de restauration et de compensation devant être mises en œuvre dans le cadre de la nouvelle réglementation environnementale. Ces obligations devraient être étendues aux aménagements maritimes (notamment les éoliennes *offshore*) ; elles doivent pouvoir être analysées dans une perspective interdisciplinaire. Il existe ainsi un fort enjeu de développement d'indicateurs de performance écologique associés à ces mesures en partant de la grille de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (« *Millennium Ecosystem Assessment* », 2005) ; par ailleurs



l'enjeu de l'évaluation des coûts de mise en œuvre et de suivi associés à ces critères de performances est appelé à croître.

Prévoir les effets du changement global

Le changement global désigne ici « les changements dans l'environnement mondial, incluant les altérations du climat, de la productivité des océans, de la chimie atmosphérique et des systèmes écologiques pouvant altérer la capacité de la Terre à entretenir la vie » (*US Global Change Research Act*, 1990).

L'Ifremer est l'un des rares organismes de recherche exclusivement marine dans le monde possédant la capacité de combiner les différentes disciplines et les domaines de connaissance nécessaires à la compréhension des facteurs d'évolution de la biodiversité et de ses usages. Il met au point des outils permettant d'explorer les impacts possibles de scénarios d'aménagement en appui aux politiques publiques.

L'Ifremer rassemble de nombreuses disciplines, des sciences physiques aux sciences sociales, en passant par les sciences chimiques et biologiques. Il possède l'expérience et la capacité de les mobiliser sur des projets interdisciplinaires. L'Institut dispose en outre d'un réseau de partenariats étendu à l'ensemble des compétences requises, notamment en sciences sociales via l'UMR Amure ou via le Consortium Eur-Océans.

La France, par sa ZEE étendue, est l'un des rares pays représentés sur l'ensemble des océans. Dans ce contexte, l'Institut est

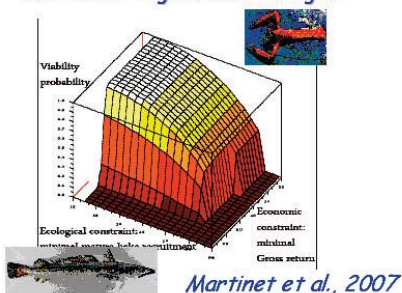
Quelle viabilité des systèmes étudiés ?

Etude des domaines de co-viabilité des systèmes d'exploitation et des systèmes biologiques exploités

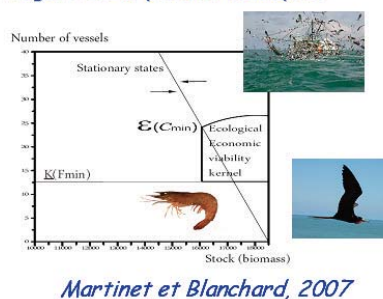
Nature des contraintes:

- écologiques (conditions de renouvellement, niveaux acceptables de perturbation)
- économiques (rémunération minimale des facteurs de production)
- sociales (conditions d'existence des systèmes d'exploitation)

L'exemple de la langoustine et du merlu dans le golfe de Gascogne



L'exemple de la crevette et de la frégate sur le plateau de Guyane



présent dans des environnements contrastés du point de vue économique, environnemental ou social, et déploie d'importants partenariats scientifiques régionaux :

- Nouvelle-Calédonie et Polynésie avec l'Australie, les États-Unis, l'Asie du Sud-Est
- La Réunion-Mayotte-océan Indien avec l'Afrique du Sud, l'Australie
- Saint-Pierre-et-Miquelon-Atlantique Nord avec le Canada, les États-Unis
- Antilles françaises-Guyane avec le Canada, les États-Unis, l'Amérique centrale, le Brésil
- Métropole-Atlantique et Méditerranée avec les États membres de l'Union européenne et de l'Union pour la Méditerranée.

Compte tenu de ces atouts, il est recommandé à l'Ifremer de développer un grand programme d'observation et de recherches sur l'évolution de la biodiversité marine et des services écosystémiques dans le contexte d'environnements contrastés et en intégrant l'impact des changements globaux. Une telle approche comparative s'avérant indispensable permettrait de travailler en collaboration avec les communautés scientifiques nationales et internationale, la recherche française trouvant intérêt à s'inscrire beaucoup plus dans le concert des recherches internationales sur ce thème.

Le projet aurait comme enjeux la construction de scénarios en réponse aux changements globaux, en particulier en ce qui concerne la ZEE française, la comparaison des réponses socio-économiques dans différentes régions du monde où la France est présente et le développement ambitieux de coopérations internationales. À titre d'exemple, le projet ANR Chaloupe, puis le projet ANR Adhoc s'inscrivent déjà dans cette approche sur des éco-régions différentes (plateau guyanais, golfe de Gascogne, Iles du Pacifique et upwelling du Maroc) et sur une thématique d'interactions entre les usages (ressource et économie des pêches), les conditions climatiques et les conditions écologiques (évolutions des écosystèmes). Il demeure cependant nécessaire d'effectuer un travail préalable d'évaluation du positionnement de ce futur pro-

jet vis-à-vis des nombreuses initiatives en cours, en particulier en Europe.

Un des enjeux du projet résiderait dans la mise au point d'instruments économiques incitatifs adaptés aux différents contextes de la ZEE nationale. Les développements d'outils d'aide à la décision et de soutien à l'expertise internationale en cours de construction (plateforme IPBES) seraient également deux produits de cette recherche. Un tel projet serait propice à des développements technologiques, de gestion de l'information.

Diffusion des connaissances, intégration des observations, bases de données

Dans le domaine marin, l'Ifremer devrait accompagner le MNHN dans son travail de mobilisation du recueil de données en provenance du monde associatif, grâce à son réseau de stations. L'Ifremer en harmonisant avec les autres communautés scientifiques, en France et à

l'étranger, ses logiciels de bases de données, peut et doit jouer un rôle majeur dans le recueil et l'archivage des données marines. Il devrait participer massivement au Système d'Information Nature et Paysage (SINP) et à l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN). Tout ceci est à



© Ifremer/Marc Taquet

considérer dans un contexte partenarial. Lors du Grenelle de la Mer avait été proposée la notion d'Ecoscope (terme repris depuis par la FRB), c'est-à-dire d'une plateforme d'échanges d'information et de discussion qui fait l'objet d'un engagement du « Grenelle ». Le groupe d'experts identifie un manque dans ce domaine qui pourrait être comblé en s'appuyant sur les systèmes d'information de l'Ifremer et leurs plateformes techniques.

La part du rêve : un projet « Jules Verne » ?

Pour l'Ifremer, la recherche de l'épave du *Titanic* avait fortement contribué à faire connaître l'Institut dans le public, et avait fait rêver.

La mise sur pied d'une stratégie de recherche en biodiversité marine trouverait intérêt à s'accompagner d'une

action de recherche emblématique qui pourrait être baptisée « Jules Verne ». Il s'agirait de mieux connaître la diversité spécifique, l'abondance, l'éthologie et la répartition des calmars géants. Deux espèces sont actuellement identifiées : *Architeutis dux* et *Mesoychoteutis hamiltoni* et sont présentes dans la ZEE française, la première en zone tempérée et boréale, la seconde dans les mers australes. Elles vivent en grande profondeur et leur connaissance demeure très faible.

Une telle action de recherche aurait de multiples intérêts outre son importance en communication, vers une meilleure connaissance de ces animaux, une mobilisation de l'expertise biologique et écologique de l'Ifremer et des capacités de sa flotte et de ses engins d'exploration, habités et robotiques.

Ces animaux paraissant très rares, d'après les informations disponibles, le plus sûr moyen d'y accéder pourrait être d'utiliser leurs prédateurs, équipés de moyens transmettant les données via des satellites. Cela signifierait une forte implication des technologues de l'Ifremer et des opportunités de développement de nouvelles télé-approches en éthologie, comme cela est déjà réalisé chez les oiseaux.

OUTILS, MOYENS NÉCESSAIRES À CES PROJETS

Bien des outils et moyens nécessaires sont déjà disponibles au sein de l'Institut. Pour le développement des projets proposés, se poserait la question de leur mobilisation ; ainsi de disponibilité de la Flotte et des moyens techniques associés, du SIG (Sextant...). Pour le reste, des développements de compétences existantes seraient nécessaires :

- Bases importantes d'archivage et de gestion de données
- Évolution du SIG Sextant pour la prise en compte de données socio-écologiques
- Montage de plateforme de modélisation adaptées aux projets
- Construction et utilisation de modèles écosystémiques

➤ Amélioration notable de la connaissance de la biodiversité marine grâce à divers outils comme des approches moléculaires et génomiques avancées, du méta-séquençage, une adhésion aux programmes de *barcoding*...

III. Conséquences potentielles de l'expertise collégiale

La prise en compte de ces recommandations amènera l'Ifremer à envisager de restructurer en partie son organisation tant en matière de recherche sur la biodiversité que de partenariat au niveau national et international. L'organisation actuelle en programmes mène à une approche fortement sectorielle des problématiques. Ces programmes sont en outre plus nombreux que les anciens « thèmes » qui étaient eux aussi sectorisés, mais qui avaient entamé des démarches de décloisonnement. Si les priorités de recherche proposées sont retenues, l'actuel édifice matriciel de l'Ifremer devra être révisé. L'organisation actuelle est peu adéquate pour la visibilité des actions de l'Institut dans le domaine de la biodiversité et pour l'émergence de synergies internes. Il conviendrait de réduire la fragmentation des actions au sein de l'institution et développer une infrastructure scientifique et opérationnelle, technique et administrative, qui permette de mettre en place, de gérer et d'accompagner un programme de recherche intégré et ambitieux sur ce sujet interdisciplinaire qu'est la biodiversité marine. Diverses options pourraient être retenues, telles que la création de département, unité (comme Amure ou EME), ou Consortium européen (comme EUR Oceans)...

Les recrutements devront tenir compte des nouvelles priorités, ce qui conduirait à une révision de la prospective d'emplois et à la disponibilité de bourses de thèse et de bourses postdoctorales.

Dans le même temps, la construction de grands programmes pourrait être adossée à des sources de financement diversifiées (e.g., ANR) et notamment européennes.

COMPOSITION DU GROUPE D'EXPERTS

Gilles BOEUF, biologiste, professeur à l'université Pierre et Marie Curie, Président du Muséum national d'Histoire naturelle. président de la présente expertise collégiale.

Christophe BÉNÉ, Senior Advisor, Small-scale Fisheries and Development Policy, Economics and Social Science, World Fish Center, Malaisie.

Gary CARVAHLO, biologiste, systématicien, Professeur à la School of Biological Sciences de Bangor, University Environment of Centre Wales Bangor, Royaume Uni.

Philippe CURY, biologiste, écologue ; directeur de recherche à l'Institut de recherche pour le développement (IRD, directeur de la station marine de Sète.

Bruno DAVID, (paléo)-biologiste de l'évolution, directeur de recherches au CNRS, université de Bourgogne, Dijon ; président du Conseil scientifique du Muséum national d'Histoire naturelle.

Daniel DESBRUYÈRES, biologiste des milieux abyssaux, Ifremer Brest

Luc DOYEN, mathématicien, directeur de recherches au CNRS, MNHN, Paris

Philippe GOULLETQUER, biologiste écologue, direction Prospective et Stratégie scientifique à l'Ifremer, Nantes, secrétaire scientifique de l'expertise collégiale.

Philippe GROS, biomathématicien, direction Prospective et Stratégie scientifique à l'Ifremer, Brest,

Susan HANNA, économiste, Professeur à l'Oregon State University, Corvallis, États-Unis

Simon JENNINGS, écologue, professeur de sciences environnementales, University of East Anglia, Royaume-Uni

Élisabeth LASSALLE, assistante de direction, direction Prospective et Stratégie scientifique, Ifremer, Nantes

Harold LEVREL, économiste, Ifremer, Brest,

Florence RIVET, documentaliste, Ifremer, La Tremblade

Olivier THÉBAUD, économiste, Csiro, Marine and Atmospheric Research, Cleveland, Australie

Jacques WEBER, économiste et anthropologue, chercheur au Cirad, membre du Conseil économique du développement durable (CEDD)

Ont contribué à l'expertise collégiale

Jean BOUCHER, écologue, Ifremer, Brest

Maurice HÉRAL, écologue, directeur de la stratégie scientifique de l'Ifremer, Paris

Yann MAUBRAS, économiste, Ifremer, Paris

Jean-François SYLVAIN, taxinomiste, directeur de recherche à l'IRD, président du conseil scientifique de la Fondation pour la recherche en biodiversité, Paris

Quelles priorités
pour une stratégie Ifremer
de recherche
en biodiversité marine ?

INTRODUCTION

Le terme « biodiversité » fut utilisé pour la première fois par l'écologue américain W. Rosen en 1985 et, par la suite, largement disséminé par l'entomologiste américain E. O. Wilson. Que signifie-t-il ? Des chapitres entiers ont été consacrés à la présentation et l'explication de ce concept. De façon simple, c'est la variété, quantité et répartition de la vie sur terre. C'est la partie vivante de la nature. Au-delà d'un simple inventaire d'espèces peuplant des écosystèmes, c'est l'intégralité des relations entre les espèces et leur environnement. C'est le résultat des processus d'évolution et d'écologie modifié par les impacts anthropiques et environnementaux. La biodiversité est directement liée aux fonctionnalités des écosystèmes et la fourniture des services écologiques dont l'homme bénéficie. Les efforts pour garantir les usages durables et la conservation de la biodiversité résultent directement de considérations socio-économiques et éthiques, développées à partir de l'expertise scientifique. Les nombreux engagements internationaux en matière d'utilisation durable de la biodiversité soulignent l'importance fondamentale de celle-ci pour le « bien être » humain et fixent des objectifs d'arrêt des pertes en matière de biodiversité (MEA, 2005; CSPNB, 2007, 2008).

Les besoins scientifiques nécessaires à la description de la variabilité de la vie et au développement d'une gestion rationnelle de la biodiversité peuvent être répartis en cinq catégories :

- ▶▶ inventorer la biodiversité, là où elle se situe (variété, abondance, distribution des gènes, populations, communautés et écosystèmes) et développer les outils et moyens nécessaires à sa description,
- ▶▶ comprendre les processus évolutifs et écologiques responsables de la variété, abondance, distribution des gènes, populations, communautés et écosystèmes d'un point de vue spatio-temporel) : comment la nature a-t-elle pu générer plus de 1,5 milliards d'espèces en moins de 4 milliards d'années et évaluer comment la biodiversité répond aux pressions environnementales et anthropiques, à partir d'une analyse des événements passés, présents et de scénarios pour le futur.
- ▶▶ évaluer comment les patrons de biodiversité influencent le fonctionnement des populations, des communautés et écosystèmes et la fourniture de services écosystémiques, incluant les grands cycles biogéochimiques et l'ensemble des relations avec le domaine du non vivant, et les bénéfices socio-économiques associés pour l'humanité
- ▶▶ comprendre les facteurs de changement dans l'utilisation de la biodiversité marine par l'homme à différentes échelles, en incluant les dimensions économique, sociale, culturelle et institutionnelle ainsi que politique, et la capacité adaptative des individus et groupes en réponse aux changements de statut de la biodiversité marine,
- ▶▶ soutenir le développement de systèmes de gestion permettant d'atteindre les objectifs de conservation de la biodiversité via la conception d'approches innovantes et d'outils en soutien à la décision. Ceci concerne les modèles et indicateurs de changement de biodiversité et d'évaluation de performance des outils de gestion, renseignés par les points précédents 1 à 4 et en liaison avec la compréhension des conséquences socio-économiques des modalités de gestion à différentes échelles de temps.

Les tendances futures des impacts anthropiques et environnementaux sur la biodiversité restent incertaines et il apparaît nécessaire que la planification actuelle et la gestion tiennent compte de ces changements potentiels. L'utilisation de scénarios est largement répandue afin d'évaluer comment les événements futurs peuvent se dérouler, mais reflètent nécessairement l'état d'avancement de la connaissance et sont par nature probabilistes pour permettre à l'utilisateur de tenir compte des facteurs d'incertitude. Un domaine clé dans ce domaine implique une recherche sur de meilleures approches d'intégration de la connaissance scientifique dans les processus d'élaboration de la décision, en incluant le développement de la capacité d'apprentissage et de nouvelles approches dans les processus de réglementation des activités impactant la biodiversité marine.

L'objectif de ce rapport est d'expliquer en quoi la recherche en matière de biodiversité marine est d'intérêt hautement stratégique pour la société, la communauté scientifique, et par voie de conséquence à l'Ifremer.

Pour la société, la recherche en biodiversité marine est une nouvelle vision de la vie marine et doit permettre d'apporter les connaissances nécessaires à la justification de priorités en matière de protection. Ceci aidera par ailleurs

l'évaluation de méthodes alternatives de gestion afin de préparer l'avenir. Pour la communauté scientifique, un focus sur une stratégie unique de recherche dans ce domaine apportera une attention particulière sur celui-ci, attirant et stimulant ainsi l'émergence de nouvelles connaissances. Une telle stratégie devrait faciliter l'interdisciplinarité et une meilleure coordination entre scientifiques impliqués dans la thématique biodiversité. Plus spécifiquement pour l'Ifremer, un tel programme renforcera sa capacité à fournir des avis et expertises des plus solides scientifiquement, en lien avec les décideurs en charge de la gestion de la biodiversité et de sa protection, à un moment où l'approche écosystémique devient la norme de gestion des ressources marines. Le développement d'un programme cohérent de recherches en biodiversité marine devrait faciliter l'intégration de différentes lignes de recherches actuellement dispersées et permettre à l'Ifremer d'être considéré comme l'un des instituts de recherche en pointe dans le domaine de la biodiversité à l'échelle française et internationale.

De plus, les synergies scientifiques générées par un tel programme partenarial de recherche devraient faciliter le développement d'approches scientifiques innovantes. Ifremer est actuellement un institut de recherche unique dans sa configuration disposant de moyens lourds et exclusivement orienté dans le domaine de la recherche marine, mais qui doit améliorer fortement sa programmation en matière de recherche en biodiversité. Ce rapport synthétise et souligne l'importance stratégique de la biodiversité marine et propose des voies d'orientation à prendre pour que l'Ifremer puisse devenir un leader dans le domaine de la recherche en biodiversité marine.

L'importance de la biodiversité marine

Les recherches en matière de biodiversité marine sont d'actualité et fondamentales pour de nombreuses raisons. La biodiversité marine joue un rôle clé dans l'approvisionnement et la régulation de services écosystémiques, fournit des richesses économiques avec des ressources concernant les substances actives en pharmacologie et dans le domaine médical, aux produits de la pêche et de l'aquaculture, mais également dans le domaine du bien-être culturel, ou bien encore en tant que source de modèles pertinents en recherche fondamentale et appliquée. Ainsi les liens sont étroits avec les considérations portant sur le changement climatique, les sciences de l'univers, et l'exploitation durable des ressources marines. De fait, les problématiques portent sur les réglementations et les modalités de gestion à l'échelle globale dans les domaines de l'énergie et de la sécurité alimentaire.

Par ailleurs, nous disposons maintenant d'un panel d'outils diversifiés et sensibles permettant l'exploration de la biodiversité marine et de ses usages dans un domaine qui jusqu'à présent étaient réservés aux habitats terrestre et difficiles d'application, depuis l'approche du « barcoding » moléculaire permettant l'exploration de communautés entières jusqu'à l'utilisation de données satellitaires et des capteurs en temps réels, intégrant des matériels innovants photosensibles et des technologies «Lab-on-a-Chip» (« LOAC »), comme des capacités de stockage informatique de l'ordre du pétaflop pour l'analyse de grandes bases de données.

L'environnement marin est particulièrement sensible aux perturbations de différente nature dont celles d'origine climatique, comme les modifications de la circulation du Gulf Stream atlantique, les modifications de la calotte glaciaire aux pôles, la stratification, l'acidification, comme les changements d'aires de répartition d'espèces. Il devient particulièrement important d'évaluer de façon robuste et quantitative les implications des scénarios climatiques sur les écosystèmes marins et les services en découlant, et la portée, nature et efficacité des actions de gestion développées.

Par conséquent, il existe un besoin croissant de mieux comprendre les réponses des écosystèmes marins notamment face aux projets d'importance envisagés de développements off-shore comme les infrastructures d'énergie renouvelable (e.g., éoliennes) et les changements d'habitats induits, la demande croissante en ressources marines ; les objectifs réglementaires ayant pour ambition de développer des approches intégrées selon une approche holistique, des modalités de gestion basées sur une approche écosystémique.

Les prévisions en matière de démographie humaine portent sur c. 7.5 milliards de terriens à l'approche de 2020 (Palumbi *et al.*, 2009; UN, 2008) puis 9 milliards en 2050, avec en parallèle une urbanisation côtière et des migrations de populations vers ces zones, induisant des pressions supplémentaires sur les services écosystémiques marins. À ce jour, il est estimé que 60 % de la population humaine vit dans une bande côtière de moins de 100 km,

et s'appuyant sur les habitats marins pour ses espaces, ses ressources alimentaires, l'habitation, les activités récréatives mais également pour le stockage de déchets. La plupart des mégapoles de plus de quinze millions d'habitants sont et seront localisées à proximité des zones côtières. La majorité des populations non côtières est localisée à proximité des rivières et des voies navigables, induisant indirectement des effets sur la biodiversité marine (Kay and Alder, 2005).

Estimer l'empreinte écologique globale et les impacts sur la biodiversité de tels changements de topologie de la société humaine est une question majeure. Les synergies entre les pressions anthropiques, la temporalité et localisation des seuils, des trajectoires et de la vitesse d'adaptation de la biodiversité face au changement climatique, ainsi que la résistance et la résilience de la biodiversité marine face aux perturbations d'origine anthropique ne sont que partiellement comprises. Ce sont des priorités clés dans le but de maintenir les fonctions et les services écosystémiques. De façon similaire, il est un besoin urgent de mieux comprendre comment les conséquences humaines liées aux changements de la biodiversité et d'évaluer les capacités adaptatives de la société à ces changements.

La protection de la biodiversité marine est un problème complexe de choix collectifs qui nécessite de considérer à la fois les aspects géographiques (interface terre-mer), politique (entre la protection et l'exploitation), économique (entre pêcheries, tourisme, propriété intellectuelle...). Par conséquent, il est particulièrement important de clarifier, quantifier et communiquer vers les différents secteurs académique, social et industriel, sur les enjeux, valeurs, priorités et demandes conflictuelles concernant la biodiversité marine.

Principales caractéristiques de la biodiversité marine

La biodiversité marine présente plusieurs traits indiscutables: les niveaux exceptionnels trouvés dans les océans, l'accélération du champ de menaces que peut subir la biodiversité marine, et son importance dans le fonctionnement des écosystèmes. Les niveaux de biodiversité dans les océans sont exceptionnels. Les océans couvrent près de 72 % de la surface planétaire, plus de 90% du volume disponible au domaine du vivant et abritent une diversité d'habitats qui comporte trente-cinq phyla d'animaux, dont quatorze sont endémiques au domaine marin, comparés aux onze phyla d'habitats ter-

restre (Angel, 1992, Boeuf, 2007; Boeuf and Kornprobst, 2009; Boeuf, 2010a).

La forte diversité spécifique et phylogénique est proportionnelle à la pléthorique diversité de modes de vie depuis les espèces flottantes, nageuses, celles qui supportent une exposition aérienne partielle en zone intertidale ou bien encore peuplant les sources hydrothermales à plus de 3500m de profondeur. En terme d'espèces, la diversité marine est plus réduite, estimée à ce jour à moins de 280 000 espèces équivalentes à 15 % des espèces actuellement recensées (1,9 million ; Boeuf, 2008).

Par ailleurs, la vie ayant pour origine le milieu marin, les taxa marins présentent une évolution beaucoup plus ancienne que ceux d'origine terrestre de plus de 3 milliards d'années. Ainsi, des groupes archaïques d'intérêt peuplent le milieu marin et représentent des modèles biologiques particulièrement important pour la recherche fondamentale comme pour leur exploitation à des fins pharmacologiques.

Tout d'abord, la quasi totalité des phylums ont des représentants dans le milieu marin, comparés à approximativement la moitié pour le milieu terrestre (Ray, 1991). Tout aussi important, alors que les méthodes modernes de taxonomie deviennent plus disponibles (Savolainen, 2005) et que de nouvelles technologies facilitent l'exploration d'habitats à ce jour inaccessibles, de nombreuses nouvelles espèces marines sont découvertes régulièrement (e.g., Santelli *et al.* 2008). Ceci concerne à la fois les taxa microscopiques comme microbiologiques (Venter *et al.*, 2004; Gómez *et al.*, 2007) mais également de larges organismes plus familiers comme des poissons, crustacés, coraux et mollusques (Bouchet, 2005). A titre d'exemple, le bryozoaire marin, *Celleporella hyalina* (voir encadré), initialement considéré comme une seule espèce cosmopolite, s'est révélé être, à partir de l'utilisation du « barcoding » et de tests de croisements reproductifs, un groupe de plus de vingt lignées génétiques, profondes et la plupart d'origine allopatrique (Gómez *et al.*, 2007). Par ailleurs, ces lignées présentant un isolement reproductif, partagent une morphologie très similaire indiquant une spéciation cryptique.

Une telle biodiversité insoupçonnée est confortée par les récentes découvertes dans les eaux australiennes de plus de deux cent soixante-dix nouvelles espèces de poissons, coraux anciens, mollusques, crustacés et éponges au niveau de monts sous-marins et canyons au large des côtes de Tasmanie (<http://www.csiro.au/science/SeamountBio>

Tableau 1

Principales pressions humaines et environnementales
- interagissant entre elles
- et leurs effets combinés sur les écosystèmes côtiers et mers pan-européens (EEA, 2007).

[diversity.html](#)). Au cours de l'expédition de Lifou en 2002, plus de 4 000 espèces furent identifiées sur un peu plus de 300 ha (Bouchet, 2005). Une micro biodiversité insoupçonnée, des invertébrés et quatre nouvelles espèces de « groupers » furent décrites autour de la petite île de Cliperton (Océan Pacifique) en 2007.

Ceci a été également démontré dans les zones marines de transition entre provinces biogéographiques (e.g., entre les provinces lusitanienne et boréale, Maggs *et al.*, 2008). L'ensemble des espèces de diatomées métropolitaines (sauf une) étudiées à ce jour sont composées de multiples espèces cryptiques (voir synthèse dans Medlin, 2007). A ce jour, le taux de découverte et de description de nouvelles espèces est estimé atteindre un rythme de 16 000 par an dont 1 600 espèces marines (Bouchet, 2009). Ainsi, même pour des groupes taxonomiques particulièrement bien étudiés, notre compréhension globale du statut de la biodiversité reste faible. A titre d'exemple, environ 60% des espèces connues de poissons vivent de façon permanente en mer, et parmi celles-ci, 11 300, soit 66 % des espèces connues, sont trouvées en zone côtière jusqu'à 200 m de profondeur (Nelson, 1993). Cependant, Reynolds *et al.* (2005) ont démontré que l'information sur le statut de moins de 5 % des espèces de poissons marins à l'échelle mondiale était disponible. Ceci est présente un intérêt particulier lors de la formulation d'avis en matière de protection de la biodiversité, lorsque quarante-huit populations de poissons marins d'Atlantique Nord et du Pacifique Nord ont décliné en moyenne de 65 % en biomasse reproductive comparée aux niveaux historiques ; vingt-huit populations ont décliné de plus de 80 %. La plupart de ces déclins pourraient être suffisants pour déclarer ces espèces menacées d'extinction considérant les statuts et critères de menaces internationaux.

À un second niveau, malgré l'étendue de cette biodiversité marine, les systèmes marins sont exposés à une accélération des pressions croissantes et excessives d'origine anthropique et environnementale (tab. 1). Des menaces telles que les pollutions, la surexploitation, l'eutrophisation, les invasions biologiques et le changement climatique, induisent des changements en matière de répartition et d'abondance d'espèces marines (Jackson *et al.*, 2001; Pauly *et al.*, 2002; Worm *et al.*, 2006; Cury *et al.*, 2009), comme des extinctions locales. Il est important, non seulement de comprendre les mécanismes et les

Pressures	Main impacts
Climate change	Increased/changed risk of floods and erosion, sea-level rise, increased sea surface temperature, acidification, altered species composition and distribution, biodiversity loss
Agriculture and forestry	Eutrophication, pollution, biodiversity/habitat loss, subsidence, salinisation of coastal land, altered sediment balance, increased water demand
Industrial and infrastructure development	Coastal squeeze, eutrophication, pollution, habitat loss/fragmentation, subsidence, erosion, altered sediment balance, turbidity, altered hydrology, increased water demand and flood-risk, seabed disturbance, thermal pollution
Urbanisation and tourism	Coastal squeeze, highly variable impacts by season and location, artificial beach regeneration and management, habitat disruption, biodiversity loss, eutrophication, pollution, increased water demand, altered sediment transport, litter, microbes
Fisheries	Overexploitation of fish stocks and other organisms, by-catch of non-target species, destruction of bottom habitats, large-scale changes in ecosystem composition
Aquaculture	Overfishing of wild species for fish feed, alien species invasions, genetic alterations, diseases and parasite spread to wild fish, pollution, eutrophication
Shipping	Operational oil discharges and accidental spills, alien species invasions, pollution, litter, noise
Energy and raw material exploration, exploitation and distribution	Habitat alteration, changed landscapes, subsidence, contamination, risk of accidents, noise/light disturbance, barriers to birds, noise, waste, altered sediment balance, seabed disturbance

Europe's environment
The 4th assessment (2007)



conséquences de tels changements afin de prédire les réponses, mais tout aussi important d'améliorer les opportunités de restauration, résilience, et réversibilité de ces perturbations (Palumbi *et al.*, 2008).

À un troisième niveau, la biodiversité marine souligne l'étendue et les processus dynamiques de fonctionnement des écosystèmes. Le biotope marin contribue significativement, par exemple, dans les cycles globaux de recyclage des éléments nutritifs du climat et fournit à l'homme une multitude de ressources et de services écosystémiques (produits et processus fournis par l'environnement), incluant le stockage du carbone, la régulation des gaz atmosphériques, le traitement des déchets, la fourniture d'aliments et de matières premières (MEA, 2005).

On estime aujourd'hui que la contribution des microalgues à la photosynthèse mondiale est de l'ordre de 40 %. Les coccolithophoridés ont ainsi un rôle essentiel dans les échanges océans-atmosphère, la sédimentologie, et les relations globales telles que pour le climat (Tyrell and Merico, 2004). De plus, les écosystèmes profonds ont également un rôle essentiel dans les processus écologiques et les cycles biogéochimiques globaux. Bien que débattus, de tels services écosystémiques ont été évalués globalement pour un montant excédant les 8,4 trillions de dollars par an pour les systèmes océaniques ouverts, et 12,6 trillions de dollars pour les écosystèmes côtiers (Costanza *et*

al., 1997). Par conséquent, la protection d'une telle biodiversité est une priorité pour assurer le maintien du fonctionnement des océans à l'échelle mondiale.

Les différentes échelles hiérarchiques de la biodiversité

Le terme biodiversité est générique pour décrire la variété des organismes vivants et leur environnement et peut être divisé en quatre composantes majeures :

- **la diversité génétique**, qui fait référence à la variabilité intra spécifique, un déterminant crucial pour la capacité des populations et des espèces à tenir et récupérer face à des perturbations environnementales ;
- **la diversité spécifique**, qui décrit la variété d'espèces ou d'autres groupes taxonomiques au sein d'un écosystème, et qui représente les unités identifiables qui déterminent la complexité et la résilience des habitats ;
- **la diversité des écosystèmes**, qui fait référence à la variabilité des communautés biologiques, et à la dynamique et la nature de leur interdépendance et des interactions avec l'environnement. La diversité à ce niveau est distincte de (1) et (2), dans la mesure où elle comprend à la fois les parties vivante (biotique) et non vivante (abiotique);
- **la diversité fonctionnelle**, qui inclut la gamme des processus biologiques, fonctions ou caractéristiques pour un écosystème donné. Certains considèrent que la biodiversité fonctionnelle est probablement la meilleure approche pour évaluer le statut de la biodiversité dans la mesure où il n'est pas nécessaire dans ce cas d'effectuer un inventaire exhaustif de l'ensemble des espèces dans un écosystème donné, et par la même, constitue un indicateur traçable pour la protection d'un écosystème marin. Bien que ce point de vue soit bien défendu via des approches génomiques, son application est contrainte par le besoin commun d'établir des relations entre la diversité et le fonctionnement aux différentes échelles spatiales (Bulling *et al.*, 2006; Naeem, 2006), et par le fait que de nombreuses espèces et fonctions ne sont pas établies à ce jour. Plus récemment, l'effort de recherche s'est accru significativement sur les composantes (1) et (4) – les liens entre les différentes composantes étant en fait cruciaux. La complexité des unités et des échelles induit des difficultés en terme de mesure de la biodiversité – en fait, il n'est pas possible d'utiliser un seul type de mesure. Bien que la majorité des études se focalise sur la richesse spécifique, ce n'est pas nécessairement une estimation appropriée pour évaluer la structure et le fonctionnement de l'écosystème. À ce jour, la question est claire

(Boeuf, 2010b): en lien avec le taux d'extinction, comment estimer la biodiversité en utilisant des méta-approches, sans avoir à décrire et connaître systématiquement l'ensemble des espèces présentes dans un écosystème donné ? Différentes méthodes ont été proposées pour solutionner cette question (Purvis and Hector, 2000; Boeuf, 2010b).

La signification fonctionnelle de la biodiversité

La démonstration que la durabilité des services écosystémiques est directement corrélée et dépendante d'un biotope diversifié est de plus en plus évidente (synthèse par Palumbi *et al.*, 2008). Par exemple, à partir de l'utilisation de plusieurs indicateurs indépendant de fonctionnement et d'efficacité des écosystèmes, une étude globale menée sur 116 sites en zone profonde démontra que le fonctionnement de l'écosystème était directement et exponentiellement corrélé au niveau de la biodiversité (Danovaro *et al.*, 2008, fig. 2). Une telle relation, et des expérimentations similaires (Palumbi *et al.*, 2008), indique qu'un niveau supérieur de biodiversité soutient également un niveau plus élevé de processus écosystémiques et une efficacité accrue dans des processus tels que la production de carbone, avec des cycles associés à un niveau accru de biomasse par taxa. Une perte de biodiversité, au moins dans ce cas, serait très probablement associée à un déclin significatif du fonctionnement de l'écosystème.

Un certain nombre d'études démontrent maintenant empiriquement la diversité spécifique des invertébrés sessiles et des macroalgues (Stachowicz *et al.*, 2002; Allison, 2004), la consommation des crustacés (Bynes *et al.*, 2006), comme la diversité intra spécifique des plantes marines (Hughes et Stachowicz, 2004; Reusch *et al.*, 2005), des populations de saumons (Hilborn *et al.*, 2003), et des cyanobactéries océaniques (Coleman *et al.*, 2005, 2006), et suggèrent qu'une plus forte biodiversité fournit soit une productivité accrue, une meilleure résilience, ou encore les deux. De plus, des éléments essentiels dans la résilience des écosystèmes, comme la récupération, la résistance et la réversibilité sont accrus par des niveaux élevés de biodiversité (Palumbi, 2001; Palumbi *et al.*, 2008; Palumbi *et al.*, 2009). Ces études indiquent une forte corrélation positive entre le niveau de biodiversité et les processus et services écosystémiques (fig. 4). Les mécanismes écologiques qui génèrent de telles corrélations sont maintenant bien établis (Bruno *et al.*, 2003), impliquant une utilisation complémentaire des ressources, des interactions positives interspécifiques, et la probabi-

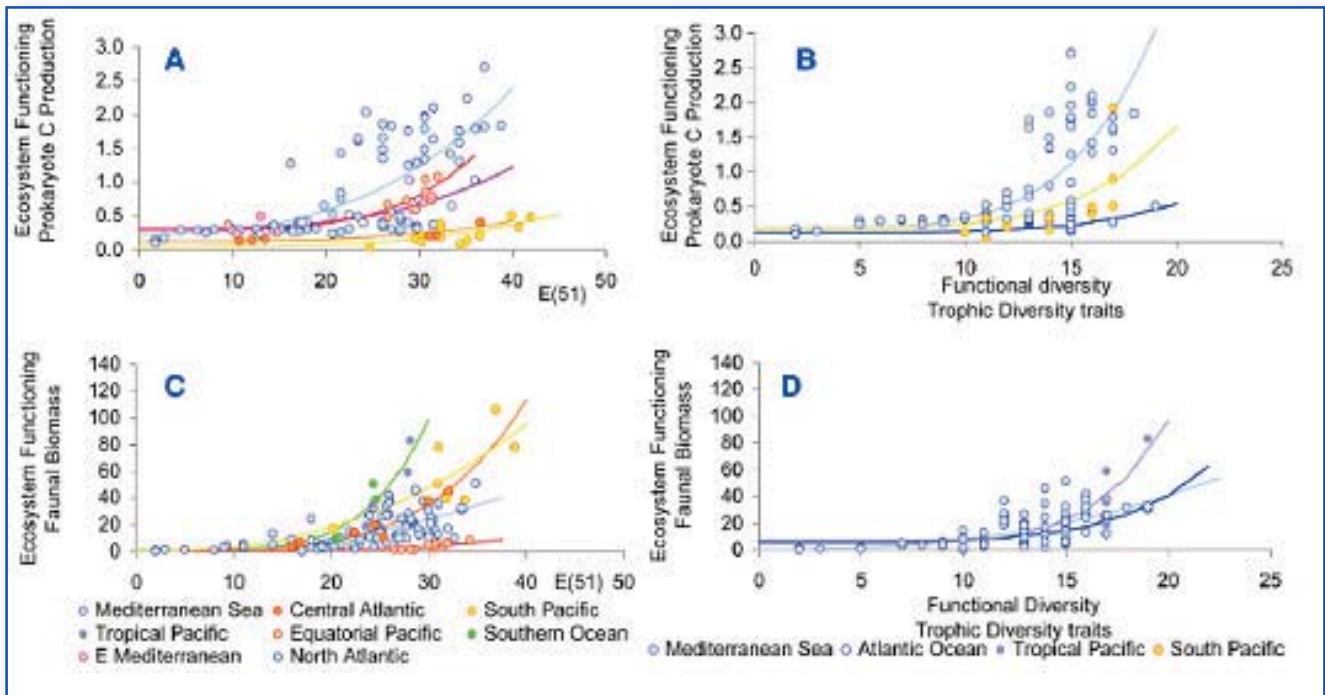


Figure 2

Relation entre le niveau de biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème (d'après Danovaro et al., 2008). Les données montrent la corrélation entre une diversité accrue de la méiofaune benthique (estimée géographiquement, (A, C) et à partir de la diversité des caractéristiques trophiques (B, D)) et les estimations du fonctionnement de l'écosystème (e.g., procaryote C production (A, B), biomasse faunistique (C, D)).

lité accrue d'avoir des espèces clés quand la richesse spécifique est élevée. La complémentarité, par exemple, qui se trouve lors d'une différenciation de niches entre espèces, permet des rôles légèrement différents et est très certainement largement répandue dans l'environnement marin. Le processus de **facilitation**, où une espèce peut améliorer les conditions environnementales pour une autre espèce est quant à lui connu pour être très lar-

gement répandu dans des écosystèmes marins tels que les récifs coralliens, les zones humides et les peuplements d'algues géantes (Knowlton, 1999). La richesse

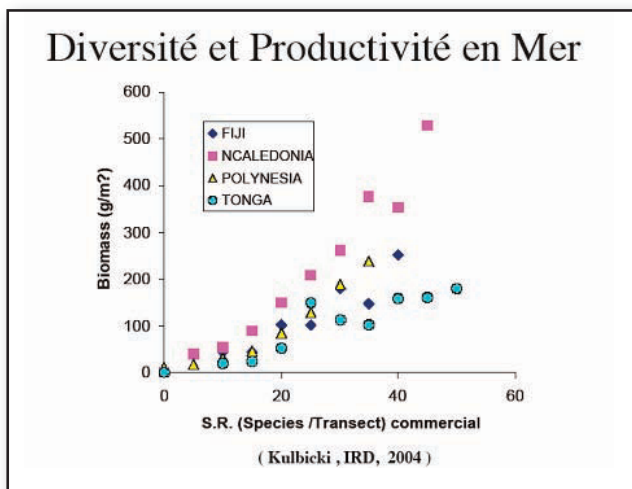


Figure 3

Corrélation entre la biodiversité spécifique et le niveau de productivité pour plusieurs archipels d'Océan Pacifique (d'après Kulbicki, 2004)

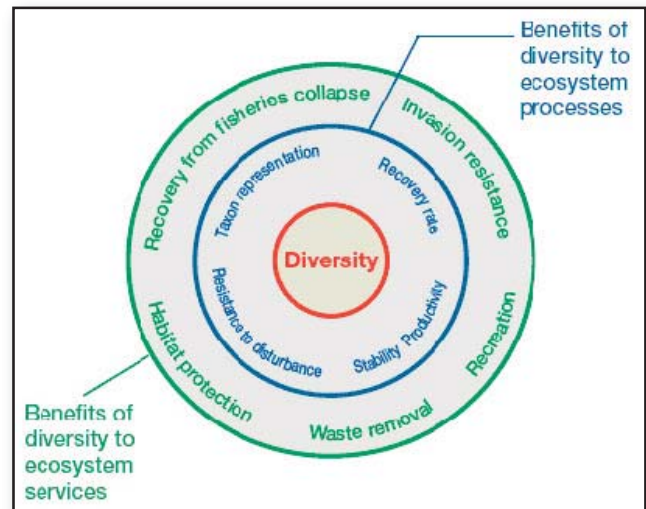


Figure 4

Représentation schématique des bénéfices écosystémiques de la biodiversité marine (d'après Palumbi et al., 2008). La biodiversité (rouge) aux différents niveaux biologiques (génétique, espèces, écosystèmes et fonctionnel) accroît une variété de processus écologiques (bleu). Ces processus écologiques accroissent les bénéfices que les écosystèmes peuvent produire en terme de récupération, résistance, protection, recyclage, etc... (vert).

spécifique apporte une gamme d'options biologiques qui facilite la réponse de l'écosystème face à une perturbation sans atteindre un dysfonctionnement majeur de celui-ci.

Biodiversité marine et services écosystémiques

Les services écosystémiques décrivent les bénéfices que la société extrait des écosystèmes naturels. Ils peuvent être divisés, pour des raisons pratiques, en quatre catégories primaires (Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Levin et Lubchenco, 2008):

- **les services d'approvisionnement**, tels que la nourriture, les médicaments, les modèles... et les habitats ;
- **les services de régulation**, tels que le contrôle de l'érosion côtière, le climat, les maladies ;
- **les services de support**, incluant la production primaire, la formation sédimentaire, la détoxification et la séquestration de contaminants et les cycles de nutriments ;
- **les services culturels**, tels qu'esthétique, de loisir, spirituel, religieux et autres bénéfices non matériels. Il est important de considérer ces services d'un point de vue écosystémique, en reconnaissant l'interdépendance des différents éléments. Par exemple, les écosystèmes de mangroves fournissent un habitat pour les nurseries d'un certain nombre de taxa, aussi bien qu'un piège à sédiment, ou bien encore ont un rôle dans le recyclage des éléments nutritifs, la régulation des maladies, de protection vis à vis de l'érosion côtière, la détoxification et la séquestration de contaminants ; mais ils fournissent également de la nourriture, des fibres, de l'énergie, et contribuent à différentes activités de loisirs et culturelles. Ainsi, le bien-être humain dépend des interactions entre les plantes, les animaux, les microbes, et leur environnement physique ; ce qui signifie en retour qu'une altération ou une dégradation à un simple niveau peuvent générer un effet cascade pour les autres niveaux. Par exemple, des modifications involontaires résultant d'activités de loisirs peut accroître la vulnérabilité de ces écosystèmes aux dommages des tempêtes ou bien encore à la multiplication d'espèces indésirables....

Le challenge d'une approche écosystémique est d'appliquer une approche holistique qui dépasse les considérations des différents facteurs pouvant modifier le fonctionnement de systèmes écologiques, et qui a pour

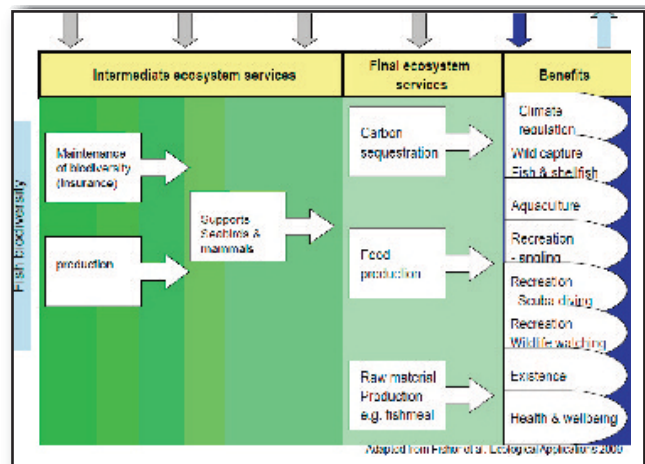
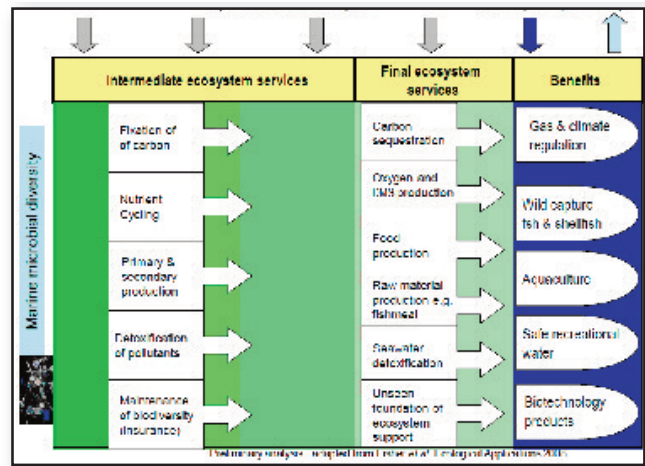
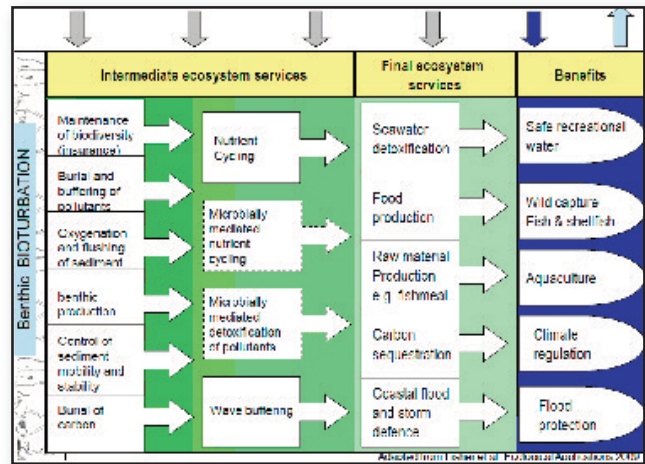
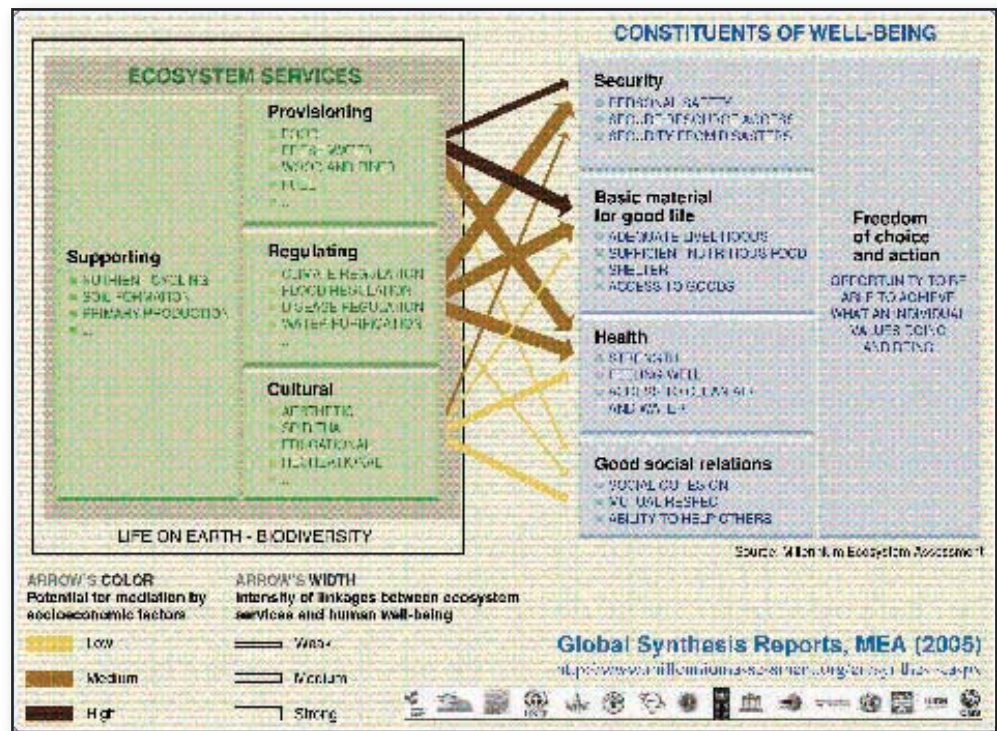


Figure 5 Trame conceptuelle identifiant les services écosystémiques intermédiaires et finaux, et les bénéfices pour l'homme à partir de trois illustrations des composantes de la biodiversité marine (d'après « Major Issues in Marine Biodiversity and Ecosystem Change: Oceans 2025 »/NERC theme actions). Ces figures ne montrent pas les valeurs relatives des bénéfices et services et sont plutôt indicatives que développées entièrement. A) Les organismes impliqués dans la bioturbation; B) les microbes pélagiques, autotrophes et hétérotrophes; et C) poissons marins. Trame adaptée de Fisher et al. (2008), avec l'assistance de G Mace.

Figure 6
 Intensité des liens
 (épaisseur des flèches)
 entre
 les catégories de services
 écosystémiques
 et les principales composantes
 du bien-être humain.
 Les couleurs de flèches
 indiquent l'étendue (faible,
 moyenne, forte) par laquelle
 les facteurs socio-économiques
 sont dépendants
 (e.g., le potentiel de médiation
 est fort lorsqu'il est possible
 d'acheter une mesure
 compensatoire quand
 un service écosystémique
 est dégradé).
 De: MEA, *Ecosystems and
 Human Well-being* (2005).



but de gérer les activités anthropiques de telle façon que les services écosystémiques soient maintenus sur le long terme et face aux modifications environnementales.

Des services complexes nécessitent différentes communautés. Par exemple, la dégradation des contaminants dépend de la détoxification de plusieurs polluants, et la gamme de processus métaboliques impliqués nécessite une communauté microbienne diverse (Nystrom et Folke, 2001).

Plusieurs autres services écosystémiques complexes tels que les pêcheries dépendent également d'une gamme importante d'interactions complexes. Par exemple, Worm *et al.* (2006) ont démontré empiriquement que des écosystèmes à forte biodiversité ont généralement un taux plus faible d'effondrement de populations de poissons et un taux plus élevé de récupération, comparés à un écosystème moins diversifié. Il est important de souligner que les liens entre services écosystémiques et biodiversité dépassent les limites des écosystèmes (Palumbi *et al.*, 2009).

La combinaison d'une forte et apparemment dynamique diversité marine dans nos océans avec l'interdépendance globale de la biodiversité, des flux énergétiques, et des cycles des nutriments apporte un cas démonstratif pour accroître le taux d'identification de nouveaux taxa. L'approche du 'barcoding' et l'utilisation de la méta génomique peuvent apporter des précisions quant à la richesse spécifique, en incluant les estimations des pertes d'espèces liées aux perturbations anthropiques – cependant, établir des liens avec une diversité fonctionnelle reste un vrai challenge par cette méthode (Figure 7). Bien qu'il soit possible d'identifier, les fonctions en examinant les gènes (expression des gènes) et les métabolites, les fonctions écologiques des eucaryotes sont modulées par les aspects trophiques et d'habitats qui ne sont pas identifiables via quelques gènes. Une telle information est importante quand l'impact des pertes d'espèces sur les fonctions et les services écosystémiques doit être évalué.

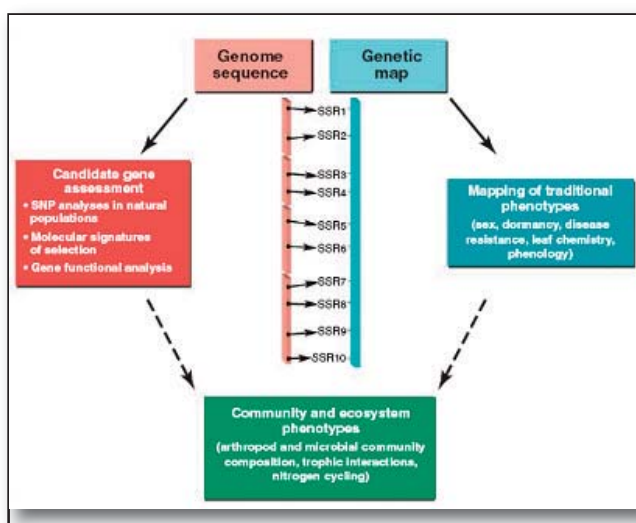


Figure 7
 Liens potentiels entre l'information génomique et les fonctions écosystémiques (D'après Witham *et al.*, 2008). Voir le texte pour de plus amples informations. SSR, 'simple sequence repeats'.

Les impacts anthropiques sur la biodiversité marine

Il est démontré que l'activité humaine modifie profondément les caractéristiques génétiques et la diversité des espèces (Palumbi, 2001; Raven, 2002). Les principaux impacts directs résultent de la surexploitation et des pertes d'habitat alors que les impacts indirects résultent d'interactions en cascade au niveau de la chaîne alimentaire (e.g., suppression des compétiteurs et prédateurs d'un système) et des effets de changements environnementaux. Dulvy *et al.* (2003) à partir d'une revue des extinctions marines aux échelles locale, régionale et globale, identifient que les facteurs « exploitation » et « pertes d'habitat » sont responsables de 55 et 37 % des cent-trente-trois cas d'extinction.

Les activités de pêche représentent la principale cause de mortalité des poissons et d'invertébrés par l'homme et sont par ailleurs sélectives sur les tailles de capture. Dans la mesure où les traits de croissance et de reproduction sont directement liés à la taille, et pour partie héréditaires, les populations exploitées vont évoluer en réponse à l'effort de pêche.

Les approches de génétiques quantitatives permettent d'étudier les effets évolutifs résultant de l'exploitation de ces populations. À partir d'un modèle de dynamique des populations qui intègre des critères de génétique quantitative, Law et Rowell (1993) ont réalisé la première évaluation des effets de l'exploitation sur la taille de la morue de Mer du Nord et identifié une réponse sélective limitée après quarante années d'exploitation. Les nombreux travaux qui ont suivi sur les changements adaptatifs dus aux pêcheries ont montré des glissements continus des traits de vie des poissons vers des maturations sexuelles plus précoces et aux tailles plus faibles (e.g. morue ; Heino *et al.*, 2004). Les résultats de recherche suggèrent que l'évolution des tendances de la maturation sexuelle due aux effets des pêcheries est bien comparable aux effets prédits par la modélisation. Les gestionnaires doivent être alertés de ces changements évolutifs dans la mesure où ils sont faiblement réversibles et, si correctement menés, peuvent apporter un meilleur rendement évolutif (Law, 2000). Les impacts anthropiques sur le plan génétique des populations sauvages peuvent également résulter des interactions avec les individus sélectionnés pour l'aquaculture. Les facteurs qui peuvent influencer potentiellement l'amplitude, les taux et la réversibilité des réponses génétiques, les décalages potentiels en norme de réactions et de plasticité, perte de variabilité génétique, dépression d'élevage,

et leurs conséquences démographiques sur les populations sauvages ont été démontrés dans de nombreux cas de populations de poissons (Hutchings and Fraser, 2007).

Les effets directs des activités de pêche peuvent également influencer la diversité des espèces à deux niveaux. Premièrement, en enlevant des composantes de la population qui présentent des différenciations génétiques et deuxièmement en réduisant les espèces vulnérables à la mortalité. De grandes espèces à croissance lente et maturation sexuelle tardive seront plus fortement impactées pour un taux de mortalité donné, dans la mesure où ces caractéristiques sont associées avec des taux de croissance de la population intrinsèquement plus faibles. La pêche a fortement réduit des espèces comme le pocheteau gris (raie) en mer d'Irlande et la récente découverte qu'une erreur taxonomique avait en fait regroupé deux espèces distinctes dont la plus grande *Dipturus intermedia* est plus vulnérable du fait de sa taille (Brander, 1981). Ceci suggère que l'absence d'informations biologiques de base et d'information génétique ont empêché une identification appropriée pour développer des stratégies de protection et définir des modalités de gestion appropriées pour cette pêcherie (Iglesias *et al.*, 2009).

Un autre aspect important au niveau des océans est la question des transferts et introductions d'espèces pouvant se traduire par des invasions biologiques telles que démontrées par le projet européen DAISIE (<http://www.europe-aliens.org/>). Le cas de la mer Méditerranée est exemplaire (Galil, 2007; Walther *et al.*, 2009; Blondel *et al.*, 2010). Pour réussir sa colonisation, une espèce invasive doit présenter des caractéristiques écologiques, physiologiques, génétiques et morphologiques favorables à une dispersion sur de longues distances des juvéniles et des propagules, des forts taux de colonisation et une forte capacité à la compétition (Lambdon *et al.*, 2008).

Les impacts du changement climatique sont également bien documentés en environnement marin (O'Connor *et al.*, 2006 ; Walther *et al.*, 2009 ; Crain *et al.*, 2009 ; Lejeune *et al.*, 2009). Ces aspects seront développés ultérieurement de façon plus précise dans un autre chapitre.

On doit noter que des réductions locales de la richesse spécifique et l'enlèvement de certaines espèces ne sont pas nécessairement associées à une réduction de la productivité des pêcheries. Cependant, si les espèces enlevées sont « redondantes » sur le plan fonctionnel, les valeurs des fonctions écologiques peuvent changer ce qui amènent plusieurs auteurs à proposer d'amplifier les recherches sur les questions de similarités fonctionnelles (Collins et Benning, 1996). Ainsi, dans le cas présent, même si la richesse spécifique ne contribue pas à un rôle

essentiel dans le maintien des fonctionnalités des écosystèmes, il est important de considérer que les espèces présentes devront être à même de remplir de nouveaux rôles lorsque les conditions environnementales changeront. La notion d'espèce « clé » a été également démontrée en milieu marin par Palumbi and Freed (1988) et Mills *et al.* (1993).

Par ailleurs si les pressions anthropiques vont jusqu'à l'enlèvement de certaines espèces et des changements de biodiversité, comment ce processus affectera-t-il la stabilité des écosystèmes ? Si les liens entre niveaux de biodiversité et stabilité des écosystèmes est un domaine de recherche très développé par les écologues « terrestres », très peu d'études sont menées en milieu marin (Korobeinikov and Petrovskii, 2008).

Les valeurs stratégiques de la recherche en biodiversité marine

Les nombreuses raisons avancées pour justifier la protection et la recherche dans le domaine de la biodiversité nécessitent d'être documentées. Les principales justifications peuvent être typiquement réparties en trois catégories :

- une responsabilité morale et éthique de préservation de la vie dans les océans en justifiant le fait que plusieurs espèces sont sources de plaisir, d'enrichissement et de bien être humain ;
- les espèces encore non identifiées peuvent potentiellement être sources de nouveaux médicaments et traitements médicaux, de nourriture ou de gènes d'intérêt mais également des modèles de recherche ;
- les organismes concernés peuvent être essentiels à l'approvisionnement de services écosystémiques (Kunin and Lawton, 1996; Boeuf, 2007). Parmi ces arguments, les aspects moraux - éthiques et d'enrichissement de la vie humaine ont amené plusieurs secteurs de la société à faire efficacement campagne pour une amélioration des conditions de gestion de certaines espèces dans plusieurs zones géographiques. Cependant, ces arguments sont peu souvent probants pour garantir que ces impacts sont également acceptables pour des millions d'autres espèces moins connues et moins emblématiques. Ainsi, les principaux apports de la recherche dans ces processus sont l'identification des espèces concernées, l'évaluation de leurs tendances, abondance et répartition géographique afin d'établir les facteurs clés responsables de celles ci et en particulier le rôle des pressions an-

thropiques et de leurs déterminants. La recherche doit par ailleurs évaluer leurs réponses face à des méthodes alternatives de gestion.

L'évaluation des valeurs directes des gènes, des espèces et des communautés pour la société au moyen des valeurs des services rendus apporte souvent des arguments économiques pour la protection de la biodiversité. Il est largement considéré que de tels arguments auront plus d'influence sur la mise en place de nouvelles réglementations dans la mesure où l'évaluation des coûts et bénéfiques des actions de gestion sont directement comparables (Balmford *et al.*, 2002; Chevassus *et al.*, 2009). De plus, un domaine croissant de la recherche concerne les implications théorique et pratique (i.e., économique, sociale, et écologique) de l'utilisation des mesures économiques incitatives afin de soutenir le développement de la réglementation en matière de protection de la biodiversité.

Les apports de la recherche sont particulièrement importants pour une formulation des avis scientifiques basés sur la connaissance du rôle de la biodiversité dans la fourniture de services écosystémiques. Ceci concerne aussi bien la compréhension des relations existant entre la biodiversité et les services écosystémiques rendus, que la compréhension :

- de la façon dont ces relations sont impactées par des facteurs anthropiques et environnementaux,
- des déterminants de l'activité humaine qui dépendent de- et impactent la biodiversité,
- de l'évaluation des effets de modalités alternatives de gestion de la biodiversité aux services associés et à la société.

La biodiversité marine, ses caractères archaïques, les patrons d'organisation et de comportement font que ces organismes représentent un riche réservoir pour l'identification et l'extraction de molécules d'intérêt potentiel pour la pharmacologie et les cosmétiques (→ 15 000 à ce jour) et/ou pour représenter des modèles de recherche appropriés pour de la recherche appliquée et/ou fondamentale (Boeuf, 2007). Les relations entre les océans et la santé publique sont de nature physique, chimique, biologique et physiologique. Quelques espèces marines utilisées en tant que « modèles scientifiques » ont contribué à des avancées majeures dans le domaine des sciences de la vie, reconnues ultérieurement par plusieurs prix Nobel: de la découverte de la phagocytose aux chocs anaphylactiques, en incluant la transmission des influx nerveux, les bases moléculaires de la mémoire, la

découverte des cyclines, l'organisation de l'œil, les récepteurs membranaires de la neurotransmission, les bases du système immunitaire spécifique. Ces modèles marins sont particulièrement utiles pour comprendre l'origine et le fonctionnement des mécanismes du vivant chez l'homme et parfois pour en déduire des applications et des traitements efficaces. Étudier la diversité marine et la protéger est par conséquent essentiel pour le futur de l'humanité.

Les contributions de la science pour répondre aux challenges de la description et de la gestion de la biodiversité vont nécessiter un effort collectif de la part des scientifiques qui n'ont pas nécessairement et systématiquement travaillé de façon pluridisciplinaire. Les taxonomistes, généticiens et statisticiens sont certainement les principaux contributeurs des travaux portant sur le catalogage de la biodiversité, sa localisation, et sur le développement des outils et méthodes nécessaires à la description de cette biodiversité. Un tel travail nécessite des capacités techniques en sciences marines, incluant des moyens d'échantillonnage dans des environnements pélagique et profond. Les écologues et généticiens

devront identifier ce qui relève des processus de nature écologique des processus évolutifs, responsables de la répartition spatio-temporelle de la biodiversité. Par ailleurs, les liens entre biodiversité et les services écosystémiques doivent faire l'objet de priorités de recherche pour les écologues théoriciens et du domaine appliqué, aussi bien que les sociologues et les économistes. Une telle recherche doit être également soutenue par des développements technologiques et notamment de nouvelles instrumentations (*e.g.*, mesures des flux de nutriments à l'interface sédimentaire). L'évaluation des liens entre la biodiversité et les déterminants humains et environnementaux inclut les analyses historiques et le développement de scénarios et de leur évaluation sur le plan des impacts socio-économiques pour la société. Ceci amène également autant une implication des sciences physiques et écologiques que des sciences sociales et économiques. De façon similaire, divers groupes de recherche seront nécessaires pour accompagner le développement de nouveaux systèmes de gestion - basés sur les précédentes recherches - à des fins de protection de la biodiversité.

ÉTAT ET TENDANCES EN BIODIVERSITÉ

Compter les espèces marines

Combien y a t il d'espèces marines ?

Le constat de la pauvreté de nos connaissances en matière de biodiversité à l'échelle mondiale, associé au fait que les approches actuelles présentent des limites structurelles pour établir un diagnostic sur la biodiversité, sont les deux principales forces justifiant le développement de nouvelles approches en matière d'identification d'espèces. Les estimations du nombre total d'espèces eucaryotes varient d'un chiffre conservateur de 3,6 à + 100 millions d'espèces, avec un ordre de grandeur le plus proche considéré par les analystes de l'ordre de 10 millions. À ce jour, près d'1,9 millions d'espèces sont déposées dans les muséums. Environ 1,5 à 1,8 millions d'espèces ont fait l'objet de descriptions. Parmi celles-ci les espèces marines comptent pour 15 % de la biodiversité décrite. Elles sont représentées par trente-cinq phylums, dont quatorze sont exclusivement marins, contre onze dans le domaine continental (dont un seul est d'origine exclusivement terrestre ; Angel, 1992, Boeuf, 2007 ; Boeuf et Kornprobst, 2009 ; Boeuf, 2010a). À ce jour, 164,774 espèces marines ont été listées dans le *World Register of Marine Species* (WoRMS- <http://www.marinespecies.org/>), parmi lesquelles 121 997 sont validées (74 %). Les espèces de poissons sont parmi les mieux documentées et représentent plus de la moitié de tous les vertébrés vivants, ce qui représente 48 000 espèces au total. En terme de répartition, 58 % des espèces de poissons sont d'origine marine, pour 41 % d'eaux douces avec seulement 1 % occupant ces deux environnements. Parmi les 14 500 espèces de poissons qui ont été décrites dans la base « Fishbase », la grande majorité (69 %) vit en eaux peu profondes (e.g., récifs coralliens). Seulement 2 % des espèces de poissons vivent dans le domaine pélagique, des espèces pélagiques comme les sardines, les anchois, les thons.

D'après Bouchet (2006), deux zones d'ombre existent dans l'évaluation d'un nombre valide d'espèces marines. La première zone d'imprécision tient dans l'estimation du nombre d'eucaryotes unicellulaires, en particulier les foraminifères et les radiolaires. C'est une composante importante de la biodiversité présente dans les sédiments marins et étudiée par les micro-paléontologistes. De fait, les espèces vivantes et les fossiles ne sont pas différenciées dans les comptages ce qui induit des incer-

Tableau 2

Différentes estimations d'espèces marines actuellement connues (microbes non inclus) :

Winston 1992	250,000
Van der Land 1994	150,000
Reaka-Kudla 1997	274,000
Gordon 2000	160,000
Groombridge et Jenkins 2000	250,000
Bouchet 2006	230,000
Allemand 2008	275, 000

titudes dans les chiffres (e.g., 4 000 espèces par Groombridge et Jenkins 2000 vs. 40 000 espèces par Brusca et Brusca, 2003).

La seconde difficulté résulte dans la synonymie : différents auteurs peuvent avoir décrit, sans le détecter, la même espèce sous différents noms et dans différentes parties du monde ou décrit des variants (écologique, géographique, ontogénique, dimorphisme sexuel) comme des espèces différentes (Miranda *et al.*, 2010). Le problème de la synonymie est par ailleurs plus important dans les groupes aux espèces plus emblématiques pour les amateurs et les collectionneurs (e.g., mollusques). Par conséquent, il n'existe pas de consensus général sur une estimation globale du nombre d'espèces marines vivantes, hormis le fait qu'il est sous estimé. Les estimations présentes et passées sont basées sur les « dires d'expert », et des extrapolations à partir d'échantillonnages d'habitats ou bien encore de secteurs géographiques, ou encore d'inventaires faunistiques connus (e.g. ERMS, « Fishbase »), des taux de découvertes d'espèces. Ils sont restreints à la partie la mieux connue de la biodiversité marine en excluant les volets microbiologie, viral et parasite. Les estimations varient de 500 000 (May, 1994) à plus de 10 000 000 (Grassle et Macioleck, 1992 ; Lamshead, 1993 ; Poore et Wilson, 1993).

À partir d'extrapolations d'inventaires bien établis de la faune européenne, Bouchet (o.c.) propose 1,4 à 1,6 million d'espèces d'organismes multicellulaires vivant en mer, là où Costello *et al.* (2006) suggère 1,15 million d'espèces en utilisant la même base. Au taux annuel de description d'espèces actuel (250 par an), 1 000 ans seraient nécessaires pour compléter l'inventaire de la biodiversité marine.

Par ailleurs, plusieurs « boîtes noires » sont perçues comme d'immenses réservoirs de la biodiversité (e.g., nématodes, parasites, symbiontes, microbes et virus). Bien que la description de nouvelles souches en microbiologie nécessite une capacité à les isoler et les mettre en culture, des techniques moléculaires non dépendantes de la mise en culture sont la principale approche pour explorer la biodiversité microbienne. Il n'est pas étonnant que la mise en pratique de ces nouvelles approches moléculaires débouchent sur une profonde ré-évaluation de la diversité microbienne dans les écosystèmes naturels (Venter *et al.*, 2004 ; Carvahlo *et al.*, 2010). Par ailleurs, la plupart de la biodiversité animale consiste en des symbiontes (e.g., commensaux, parasites et associés) qui sont actuellement sous échantillonnés et sous-évalués.

Dans sa publication, Humes (1994 ; cité par Bouchet, o.c.) « How many copepods? » note que 95 % des copépodes associés aux invertébrés benthiques à Madagascar, Nouvelle-Calédonie et aux Molluques sont de nouvelles espèces. Les virus, les entités les plus nombreuses dans l'environnement marin, qui infectent probablement tous les organismes et influencent de nombreux processus écologiques (e.g., cycle des nutriments, système de respiration, biodiversité microbienne et algale, transfert de gènes) sont virtuellement inconnus. Cette biodiversité virale marine est forte, probablement quelques centaines de milliers d'espèces de virus selon Angly *et al.* (2006).

Les espèces cryptiques

Le niveau de spéciation cryptique dans le domaine marin est connu pour être élevé. Il est très probable qu'un très large nombre d'espèces « cachées » aient été ignorées à

Spéciation cryptique chez un bryzoaire marin

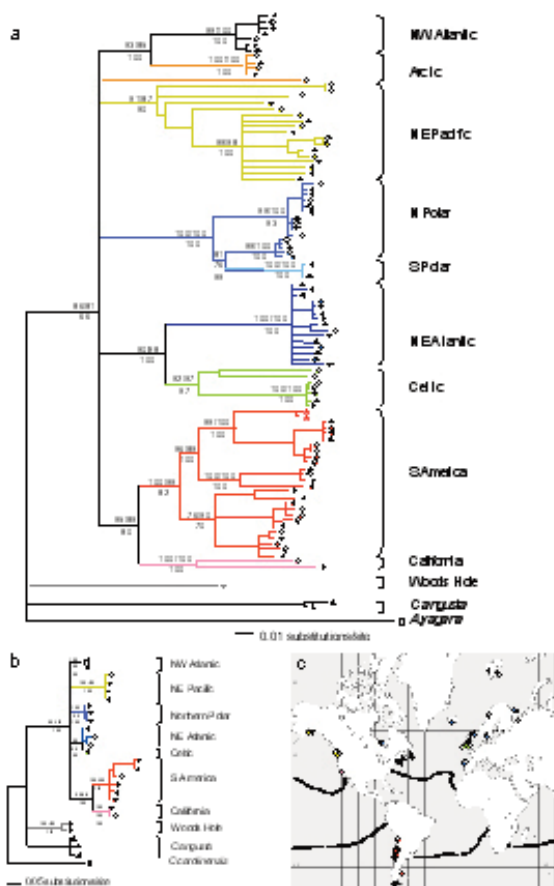
Le bryzoaire marin, *Celleporella hyalina*, était considéré jusqu'à récemment comme une seule espèce cosmopolitaine. Les techniques de code-barre ADN "DNA barcoding" et des croisements reproductifs ont révélé que les isolats géographiques contenaient plus de vingt lignées génétiques, profondes et la plupart allopatrique (Gómez *et al.*, 2007; figure 1). De plus, de telles lignées génétiques sont isolées sur le plan reproductif bien que partageant

une morphologie très proche, indiquant ainsi une spéciation cryptique rampante.

Spéciation cryptique du bryzoaire marin *Celleporalla hyalina* (d'après Gómez *et al.*, 2007).

a) arbre de plus forte probabilité des données des haplotypes basées sur le gène du barcoding COI
 b) arbre de plus forte probabilité du gène nucléaire, facteur d'élongation, EF-1a données haplotypes. Les individus décrits traditionnellement comme *C. hyalina* sont marqués de cercles colorés en fonction des régions géographiques listées à droite

c) carte des lieux d'échantillonnage incluant l'analyse génétique. Les cercles colorés indiquent la lignée principale en fonction de l'analyse phylogénétique. Les lignes en pointillés indiquent les limites des océans tempérés (isotherme 20°C).



ce jour. Avec les mises à disposition de méthodes avancées de taxinomie (Savolainen, 2005), et dans la mesure où de nouvelles technologies permettent l'exploration de domaines jusqu'à présent inaccessibles, de nombreuses nouvelles espèces sont découvertes (e.g., Santelli *et al.*, 2008). Ceci inclut aussi bien les taxa microscopique et microbien (Venter *et al.*, 2004; Gómez *et al.*, 2007), que des organismes considérés comme plus familiers comme des poissons, crustacés, coraux et mollusques (Bouchet, 2005).

Le code barre ADN « DNA Barcoding »

L'identification d'un très large nombre d'espèces marines non décrites à ce jour (e.g. poissons, algues, bryozoaires, taxa microbiens) représente une charge de travail très importante. L'identification des espèces est pourtant un point de départ critique pour tout type de recherche en biologie marine. L'identification selon des approches conventionnelles basées sur des caractères phénotypiques peut apparaître comme assez directe. Cependant, il existe de nombreuses situations où ces approches font défaut ou encore présentent une efficacité limitée, comme pour les espèces cryptiques, des groupes taxinomiques structurellement difficiles, ou bien encore dans les cas ambigus de la taxinomie de larves et d'œufs.

La découverte de nouveaux habitats marins et leurs espèces associées, les menaces qui s'accroissent sur ces espèces du fait des changements environnementaux et des perturbations d'habitats, démontrent l'importance de développer de nouvelles méthodes rapides et robustes de description et de catalogage de cette biodiversité marine. Hebert *et al.* (2003) ont introduit le concept du code barre ADN (« DNA barcoding »), et proposent une nouvelle approche pour l'identification des espèces qui offre des possibilités intéressantes pour lever les limitations précédentes. Cette nouvelle approche est basée sur le principe que l'analyse de la séquence d'un fragment court d'un seul gène (i.e., cytochrome c oxidase subunit 1), permet une identification sans équivoque pour l'ensemble des espèces animales.

De là, et de façon analogue aux codes barres utilisés dans les produits commerciaux, le code barre ADN fournit un outil standardisé pour une identification rapide, robuste et précise des espèces. Une telle région 'code barre' doit avoir également évolué à une rapidité qui permette la distinction des espèces entre elles, tout en restant plus ou moins identique pour l'ensemble des membres de la même espèce. Finalement, cette zone doit être entourée

par des régions d'ADN stables de façon à rendre la méthode PCR - une méthode de répllication de gènes ciblés - opérationnelle. De tels outils moléculaires universels (code barre ADN, « une méthode rigoureuse et standardisée d'une séquence de taille minimale et de qualité pour un gène désigné, déposée dans une base de données de séquences, et associée à un échantillon type dont les origine et statut sont enregistrés ») peuvent répondre aux limites conventionnelles des méthodes précédentes, en permettant via un système simple et robuste d'identification sans équivoque non seulement des individus entiers ou des fragments, mais également des œufs et des larves. Des efforts internationaux dans ce sens sont actuellement coordonnés par un consortium « Consortium for the Barcode of Life (CBOL) (<http://www.barcoding.si.edu/>) » qui comportent plus de 120 organisations membres dans quarante-cinq pays. Cette structure est également proche du consortium « Census of Marine Life » qui a pour objectif d'évaluer la biodiversité, sa répartition et son abondance dans les océans: passé, présent et future.

Recensements taxinomiques

Guides et manuels

Les guides d'identification taxinomique d'espèces marines sont partiels tant d'un point de vue géographique que thématique. En général, les espèces de taille significative, les plus communes ou ayant un rôle écologique particulier, sont bien couvertes par les guides et manuels. *A contrario*, beaucoup d'espèces de petite taille, rares, ou bien difficiles à identifier ne sont couvertes dans aucun des guides connus. Cependant, ces espèces peuvent être d'importance pour la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes ou pour les ressources marines. Bien que de nombreux guides d'identification existent pour les régions d'Europe où la biodiversité en faune et flore marine reste moins diverse (mer du Nord et Baltique), la disponibilité des guides pour d'autres régions où celle ci est riche, est considérablement moins importante (Méditerranée, archipels d'Atlantique, eaux profondes). Par voie de conséquence, une attention toute particulière doit être portée de façon prioritaire aux taxons de plus petite taille dans les secteurs géographiques sud européens à la fois atlantique et méditerranéen.

Bases de données taxinomiques

Les informations en ligne concernant la biodiversité sont particulièrement variées, de la base de données internationale en lien avec de grands programmes internationaux, aux bases locales résultant d'un projet scientifique.

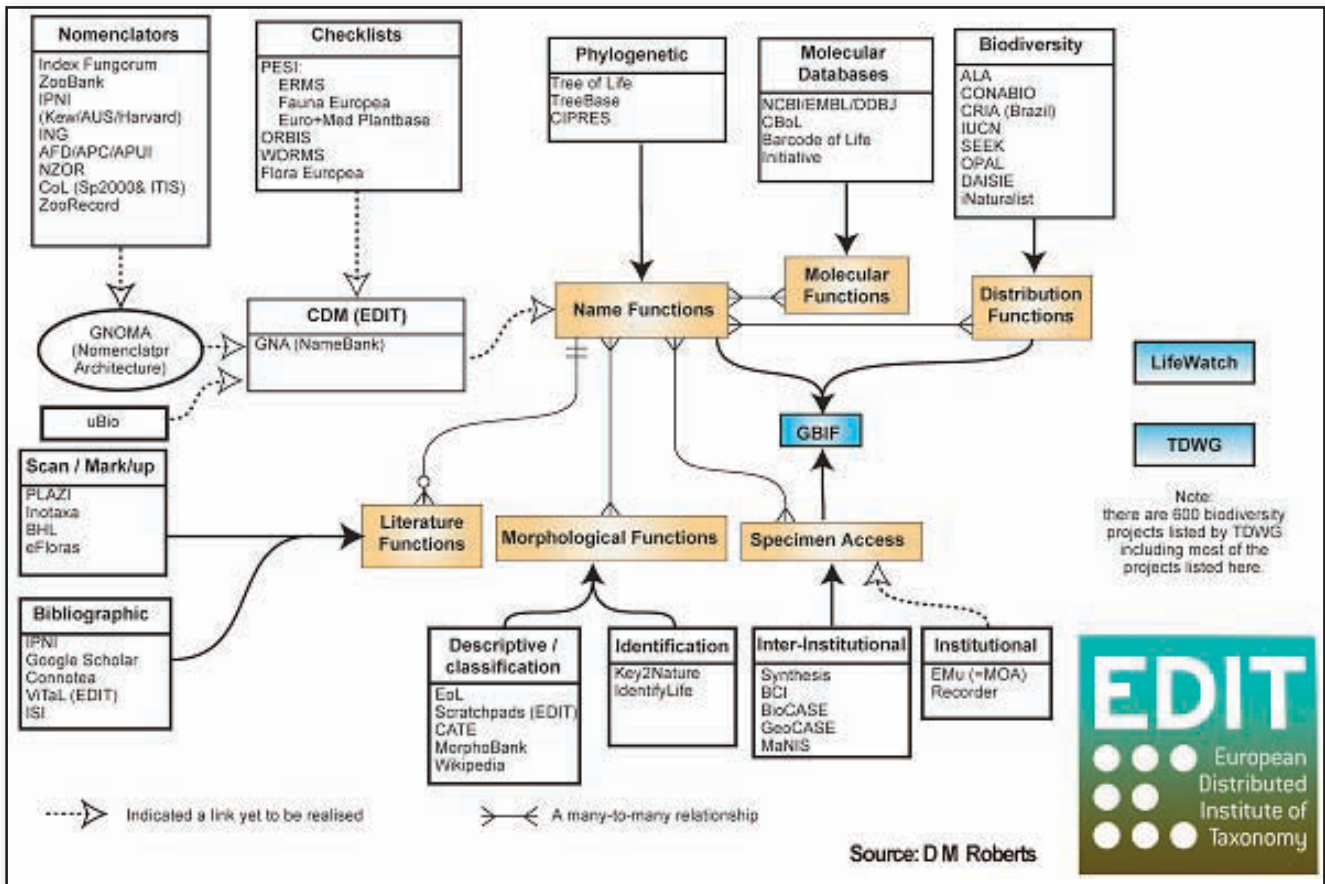


Figure 8
 Flux d'information et interconnexions entre les bases de données internationales et les grands programmes internationaux (d'après D.M. Roberts, 2010).

Peu d'entre elles peuvent être considérées comme des références absolues en matière de taxinomie et de biodiversité. La figure 8 précise les flux d'information, leurs caractéristiques et les objectifs parmi l'ensemble des bases internationales. L'interconnexion et l'interopérabilité apparaissent comme essentielles pour une meilleure connaissance de la biodiversité marine.

- WoRMS (globale, espèces marines ; fig. 9): le registre mondial en matière d'espèces marines (World Register of Marine Species - WoRMS) a pour objectif de fournir une liste exhaustive des noms d'espèces marines, incluant la synonymie, afin de constituer un référentiel. Si la première priorité est destinée à établir la liste des espèces dont les noms sont déjà validés, d'autres noms usités sont également inclus dans ce registre afin de guider les interprétations de la littérature scientifique existante. Le contrôle de cette base est effectué par des experts en taxinomie plutôt que par des gestionnaires de bases de données. WoRMS dispose d'une gestion éditoriale où chaque groupe taxinomique est représenté par un expert faisant autorité sur le contenu, et responsable de la qua-

lité de l'information collectée. Chacun de ces éditeurs peut inviter des spécialistes supplémentaires pour aborder les sous-groupes taxinomiques moins représentés.

Ce registre d'espèces marines est issu de l'initiative européenne «European Register of Marine Species (ERMS)» et de sa combinaison avec d'autres registres avec une coordination générale effectuée par le «Flanders Marine Institute» (VLIZ). Plutôt que de construire individuellement différents registres pour chaque projet, et afin d'assurer que la taxinomie utilisée soit bien cohérente, le VLIZ a développé une base de données intitulée «Aphia». La liste des registres d'espèces marines présents dans Aphia est présentée ci-dessous. «MarineSpecies.org» est l'interface web pour l'utilisation de cette base. L'objectif de WoRMS en cours de développement est bien d'associer les informations présentes dans Aphia avec les autres bases de données disponibles mais plus spécialisées (e.g. AlgaeBase, FishBase, Hexacorallia, NeMys). D'après le WoRMS (WoRMS- <http://www.marine-species.org/>), on dispose à ce jour de 164 774 noms d'espèces listés parmi lesquels 121 997 sont validés (74 %).

- GBIF (global, toutes espèces)

Le « Global Biodiversity Information Facility - GBIF » a pour but de fournir un accès libre via internet à toute donnée mondiale en matière de biodiversité afin de faciliter un développement durable. Les priorités, avec un effort spécial pour mobiliser une large participation et s'appuyer sur des partenaires, sont de mobiliser les données en biodiversité, développer des protocoles et des standards pour garantir une qualité scientifique et une interopérabilité, et construire une architecture informatique qui permette de relier les données de différentes nature et d'origine. Le GBIF apporte également une assistance pour développer localement une capacité d'expertise et pour capitaliser sur les expériences de développement d'outils analytiques pour l'amélioration des processus de décision. GBIF est un réseau décentralisé de structures d'information en biodiversité (« BIFs ») développé par les membres partenaires, pays, organisations internationales... ayant signé le protocole d'accord du GBIF. Un objectif important du GBIF est bien le développement des infrastructures à travers son réseau pour aider à la mise à disposition des méta-données de première qualité renseignant sur les jeux de données disponibles pour les utilisateurs finaux et, en retour, évaluer l'intérêt de ceux-ci pour des applications particulières. Par exemple, la biodiversité marine et les pêcheries sont un des trois domaines prioritaires du groupe de travail du GBIF intitulé « Content Needs Assessment Task Group » pour améliorer et mobiliser les données de base en biodiversité. En France, le GBIF est coordonné par le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN).

- GEO BON

Le domaine d'application de GEO BON inclut la biodiversité dans les domaines terrestre, eaux douces, côtières et océaniques. au-delà de la collecte d'informations relatives à des séries temporelles de données sur la présence, l'abondance et le statut de la biodiversité, GEO BON a également l'objectif de collecter des informations relatives aux interactions entre ces espèces, leur utilisation par l'homme, ainsi que des données complémentaires sur leur environnement (abiotique), le statut taxinomique, et les déterminants des changements de biodiversité à des fins ultérieures de protection de celle-ci. GEO BON mène des analyses limitées, comme l'identification de changements et de tendances, projections futures, et estimations à partir de modèles sur la fourniture de services écosystémiques. L'utilisation de modèles sera particulièrement importante pour détecter les changements difficiles à

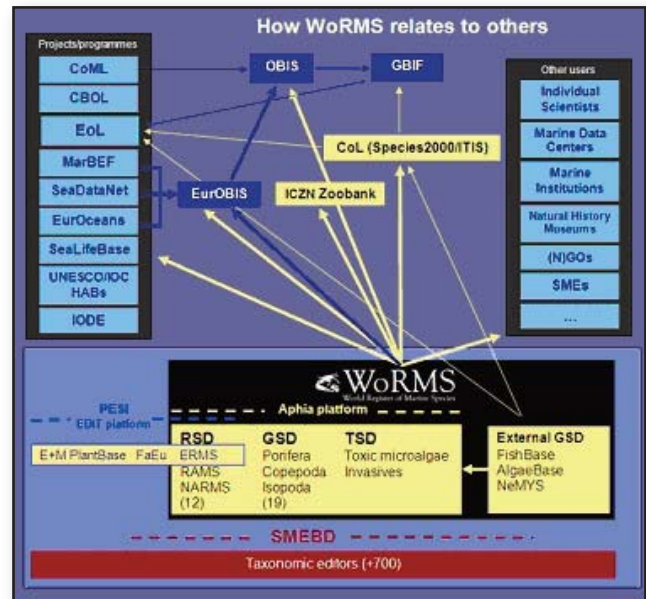


Figure 9

Description des interactions entre WoRMS et les autres bases de données (d'après WoRMSs: <http://www.marine-species.org/> - avril 2010).

mesurer de façon directe, comme pour les prédictions de changement via l'apport direct de données satellitaires. GEO BON va soutenir des évaluations plus précises effectuées par des structures en charge de la biodiversité et de l'évaluation des écosystèmes.

- OBIS (global, seulement les espèces marines): L'« Ocean Biogeographic Information System », ou OBIS, est un système d'information international spécialisé sur la biodiversité marine. Il fournit des informations géo-référencées sur les espèces marines et contient actuellement plus de 8,7 millions de données géoréférencées et d'espèces identifiées de façon précise par plus de 70 bases de données. OBIS permet, par des outils d'interrogations spatialisés, de visualiser les interactions entre espèces et environnement. L'information est disponible gratuitement au moyen d'internet et ne nécessite aucun logiciel supplémentaire. OBIS va intégrer progressivement les données océanographiques biologiques, physiques et chimiques issues de nombreuses sources, et fournir des outils pour tester différentes hypothèses sur la biodiversité et faciliter la recherche sur les écosystèmes marins. Les utilisateurs d'OBIS, chercheurs, étudiants, et gestionnaires de l'environnement vont bénéficier d'une vision dynamique spatio-temporelle de la répartition de la biodiversité. OBIS fut mis en place en 1999 via le programme international « Census of Marine

Life » (www.coml.org) et intègre les informations issues de ce programme. Inter opérer les différentes sources d'information de plusieurs domaines permettra l'identification de nouveaux fonctionnements et facilitera les coopérations pluridisciplinaires. Le portail OBIS est la porte d'entrée d'une fédération de sites, eux mêmes souvent des portails géographiques pour des régions, des taxa ou des outils qu'ils couvrent plus spécifiquement.

- [EoL](#) (global, toutes espèces)

L'encyclopédie de la vie, *The Encyclopedia of Life*, est un effort sans précédent de partenariat global entre la communauté scientifique et le public. C'est une encyclopédie coopérative disponible gratuitement en ligne ayant pour but de documenter l'ensemble des 1,8 million d'espèces connues de la science. L'information est compilée d'une série de contributions d'experts et de non-experts à travers le monde. Il a pour but de construire une page non limitée sur chaque espèce, incluant des vidéos, sons, images, graphismes aussi bien que du texte. De plus, l'encyclopédie contiendra la bibliothèque *Biodiversity Heritage Library* qui contient les copies digitalisées des principales collections des bibliothèques d'histoire naturelle. Le projet est soutenu financièrement par un fonds de US\$50 millions fournis par la fondation « MacArthur Foundation » (<http://www.macfound.org/>) et par la fondation « Sloan Foundation » (<http://www.sloan.org/>).

- [Mar-BOL](http://www.marinebarcoding.org/)

MarBOL est une initiative internationale ayant pour but d'améliorer notre capacité d'identification de la vie marine au moyen du code barre ADN. Le « barcoding » est une nouvelle technique utilisant une méthode standardisée de diagnostic moléculaire d'une courte séquence d'ADN pour établir la spéciation. Du fait de la faible dimension de la séquence, l'information peut être obtenue facilement avec un coût restreint. Le gène cytochrome c oxidase sous unité 1 (COI) est composé de 648 paires de base nucléotidiques et peut être facilement amplifié et analysé. De nombreuses études ont permis de montrer que la variabilité de la séquence de ce « code-barre » était très faible entre espèces (1-2 %) et présentait des différences significatives même pour des espèces très proches permettant une identification fiable. MarBOL est un effort conjoint entre le consortium « Consortium for the Barcode of Life (CBOL) » et le « Census of Marine Life (CoML) » ; ce dernier étant un réseau de chercheurs de plus de quatre-vingt pays engagés dans une initiative de dix ans pour évaluer et expliquer la biodiversité, distribution et abondance de la vie marine des océans (passé, présent et futur). Les scientifiques quantifient ce qui est

connu, inconnu et ce qui sera probablement jamais connu des océans comprenant malgré tout plus de 90 % de la biosphère. L'objectif reste d'identifier les espèces menacées, les zones géographiques d'importance pour la reproduction afin de faciliter l'élaboration de stratégies par les gestionnaires pour une gestion durable des ressources marines, incluant de nouvelles substances d'intérêt pharmacologique comme industriel. Ces recherches scientifiques doivent par ailleurs contribuer à une meilleure compréhension des processus plus globaux comme le climat, l'évolution ou bien encore les phénomènes d'extinction et de migration des espèces.

- [FISH-BOL](http://www.fishbol.org/index.php)

L'initiative « Fish Barcode of Life » (FISH-BOL), est un effort global pour coordonner l'acquisition d'un ensemble de données standardisées de séquences pour les espèces de poissons, dérivées notamment d'individus référencés disposant d'une taxinomie reconnue. Les bénéfices de cette initiative vont d'une identification facilitée pour l'ensemble des utilisateurs dont les taxinomistes ; une mise en évidence des spécimens représentatifs d'un changement d'aire de répartition comme des espèces à ce jour non reconnues et, probablement le plus important, identifier les espèces qui ne pouvaient l'être par les méthodes traditionnelles. C'est une vaste ressource public constituée d'une base de données électronique intégrant les séquences « code-barre », des images, et les coordonnées géo-référencées des individus étudiés. La base contient des liens avec les références des spécimens types, des informations sur la distribution des espèces, l'information d'histoire naturelle, et les références bibliographiques. FISH-BOL complète et améliore les ressources d'information existantes notamment fournies par [FishBase](#) et différentes bases de données génétiques.

- [Census of Marine Life](http://www.coml.org/)

C'est un réseau global de chercheurs de plus de quatre-vingt nations engagées dans une initiative de dix ans pour évaluer et expliquer la biodiversité marine, son abondance et sa répartition dans les océans. Cette initiative représente le premier recensement exhaustif de la vie marine présente, passée et future qui devrait être formulé en 2010. Une telle liste n'existe pas. Il est estimé que 230 000 espèces ont fait l'objet de description et réside dans des collections de muséums d'histoire naturelle et autres laboratoires. Depuis le début de l'initiative en 2000, plus de 5 600 espèces ont été ajoutées aux listes et plusieurs milliers d'autres espèces devraient complé-

ter la base à terme. Plus de seize millions d'observations sont actuellement incluses dans les bases du recensement. Le but à échéance de 2010 est de disposer des anciennes et des nouvelles espèces dans une encyclopédie en ligne avec une page web par espèce.

De plus, une estimation du nombre d'espèces restant à découvrir sera proposée. Nombre qui peut être potentiellement large, peut être plus d'un million, si toutes les petites espèces et les protistes sont considérés. A titre de comparaison, les biologistes ont décrit environ 1,5 million de plantes et d'animaux terrestres. Pour ce qui concerne la répartition des espèces, des cartes seront produites précisant les lieux d'observation, leur répartition potentielle. Ce dernier point étant d'intérêt notamment pour les personnes sensibilisées aux changements d'aires de répartition en réponse au changement climatique. Pour ce qui est de l'abondance, aucun recensement n'est complet sans ce paramètre. Pour les populations marines, les estimations sont effectuées en nombre ou en biomasse. De plus, il doit être considéré que la biodiversité n'est pas spatialement homogène. Des « hot spots » de biodiversité marine existent comme les forêts tropicales en milieu terrestre, comme au large des côtes brésilienne et australienne pour des espèces de poissons. Un des objectifs est de mieux connaître ces « hot spots » de biodiversité afin de mieux les protéger. L'abondance, et par là même la biodiversité, est changeante en particulier pour les espèces exploitées. À titre d'exemple, les populations de thons ont été fortement réduites par l'activité de pêche entre 1952 et 1976. La stratégie du CoML porte sur quatorze projets concernant les habitats majeurs, et des groupes d'espèces des océans. Onze projets spécifiques portent sur des habitats comme les monts sous-marins ou l'océan Arctique. Trois projets de terrain concernent des espèces transocéaniques et globalement à distribution mondiale comme des grands prédateurs (thonidés), du plancton et des microbes. Plusieurs technologies complémentaires sont employées comme l'acoustique, l'optique – caméras, marquage d'individus, de la génétique comme de la capture d'individus. L'acoustique permet une surveillance de larges zones océaniques *a contrario* de l'utilisation optique. La lumière permet de capter des détails que l'acoustique ne détecte pas. Et la génétique permet une identification sur des fragments d'individus ou des larves pour lesquels l'image ne fournit que peu d'information. Ce mélange de curiosité, de besoin de connaissance, de nouvelles technologies et de volonté scientifique doit permettre d'obtenir une information beaucoup plus complète de ce qui vit dans les océans. Plusieurs raisons

justifient cette urgence : les crises se multiplient, dont les pêcheries commerciales annoncées en quasi déclin pour 2050 par une étude scientifique récente si les tendances ne sont pas modifiées. Une meilleure information est nécessaire pour les prises de décision en gestion des ressources, mais également en protection de la biodiversité, pour inverser les tendances de pertes d'habitat, réduire les effets des pollutions, et anticiper les effets du changement climatique. Des raisons économique, philosophique et politique justifient cet investissement dans l'acquisition de connaissances. La Convention Diversité Biologique (CDB) des Nations Unies demande aux parties signataires d'acquiescer ces informations.

- SeaLifeBase

(<http://fishbase.sinica.edu.tw/SLP/search.php>)

L'objectif à long terme du projet « SeaLifeBase » est de créer et gérer une base de données similaire à celle du « FishBase » pour l'ensemble des espèces marines et d'eaux douces, c .a . 300 000 espèces. Parmi celles-ci, les espèces marines (environ 200 000 espèces) représentent l'objectif de la première phase du projet, avec pour but de fournir pour chaque espèce les informations biologiques nécessaires à la conduite de recherche en biodiversité et en écosystèmes, en s'appuyant sur les listes déjà existantes - et notamment les noms scientifiques - afin d'intégrer de l'information complémentaire. Les informations requises concernent : a) les noms scientifiques validés ainsi que leurs synonymes, et les sources utilisées ; b) la répartition dans chaque pays (i.e. dans leur zone économique exclusive) et par région FAO ; c) références bibliographiques utilisées (papier et électronique). Des informations complémentaires sont également recherchées sur les noms vernaculaires en Anglais et autres langues, répartition par région et province et par Etat pour les grands pays, par écosystème, par profondeur, taille et poids maximum (mesures dépendantes des groupes considérés) ; statut IUCN et CITES. Et finalement, les habitats et les aliments consommés (qualité, régime nutritionnel, niveau trophique), paramètres de croissance (relations taille-poids), caractéristiques de reproduction (âge à première maturité, fécondité), dessins et photos.

- Biocean (global, espèces des grandes profondeurs, limité aux résultats des campagnes océanographiques françaises)

Biocean est conçu pour collecter un très large volume de données issues des études des différents écosystèmes

profonds menées par le département Ifremer « DEEP » en collaboration (fig. 10). Biocéan est une base de données développant 6 applications particulières : deux sont utilisées à bord pour collecter des informations opérationnelles (Alamer), les autres étant utilisées en lien directe avec les bases de données à terre. Ces dernières concernent :

- la gestion de la nomenclature taxinomique (Bioclass),
- la gestion et l'identification des collections faunistiques (Gescol),
- les résultats d'analyses chimiques et environnementales (Donenv),
- les ajouts et extractions des bases (EchangeTM). Les objectifs de Biocéan sont de :
- maintenir la série d'informations relatives aux campagnes océanographiques
- organiser les données environnementales et faunistiques dans un format standardisé,
- conserver les données pour des études de longues sé-

sur le statut actuel des collections européennes. Plus de 29 713 espèces ont été cataloguées issues des mers européennes. Plus de 90 % des inventaires de taxons sont satisfaisant à l'exception des non-halacarid *Acarina*, des diatomées, des lichens et cyanobactéries. Par ailleurs, la couverture géographique était incomplète pour les listes de rotifères et brachiopodes. Les listes à améliorer concernent :

- celles qui n'ont pas fait l'objet d'une validation par un expert scientifique, par exemple, les isopodes non épicarides, les céphalochordés, les appendiculaires, les hémichordés, les hirudinées, les gnathostomiulidés, les cnétophores et placozoaires ;
- les listes préliminaires, incluant certains groupes précédents et des protistes,
- des listes avec beaucoup d'espèces nécessitant une révision du fait du faible nombre d'experts. Ces manques sont actuellement en révision via la version en ligne de ERMS (www.marbef.org/data/erms.php).

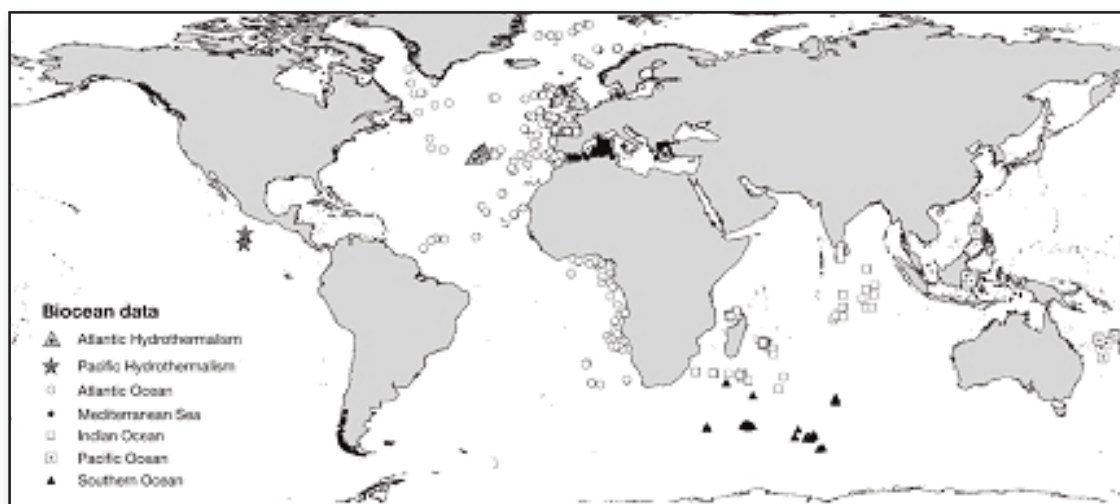


Figure 10
Répartition mondiale des données de faune benthique abyssale disponibles dans la base Biocean à travers le portail OBIS (d'après Fabri et al., 2006)

ries temporelles. Biocéan est également utilisé par plusieurs structures européennes et internationales.

- ERMS (eaux européennes-espèces marines)

Le référentiel européen (ERMS) est une liste agréée taxinomique d'espèces marines présentes dans les eaux européennes, définie géographiquement par les limites de la laisse de haute mer en intertidal jusqu'à des niveaux de dessalure de 0,5 (psu, ppt) en zone estuarienne. Ce projet a compilé l'ensemble des espèces marines connues en Europe ainsi que la bibliographie y afférent, y compris les guides d'identification. ERMS a également contribué à l'expertise européenne en matière de taxinomie et d'identification d'espèces et

La bibliographie des 842 guides d'identification montre qu'il existe peu de guides pour les mers sud européennes, bien qu'elles contiennent plus d'espèces que les mers du nord Europe. Des guides appropriés à l'échelle européenne n'existent que pour les espèces de poissons. De nouveaux guides sont nécessaires pour les secteurs à forte biodiversité et pour des groupes plus réduits en taille comme pour les vers polychètes, oligochètes et turbellariés, ou bien encore les copépodes harpacticoïdes. Une base de données de plus de 600 experts (autoproclamés) et un sous échantillon d'experts reconnus scientifiquement a été élaborée. Malgré un nombre d'experts plus élevé pour des groupes aux nombreuses espèces, il n'y a pas de corrélation entre le nombre d'experts et le nombre d'es-

pèces par taxon - certains taxa, contenant des centaines d'espèces, étant étudiés par un petit nombre d'experts en taxinomie. Des financements complémentaires sont nécessaires pour combler ces manques et produire de nouveaux guides (Costello *et al.*, 2006).

- SCAR MarBIN (SCAR Marine Biodiversity Information Network) a établi et maintient un système de bases de données interopérables, formant l'OBIS régional pour l'Antarctique sous le pilotage du comité scientifique sur la recherche en antarctique (SCAR). SCAR-MarBIN compile et gère les données existantes et nouvelles sur la biodiversité marine de ce secteur géographique par une coordination et une optimisation du réseau de bases de données. En retour, ces informations sont transmises à des systèmes de dimension mondiale comme OBIS et GBIF. Les informations bancarisées concernent les lieux d'échantillonnage géoréférencés, contenu taxinomique, clés interactives, bibliographie.... L'ensemble concernant les mers australes. Elle est interconnectée à « Google Earth » et permet des projections de données sous différentes formes.

- ITIS (Amérique du Nord, toutes espèces)

Le « Integrated Taxonomic Information System » (ITIS) est un partenariat développé pour fournir des informations fiables et de qualité sur la taxinomie des espèces. ITIS fut développé en 1996 sous la forme d'un groupe inter-agences dans le cadre de l'état fédéral américain, impliquant notamment différentes agences du département du commerce américain et la « Smithsonian Institution ». ITIS est devenu une structure internationale avec des agences gouvernementales canadienne et mexicaine. La principale cible d'ITIS concerne les espèces nord-américaines, même si plusieurs groupes ont une répartition mondiale. ITIS collabore avec les autres agences internationales afin d'améliorer la couverture géographique globale. ITIS fournit une base de données automatique des noms scientifiques et vernaculaires. En 2009, ITIS contenait 592 000 noms scientifiques, synonymes et noms vernaculaires pour des espèces terrestre, marine, d'eaux douces de tous les domaines biologiques (animaux, plantes, champignons et microbes). Si le système est spécialisé sur les espèces nord américaines, il contient également plusieurs espèces non présentes en Amérique du Nord notamment parmi les oiseaux, poissons, amphibiens, mammifères, plusieurs reptiles et plusieurs groupes d'animaux invertébrés.

Les données disponibles dans ITIS sont considérées comme publics et peuvent être diffusées et distribuées

gratuitement avec cependant une citation appropriée. En fait, ITIS est fréquemment utilisé *de facto* comme une source de données taxinomiques dans les projets de bioinformatique. ITIS couple pour chaque nom scientifique, un numéro de série unique « TSN » comme dénominateur commun pour des recherches d'information sur des thématiques comme les invasions biologiques, les amphibiens en déclin, les oiseaux migrateurs, les stocks de poissons, les pollinisateurs, les nuisibles en agriculture, et les maladies émergentes. ITIS présente les noms dans une classification standard qui inclut le nom de l'auteur, date, distribution, et informations bibliographiques associées. Par ailleurs, les noms vernaculaires sont disponibles dans les langues officielles majeures d'Amérique du Nord (Anglais, Français, Espagnol et Portugais)

- La base de séquences génétiques « GenBank » (globale et toutes espèces, toutes séquences) est en libre accès, et représente la collecte de toutes les séquences nucléotidiques disponibles et leur traduction en protéines. Cette base est produite par le « National Center for Biotechnology Information » (NCBI) dans le cadre du programme international « International Nucleotide Sequence Database Collaboration », ou INSDC. GenBank reçoit les séquences produites dans les différents laboratoires à l'échelle mondiale. Gen Bank continue sa croissance à un rythme exponentiel, doublant tous les 18 mois. La version 155 produite en août 2006 contenait plus de 65 milliards de bases nucléotidiques dans plus de 61 millions de séquences. GenBank se construit directement à partir des propositions des laboratoires et par des versements en masse de données issues de centres de séquençage haut débit. La base de données taxinomiques contient les noms et les lignées phylogénétiques de plus de 160,000 organismes qui ont des données moléculaires dans les bases NCBI. De nouveaux taxa sont ajoutés à la base de données taxinomiques au fur et à mesure des dépôts.

- FishBase (global, uniquement poissons) - <http://www.fishbase.org/search.php> fut développé par le « WorldFish Center » en collaboration avec la FAO des Nations-Unies et de nombreux partenaires, et avec le soutien de la Commission européenne (EC). FishBase est une base relationnelle avec des informations disponibles par différents professionnels comme les scientifiques, gestionnaires des pêches, zoologistes (1 750 collaborateurs, 33 millions de connections par mois). Disponible sur le web, c'est une base de données la plus exhaustive possible sur les espèces de poissons - pratiquement toutes les espèces connues du monde scientifique. En

janvier 2010, elle incluait la description de 31 500 espèces, 279 000 noms vernaculaires en centaines de langues, 49 200 photos et des références de 43 800 publications scientifiques.

Des bases de données complémentaires et relatives aux pêcheries sont également en ligne. Par exemple, la base de données du CIEM reçoit de nombreuses informations relatives à la gestion de cinq pêcheries par le Secrétariat. Par ailleurs, un certain nombre d'applications et d'informations est détenu par le Secrétariat pour le fonctionnement des groupes de travail d'experts et certaines applications sont directement interfacées avec les bases de données afférentes. Les cinq bases sont :

- ✓ Statlant 27A (statistiques officielles des captures nominales de poissons, coquillages et crustacés)
- ✓ ICES Fisheries Assessment Package (utilisée par environ une vingtaine de groupes de travail travaillant sur les évaluations de stocks). Inclut les captures en tonnes, effort de pêche, rendement en nombre à un âge donné, et données biologiques)
- ✓ « International Bottom Trawl Survey » (IBTS), résultant d'une surveillance internationale annuelle en mer du Nord depuis 1970, qui fournit un indice d'abondance par les services statistiques du CIEM
- ✓ North Sea databank (contient les détails des prises et des efforts de pêche – à l'origine, mise en place par l'Union européenne)
- ✓ North Sea Multispecies databank (contient le descriptif des contenus stomacaux pour les principaux prédateurs)

De plus, différentes initiatives fournissent une information intégrée et une expertise sur des thématiques bien précises comme les pêcheries et écosystèmes et le volet biodiversité avec le projet 'Sea Around Us' (SAUP) (<http://www.seaaroundus.org/>) incluant les pêcheries sur les monts sous-marins.

- Daisie (<http://www.europe-aliens.org/>) est un instrument essentiel dans le développement d'une stratégie européenne en matière d'invasions biologiques à des échelles géographiques pertinentes et unifie les études des différents taxa d'origine marine, eaux douces, et d'environnement terrestre. Avec un accès direct aux connaissances nationales et bases de données à travers l'Europe, la base Daisie fournit des informations relatives aux espèces invasives et permet d'avoir un accès facile aux informations sur les espèces les plus invasives ou potentiellement invasives dans différents types d'habitats et l'utilisation de ces données pour une gestion planifiée du problème. Les données concernent les vertébrés, in-

vertébrés, marines et d'organismes aquatiques continentaux, comme les plantes de plus de quatre-vingt-treize pays/écorégions (incluant également l'outre mer). Les principaux objectifs de Daisie sont les suivants :

- ✓ créer un inventaire des espèces invasives qui menacent les environnements européens terrestre, marin et d'eaux douces ;
- ✓ structurer l'inventaire pour fournir les bases d'informations nécessaires à une prévention et un contrôle des invasions biologiques par une meilleure compréhension des conditions environnementales, sociales, économique et autres ;
- ✓ évaluer et synthétiser les risques et impacts écologiques, sociaux et de santé des principales espèces invasives
- ✓ utiliser les informations relatives à la distribution des espèces invasives et les expériences des États membres pour développer des indicateurs de veille sur ces espèces.

Si la base de données Daisie considère les informations à l'échelle européenne, une base de données existe également à l'échelle mondiale sur ces espèces invasives intitulée « Global Invasive Species Database » (<http://www.issg.org/database/welcome/>), et initiée par la commission de survie des espèces de l'IUCN en tant que contribution au programme international « Global Invasive Species Program » (GISP).

On doit souligner le fait que des financements majeurs sont apportés actuellement au niveau national et européen pour le développement de bases de données et de méta-données de façon compréhensible compte tenu de l'éparpillement des informations. Cependant, cette priorité part d'une perception de la richesse supposée des données existantes : en fait, une majorité de l'information sur les habitats et les espèces marines restent inconnues et une priorité à l'acquisition systématique de données originales serait intéressante. À titre d'exemple, le coût de la cartographie du plateau continental européen est estimée à 900 millions d'euros dans le cadre de la mise en place de la directive cadre sur la stratégie pour le milieu marin – DCSMM-, ce qui pose la question des coûts induits pour de tels inventaires. Par ailleurs, une démarche «sidérée dans l'évaluation de ces données.

À l'échelle nationale, on doit souligner que le système d'information nature et paysage « SINP » ciblant le patrimoine naturel, s'appuie sur la base de données INPN du MNHN [« Inventaire national du patrimoine naturel »], cependant majoritairement sur des données terrestres à ce jour. Un effort collaboratif Ifremer, MNHN-AAMP est

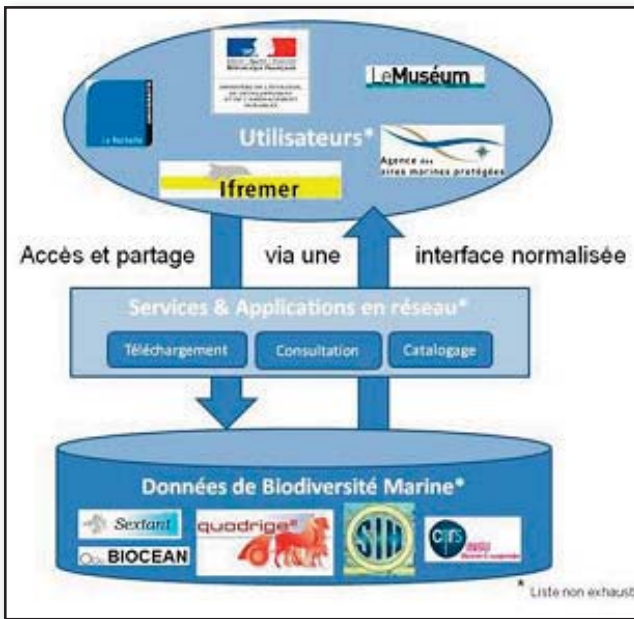


Figure 11
Développement en cours du système d'information "Mer" du SINP inter opérable avec de nombreuses bases de données (Huguet, 2010)

actuellement mené pour développer le système d'acquisition marin, en s'appuyant sur les bases INPN et Quadrigé de l'Ifremer.

- Quadrigé est un composant du système d'information sur l'eau (SIE) et contribue ainsi aux travaux de l'administration en charge des données sur l'eau (Sandre). Ce système d'information est une référence nationale pour les réseaux de surveillance dédiés à l'environnement côtier (RNO, REMI, Réphy, IGO). Il contribue à remplir les obligations nationales vis à vis des directives européennes, notamment la directive-cadre sur l'eau (DCE), aussi bien que les directives en lien avec la santé publique comme les aspects sanitaires sur les zones conchylicoles et de baignades. Le système Quadrigé est maintenant utilisé pour un ensemble de nouvelles applications comme le SINP et la mise en place de la DCSMM.

Les enjeux et les possibilités de ce système sont très variés. L'un des plus importants est la collecte et le stockage des informations issues des réseaux de surveillance dans un contexte de respect des normes internationales et de directive sur l'information (e.g., Inspire). Ce mode de stockage garantit le stockage des données sous des conditions optimales. Les autres enjeux en découlent avec notamment la mise à disposition d'une gamme de données permettant des croisements conséquents d'information. Différentes fonctions du système peuvent être précisées parmi lesquelles :

- lancement et l'intégration de nouveaux réseaux de surveillance (e.g., Rebut, Remora, Morest, Reper, RSL),
- prise en compte de données spatialisées et possibilités de cartographie,
- diffusion des informations et communication vers le grand public,
- échanges de données qualifiées entre le système national (Sandre format) et des partenaires internationaux.

Vitesse de découverte de nouvelles espèces

Du fait d'une fausse perception que la majorité des espèces est déjà connue, l'effort institutionnel en matière d'inventaires faunistiques et floristiques reste limité. En absence de référentiels centralisés, il est difficile d'évaluer le nombre d'espèces couramment décrites. À partir des données de 2002-2003 publiées par Bouchet (o.c.), il apparaît qu'environ 1 600 espèces sont nouvellement décrites par an. Le taux de croissance des espèces décrites par an reflète à la fois la taille du phylum et la taille de la communauté scientifique de taxinomistes qui les étudie (fig. 12). En considérant un taux de synonymie de l'ordre de 10 à 20 %, ce sont entre 1 300 et 1 500 qui sont ajoutées annuellement à l'inventaire marin. Le même auteur note qu'en biodiversité marine, hormis les mollusques, les amateurs avertis contribuent faiblement à la description des espèces marines par opposition au milieu terrestre et d'eaux douces où près de 46 % des nouvelles descriptions européennes en sont issus. Les courbes cumulatives des espèces découvertes en fonction du temps ne tendent pas vers un plateau et sont linéaires pour ce qui concerne les eaux européennes. À titre

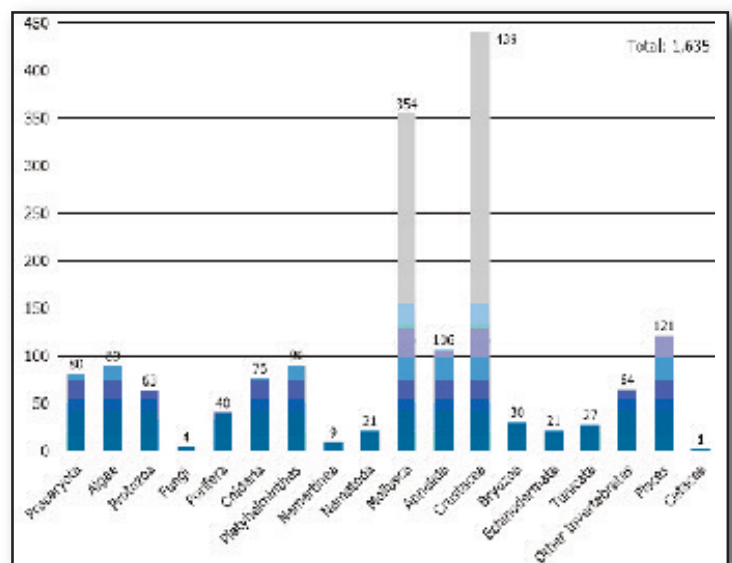


Figure 12
Nombre moyen d'espèces marines décrites en 2002-2003 par groupe taxinomique (Bouchet, 2006).

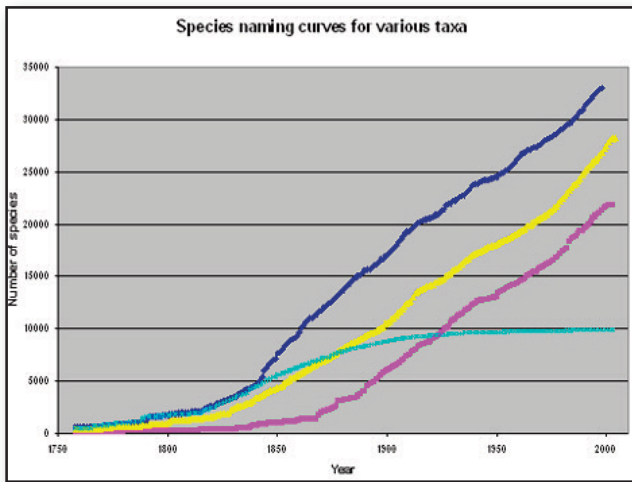


Figure 13

Taux de description d'espèces (bleu : mollusques, jaune: poissons, ; magenta : orthoptères; bleu marine : oiseaux ; Courtoisie par P. Bouchet).

d'exemple, 20 % des espèces de gastéropodes ont été nommées au cours des derniers vingt-cinq ans (fig. 13).

L'entrave taxinomique

La taxinomie est la science qui identifie, décrit, classifie et nomme les espèces vivantes. Cette science devient cruciale pour la gestion de la biodiversité, sa protection, la santé publique, l'agriculture et pour différents aspects de la vie et de la société.

Dans ce contexte, si les données moléculaires, abondantes et peu coûteuses ont révolutionné la phylogénétique et les techniques d'identification, elles n'ont pour autant pas réduit l'importance des techniques traditionnelles. La morphologie, reliant les espèces vivantes aux fossiles, a abouti à des démarches de recherches d'explications et démocratisées la science. Les connaissances en morphologie, très visuelles, sont particulièrement adaptées à la communication. Le besoin de recherches en morphologie a été masqué par les avancées en biologie moléculaire et par le fait que ces chercheurs pouvaient compter sur des centaines d'années d'acquisition de connaissance en morphologie. Cette connaissance est cependant limitée à une fraction des espèces sur terre et sera bientôt épuisée. La réalité est que pour un bon nombre de taxa, hormis quelques uns, la plupart des données sont dépassées et non fiables. De nombreux spécimens représentent des espèces non décrites ou bien encore mal identifiées.

Les pertes de biodiversité à l'échelle globale le sont à un taux jamais égalé du fait des activités anthropiques et plusieurs décisions visent à inverser les tendances (Ob-

jectifs 2010 CBD <http://www.cbd.int/>). La conférence des Parties (COP) de la convention Diversité biologique a demandé un rapport au comité technique (SBSTTA) sur des approches permettant de pallier à la réduction annoncée des taxinomistes et leurs disponibilités pour inventorier et caractériser la biodiversité. Ce manque, identifié par la COP, a été également identifié comme un problème par plusieurs rapports à l'échelle mondiale (House of Lords Report, UK, 1991, 2007; Systematics Agenda 2000, 1994).

Il a été identifié comme « l'entrave de la taxinomie » par l'IUBS/Diversitas car le manque d'expertise en taxinomie empêche les avancées de la recherche en biodiversité dans d'autres secteurs. Au-delà de la seule description, ce manque à l'échelle mondiale limite le développement de corrélations entre le niveau taxinomique et les prédictions d'évolution à partir de leurs caractéristiques. Ce défaut va s'aggraver du fait du vieillissement de cette catégorie de scientifiques et de l'absence de renouvellement par la formation de jeunes chercheurs dans ce domaine. Ce déclin notamment de la formation en université dans ce domaine pose à terme un grave problème.

Les espèces sous pression

Les extinctions d'espèces d'invertébrés marins et estuariens, récentes ou historiques sont rarement présentées dans la littérature. Mais trois éléments suggèrent que les extinctions parmi les invertébrés marins ont été généralement sous estimées :

- ✓ des centaines de taxa n'ont pas été répertoriés depuis les XVIII^{ème} et XIX^{ème} siècles. Ils ont été considérés par les taxinomistes comme « non identifiables », « rares », ou « synonymes » d'autres espèces ;
- ✓ les espèces ont pu disparaître avant même leur description ;
- ✓ le déclin significatif en systématique, biogéographie et histoire naturelle à la fin du XX^{ème} siècle a laissé trop peu de chercheurs pour analyser les extinctions marines (Carlton, 1993).

Dans un autre domaine, l'utilisation des engins de pêche tels que le chalut peut être très destructeur en terme de biodiversité, là où, par ailleurs, le taux d'exploitation n'est pas durable au regard des taux faibles de renouvellement de ces populations (e.g., monts sous-marins ; Morato and Pauly, 2004 ; Alder and Wood, 2004). Les mangroves et les récifs coralliens sont les habitats les plus vulnérables car directement sous pressions anthropiques (e.g., pêcheries, extraction minière, aquaculture) ou encore indirectement (e.g., changement climatique, pollution, eutrophisation). Il

PÊCHERIES, CAPTURES ET PRISES ACCESSOIRES

Les statistiques officielles des productions mondiales de pêche de poissons, coquillages et crustacés portent sur un nombre relativement restreint d'espèces (i.e., cent quatre-vingt-six espèces de poissons) sont identifiées pour les pêcheries pélagiques. Parmi elles, six comptent pour la moitié du volume total des débarquements mondiaux de pélagiques). Un faible nombre d'espèces abondantes induisent des pêcheries viables ainsi 30 % (24 million tonnes en 2007) de l'ensemble des productions par pêche sont composés de seulement dix espèces de poissons. Si les statistiques de pêche donnent l'impression que l'exploitation porte sur quelques espèces (FAO Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service, 2009), la réalité est beaucoup plus complexe dans la mesure où de nombreuses espèces sont capturées mais non débarquées ni comptabilisées compte tenu de leur faible valeur commerciale².

L'exploitation des pêcheries démersales (e.g., « groupers », morues, flétan, baudroie) par les chalutiers qui fournissent moins de 30 % (en volume) des débarquements totaux, est faiblement ou même non sélective, impactant ainsi de nombreuses autres espèces (espèces non ciblées – sur quotas, ou sous taille) ainsi que les habitats. Ainsi les prises accessoires rejetées en mer ne sont pas décomptées dans les statistiques officielles. L'étendue de ces pertes est très difficile (et coûteuse) à estimer quantitativement, et encore plus sur le plan qualitatif.

Selon la première tentative d'évaluation globale - « Alverson assessment » (Alverson *et al.*, 1994) -, les rejets des pêcheries atteindraient des tonnages de l'ordre de 18 à 40 millions de tonnes par an pendant la période de 1980 à 1992 ; une estimation révisée ultérieurement à la baisse aux alentours de 20 millions de tonnes par an (FAO, 1999). La mise à jour par Kelleher (2005) basée sur une approche pêcherie par pêcherie, et couvrant la période 1992-2001, estimait les rejets annuels à 7-8 millions de tonnes, la grande majorité issue de la pêche industrielle. Les crevettes et les pêcheries de poissons démersaux comptaient pour la moitié de la biomasse des rejets (crevettes seuls 27 %), bien que représentant 22 % des débarquements totaux (84 millions de tonnes par an)³. La plupart des études sur les rejets se focalisent sur les rejets des espèces commerciales, et les espèces non commerciales sont largement sous décrites (e.g., les invertébrés comme les éponges, cœlentérés incluant les coraux, les cténophores, les échinodermes, les tuniciers et les crabes, particulièrement dans les pêcheries par drague et chalut). De plus, les engins de pêche tels que les chaluts et les dragues contribuent à la destruction des habitats et à la modification des communautés benthiques. Les synthèses bibliographiques sur le sujet ont été effectuées par Jennings et Kaiser (1998, pp. 208-236), Hall (1999, chapitres 3 et 4), Jennings *et al.* (2001, chapitre 14) et les articles no. 54 à 72 cités dans Hilborn *et al.* (2003).

En synthétisant les informations existantes et les avis à « dire-d'expert », Morgan et Chuenpagdee (2003) ont documenté et classé les impacts collatéraux de différents types d'engins de pêche, selon trois catégories en fonction du score d'impacts: impacts forts (chaluts de fond, filets « gillnets » – dans la colonne d'eau et sur le fond-, et dragues) ; impacts moyens (long lignes – pélagique et de fond-, casiers et pièges) et faibles impacts (hameçons, lignes, senne tournante, et chalutages pélagique). Les auteurs proposent plusieurs solutions pour minimiser et/ou éliminer les impacts négatifs des engins de pêche, notamment par l'utilisation de mesures d'incitation appropriées pour des changements d'engins de pêche vers des engins moins destructeurs causant moins de dommages à la biodiversité marine et aux pêcheries. En premier, le changement d'engins de pêche, une solution qui peut être réalisée soit par un changement d'engins vers ces engins moins destructeurs, ou en éliminant les engins ne pouvant répondre à des critères raisonnables de performance écologique (e.g., remplacer le chalutage par des casiers pour certaines pêcheries de crevettes ou de langoustines). D'autres options de gestion doivent être également considérées: changer les pratiques de pêche (e.g., les méthodes permettant des échappements de dauphins par des modifications des filets comme dans la pêcherie de thons par senne tournante dans le Pacifique Est tropical), des innovations sur les engins de pêche (e.g., lignes permettant d'effrayer les oiseaux pour les pêcheries aux longues lignes), restrictions et zonage géographique de la pêcherie...

Espèces disparues

Les taux d'extinction pour les espèces marines ne sont pas comparables à ceux des espèces terrestres. Seulement quelques douzaines d'espèces sont bien des cas d'extinctions avérées dans le milieu marin (e.g., espèces ayant totalement disparues dans les océans ; Carlson, 1999) : un très faible nombre comparé aux processus terrestre. Connaissant le niveau élevé d'impacts au niveau des océans, cette différence pourrait être interprétée comme une démonstration que les impacts anthropiques restent modérés dans le milieu marin. Cependant, on peut également considérer que la majorité des espèces d'invertébrés marins restent peu décrites même dans des secteurs peu profonds, pouvant aboutir à des extinctions non observées. Ceci pourrait être particulièrement vrai dans des régions du monde où les explorations sont restées limitées. Seulement quelques cas d'espèces marines auraient disparu des océans au cours des trois cents dernières années : douze espèces sont considérées comme réellement éteintes, dont → trois mammifères, cinq espèces d'oiseaux, et quatre mollusques (Carlson, 1999). Dulvy *et al.* (2003) ont produit la synthèse la plus récente dans ce domaine, réévaluant ces premières estimations en précisant le nombre d'espèces disparues à des échelles locale, régionale ou globale. Ces auteurs ont documenté cent trente-trois cas d'études d'espèces animales et végétales (mammifères, oiseaux, poissons, chondrichthyens, échino-

dermes, mollusques, crustacés, annélides, coelentérés et algues). Ce nombre peut être considéré comme sous évalué considérant les méthodes utilisées dans cette étude (e.g., analyses rétrospectives, statistiques de pêches, interviews de pêcheurs). En fait, il apparaît qu'une durée moyenne de cinquante-trois ans existe entre le constat de non observation et la notification de la disparition d'une espèce. Bien qu'il existe de nombreux facteurs pouvant contribuer à une extinction, la surexploitation apparaît comme la principale cause en jeu (55%). Les pertes d'habitat (37%) et les perturbations dues à des espèces invasives sont également deux facteurs responsables important. Les pollutions peuvent perturber les processus de reproduction, les systèmes de maturation sexuelle et les traits de vie des organismes et ceci probablement en synergie avec d'autres facteurs pour réduire la persistance des populations (Jones and Reynolds, 1997). Les pollutions ont été impliquées dans un des cas d'étude d'extinction les plus documentés : l'algue macrophyte Bennett (*Vanvoorstia bennettiana* ; Millar, 2002).

Les extinctions locales concernent les dugongs, les loutres marines, les raies, requins et récifs coralliens (incluant les coraux froids profonds) principalement du fait d'une surexploitation et de l'impact des engins de pêche. Le hareng islandais à ponte printanière ou encore l'ormeau du Pacifique Nord-Est sont également deux exemples d'extinctions.

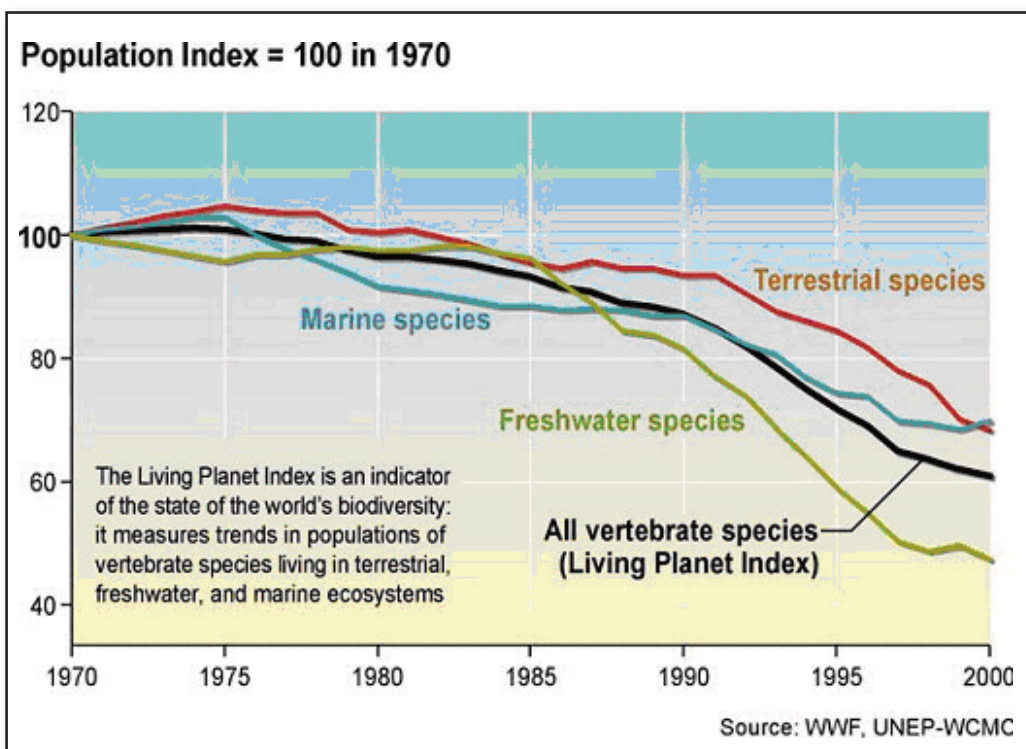


Figure 14
Principales tendances de l'indicateur « Planète Vivante » entre 1970 et 2000.

Pablo del Monte-Luna *et al.* (2007) ont démontré que les calculs de Dulvy *et al.* (2003) étaient parfois surestimés de 50 % pour plusieurs groupes. Plusieurs espèces considérées comme éteintes étaient finalement bien vivantes avec quelques individus observés récemment comme pour la loutre de mer du Pacifique Nord-Est ou encore le dugong le long des côtes chinoises. Les raies comme la raie commune (*Raja batis*) ou la grande raie (*Dipturus leavis*), initialement considérées comme disparues depuis quelques décennies, ont été récemment pêchées ponctuellement dans des zones reculées. Les analyses écologiques afin de quantifier les extinctions marines sont laborieuses et restent difficiles à mettre en œuvre. Plusieurs espèces ont atteint des niveaux si faibles en abondance qu'elles sont peut-être déjà éteintes. Cependant dans le milieu marin, les principales inquiétudes liées à la biodiversité ne sont pas le nombre de cas d'espèces disparues que le nombre d'espèces épuisées qui induisent des changements majeurs et durables du niveau de productivité des écosystèmes marins et des services produits. Ce point est renforcé par l'évolution de l'indicateur de la planète

vivante « Living Planet Index » (fig. 14). Cet indicateur est basé sur un groupe de 3 000 populations de vertébrés représentant plus de 1 100 espèces d'origine terrestre, marine et d'eaux douces (Loh *et al.*, 2005). Il montre que le déclin en abondance est plus important pour les espèces marines que pour les autres catégories. Par ailleurs, il est nécessaire de souligner qu'atteindre le niveau maximum d'exploitation durable « Maximum Sustainable Yield » (MSY) d'une population de poissons - qui est couramment un objectif de gestion de celle-ci - va typiquement réduire la biomasse d'approximativement 50 % comparée à une population non exploitée (i.e., en absence de pêche).

Espèces en danger

Depuis plusieurs années, l'IUCN produit des listes d'espèces disparues, en danger et en situation de vulnérabilité. Quelque soit la précision de ces listes, ces catégories sont maintenant largement reconnues et représentent un outil de gestion utile pour évaluer jusqu'où la biodiversité peut être impactée. En considérant la biodiversité ma-

UNE ESPÈCE MENACÉE EN MER MÉDITERRANÉE (ADAPTÉ DE G. BOEUF *ET AL.*, 2010)

Les scientifiques et les protecteurs de l'environnement s'inquiètent de l'évolution du thon rouge, une espèce emblématique en mer Méditerranée d'intérêt économique et écologique très important. Ce grand prédateur peut dépasser 3 mètres en longueur avec un poids de 800 kg et plus. Une étude récente du centre « Tuna research and conservation center » (Block *et al.*, 2005) a utilisé une technique de marquage afin d'obtenir des informations sur la biologie, la répartition et la dispersion, et leurs voies migratoires entre l'Océan Atlantique et la mer Méditerranée. L'objet était de démontrer les interactions significatives entre ces deux zones, avec des zones d'alimentation commune dans l'Atlantique Nord-Est. Cette espèce fait l'objet d'une exploitation depuis plus de 2 000 ans en mer Méditerranée mais se trouve être surexploitée sévèrement depuis une dizaine d'années (Fromentin et Powers, 2005). La commission internationale pour la protection du thon d'Atlantique « International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna (ICCAT) a déterminé un quota de pêche annuel aux alentours de 30 000 tonnes entre 1998 et 2008 pour la partie atlantique est et la mer Méditerranée. Cependant, ce quota fut loin d'être respecté : les débarquements annuels ont atteint 50 000 tonnes entre 1998 et 2008. Du fait de ce défaut de gestion et de l'évolution des stocks, le comité scientifique de l'ICCAT a recommandé un quota de pêche ne pouvant dépasser annuellement 15 000 tonnes et insista sur le risque d'effondrement de la pêcherie si l'effort de pêche n'était pas réduit significativement. Depuis 2008, la gestion de cette pêcherie s'est améliorée : des contrôles stricts ont été mis en place, la taille légale minimale est passée à 30 kg, et le quota annuel réduit significativement, i.e. respectivement de 28 500, 22 000 et 13 500 t en 2008, 2009 et 2010. Le comité scientifique de l'ICCAT va évaluer si ces mesures sont suffisantes pour un rétablissement de la population, en considérant que les strictes mesures de gestion devront être maintenues pendant au moins une décennie pour retrouver un niveau acceptable pour cette population. L'aquaculture de thon n'est pas considérée comme une alternative durable pour plusieurs raisons incluant notamment les interactions avec le système des quotas de pêche, le manque de contribution à la reproduction de la population lorsqu'elle est captive (e.g., embouche) et un faible taux de conversion (12-20 kg pour un gain de 1 kg – en fait quatre à cinq fois moins efficace qu'en salmoniculture).

rine, on peut constater que ces indicateurs sont faiblement utilisés et essentiellement pour des groupes emblématiques tels que les requins, tortues, coraux, mammifères marins ou oiseaux marins. Ainsi la biodiversité marine reste peu considérée dans le cadre de l'IUCN. Même si des efforts sont régulièrement portés, ils demeurent limités compte tenu de l'importante biodiversité des invertébrés marins et des poissons. Au final, on peut considérer que l'on ne peut pas conclure sur le « bon » ou « mauvais » état d'une grande majorité de la vie marine. En d'autres termes, cela veut dire qu'il est nécessaire de développer des recherches sur ces espèces en commençant prioritairement sur celles subissant les plus fortes pressions (e.g., surpêche, destruction d'habitats côtiers). Un changement drastique de moyens alloués à ce problème est nécessaire pour aborder d'une façon appropriée ce challenge.

Écosystèmes sous pressions

Environnement profond

Avec le développement de nouvelles technologies, les industries comme l'exploitation de gaz et de pétrole, les pêcheries profondes, la bioprospection ou bien encore les activités minières sont en voie d'atteindre rapidement les domaines profonds. Même l'injection et la séquestration de CO₂ dans des réservoirs en milieu profond sont considérées. Ces activités anthropiques, aussi bien que des rejets illégaux en mer de substances toxiques (en dépit de la Convention de Londres), affectent ces écosystèmes profonds. Dans certains cas, ceci apparaît avant même que la biodiversité comme le fonctionnement des écosystèmes ne soient connus. Les perturbations résultant d'activités anthropiques sont particulièrement significatives dans les écosystèmes profonds du fait de la durée de vie des espèces concernées, montrant de faibles taux de croissance, une reproduction tardive, et nécessitant un long processus pour une récupération, et parfois causant des extinctions locales.

L'exploitation minière de nodules polymétalliques est un cas exemplaire. Actuellement, 99 % des extractions minières proviennent des 29 % de zones terrestre. Les stocks de nombreux métaux sont épuisés à un taux supérieur à celui des découvertes de nouveaux gisements, amenant ainsi les entreprises à évaluer le potentiel d'extraction à partir des dépôts de nodules polymétalliques marins, incluant notamment le chalcopryrite [CuFeS₂], qui s'est formé au niveau des sources hydrothermales. La technologie ma-

rine s'est améliorée au point que les ingénieurs sont confiants dans la construction de machines pouvant opérer à plusieurs milliers de mètres de profondeur. Plusieurs avantages existent pour une exploitation des fonds marins tels que l'absence de drainage de fluides acides. La rentabilité économique est également d'intérêt : un grand cargo minier ou une barge sont mobiles et peuvent être déplacés d'un lieu d'extraction à un autre, à la différence des opérations minières à terre. Par ailleurs, les implications juridiques de concessions sont réduites et moins complexes qu'à terre. Cependant, en dépit de ces tendances, il est à ce jour difficile de pronostiquer le potentiel futur pour ces exploitations sur les sites hydrothermaux. Ces conditions dépendent de l'évolution des conditions économiques favorables ou non à l'exploitation marine, à une optimisation de la gestion des minéraux, du recyclage, des substitutions potentielles et des avancées technologiques de l'exploitation minière terrestre, la découverte de nouveaux gisements, et l'évolution des prix des métaux sur les marchés. À titre d'exemple, la société « Nautilus Mineral Corporation » dispose d'une licence d'exploitation attribuée par le gouvernement de Papouasie Nouvelle-Guinée pour l'exploration des dépôts de nodules polymétalliques de tous les systèmes hydrothermaux du bassin d'« East Manus ». La société « Neptune Resources » a demandé une licence d'exploration pour le « Havre Through » au gouvernement de Nouvelle-Zélande. Cette société a récemment fusionné avec « Deep Sea Minerals » dont trois demandes de permis d'exploration sont en cours d'évaluation. au-delà de ces cas d'études, des compagnies françaises ont pour objectif d'évaluer le potentiel minier autour des îles de Wallis et Futuna dans l'océan Pacifique. Par ailleurs, plusieurs sites hydrothermaux font maintenant l'objet de protection sous la réglementation du « National Protection » au Canada et au Portugal.

Changement climatique

L'océan est un environnement dynamique évoluant sous les pressions anthropiques induisant des changements rapides des caractéristiques des écosystèmes sur le plan physique, chimique et biologique, et ceci à une échelle similaire aux grands événements géologiques passés. Les études récentes ont confirmé que l'augmentation des concentrations des gaz à effet de serre fait évoluer les systèmes océaniques vers des conditions non observées depuis des millions d'années, avec un risque accru de transformations écologiques soudaines et non linéaires. (Hoegh-Guldberg et Bruno, 2010). Dans la mesure où la vie dans les océans est intimement connectée à son en-

vironnement physique, il apparaît essentiel de compléter les informations manquantes dans la compréhension du fonctionnement dynamique de la biodiversité en lien avec le changement climatique.

• Dynamique des changements environnementaux

Globalement, les températures moyennes ont augmenté de $\sim 0.2^{\circ}\text{C}$ par décennie au cours des trente dernières années (Hansen *et al.*, 2006), la plupart de cette énergie supplémentaire étant absorbée par les océans. De fait, les estimations de contenu de chaleur dans la couche des 700 m des océans - obtenues par mesure depuis les années 1950s- montre une tendance croissante, avec des variations annuelles et inter-annuelles qui se superposent à celle-ci (Bindoff *et al.*, 2007). Cette augmentation thermique des océans est le compartiment le plus large sur terre de stockage d'énergie (continents, atmosphère, couvertures glacières et glaces de mer), et compte pour plus de 90% des augmentations thermiques du système terrestre au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle. Selon des estimations récentes (Levitus *et al.*, 2009, fig. 15), le contenu thermique des sept cents premiers mètres des océans a augmenté de 16×10^{22} J depuis 1969,

avec une température moyenne qui s'est accrue de $0,17^{\circ}\text{C}$ pour les couches supérieures au cours des quarante dernières années. La distribution géographique de cette tendance linéaire n'est pas uniforme dans l'espace, l'augmentation la plus importante ($0,4^{\circ}\text{C}$) se situant en Atlantique Nord. La figure 15 montre le réchauffement océanique aux différentes échelles : globale, à l'échelle des eaux européennes et à l'échelle régionale (golfe de Gascogne).

Globalement, les eaux de surfaces océaniques en mai 2010 ont été les plus chaudes après 1998 pour un mois de mai, avec une température de $0,55^{\circ}\text{C}$ supérieure à la moyenne du XX^{ème} siècle de $16,3^{\circ}\text{C}$ (NOAA-NCDC Global analysis Report⁴). au-delà de la seule expansion thermique, les eaux de fonte et de ruissellements issues des glaciers terrestres et des couvertures polaires (donc une augmentation du niveau de la mer, Nicholls et Cazenave, 2010), une augmentation de l'intensité des tempêtes (Knutson *et al.*, 2010), le réchauffement des couches de surface des océans induisent une plus grande stratification de la colonne d'eau, réduisant ainsi les mélanges dans certaines zones océaniques, et de fait, affectent la disponibilité en éléments nutritifs et donc la production

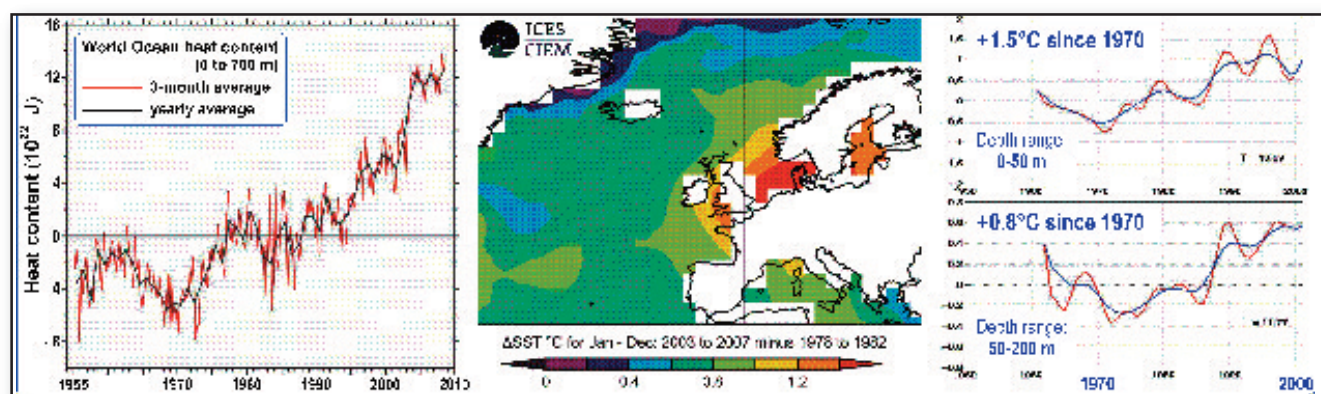


Figure 15

Encadré gauche: séries temporelles du contenu thermique des océans (10^{22} J) à l'échelle globale (courbe noire) et saisonnière (courbe rouge) pour la couche 0-700 m durant la période 1955-2008. Les 2 courbes montrent une déviation vis à vis de la période de référence à partir de 1955. Pour la période 1969-2007, la tendance annuelle linéaire explique 85% de la variance, et le contenu thermique équivalent pour la couche 0-700m, est de $\sim 16 \times 10^{22}$ J (Levitus *et al.*, 2009, voir également http://www.nodc.noaa.gov/OC5/3M_HEAT_CONTENT/). Encadré du milieu: tracé des différences au niveau des températures des eaux de surface (« SST ») au cours de la période 2003-2007 et 1978-1982. Les variations inter-annuelles et décennales se surimposent au réchauffement général de la partie Nord-Est Atlantique au cours des trente dernières années (e.g., AMO – oscillation atlantique multidécennale) – avec une amplitude deux à trois fois supérieure au changement à long terme du XX^{ème} siècle. Le réchauffement le plus élevé est observé en mer du Nord, et le plus faible en golfe de Gascogne et Espagne de l'Ouest du fait de l'influence de l'upwelling (source: ICES Coop. Res. Rep. No. 293, 2008; valeurs SST issues de la base de données International Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set –ICOADS). Encadré de droite : Anomalies thermiques inter-annuelles moyennes en golfe de Gascogne (43°N - 50°N , 12°W - 1°E) et en fonction de 2 couches (0-50 m et 50-200 m). Un fort réchauffement de $0,2^{\circ}\text{C}$ par décennie pour la période de 1965-2004 est apparent de la surface à 200m de fond. Ce réchauffement est approximativement deux fois plus rapide que sur l'ensemble Nord Atlantique. Depuis le début des années 1970s, l'augmentation thermique est plus forte sur les 20 dernières années ($\sim 0.3^{\circ}\text{C}/\text{décennie}$ entre 0 et 100 m, de 1986 à 2005 ; d'après Michel *et al.*, 2009).

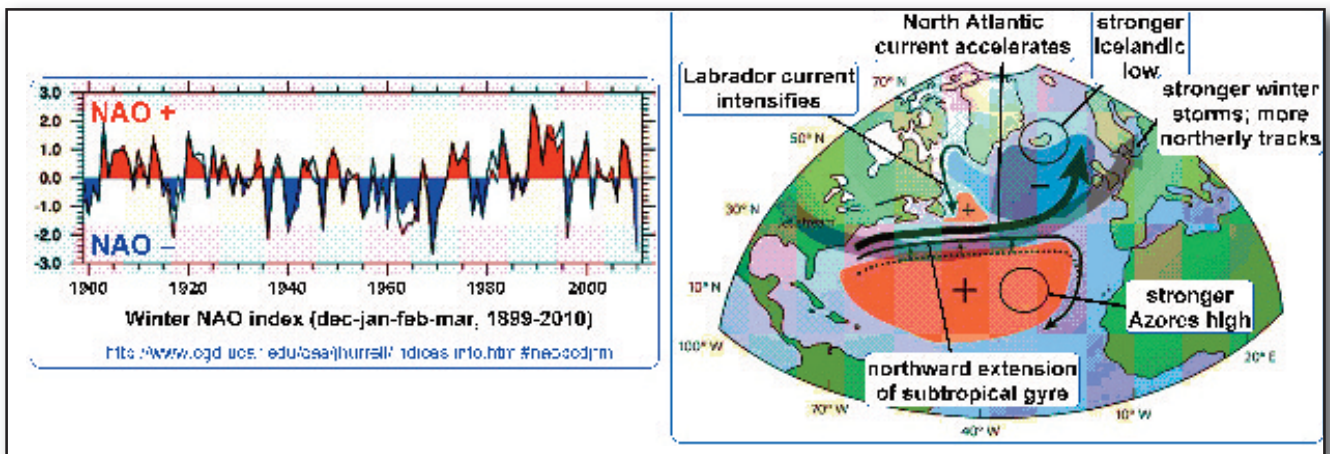


Figure 16.

Évolution des anomalies de la NAO, un dipôle nord-sud de différence de pression. Encadré gauche: index hivernal de la NAO, défini comme la différence entre la moyenne normalisée de pression entre les Açores et l'Islande. Encadré de droite: (de Gruber, 2009): dans sa phase positive (NAO+, i.e., un plus fort gradient de pression entre les Açores et l'Islande), les processus couplés de météorologie et océanographiques accroissent le transport d'eaux chaudes et salées avec de faibles concentrations en carbone du nord à l'est, et de façon simultanée, celui d'eaux plus froides et moins salées avec de fortes teneurs en carbone de l'Arctique vers le gyre subpolaire. La NAO a montré une variabilité très importante au cours des 110 dernières années, avec dernièrement sur les deux dernières décennies du XX^{ème} siècle, des températures plus élevées contribuant au réchauffement observé sur l'hémisphère nord.

La commission Ospar (<http://www.ospar.org/>) a produit les documents sur les effets du changement climatique sur l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est. Le tableau 3 résume les vues de la commission sur les changements physico-chimiques.

primaire⁵. Les concentrations en oxygène en zones côtières vont probablement diminuer, comme il est déjà observé dans les zones mortes d'eutrophisation (Diaz et Rosenberg, 2008). Les impacts les plus remarquables du réchauffement climatique sont apparus dans les océans polaires où les températures (Levitus *et al.*, 2009) et l'acidité (Fabry *et al.*, 2009) augmentent deux fois plus que la moyenne⁶.

La distribution inégale du réchauffement impacte également fortement les comportements des courants océaniques, *e.g.*, induisant des changements dans les écosystèmes sur le long terme et à grande échelle dans les océans mondiaux, des décalages de régimes des écosystèmes (Andersen *et al.*, 2008), et des synchronies associés à ces changements (Alheit et Bakun, 2010). Ces changements ont le potentiel d'influencer fortement de nombreux processus écologiques et par voie de conséquence, la distribution spatio-temporelle et l'abondance des espèces comme le démontrent les impacts de la variabilité de l'oscillation nord-atlantique (ONA ou « NAO ») depuis quelques décennies, une caractéristique climatique de variabilité sur l'hémisphère Nord (Marshall *et al.*, 2001, Hurrell et Deeser, 2010). Les changements des tendances de la NAO sont associés à des changements dans les tempêtes (nombre, intensité, voies de déplacement), reflé-

tant des changements profonds dans les transport et convergence de l'humidité de l'air et donc des processus d'évaporation et de précipitations. Les fluctuations des températures de surface SST - et probablement les couches mixtes - sont également corrélées avec la force de la NAO (fig. 16). Plusieurs synthèses ont souligné la diversité des types de réponses écologiques que les différents groupes biologiques pouvaient adopter en réponse aux phases alternatives de la NAO, - dans la mesure où les séries temporelles de longue durée sont disponibles comme pour le plancton et les espèces de poissons exploitées (*e.g.*, Greene *et al.*, 2003, Stige *et al.*, 2006, voir également Kimmel et Hameed, 2008).

• **Évidence des changements de répartition géographique et d'abondance des espèces marines.**

Le CIEM a réalisé une méta-analyse des effets potentiels en réponse aux changements des températures de surface dans la région maritime d'Ospar (Tasker, 2008; voir également les méthodes utilisées par Rosenzweig *et al.*, 2008). Les résultats (tab. 4) montrent que les changements d'aires de répartition et d'abondance et autres caractéristiques (*e.g.*, phénologiques) sont cohérents avec les effets envisagés du climat dans 77 % des 288 cas d'études (83, 85, 100 et 20 cas pour le zooplancton, le

Tableau 3.

Simulation vs. observation des effets du changement climatique sur les caractéristiques physico-chimiques de l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est (région maritime d'Ospar) (d'après Christophersen et al., 2009).

Impact	What might happen?	What has been observed?
Increased sea temperatures	Warming in all OSPAR areas but with strongest warming in <u>Region I</u>	<u>Regions I-IV</u> have warmed since 1994 at a greater rate than the global mean warming most evident in <u>Region II</u>
Reducing sea ice	Region I: sea ice may disappear in the summer in coming decades	Region I: extent of sea ice has decreased in recent decades
Increased freshwater input	<u>Region I</u> : 10-30% increase in annual riverine input by 2100 with additional inputs from the melting of land-based ice. Regional precipitation is difficult to project but Region IV and the southern part of Region V may experience decreases in precipitation	<u>Region I</u> : the supply of freshwater to the Arctic appears to have increased between the 1960s and the 1990s
Changed salinity	<u>Region I and V</u> : the Atlantic ocean north of 60° might freshen during the 21st century	Freshening in the deep waters of <u>Regions I and V</u> over the last 4 decades of the 20th century
Slowed Atlantic overturning circulation	Slowdown of circulation in 21st century is very likely	Monitoring is now in place that will be able to observe long term change in the Atlantic Overturning Circulation
Shelf sea stratification	<u>Regions II and III</u> : shelf seas may thermally stratify for longer, and more strongly but in the same locations	<u>Regions II and III</u> : some evidence for earlier stratification in recent years and onset of the associated bloom
Increased storms	Projections of storms in future climate are of very low confidence	<u>Regions I - V</u> : severe winds and mean wave heights increased over the past 50 years, but similar strength winds were also present in earlier decades
Increased sea level	Between 0.18 and 0.59m by 2100 mostly through thermal expansion and noting high uncertainty at the upper range due to ice sheet processes. A rise of 2m in a century cannot be discounted as a possibility based upon past change	Global sea level rose on average at 1.7mm/yr through the 20th Century. A faster rate of sea-level rise was evident in the 1990s
Reduced uptake of CO₂	Dependent on water temperature, stratification and circulation	North Atlantic: reduced flux of CO ₂ into surface waters in 2002-2005 compared with 1994-1995
Acidification	During the 21st century ocean acidity could reach levels unprecedented in the last few million years with potentially severe effects on calcareous organisms	Global: average decrease in pH of 0.1 units since the start of the industrial revolution
OSPAR maritime regions – Region I: Barents Sea, Greenland and Iceland Seas, Norwegian Sea – II: North Sea, English Channel – III: Celtic Seas – IV: Bay of Biscay and western Iberian coast – V: wider Northeast Atlantic (boundary lines: 42°W and 36°N, encompass the Azores Archipelago)		



benthos, les poissons et oiseaux). La majorité des cas est issue de la région II d'Ospar (Manche, mer du Nord), mais aucun en provenance de la région V. De façon similaire, les informations disponibles n'ont pas permis d'inclure dans l'analyse le phytoplancton et les organismes de bas niveau trophique.

Le choix *a priori* des changements envisagés à attribuer aux effets du changement climatique était basé sur les informations concernant les aires de répartition des espèces en relation avec la température et les autres variables. Il est ainsi envisagé que le réchauffement soit responsable d'un glissement vers le nord des distributions d'espèces de la zone maritime Ospar, les changements en abondance étant dépendant de la position de l'espèce à proximité de sa limite chaude ou froide de sa répartition. Les poissons représentent le groupe ayant le plus d'informations disponibles. D'un point de vue com-

mercial, plus de la moitié des changements observés sont en cohérence avec les réponses prévues vis à vis du changement climatique. Les preuves de changement de répartition des espèces de poissons et leur abondance sont très nombreuses, la plupart étant issues des régions I et II (tab. 4), et sont cohérentes avec celles envisagées (i.e., un glissement vers le nord avec une répartition plus profonde, et une augmentation et décroissance respectivement pour les parties nord et sud de leur répartition). Objectivement, ces changements ne peuvent être attribués de façon non équivoque aux seuls effets du changement climatique car les impacts de différents facteurs sont combinés, en particulier ceux de la pêche. Cependant, une large part des changements en abondance sont corrélés aux nouvelles limites de distribution d'espèces élargissant leur aire de répartition. La plupart des informations sur le plancton est issue des séries spatio-tem-

Tableau 4

Détection des effets du changement climatique sur les organismes marins dans la partie Nord-Est Atlantique (régions Oskar regions, première colonne). Le codage de couleur représente les pourcentages de changement qui étaient en cohérence avec les directions envisagées du fait du changement climatique (bleu ciel: ← 50 % ; orange: 50 to 75 % ; rouge: → 75 %). Le numérateur des ratios (colonnes 2 à 9) indique le nombre de cas pour lequel le changement était (en distribution, abondance, ou autres) dans la direction envisagée – où le dénominateur est le nombre de cas où le changement était dans n'importe quelle direction. Globalement, l'hypothèse nulle (H0: changements sont également répartis dans toutes les directions) est rejetée. D'après Tasker et al., 2008.

OSPAR region	Zooplankton			Benthos		Fish		Seabirds	Ratio: # expected to total	change in expected direction (%)
	distribution	abundance	other	distribution	abundance	distribution	abundance	Distribution and abundance		
I	4:4	1:1				2:2	8:13	5:7	20:27	74 %
II	3:3	4:9	61:61	26:40	21:32	33:42	10:15	6:10	164:212	77 %
III						8:9	11:12	1:3	20:24	83 %
IV	1:1	4:4		9:13		2:2	3:5		19:25	76 %
exp./ tot.	8:8	9:14	61:61	35:53	21:32	45:55	32:45	12:20	223:288	77 %

porelles de la surveillance du « Continuous Plankton Recorder » (CPR) (Hays et al., 2005).

Acidification des océans : le problème du CO₂

L'acidification des océans qui se traduit par une diminution d'environ 0,1 unité de pH des eaux de surface des océans depuis 1800, résulte d'une absorption nette du gaz carbonique atmosphérique. Des séries temporelles de mesures de pH montrent distinctement une tendance décroissante de 0,017 à 0,02 unités de pH par décennie, avec une décroissance plus rapide aux fortes latitudes. Une large proportion de CO₂ émise par les activités humaines est captée par les océans ce qui a déjà induit des changements significatifs de ses propriétés chimiques. Par exemple, le CO₂ stocké dans les océans compte pour environ 50 % du CO₂ émis par la combustion des fuels fossiles et de la production de ciment depuis la période pré-industrielle. La pression partielle p(CO₂) dans l'atmosphère a augmenté depuis les années 1800 d'un niveau d'environ 280 ppm à 380 ppm dans les années 1970, et approche maintenant les 390 ppm (Sabine et al., 2004). Une fois le CO₂ capté dans les eaux océaniques de surface, plusieurs processus non linéaires et inter corrélés contrôlent les flux de carbone. Au-delà des processus d'advection et de mélange des masses d'eaux, deux processus biologique et physique modifient les mécanismes de base qui déterminent les gradients de concentration de la surface au fond : la « pompe de solubilité » et la « pompe biologique » ; cette dernière combinant la pompe de carbone organique et la contre - pompe en CaCO₃. La pompe de solubilité abiotique conjugue l'augmentation de l'accroissement de la solubilité en CO₂ à basse température avec la plongée des eaux froides - la

formation des masses d'eaux profondes - à forte latitude. La pompe biologique transporte le carbone organique fixé par la photosynthèse de la surface des océans vers les

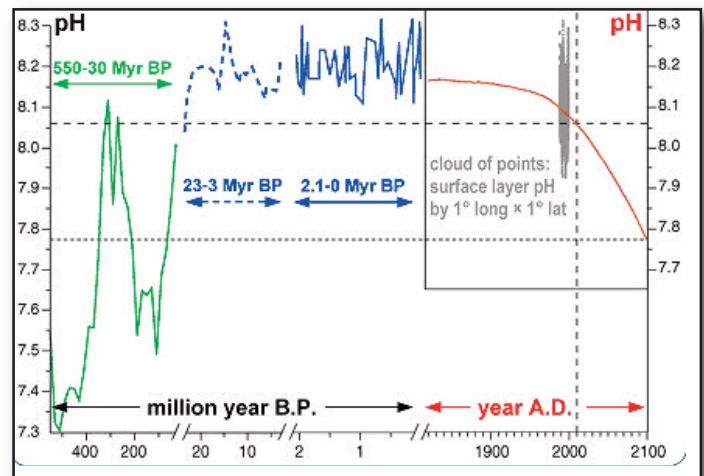


Figure 17

Évolution des tendances passées et futures du pH océanique. Les niveaux pouvant être atteints à la fin du XXI^{ème} siècle apparaissent comme sans précédent au cours des 40 millions d'années passées. Courbe verte : simule les valeurs de paléopH pour les 550-30 millions d'années précédant la période actuelle (BP) (simulation d'un modèle couplant les cycles de carbone atmosphère-océan-sédiment). Ligne bleue pointillée et ligne bleue continue: respectivement reconstructions à partir des isotopes du bore chez les foraminifères pour la période 23-3 millions d'années BP et pour la période des derniers 2.1 millions d'années (BP). Encadré : (1800) et le future proche (2100) du pH des eaux de surfaces océaniques (courbe rouge), à partir de données historiques (1820-2000) et selon le scénario A2 IPCC d'émission. Le nuage de points gris montre pour tous les « 1° latitude x 1° longitude » des eaux de surface (50 m), les valeurs actuelles de pH dans les océans (Pelejero et al., Tree, 2010).

profondeurs, ceci contrecarrant les échanges air-eau en CO_2 lorsque le matériel coquillier du plancton calcifié coule en profondeur (Denman *et al.*, 2007). D'après le GIEC (2007), la pression atmosphérique en CO_2 ($p(\text{CO}_2)$) va continuer à croître au cours des prochaines décennies jusqu'à atteindre 700 ppm (scénario A1B), à plus de 900 ppm (scénario A1FI) à échéance 2100. Le pH moyen des eaux de surface des océans, actuellement légèrement alcalin (valeur actuelle de 8,1) pourrait descendre à 7,7 à la fin du $\text{XX}^{\text{ème}}$ siècle (équivalent à une augmentation de deux à cinq fois des concentrations en ions H^+). Selon les paléo reconstructions à partir des ions de bore chez les foraminifères (B/Ca ratio), les projections de réduction de pH des eaux de surface océaniques équivaldraient à des perturbations trois fois supérieures aux modifications déjà enregistrées sur terre lorsque le climat terrestre a oscillé pendant les périodes cycliques de glaciation et d'inter glaciation (dernières ~ 2 millions années), et se déroulera pendant une période bien plus courte (fig. 17).

Avec des océans devenant plus acides, l'état de saturation Ω du carbonate de calcium CaCO_3 décroît progressivement à 3. De plus, l'horizon de saturation en CaCO_3 (la profondeur d'eau à laquelle la saturation $\Omega = 1$, et jusqu'à la zone où le CaCO_3 peut s'accumuler va devenir moins profonde. Le carbonate de calcium précipite sous la forme de structures cristallines de différents degrés de stabilité (du plus au moins thermodynamiquement stable: calcite, aragonite et calcite de magnésium), poussant ainsi l'horizon de saturation de calcite à une plus grande profondeur que celui de l'aragonite). Dans les décennies à venir, l'horizon de saturation de l'aragonite va atteindre la surface des océans (fig. 18). À la fin du $\text{XXI}^{\text{ème}}$ siècle, les eaux de surface de l'océan austral (latitude $\rightarrow 60^\circ\text{S}$) et de quelques zones dans le Pacifique Nord (latitude $\rightarrow 50^\circ\text{N}$) seront sous-saturées ($\Omega_{\text{arag}} < 1$).

• Effets biologiques et écologiques

Bien que l'amplitude de l'acidification des océans puisse être raisonnablement bien prévisible, la compréhension actuelle des réponses de la biodiversité marine face à ces changements n'est encore que balbutiante. Par exemple, la concentration en CaCO_3 et l'état de saturation sont largement considérés comme déterminant les taux de calcification, mais le processus de calcification se déroule rarement directement au niveau de surfaces exposées aux eaux marines chez les ectothermes métazoaires marins. Leurs cellules sont entourées d'un liquide extracellulaire (sang, fluide coelomique, hémolymphe) qui

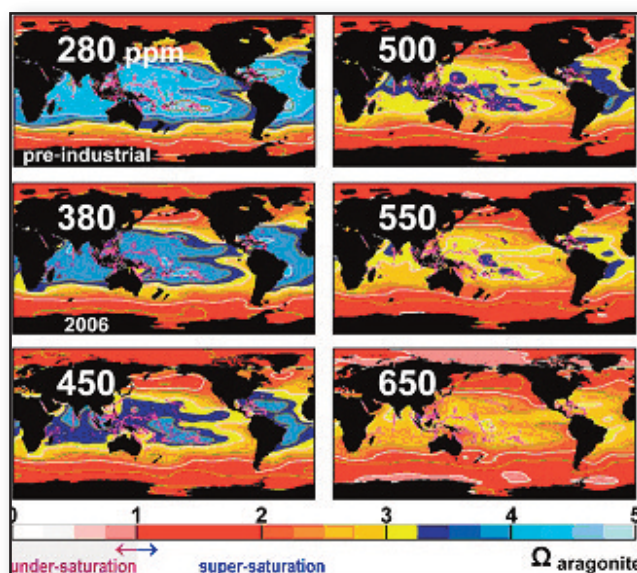


Figure 18
Changement de l'état de la saturation en aragonite Ω_{arag} distribuée sur la surface des océans pour différents niveaux de concentration en CO_2 (valeurs en ppm au coin gauche de chaque figure) du passé, présent et futur. Les cartes soulignent la réduction majeure en zone de couleur bleue ($\Omega_{\text{arag}} \rightarrow 3.25$), où la presque totalité des communautés peu profondes des récifs coralliens (situations marquées en points roses) se développe normalement aujourd'hui (d'après Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

isole relativement les épithéliums (de branchie, de tube digestif, de néphridie) de l'eau de mer à travers duquel les transports d'ions établissent un environnement favorable à la calcification. Les effets de l'état de saturation en CaCO_3 sont donc modifiés par une « machinerie » de régulation acido-basique opérationnelle au niveau des cellules épithéliales (ionocytes).

Les premières études étaient principalement focalisées sur les organismes calcificateurs (pluri- et unicellulaire), dans la mesure où plusieurs d'entre eux précipitaient le carbonate de calcium soit sous une forme de calcite (e.g. coccolithophoridés, foraminifères, échinodermes, divers crustacés), ou d'aragonite (e.g. coraux tropicaux et froids, ptéropodes), les deux formes étant présentes chez les coquillages. « Haute Mg calcite » est détectée chez les algues encroûtantes des coraux « crustose coralline », les foraminifères benthiques, les bryozoaires et les échinodermes. La plupart des études résulte d'expérimentations *in vitro*, en bacs ou mésocosmes en utilisant différents protocoles (qui pour partie ne sont pas conçus pour évaluer les effets de l'acidification des océans) et laissent une large part d'inconnu en ce qui concerne les réponses des organismes et des écosystèmes. Par ailleurs, les études expérimentales sont limitées en capa-

cité pour fournir des perspectives sur le long terme des adaptations des communautés biologiques face aux changements environnementaux globaux. Ces derniers impliquent notamment des effets synergiques entre les modifications de pH, de température, et de concentration d'oxygène dans les océans.

L'intérêt scientifique pour ces aspects s'est accru au cours des cinq dernières années comme l'indique plusieurs synthèses bibliographiques (e.g., Rapport 2005 de la Royal Society, le numéro spécial de 2008 dans *Marine Ecology Progress Series* coordonné par Vézina et Hoegh-Guldberg, rapport CIEM 2008 édité par Fernand et Brewer, synthèse 2009 du secrétariat de la convention Diversité biologique) et par des objectifs généraux de grands programmes de recherche (e.g., the EU FP7 Integrated Project Epoca – projet européen sur l'acidification des océans initié en juin 2008).

Le phytoplancton marin a reçu une attention toute particulière, du fait de la diversité du groupe et de sa contribution pour la moitié de la production primaire mondiale, fournissant 99 % de la matière organique disponible pour la chaîne alimentaire marine et qui dirige la pompe biologique. Pour réduire le risque de limitation du carbone (du fait des faibles affinités de l'enzyme « Rubis CO » pour son substrat CO₂), de nombreuses microalgues disposent de mécanismes concentrateurs de CO₂ (complexes CCMs); CO₂ et pH réduits vont donc avoir des effets directs relativement limités sur la photosynthèse des diatomées marines et vont même favoriser la productivité des cyanobactéries fixatrices de N₂ des genres *Trichodesmium* qui forment des efflorescences.

Des exceptions existent pour un petit nombre d'espèces de coccolithophoridés étudiés, qui peuvent parfois bénéficier de l'augmentation de la concentration de CO₂ atmosphérique (Rost *et al.*, 2008). Au-delà de la carbonation des océans, l'augmentation thermique va renforcer la stratification de surface des océans et par là même, réduire les apports de nutriments vers les couches plus profondes, alors que la réduction de la couche supérieure va accroître la disponibilité en lumière. Les effets globaux sur la productivité phytoplantonique va varier en fonction des provinces biogéographiques, en réduisant probablement la productivité en zone tropicale et des latitudes moyennes.

Pour ce qui concerne les métazoaires ectothermes, la majorité des travaux soulignent la sensibilité des espèces calcificatrices à l'acidification des océans (Doney *et al.*, 2009). La calcification joue différents rôles: i.e., stabilisation de la forme du corps et des fonctions, protection

contre les prédateurs ou – dans le cas des coraux – construction de récifs et d'habitats spécifiques. Comme indiqué préalablement, les fluides extracellulaires représentent le premier compartiment affecté par les changements physico-chimiques de la mer. Alors que les processus de régulations ioniques des épithéliums semblent similaires des taxa de poissons aux invertébrés, les sensibilités diffèrent largement au niveau individuel. La sensibilité au CO₂ est probablement la plus élevée chez les invertébrés marins inférieurs (e.g. échinodermes, bryozoaires, cnidaires, mollusques bivalves), non pas du fait qu'ils soient calcificateurs mais du fait de leurs caractéristiques d'animaux sessiles, organismes hypométaboliques disposant d'un faible contrôle de leur pH extracellulaire. À l'opposé, la sensibilité est réduite chez les physiotypes à fort métabolisme (e.g., poissons téléostéens, céphalopodes, brachyours crustacés) qui ont besoin de mécanismes efficaces de transport d'O₂ et de CO₂ pour maintenir leur comportement actif. A ce niveau, le futur des récifs coralliens, aussi bien que le peu d'information sur la tolérance en hypercapnie des premiers stades de développement (gamètes, zygotes, stades de division) des animaux marins posent de réelles questions (Atkinson et Cuet, 2008; De'ath *et al.*, 2009; Pörtner, 2008; Melzner *et al.*, 2009). Globalement, le différentiel compétitif en fitness des différentes espèces peut induire des changements majeurs de biodiversité et à terme, une restructuration des écosystèmes. L'étendue de tels changements est à ce jour inconnue.

• Effets rétroactifs et points de déséquilibre

Des scénarios réalistes des impacts de l'acidification sur la biodiversité marine nécessitent une analyse intégrée qui tient compte des effets croisés du pH, de la température, des déficits d'oxygène dans la mesure où ces facteurs – parmi d'autres – changent de façon concomitante (Pörtner et Farrell, 2008; Riebesell *et al.*, 2009). Plusieurs effets rétroactifs et points de déséquilibre dont l'identification et la compréhension seraient cruciales pour pouvoir anticiper les changements de la dynamique de biodiversité à venir, sont présentés ci dessous :

- l'augmentation de la pression atmosphérique en gaz carbonique p(CO₂) conduit à une augmentation thermique des eaux de surface (SST), qui peut impacter significativement la capture océanique du CO₂ aux fortes latitudes du Nord Atlantique, où les salinités réduites associées à de plus fortes températures (SSTs), peuvent empêcher la formation des masses d'eaux profondes et fragiliser la circulation océanique Nord Atlantique. Les impacts glo-

baux sur la pompe de solubilité seraient une réduction de la capture océanique du carbone dont l'amplitude reste incertaine.

- les effets de l'augmentation atmosphérique en $p(\text{CO}_2)$ concernent également la réduction des ions carbonates CO_3^{2-} dans les eaux de surface des océans. L'effet rétroactif négatif est la réduction de la capacité tampon du système océanique en CO_2 . Au terme du XXI^{ème} siècle, la capacité d'absorption du CO_2 émis serait atténuée à moins d'un tiers de sa capacité de la période pré-industrielle.

- La pompe biologique sera directement impactée de plusieurs façons directes et indirectes par les changements physico-chimiques des océans. À partir de nos connaissances actuelles, les effets sur son efficacité seront négatifs comme positifs. Une réduction des apports de nutriments de la couche de surface peut stimuler un changement des grandes diatomées vers de petites espèces de flagellés et de cyanobactéries, élargissant ainsi la chaîne alimentaire océanique d'un ou deux niveaux trophiques supplémentaires. Du fait du faible rendement de transfert énergétique d'un niveau à un autre, ce glissement réduirait les transferts des producteurs primaires aux grands prédateurs océaniques. En accélérant les processus hétérotrophiques par rapport aux auto-trophiques, le réchauffement des océans pourrait induire un décalage dans la chaîne alimentaire pélagique vers un niveau plus faible de transfert énergétique, affaiblissant ainsi les productions halieutiques (avec des blooms de méduses favorisés, Richardson *et al.*, 2009). Ces changements pourraient également altérer qualitativement et quantitativement les flux de nourriture détritique des couches de surface vers les grands fonds, impactant substantiellement la biodiversité des écosystèmes abyssaux (Smith *et al.*, 2008).

- La sous-saturation en aragonite dans les eaux de surface de haute altitude est envisagée à une échelle locale d'ici une à trois décennies, et devenir plus systématique avec l'augmentation concomitante en $p(\text{CO}_2)$ (fig. 18). La période hivernale de sous saturation est particulièrement importante pour des groupes de mollusques pélagiques à coquille aragonite que sont les ptéropodes thécosomes du genre *Limacina*, dans la mesure où ils représentent une composante clé reliant les niveaux trophiques inférieurs aux top prédateurs dans la chaîne alimentaire en zone polaire (MaccNeil et Mearns, 2008). De façon similaire, un autre point de déséquilibre peut être atteint pour les eaux de surface en zone tropicale ($p(\text{CO}_2)$ atmosphérique ~ 450 ppm et une augmentation thermique

moyenne de ~ 2°C) avec un effondrement fonctionnel des structures de récifs coralliens associés à des impacts écologiques significatifs : pertes de plusieurs dizaines de milliers d'espèces peuplant ces récifs coralliens, des pertes de protection résultant des récifs, et des pressions accrues sur les communautés de plantes aquatiques et de mangroves sans oublier les impacts socio-économiques induits.

Caractéristiques spatiales de la biodiversité marine

La biodiversité marine n'est pas répartie de façon homogène dans les océans : elle est plus représentée dans les domaines benthiques que dans le domaine pélagique, et dans le domaine côtier plutôt qu'en haute mer ; avec des exceptions notables comme la faune associée aux monts sous-marins ou aux récifs coralliens. Ainsi avec seulement 600 000 km² occupés par des récifs coralliens (seulement 0,2 % de la surface des océans), ils constituent un habitat pour 93 000 espèces, représentant un tiers de toutes les espèces marines (Bouchet et Cayré, dans : Cury et Morand, 2004).

Les monts sous-marins contiennent de nombreuses espèces inconnues souvent associées à un mont sous-marin en particulier, isolé dans de vastes régions non productives (la surface cumulée des monts sous-marins dépasse celle des plateaux continentaux). Au niveau mondial, ces monts sous-marins constituent la dernière zone pour un développement futur de pêcheries, mais également pour l'exploration de la biodiversité.

Caractéristiques à grande échelle (vicariance et endémisme)

Quelles sont les grandes caractéristiques de la distribution spatiale de la vie marine ? La question n'est pas nouvelle et a été abordée par de nombreux scientifiques depuis le milieu des années 1800, avec parmi eux les fameux Darwin, Wallace et de Candolle. On sait que la vie n'est pas répartie de façon homogène, ni distribuée de façon aléatoire sur terre : des gradients latitudinaux en altitude (incluant la profondeur), des « points chauds » de biodiversité, de l'endémisme... On sait par ailleurs que la faune d'Atlantique Sud diffère de celle du Pacifique Sud. À une plus petite échelle (voir la section sur les habitats), les études en écologie mettent en relation le succès d'espèces ou de communautés avec des déterminants physiques, chimiques ou encore biologiques. L'objectif est

alors d'identifier la nature de ces processus déterminants la distribution locale de la vie. Mais, au-delà de ces facteurs locaux, la répartition spatiale de la vie est également héritée de l'histoire des clades et l'histoire géologique de la terre. Ces paramètres combinent leurs effets avec ceux des facteurs locaux pour délimiter les patrons biogéographiques aux différentes échelles imbriquées, avec une corrélation positive entre l'influence plus marquée de la contingence historique et les plus grandes échelles (Ricklefs, 2004). Dans ce contexte, la *macroécologie* est plus qu'une simple remise à jour de la biogéographie (Brown et Maurer, 1989 ; Brown, 1995 ; Gaston et Blackburn, 2000). La macroécologie a pour but de modéliser de grandes échelles de patrons biogéographiques en relation avec des entités biologiques comme des populations, des espèces, des communautés, des clades, mais également des abondances, des traits de vie, des relations entre tailles et paramètres environnementaux et historiques.

La macroécologie s'appuie sur des outils statistiques (Chao et Shen, 2005; Chao *et al.*, 2005) et sur les systèmes d'informations géographiques pour détecter ces relations. Elle cherche à identifier les mécanismes globaux et à titre d'exemple, pour comprendre comment le changement climatique affecte le domaine marin. De façon plus générale, la capacité prédictive de la macroécologie est nécessaire pour répondre à la question sur ce qui structure la biodiversité dans le temps et l'espace. Une recherche bibliographique sur le « Web of Science » au cours des dix dernières années identifie 485 références sur le mot-clé « macroécologie », et moins de 20 % concernent le domaine marin. Ceci signifie que ces aspects sont très peu connus pour les océans. A titre d'exemple, quelle est l'incidence d'un endémisme plus marqué dans l'océan Antarctique qu'en Arctique ? Pourquoi la biodiversité en Antarctique est elle beaucoup plus diverse qu'en Arctique ? Pour l'instant, nous sommes dans l'impossibilité de déterminer si une large distribution pour un clade donné résulte d'un contrôle par des facteurs environnementaux et physiques comme la température, la nature du sédiment, la profondeur, ou bien si elle est explicable par la biogéographie historique. Répondre à une telle question n'est pas trivial dans le contexte du changement climatique. Ceci est d'importance pour des zones peu profondes qui sont fortement structurées par leurs relations avec les continents, mais aussi pour les domaines ouverts et profonds, même si on peut les considérer *a priori* comme plus homogènes (leur homogénéité supposée résulte plus cependant d'un manque de connaissances).

Caractéristiques locales (habitats)

De nombreuses définitions existent dans la littérature pour le terme « habitat ». La première définition par Charles Darwin (1859) fait référence à l'environnement dans lequel vit une seule espèce. Cependant, il est de nos jours habituel d'étendre ce concept à l'endroit où de multiples espèces vivent ensemble dans des conditions environnementales similaires. Dans ce concept, cet habitat se distingue des autres sur la base de sa composition spécifique comme de ses caractéristiques environnementales physiques (*e.g.*, nature des fonds, courant de marée, salinité). Si les habitats côtiers et du plateau continental sont relativement bien connus - même si non cartographiés - les habitats profonds et pélagiques en sont à leur genèse. Ces dernières années ont démontré que l'utilisation de technologies modernes pilotées directement ou à distance (*e.g.*, ROV) va apporter de nouvelles visions des habitats marins. A une échelle locale, la diversité des habitats détermine les caractéristiques et les patrons observés.

Classification des habitats

Une première étape dans la gestion des ressources et la planification de protection de la biodiversité est d'identifier et de classer les types d'habitats, ce qui a généré une multitude de systèmes de classification. Créer une classification d'habitats et une cartographie est un difficile challenge du fait d'un large panel d'habitats complexes variant aux différentes échelles spatio-temporelles. Pour répondre à ce challenge, plusieurs pays ont développé ou développent un système national de classification et des protocoles de cartographie pour les habitats marins. Pour être effectivement appliqués par les autorités et utilisés par les scientifiques, il est essentiel que les systèmes de classification soient le plus exhaustif possible et intègrent des caractéristiques pertinentes en physique, géologie, biologie et également en facteurs anthropiques. Deux principaux systèmes de classification hiérarchique des habitats sont disponibles :

- ✓ les « Coastal and Marine Ecological Classification Standard » (CMECS) développés par la NOAA (principalement pour l'Amérique du Nord) et la classification EUNIS européenne. Récemment, Guarinello *et al.* (2010) ont publié un article critique de ces classifications verticales et proposé une nouvelle classification hiérarchique à plusieurs échelles.
- ✓ Le « Coastal and Marine Ecological Classification Standard » (CMECS) est actuellement développé par « NatureServe » d'Amérique du Nord et par l'administration

américaine de la « National Oceanic and Atmospheric Administration » (NOAA). CMECS est une structure hiérarchique en grappes qui applique uniformément un jeu de critères et de terminologies à travers différentes échelles d'habitats en utilisant une combinaison de paramètres océanographiques (e.g., salinité, température), physiographiques (e.g., profondeur, substrat) et biologiques (e.g., types de communautés).

✓ La classification des habitats EUNIS est un système complet pan-européen qui permet une description harmonisée et une collecte d'informations, pour l'ensemble européen, basée sur différents critères d'identification d'habitats ; il couvre tout type d'habitat du naturel à l'artificiel, du terrestre au marin et aux eaux douces. Un effort significatif a été développé par l'Ifremer afin de « traduire » la classification EUNIS à un niveau régional pour définir la typologie des habitats marins en Bretagne (Guillaumont *et al.*, 2009).

Cartographie des habitats

Les connaissances sur les mers européennes - 9 millions de kilomètres carrés pour l'Europe continentale (7 millions pour le profond et 2 millions pour le plateau continental) et 11 millions pour la ZEE française en incluant les territoires d'outre mer et les fonds océaniques, restent très fragmentaires. Plusieurs projets de cartographie sont menés par des pays européens comme l'Irlande, l'Italie et le Danemark, et sont pour certains en préparation (Royaume-Uni et France). Mais une cartographie systématique représente un travail sur plusieurs décennies nécessitant des moyens pérennes. Le projet européen Emodnet (« European marine observation and data network ») a formalisé les principes de base qui doivent être utilisés pour la cartographie des habitats

- ✓ acquérir de la donnée en une fois et la réutiliser plusieurs fois ;
- ✓ développer des standards intra- et interdisciplinaires ;
- ✓ traiter et valider les données à différents niveaux ;
- ✓ fournir un financement dans la durée ;

- ✓ construire sur l'existant là où les communautés scientifiques ont déjà initié une organisation ;
- ✓ associer les données avec des précisions sur les droits de propriété, la précision et l'exactitude.

- Le projet européen MESH a compilé les premiers modèles et cartes d'habitats pour la partie nord-ouest de l'Europe dans le système de classification EUNIS. MESH

a développé une trame pour la cartographie des habitats marins en développant des standards d'échanges de données « Data Exchange Formats » et des guides de procédures pour la cartographie ainsi qu'une application internet SIG qui permet d'intégrer les données de cartographie à l'échelle internationale. L'importance de la cartographie des habitats marins se reflète dans les nouveaux mécanismes réglementaires à l'échelle européenne comme la directive cadre pour la stratégie pour le milieu marin (DCSMM) et la proposition d'atlas des océans dans sa stratégie maritime.

✓ Le portail Sextant (Ifremer) a pour but de collecter et distribuer un répertoire de données géo-référencées sur l'environnement marin. Sextant porte sur la biodiversité, la gestion intégrée de la bande côtière, les pêcheries, les environnements côtiers et profonds, et l'exploitation des fonds marins. Sextant est accessible par le grand public via internet (l'accès peut être restreint pour certaines données) et compile les données Ifremer comme de ses partenaires (vectorisées ou en raster). Les données et métadonnées sont générées par un système de gestion d'information. Une boîte à outils permet les tris, les consultations et la visualisation des métadonnées. Sextant est basé sur les standards OGC et ISOTC211.

✓ Le SINP-Mer est un système d'information porté par le ministère de l'Écologie et du Développement durable (MEEDDM), dont le volet mer est développé en collaboration entre l'Ifremer, l'AAMP et le MNHN. Il a pour objectif d'identifier et d'améliorer les inventaires et la cartographie de la biodiversité afin de générer une liste d'espèces et d'habitats menacés, et des méthodes de surveillance pour faciliter les prises de décision en matière de gestion et de protection de la biodiversité. Il est construit sur les différents systèmes de bases de données existants i.e. INPN, Sextant, Quadrige² et fournira un portail commun aux différents utilisateurs.

Cette liste n'est pas limitative et reste en voie de développement. A titre d'exemple, le MEEDDM développe actuellement un système d'observatoire de la biodiversité à l'échelle nationale (ONB).

Pertes et dégradations des habitats

Les océans ont perdu une bonne partie de leur biomasse en poissons et de la mégafaune du fait de la surpêche et des habitats clés en zone côtière sont globalement perdus à un rythme deux à dix fois supérieur à celui des forêts tropicales. Les impacts anthropiques sur l'océan induisent des hypoxies et une large détérioration de la

qualité des eaux ; et les émissions anthropiques de CO₂ causent l'acidification qui apparaît comme une des menaces globale vis-à-vis des organismes à test calcaire (NRC, 2010). Les impacts naturels connus pour induire des pertes d'habitats concernent les cyclones, les tremblements de terre, les tempêtes, et les apports massifs d'eaux douces en zone côtière, les courants turbides et avalanches, les flots de lave. Les impacts induits par l'homme résultent de la conquête de la zone côtière et de son développement avec les pollutions associées induisant des changements de turbidité et des apports supplémentaires d'éléments nutritifs. Le changement climatique, en partie dû aux activités humaines va impacter directement les zones côtières, augmenter la fréquence des tempêtes et également contribuer au blanchiment des coraux. Ceci aura des conséquences significatives sur les espèces et leurs interactions, pouvant mener à des extinctions non détectées (Régnier *et al.*, 2009). Le taux moyen de perte d'habitat de mangrove est de l'ordre de 1 % par an mais peut être localement plus élevé (jusqu'à 32 % en Thaïlande entre 1979 et 1993) impactant les populations locales, même si leurs contributions à des extinctions locales n'ont pu être déterminées (Dulvy *et al.*, 2003).

Les habitats de mangrove, colonisés par un grand nombre d'espèces pour leur reproduction, ont été réduits de 30 à 60 % dans le sud est asiatique. Les mangroves ont été fragilisées par des événements climatiques violents comme l'augmentation des tempêtes et des températures des zones géographiques. L'extraction de graviers et de sables impactent directement les habitats benthiques. La destruction des habitats peut être perçue comme non significative du fait des larges possibilités de colonisation d'habitats divers. Cependant, certains engins de pêche comme les chaluts contribuent de façon significative à la destruction des habitats de fond marins et parallèlement capturent différentes espèces non ciblées affectant ainsi la biodiversité locale. L'adaptation et la modification des engins à des objectifs de préservation de la biodiversité sont de long processus et qui ne réparent pas systématiquement les dégradations passées. Par conséquent, les effets induits ne sont pas perceptibles à une échelle mondiale sur les plans quantitatif comme qualitatif. Il est estimé que la surface couverte par le chalutage représente, sur une base annuelle, la moitié de la zone du plateau continental. Cette surface représente 150 fois la surface de déforestation dans le domaine terrestre et illustre ainsi l'impact potentiel sur

les espèces sédentaires. L'activité de pêche peut parfois atteindre une intensité inquiétante : ainsi certaines zones de pêches en mer du Nord peuvent être chalutées huit fois par an et pour certains estuaires 141 fois.

Si les effets négatifs du chalutage sur les habitats benthiques et les populations de poissons peuvent être évalués (les effets bénéfiques étant très marginaux), il est toujours difficile de connaître la contribution des modifications du benthos aux extinctions d'espèces marines. Les espèces de poissons occupent une portion relative des habitats marins : par exemple 24 % des poissons de récifs coralliens sont répartis sur une surface inférieure à 80 000 km² et 9 % sur une surface de 50 000 km².

Les monts sous-marins sont considérés comme des points chauds en matière de biodiversité pélagique en plein océan (Morato *et al.*, 2010). Au niveau des monts sous-marins, l'intensité du chalutage peut être extrêmement élevée avec des centaines, voire des milliers de traits de chalut portés du sommet jusqu'aux flancs de ceux-ci. Il existe un impact direct sur les communautés benthiques du fait des perturbations physiques ou des destructions par les chaluts, mais aussi par la remise en suspension des sédiments pouvant changer la structure même de l'habitat. Les coraux froids vivant sur les flancs des monts sous-marins peuvent être entièrement détruits. Les captures de coraux froids lors des pêches de poissons profonds comme l'« orange roughy » peuvent être très importantes en tonnage jusqu'à parfois des dizaines de tonnes par trait de chalut. Dans une pêcherie récente de trois monts sous-marins au large des côtes sud d'Australie, il fut estimé que plus de 1 700 tonnes de coraux représentaient les prises accessoires pour une pêcherie de 4 000 tonnes d'orange roughy lors de la première année de pêche (Clark, 2010). Les futures activités humaines en zone profonde comme l'activité minière des nodules polymétalliques ou des forages de pétrole très profonds auront des impacts négatifs sur ces habitats.

Ospar (2008) a publié une liste d'espèces menacées dans l'Atlantique Nord-Est qui comprend: les monts carbonatés, zones de coraux, agrégations d'éponges des profondeurs, les matras de *Cymodocea*, les gisements intertidaux de moules *Mytilus edulis* sur des sédiments mixtes et sableux, les communautés des littoraux crayeux, les récifs à *Lophelia pertusa*, les gisements de Maërl, de *Modiolus modiolus*, les rides océaniques disposant de champs hydrothermaux, les gisements d'huîtres plates *Ostrea edulis*, les récifs de *Sabellaria spinulosa*, les monts sous-marins, les

faunes endogées de mégafaune, les herbiers à zostères et les Pennatules.

Les aires marines protégées ('AMPs')

Avec des pressions anthropiques croissantes, les aires marines protégées sont de plus en plus reconnues comme un des outils essentiels de gestion pour protéger, maintenir, et restaurer les ressources naturelles et culturelles en zone côtière et marine. En fait, les AMPs représentent la pierre angulaire de la stratégie de protection de la convention Diversité biologique (CBD, 2010).

Un réseau fonctionnel d'aires marines protégées, une élimination des pratiques de pêche destructrices et la mise en place d'une gestion selon une approche écosystémique peuvent contribuer significativement à l'atteinte des objectifs de maintenir et de restaurer les stocks de poissons à des niveaux permettant une exploitation maximale durable (MSY) à échéance de 2015. La combinaison contrastée de la connectivité physique des eaux marines associée à une connaissance accrue des espèces marines isolées sur le plan génétique, indiquent que des réseaux d'AMPs sont des outils essentiels pour maintenir une bonne santé des écosystèmes. Un système complet, adapté et représentatif de réseaux d'AMPs peut contribuer à une protection de l'ensemble des composantes des écosystèmes en conjonction avec les caractéristiques des habitats et des espèces, à une échelle appropriée au sein et entre les écorégions. Les espaces ciblés sont désignés en fonction de leur intérêt pour le patrimoine naturel (e.g., espèces ou écosystèmes d'intérêt), l'importance de leur rôle dans le maintien des fonctions écologiques (e.g., nourriceries, forte productivité, zone migratoire) et de la nature des activités humaines (e.g., pêcheries, aquaculture, tourisme, extraction minière). Elles ont pour objectif une préservation de l'environnement, généralement associée à une utilisation durable de la biodiversité.

Les outils traditionnels de protection sont difficilement applicables en mer, du fait de leur conception initiale pour le domaine terrestre. La Stratégie nationale Biodiversité (SNB) établit ses priorités pour le milieu marin au moyen d'un plan d'action « Mer ». Parmi celles ci, un point spécial porte sur les AMPs :

- ✓ application des directives cadres « habitats et espèces »
- ✓ système de protection « Natura 2000 » - au domaine marin et formaliser un réseau d'ici à juin 2008
- ✓ institue un nouvel outil juridique - le Parc naturel marin - , pour spécifier les activités et le mode de gouvernance en mer, avec pour but de créer dix parcs avant 2012 – deux étant déjà opérationnels et cinq en projet.

Le travail législatif a été réalisé: une loi sur les parcs naturels marins a été publiée en avril 2006 ainsi que la loi sur l'eau pour la directive Natura 2000 en mer en janvier 2007. De plus, la stratégie marine européenne oblige maintenant les états membres à définir un réseau d'aires marines protégées. Le premier parc naturel marin a été établi en mer d'Iroise sur une surface de plus de 3 000 km².

La stratégie de création des aires marines protégées est encore en discussion pour les eaux métropolitaines et les stratégies de création d'AMPs outre-mer sont en cours de développement à différents stades. De plus, la loi du 14 avril 2006 a créé l'Agence nationale des aires marines protégées – une structure publique sous le contrôle d'un conseil d'administration composé de représentants des ministères, d'autorités locales et de partenaires divers afin de :

- faciliter le développement de réglementations dans le domaine des aires marines protégées, tant d'un point de vue de leur création que de leur gestion,
- gérer les ressources financières et humaines dédiées aux parcs naturels marins,
- fournir des soutiens administratifs et techniques aux gestionnaires des aires marines protégées

Structure des populations et connectivité

La notion traditionnelle que les environnements marins tendent à être démographiquement « ouvert » et le fait que de nombreuses espèces ont, soit une forte mobilité ou un potentiel de dispersion pendant les premières phases de développement (oeuf) et phases larvaires, est cohérente avec de nombreuses études génétiques préliminaires qui indiquaient typiquement un manque de différenciation génétique à travers de larges espaces géographiques (Ward *et al.*, 1994). Ceci impliquait que la plupart des espèces marines étaient caractérisées par des tailles de populations très larges qui n'étaient pas sujettes à des changements génétiques stochastiques ou rapides.

Les processus de sélection et des flux de gènes furent considérés comme les forces évolutives prédominantes affectant les espèces marines, pronostiquant ainsi des populations à taux évolutif modeste, souvent associées à de larges populations à large distribution. Dans ces conditions, les opportunités pour une adaptation locale sont contraintes par une migration élevée et une large exposition à des environnements variés. Cependant, plusieurs études récentes ont remis en cause cette approche en démontrant des subdivisions de populations sur des zones géographiques de faible dimension variant

de quelques dizaines à centaines de kilomètres (Ruzante, 1998, Knutsen *et al.*, 2003a, Nielsen *et al.*, 2004, Olsen *et al.*, sous presse). De telles données sont particulièrement d'intérêt pour la définition d'aires marines protégées et pour d'autres approches quantitatives, afin d'estimer la dynamique de populations et leur connectivité. De plus, ces caractéristiques peuvent être temporairement stables (Nielsen *et al.*, 2007, Cimmaruta *et al.*, 2008). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer les facteurs responsables de ces structurations de populations, notamment la rétention locale des stades juvéniles (Pogson, 2001), les traits de vie (Bekkevold *et al.*, 2005), les préférences d'habitat (*e.g.*, pontes benthiques plutôt que pélagiques (Hemmer-Hansen *et al.*, 2007b)), transitions environnementales (Bekkevold *et al.*, et Waples, 2000). Il devient de plus en plus évident par exemple, que malgré le potentiel élevé pour des flux de gènes basés sur la dispersion des propagules et des larves, une combinaison de processus océanographiques, de comportement et de taux élevés de mortalité, favorisent la rétention ou la perte de stades de vie à une échelle de structuration génétique plus fine et d'une façon plus forte qu'initialement prévue (Cowen *et al.*, 2006, Gawarkiewicz *et al.*, 2008, Jones *et al.*, 2008).

De plus, des données récentes indiquent que la taille effective génétique (N_e) de poissons marins et de nombreux invertébrés – en particulier ceux caractérisés par une forte fécondité et par des taux élevés de mortalité larvaire – est typiquement de l'ordre de 2 à 6 plus faibles que les tailles de populations recensées. De telles différences ont de profondes implications pour estimer à la fois les changements quantitatifs en taille de population, de façon relative au recrutement et à la pêche, mais aussi pour des changements qualitatifs en terme de nature et de vitesse des changements génétiques dans ces populations. Un faible ratio entre la taille effective et celle recensée pour une population (N_e/M) suggère une vulnérabilité aux changements de la diversité génétique, les caractéristiques de différenciations génétiques, et les réponses au changement climatique (pressions de sélection) même pour des populations exploitées commercialement apparemment larges.

Notre connaissance de la biologie des organismes marins et leurs interactions avec les facteurs environnementaux physico-chimiques des océans est nettement moins avancée que sur le domaine terrestre. Le domaine marin pose de vrais challenges à la recherche en ce qui concerne la biologie des populations. Peu d'organismes marins peuvent être surveillés visuellement et par voie de conséquence, la plu-

part des références basées sur des références biologiques standards tels que la taille de la population, la migration et le comportement individuel sont basées sur des mesures indirectes. Malgré une abondante bibliographie existant sur la connectivité marine (voir Selkoe *et al.*, 2008) et les informations sur la variabilité de la connectivité étudiée dans différents secteurs marins, les quantifications restent trop partielles pour évaluer le degré de maintien interannuel de la connectivité sur une base d'échanges démographiques.

Les estimations indirectes de la dispersion et de la connectivité génèrent des résultats contradictoires : certains suggèrent que les dispersions sur de longues distances sont communes, d'autres données émergentes suggèrent l'opposé.

Par ailleurs, la nature des facteurs influençant la connectivité (*e.g.*, caractéristiques hydrographiques locales, traits de vie différents, paramètres biotiques tels que le comportement et la prédation, la taille de population) est difficilement identifiable individuellement, induisant ainsi un haut niveau d'incertitude dans les prévisions lorsque les scénarios de gestion, démographique et d'évolution sont incorporés. En plus des besoins de données à l'échelle des échanges démographique et d'évolution, le niveau de connectivité joue également un rôle déterminant pour la capacité d'adaptation locale. Pour de nombreux taxa, il n'a pas été possible d'incorporer l'échelle populationnelle et les variations d'origine génétique dans l'estimation des réponses aux changements environnementaux du fait du caractère essentiellement descriptif des études (Hauser and Carvalho, 2008). De plus, ces études se focalisent sur les niveaux et les caractéristiques de différenciation génétique basée sur des marqueurs neutres. Bien que ces dernières fournissent une trame pour évaluer et développer des recherches sur la capacité d'adaptation des taxons marins aux changements environnementaux, ils n'apportent généralement pas d'informations empiriques sur la nature, les causes et conséquences d'une adaptation locale. Des différences concomitantes dans les traits écologiques significatifs et des différenciations adaptatives et de biocomplexité soulignent également les besoins de connaissances sur la résilience et la récupération à une exploitation et à des perturbations (*cf* fig. 19).

Invasions biologiques

Les espèces non indigènes (« NIS; synonymie: non native, exotiques, allochtones) sont des espèces, sous-espèces ou taxa inférieurs distribués en dehors de leurs aires de

Exemple d'études récentes sur la connectivité utilisant les principes de réseaux neuronaux
(cf. S. Arnaud, 2010)

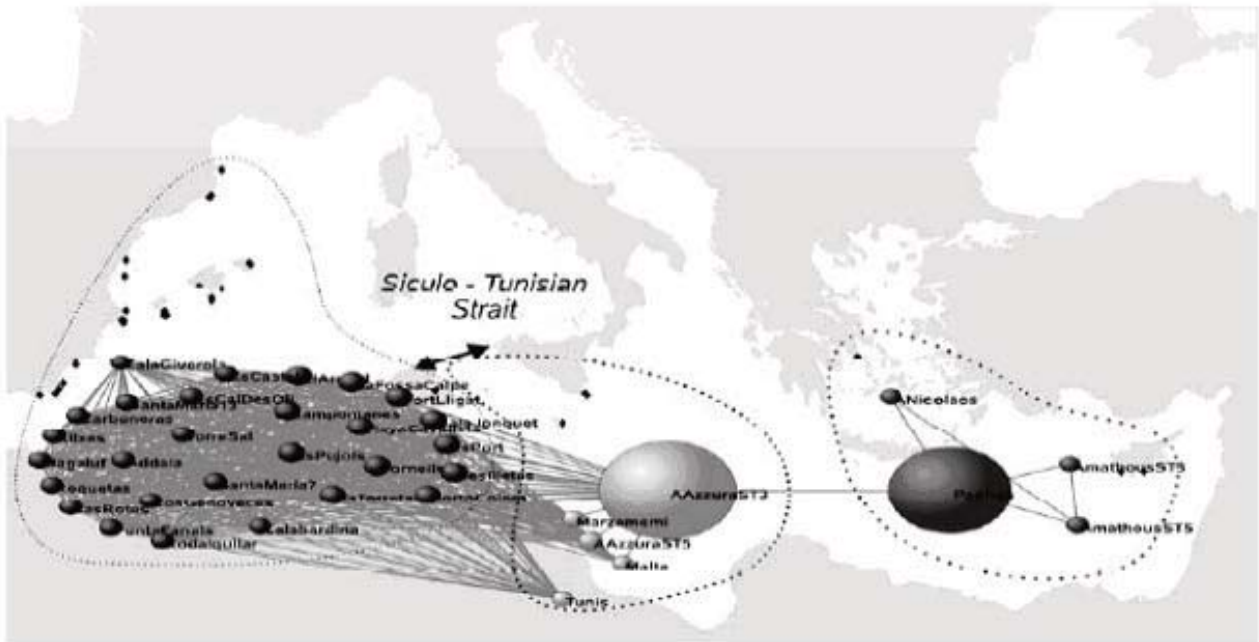


Figure 19

Réseau de populations de *posidonies* *Posidonia oceanica* en mer Méditerranée, analysé au point de percolation (au niveau minimum de distance avant la déconnection du système). Le diamètre des points reflète le niveau de « betweenness-centrality », un indice utilisé pour résumer la proportion des chemins les plus courts passant par l'agent représenté – ici le flux génique – et le maintien de la connectivité du système [2]

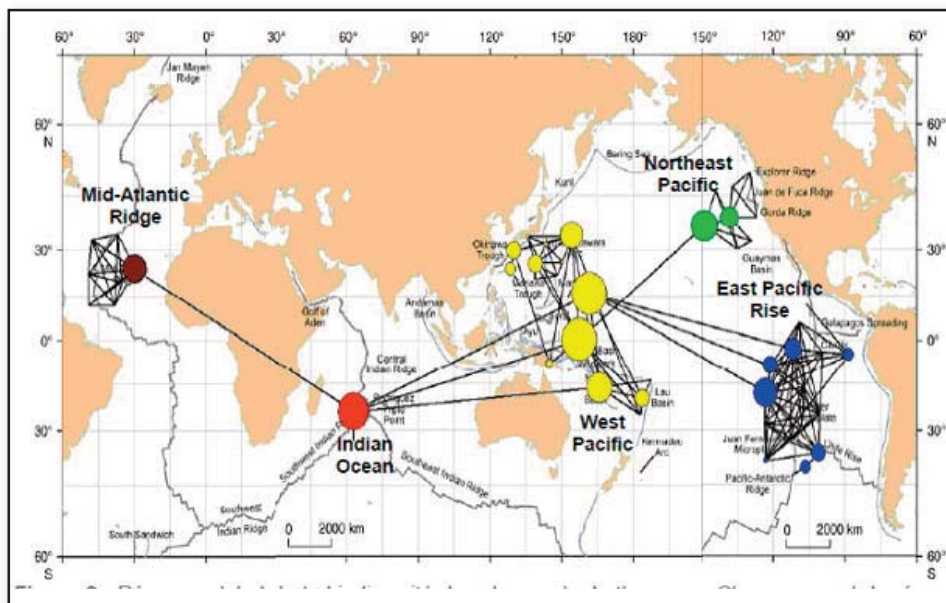


Figure 20

Réseaux global de la biodiversité des champs hydrothermaux. Chaque noeud du réseaux correspond à un champ hydrothermal. La connexion entre les noeuds représente leur niveau de proximité en termes de genres partagé par les communautés associées. L'indice de « clustering » permet d'identifier cinq provinces biogéographiques originales, avec des communautés présentant un fort taux d'endémisme, représentées à l'aide de couleurs différentes. Le diamètre des points reflète le niveau de « betweenness-centrality », un indice utilisé pour résumer la proportion de chemins les plus courts passant par l'agent représenté, et qui reflète donc ici le rôle des populations dans le relais de l'information – ici le flux génique ancien qui s'est traduit par l'existence d'espèces et de genres uniques, propres aux zones identifiées- ; Moalic et al., en préparation].

répartition naturelle (passée ou présente) et en dehors de leurs aires potentielles de dispersion naturelle.

Les espèces invasives (« IAS ») représentent une subdivision des espèces non indigènes qui ont proliféré, prolifèrent ou qui ont démontré dans d'autres secteurs géographiques un potentiel de prolifération. Elles ont des effets négatifs sur la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes, les valeurs socio-économiques et/ou de santé publique dans les régions où se déroulent ces invasions. Les espèces d'origine inconnue qui ne peuvent être caractérisées comme « natives » ou « exotiques » sont dénommées espèces cryptogéniques. Elles peuvent également présenter des caractéristiques proliférantes et doivent donc être incluses dans les évaluations portant sur les espèces invasives (cf. rapport Union européenne sur la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin - Olenin *et al.*, 2009). La convention des Nations-Unies sur le droit de la mer (Unclos, 1982) formalise explicitement une demande générale aux pays signataires de prendre des mesures « pour prévenir, réduire et contrôler les pollutions de l'environnement marin des... introductions, intentionnelles ou accidentelles, d'espèces exotiques, ou nouvelles pour un environnement marin donné, qui pourraient induire des impacts négatifs significatifs » (article 196).

La Commission européenne a adopté, en mai 2006, une communication sur la biodiversité ayant pour objectif d'arrêter les pertes de biodiversité pour 2010. Un des objectifs est de réduire substantiellement les impacts des espèces invasives et des génotypes exotiques. Pour atteindre cet objectif, quatre actions ont été proposées, la plus importante étant d'encourager les états membres à développer des stratégies nationales concernant les espèces exotiques et de les rendre totalement opérationnelles à l'échéance de 2010. Des conventions internationales telles que la « Conservation de la faune sauvage et des habitats européens » (Convention de Bern, 1979) recommande une stratégie européenne en matière d'espèces exotiques invasives. De plus, la convention sur les zones humides (Convention de Ramsar, 1971), la Convention de Bonn sur les espèces migratrices (1979) ont également des résolutions dans ce domaine.

Les espaces marins sont fortement impactés par les espèces invasives comme l'indique le projet européen Daisie (<http://www.europe-aliens.org/>). Ceci est principalement du aux caractéristiques du milieu marin. La densité de l'eau de mer (comparée à l'air pour les zones terrestres) apporte un meilleur soutien pour de larges dispersions spatiales. Les courants déplacent de grandes masses d'eau et faci-

lite cette dispersion (l'air est également fluide mais pas le sol, et de fait les espèces strictement terrestres sont défavorisées dans leur déplacement) ; les espèces pélagiques qui peuvent suivre ces déplacements ou bien se laisser transporter, et de plus, la majorité des espèces benthiques, ont des larves pélagiques dans leur cycle de développement. Les limites géographiques ne sont pas clairement établies en milieu marin et les océans sont largement interconnectés de différentes façons incluant les facteurs anthropiques comme les eaux de ballasts (Leppäkoski *et al.*, 2002). Le risque de succès de prolifération des espèces exotiques est d'autant plus grand que la mer est mieux tamponnée que les environnements terrestres. Tous ces paramètres contribuent à l'augmentation des effets négatifs liés aux espèces déplacées et facilitent leur expansion et les invasions.

Les espèces invasives marines peuvent être réparties en trois catégories selon leur mode d'invasion :

- certaines espèces bénéficient des infrastructures humaines pour faciliter leur déplacement. Le canal de Suez illustre ces cas d'étude (voir encadré) ;
- d'autres espèces sont volontairement transportées et déployées des fins précises dans d'autres endroits (celles ci sont généralement en lien avec les activités aquacoles comme la moule *Mytilus galloprovincialis*, qui rentre en compétition avec les espèces de moules locales là où elle est transplantée, ou bien encore des souches sélectionnées impactant les populations endogènes comme dans le cas d'étude de la salmoniculture ;
- mais la plupart résulte d'introductions involontaires comme les espèces associées à des transports, attachées aux coques de bateau, et plus généralement dans les eaux de ballast des cargos transocéaniques, qui est très probablement le vecteur d'introduction le plus significatif. Les espèces invasives via les eaux de ballast concernent de nombreux taxa, les mollusques et crustacés étant particulièrement bien représentés (Carlton and Geller, 1993).

Plusieurs cas d'étude sont plus complexes et concernent des invasions successives via différents vecteurs d'introduction. Le mollusque gastéropode *Crepidula fornicata*, qui est un problème environnemental sur les côtes de la Manche, est un bon exemple de multiples introductions: introduction d'Amérique du Nord dans les eaux européennes via des transports d'huîtres au XIX^{ème} siècle, puis transporté involontairement via les bateaux du débarquement lors du jour J sur les plages normandes en 1944 (catégorie 3), puis des réintroductions concomitantes à l'introduction massive d'huîtres creuses *C. gigas* au cours

des années 1970 pour relancer l'ostréiculture, suivies par des transferts massifs entre les différentes régions ostréicoles françaises (catégories 3 + 2).

Les espèces invasives marines sont nombreuses en mer, avec des impacts associés sur les écosystèmes marins et l'économie (fig. 21). Plus de cent-quatre espèces non indigènes sont actuellement établies le long des côtes atlantiques françaises, une dizaine induisant des effets négatifs économiques significatifs (Goulletquer *et al.*, 2002). Par exemple, l'étoile de mer *Asterias amurensis*, originaire du Pacifique nord, a envahi les zones côtières de Tasmanie et du sud Australie où elle a fortement impacté la faune locale comme la mytiliculture, consommant des moules, coquilles Saint-Jacques et palourdes (12 millions d'individus ont colonisé en deux ans Port Phillip Bay à proximité de Melbourne). Il est connu que de nombreuses espèces à phase larvaire pélagique sont des envahisseurs potentiels. Par ailleurs, un faible accroissement de la température peut ouvrir de nouvelles voies pour des invasions biologiques. Malgré de nombreux projets de recherche (*e.g.*, UE Daisie), aucune liste exhaustive d'espèces exotiques n'est disponible et les estimations des impacts économiques et négatifs, résultant de ces espèces, sont sous estimées. Les évaluations d'impacts sont généralement réalisées post-introductions plutôt que basées sur des approches anticipatives d'analyse de risques (voir le cas de la *Caulerpa taxifolia*). Cependant, il doit être souligné que le caractère invasif de certaines espèces peut apparaître bien plus tardivement que lors des premières observations, en réponse à des changements environnementaux dont climatique (*e.g.*, l'huître creuse *Crassostrea gigas* et le gastéropode perceur *Ocenebrellus inornatus* le long des côtes atlantiques ; Martel *et al.*, 2004).

Jusqu'à présent, les plans d'action et de prévention n'ont pas montré d'efficacité réelle en milieu marin, même si des réglementations portent sur les eaux de ballast (*e.g.*, « Ballast Water Decision Support System » en Australie; OMI 2004 réglementation mais non encore appliquée). La plupart des efforts de gestion sont dédiés à des approches d'éradication et/ou à des modalités de gestion des populations, opérations beaucoup plus coûteuses et moins efficaces qu'une approche pro-active basée sur la prévention. Très peu d'exemples d'éradication d'espèces ont été observés dans le domaine marin.

Les expériences sur *Asterias amurensis* attestent que, même détectée précocement, il y a très peu de chances de réaliser un succès d'une éradication une fois la popu-

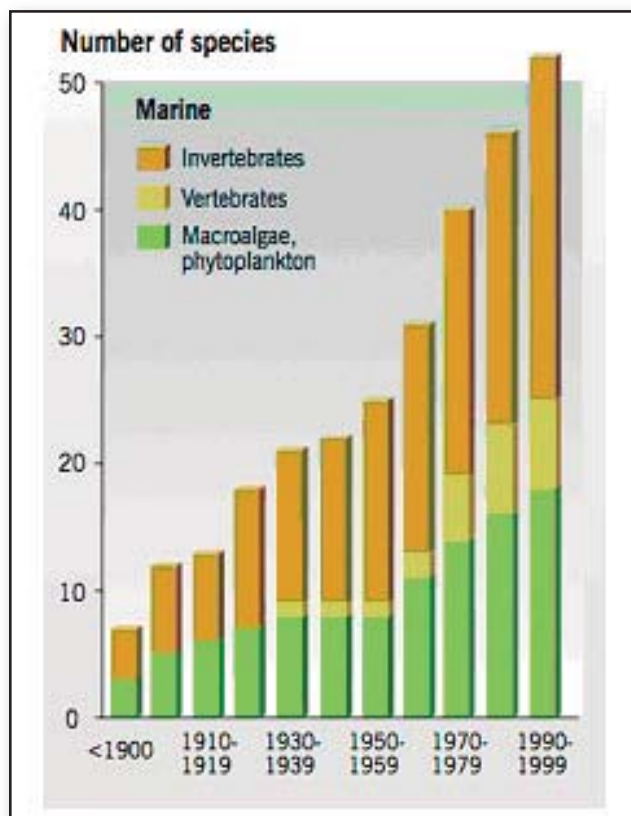


Figure 21

Introductions d'espèces dans les pays nordiques. Nord Environment 2000:13 ; Nordic Council of Ministers. Produit par le réseau 'Nordic/Baltic Network on Invasive Alien Species (Nobanis)' en tant que contribution pour les indicateurs européens en biodiversité dans le contexte du 'Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators (SEBI, 2010) – reproduit du « Global Biodiversity Outlook 2 » (CBD), et basé sur les données de Weidema, I. (ed.). 2000

lation établie (Parry *et al.*, 2000). L'enlèvement de plusieurs dizaines de milliers d'individus lors d'opérations de gestion de cette population fut sans effet (Johnson, 1994). Au final, il est généralement nécessaire d'adapter les comportements socio-économiques à la présence de l'espèce invasive. Des efforts de recherche sont généralement nécessaires au cours de cette étape pour expertiser les processus écologiques des impacts aussi bien que pour contribuer à son évaluation et parfois sa réduction. Ce fut le cas pour *A. amurensis*. Les connaissances sur le cycle de vie de cette étoile de mer dans le contexte de l'environnement sud australien ont permis d'élaborer des processus de décision définissant des « fenêtre temporelles de ballasts » pendant lesquelles le risque de transport de l'espèce était réduit ou nul (Byrne *et al.*, 1997). Il fut également envisagé une lutte biologique basée sur l'effet de castration parasitaire pour réduire les populations d'*Asterias* (Byrne, 1996).

L'ouverture du Canal de Suez en 1869 a permis de nombreux échanges d'espèces de la mer Rouge et de Méditerranée. Les flux ne sont pas symétriques avec plus d'espèces migrant de la mer Rouge vers la Méditerranée que l'inverse. Ceci est principalement dû aux différences de salinité, de faibles courants, et une mer Rouge d'une hauteur supplémentaire de 1,20 m. Les espèces invasives, dénommées espèces migrantes lessepsiennes (Por, 1978), sont des animaux se déplaçant librement, et traversant le canal par la nage (catégorie 1), ou en association avec des transports (e.g., bateaux ; catégorie 3). Depuis 1869, plusieurs centaines d'espèces se sont établies de façon permanente dans la partie est de la Méditerranée de telle sorte qu'une nouvelle province biogéographique « lessepsienne » a été définie. Plusieurs poissons (Mavruk et Avsar, 2008), polychètes, mollusques, formes planctoniques (Belmonte et Potenza, 2001) participent à cette nouvelle province biogéographique. Le processus de migration est toujours en cours. La première espèce de céphalopode fut détectée en 2002 (Lefkaditou *et al.*, 2009), et le taux actuel est de l'ordre de cinq à dix espèces nouvelles par an.

Caractéristiques temporelles de la biodiversité marine

Échelle géologique

Bien que probablement en dehors du sujet de cette expertise, les données paléo-biologiques peuvent apporter des séries temporelles anciennes de cycles à long terme dans l'histoire de la vie marine ainsi que des informations sur les processus d'extinctions précédentes.

Les facteurs historiques à long terme ont participé à façonner les caractéristiques de la biodiversité sur des échelles spatiales de grandes dimensions: biomes, biotopes, gradients et ceintures latitudinales. En ce qui concerne la biodiversité actuelle, et pour éviter de remonter trop loin dans le temps, les processus au cours du post-Oligocène (34 millions d'années) peuvent être considérés. En fait, cette phase est le début d'une période glaciaire, qui est caractérisée par le développement de glaciers ou de la calotte glaciaire aux pôles et de forts gradients thermiques latitudinaux (Deconinck 2006).

Dans cette période de 34 millions d'années, les événements les plus significatifs affectant la biosphère marine sont:

- la fermeture de la Téthys en lien avec l'orogénie Alpine (un événement, qui a déclenché la vicariance entre l'océan Atlantique et l'océan Indien) ;
- la formation concomitante de la mer Méditerranée, et l'évolution consécutive de la parathéthys (mers d'Aral, Caspienne, et mer Noire) ;
- l'ouverture du passage de Drake et la mise en place du courant circumpolaire antarctique (« ACC ») et le front polaire austral à l'origine de la circulation thermohaline actuelle ;

- le refroidissement du milieu du miocène, qui correspond à une réduction de 7°C de la température des eaux de surface ;

- la crise « Mésinienne » (mer Méditerranée), la fermeture de l'isthme du Panama, qui a induit une vicariance locale entre la mer des Caraïbes et le Pacifique central sud-est (Lessios, 2008) ;

- les glaciations du pléistocène à l'origine des régressions eustatiques (fermeture du détroit de Béring, connexion de l'Australie avec l'Asie du Sud-Est...), aussi bien que le développement de larges banquises. Le résultat de cette histoire est qu'aujourd'hui, même pour de nombreux taxa présentant une relativement forte capacité de dispersion, des groupes d'espèces au niveau régional sont largement séparés entre les principaux bassins des hémisphères Nord et Sud par les eaux chaudes équatoriales, formant ainsi une barrière naturelle vis à vis des espèces d'origine tempérée et d'eaux froides de ces deux hémisphères et les masses terrestres limitant la dispersion Est-Ouest. au-delà des barrières physiques, les principaux déterminants naturels qui contribuent à façonner la biodiversité sont la profondeur (résultant de processus tectonique et climatique) et la température (fournissant énergie et la concentration en O₂).

Échelle historique

Le projet du « Census of Marine Life » a développé une action intitulée « Histoire des populations animales marines » (« HMAP ») ayant pour objectif d'améliorer la compréhension de la dynamique des écosystèmes, tout particulièrement au regard des changements d'abondance des stocks sur le long terme, les impacts écologiques des pêcheries à grande échelle causés par l'homme et le rôle des ressources marines dans le développement historique de la société humaine. Le projet

« HMAP » s'appuie sur une équipe de recherche composée d'écologues, de biologistes marins, d'historiens, d'anthropologues, de paléo-écologues et paléo-océanographes. Ces équipes analysent les séries de données issues de différentes sources uniques, dont les pêcheries coloniales et celles issues des monastères, les statistiques de pêcheries modernes, les enregistrements des bateaux, les documents fiscaux, les carottes sédimentaires, et autres données environnementales, pour identifier les changements de populations spécifiques au cours de l'histoire. Quatre cas d'études se focalisent sur quelques espèces d'importance commerciale ou habitats et des changements de biodiversité :

- golfe du Maine, Grands Bancs de Nouvelle-Écosse, pêcheries de morue du Groënland,
- pêcheries du plateau continental et des marges en Australie du sud est, pêcheries de Nouvelle-Zélande,
- pêcheries de hareng russe et norvégien, pêcheries de saumon et de morue et chasse du morse atlantique,
- pêcheries de clupéidés sur le plateau d'Afrique de l'Ouest, un système de courant continental,
- pêcheries multinationales de morue, hareng et de plies dans les mers de Norvège, du Nord et Baltique,
- Pêcheries de baleine à l'échelle mondiale,
- impact de la pêche des top prédateurs dans les communautés des mers des Caraïbes.

Effets en cascades

Les activités de pêche altèrent fondamentalement les écosystèmes marins côtiers pour chaque période culturelle analysée par Jackson *et al.* (2003): la structure et les fonctions des écosystèmes ont été modifiées dès le début de la période aborigène et des stades coloniaux, bien qu'une accélération se produise pendant la période moderne en magnitude, amplitude des changements et dans la diversité des

processus responsables de ces changements. Les premières modifications ont accru la sensibilité des écosystèmes côtiers marins aux perturbations successives, pré conditionnant l'effondrement des écosystèmes en cours. Cette accélération de pertes de populations et d'espèces dans les écosystèmes marins a généré des conséquences imprévues. Les pertes de biodiversité affectent les services écosystémiques aux différentes échelles spatio-temporelles.

Globalement, les effondrements de ressources exploitées s'accroissent alors que le potentiel de récupération décroît

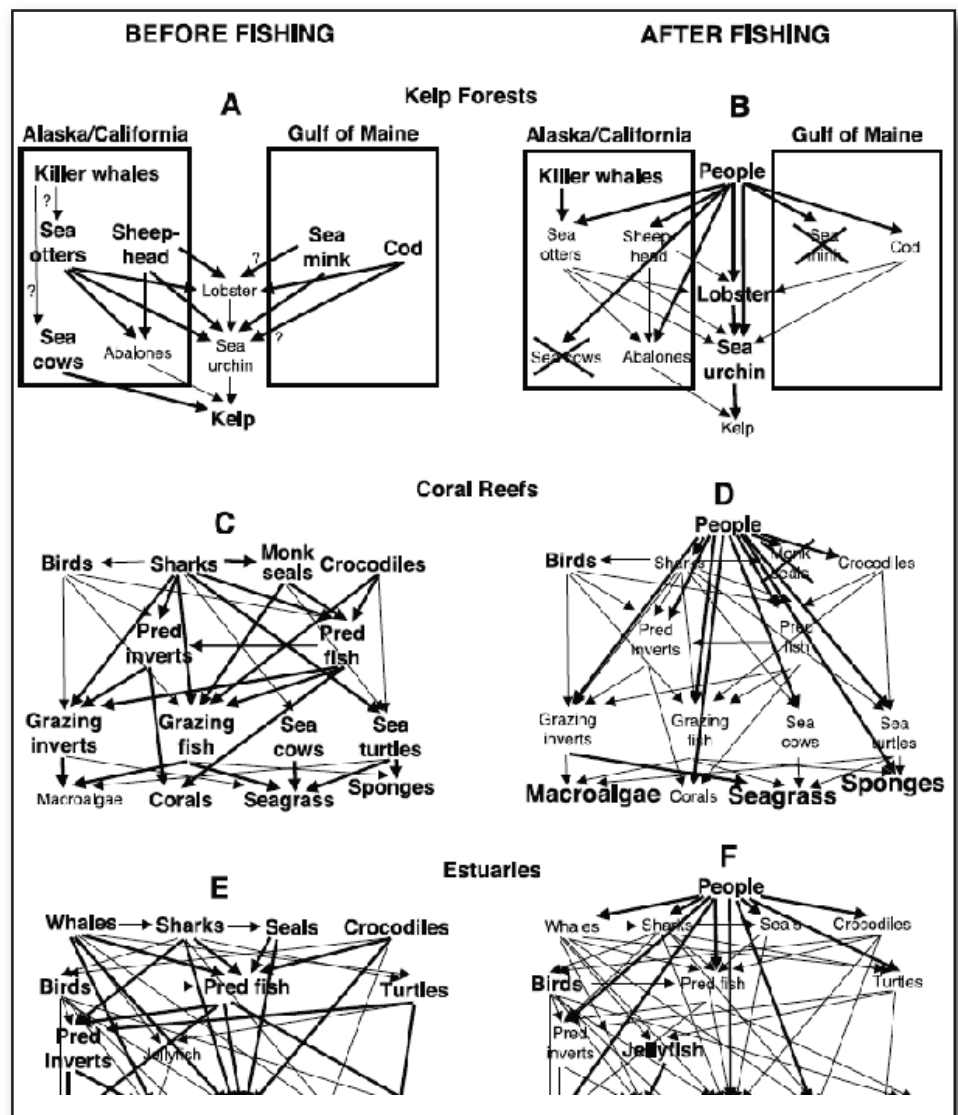
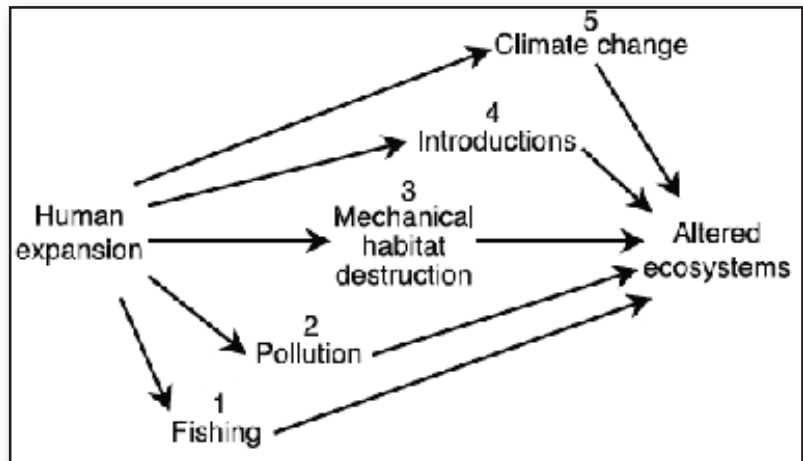


Figure 22 Chaîne alimentaire côtière simplifiée montrant les changements importants dans certaines interactions "top-down" dus aux activités de pêche : situation antérieure (côté gauche) et conséquente (côté droit) aux activités de pêche. (A et B) forêts sous-marine d'algues géantes en Alaska et Californie du Sud, (boîte gauche), et dans le Golfe du Maine (boîte droite). (C et D) Récifs coralliens tropicaux et herbiers marins (E and F) (d'après Jackson *et al.*, 2003)

Figure 23
Successions des perturbations anthropiques d'un point de vue historique affectant les écosystèmes côtiers. Les pêcheries (premier niveau) précèdent systématiquement les autres perturbations humaines dans les écosystèmes côtiers et récifs coralliens (d'après Jackson et al., 2003).



exponentiellement avec la biodiversité déclinante (Worm et al., 2006). La disparition écologique de niveaux trophiques entiers rend les écosystèmes plus vulnérables aux autres perturbations naturelles et anthropiques telles que la charge en nutriments, l'eutrophisation, les hypoxies, les maladies, les tempêtes et le changement climatique. En utilisant les données paléo-écologiques, archéologiques et historiques, Jackson et al. (2001) ont évalué les changements qui apparaissent d'un point de vue structurel et fonctionnel au niveau des récifs coralliens, des écosystèmes côtiers et estuariens au cours des derniers siècles. Plusieurs espèces de mammifères marins ou de larges espèces (e.g., baleines, phoques, dugongs et lamantins, loutres de mer, crocodiles, tortues marines, poissons voiliers, requins) sont maintenant fonctionnellement éteintes ou sont devenues rares dans de nombreux secteurs provoquant des changements drastiques au niveau des écosystèmes (fig. 22).

Selon les conclusions de cette étude rétrospective, l'extinction écologique résultant d'une surexploitation précède toutes les perturbations anthropiques causées aux écosystèmes côtiers, incluant les pollutions, la dégradation de la qualité de l'eau et les changements climatiques anthropiques (fig. 23).

Les pêcheries tendent à enlever les plus grands poissons, à vitesse de croissance lente et une transition graduelle dans les débarquements et les écosystèmes s'est produite depuis les années 1950, d'espèces à longue durée de vie, haut niveau trophique, poissons piscivores de fond, vers des espèces de poissons pélagiques planctonivores de faible niveau trophique, à durée de vie courte. Ce processus intitulé « pêcher vers le bas » - « fishing down marine ecosystems » - est pervers pour le fonctionnement des écosystèmes marins (fig 24 ; Pauly et al., 1998). Les abondances historiques de grandes espèces prédatrices furent beaucoup plus importantes de façon comparée à la situation ac-

tuelle ; et de nos jours, les poissons prédateurs sont à un niveau d'abondance faible à extrêmement faible (Myers et Worm, 2003; Baum et al., 2003).

Les cascades trophiques apparaissent lorsque les prédateurs dans une chaîne trophique suppriment l'abondance de leur proies, relâchant ainsi la pression de prédation sur l'échelon trophique suivant (fig. 25). Les cascades trophiques sont importantes pour comprendre les effets de réduction des top prédateurs des chaînes trophiques, comme l'homme l'a réalisé dans de nombreuses situations par les activités de pêche.

La réduction des top prédateurs dans les écosystèmes peut se traduire par des effets en cascade au travers des différents niveaux trophiques, restructurant com-

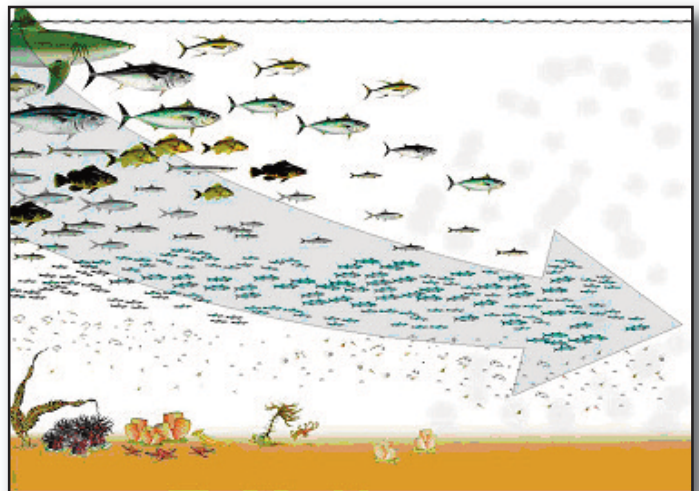


Figure 24
Évolution des écosystèmes marins dans un contexte de surexploitation: une transition graduelle est observée dans ces écosystèmes d'espèces à longue durée de vie, et de haut niveau trophique - poissons piscivores de fond vers des espèces pélagiques à faible durée de vie, de bas niveau trophique consommant des invertébrés et du plancton. Un processus appelé "pêcher vers le bas" qui impacte fortement la biodiversité marine (Pauly et al., 1998).

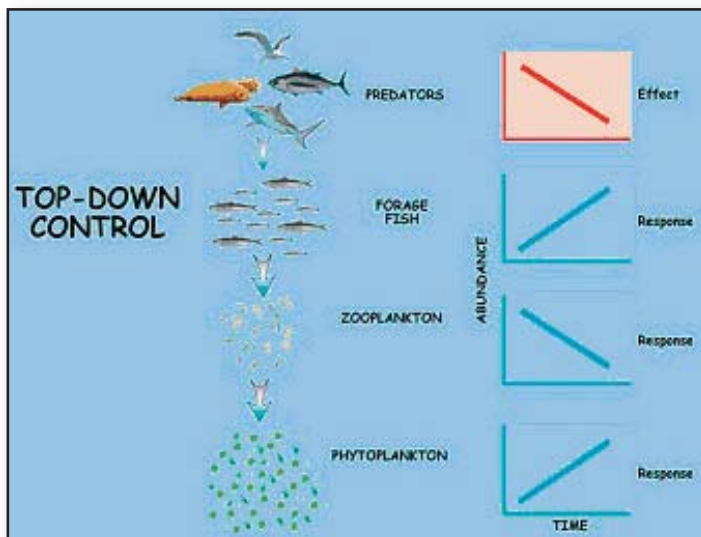


Figure 25

Contrôle « top-down » d'une chaîne trophique simplifiée à quatre niveaux d'un écosystème marin. La taille décroissante des populations de top prédateurs induit une réduction de la prédation sur les proies qui en retour provoque une augmentation de l'abondance du poisson « proie ». L'augmentation de la pression de prédation par le poisson « proie » sur le zooplancton conduit à une décroissance de la taille de la population de zooplancton. La réduction de l'abondance du zooplancton réduit la pression de consommation du phytoplancton, qui devient par conséquent plus abondante (le facteur de contrôle est la ligne rouge et les réponses sont en bleu) (d'après Cury et al., 2003)

plètement la chaîne alimentaire. Les écosystèmes marins sont alors dominés par des espèces de poissons pélagiques de petite taille présentant des taux de renouvellement élevés et situés à des niveaux trophiques bas (e.g., poissons pélagiques, crevettes, poulpes). Suite à l'effondrement des populations de morues et la réduction des poissons prédateurs de grande taille en Nouvelle-Écosse dans les années 1990, les harengs, capelans, crevettes et crabes devinrent abondants et les autres composantes des écosystèmes marins, dont les phoques et le phytoplancton, changèrent également d'abondance (Frank *et al.*, 2005). En Afrique de l'Ouest, l'explosion démographique de poulpes est considérée comme résultant de la surexploitation des poissons « groupers ». En 2007, Myers *et al.* (2007) analysent la réduction de l'abondance de l'ensemble des onze grands requins en Atlantique Nord-Ouest, qui consomment d'autres élasmodontes (e.g., raies et petites requins). Ils décrivent un effondrement au cours de trente-cinq dernières années : de 87 à 99 % de ces requins, tandis que douze des quatorze proies montrent un accroissement dans les écosystèmes côtiers d'At-

lantique Nord-Ouest. Les effets de la restructuration de cette communauté sont en cascade vers le bas, de la raie Rhinoptère, dont l'augmentation de prédation sur sa proie (pétoncle) fut suffisante pour stopper une pêcherie centenaire : les débarquements chutèrent de 840 000 tonnes à 300 en quelques années. De telles modifications dans la structure des communautés marines peuvent avoir des conséquences directes sur l'état économique des pêcheries qui en dépendent. À titre d'exemple, l'accroissement de la proportion de captures d'espèces à faible valeur économique dans le nord-est Atlantique a contribué au recul sur le long terme des chiffres d'affaires de ces flottes de pêche (Steinmetz *et al.*, 2008).

La mer Noire était considérée comme en bon état et dominée par divers prédateurs marins jusqu'à la fin du XX^{ème} siècle, où elle subit les impacts anthropiques comme la surpêche, l'eutrophisation et des invasions biologiques par des espèces exotiques. Des dérèglements majeurs furent détectés, corrélés à la réduction des top prédateurs et l'explosion démographique d'une méduse exotique, *Mnemiopsis leidyi*, se traduisant par un effet en cascade trophique appauvrissant la productivité de l'écosystème (Daskalov *et al.*, 2007). Ces tendances sont une source d'appauvrissement fonctionnel et d'une perte de services écosystémiques, au-delà de seul problème des pêcheries. Ceci a permis l'identification indirecte des changements dans les services d'approvisionnement, de régulation mais également culturels fournis par la biodiversité marine.

Le rôle de la biodiversité est crucial pour la stabilité des chaînes trophiques marines, comme l'illustre la dynamique des effets en cascade dans l'environnement marin. Les changements rapides se déroulant dans les écosystèmes mettent en évidence l'importance de protéger la biodiversité fonctionnelle, en particulier dans les hauts niveaux trophiques (top prédateurs), du fait de leur rôle de régulateur les niveaux trophiques inférieurs et en préservant la productivité globale des écosystèmes marins.

Évolution des pêcheries et des autres usages des écosystèmes marins

Du fait du développement rapide des techniques de pêche et des capacités des flottes, des augmentations rapides significatives de l'expansion géographique des exploitations, du commerce international de produits issus de poissons, de la production globale des pêcheries marines sont notées à

partir des années 1950, jusqu'à atteindre un maximum des débarquements au début des années 1990 (Garcia *et al.*, 2005). Les débarquements de pêche à l'échelle mondiale ont augmenté approximativement d'un facteur 5 depuis 1950 pour atteindre un plateau de l'ordre de environ 80 millions de tonnes à la fin des années 1980⁷. En analysant plus finement les détails des captures, on doit noter que la part des pêcheries de larges espèces démersales a diminué de 23 à 10 % des captures depuis 1950. De tels changements dans la structure des débarquements de pêche impactent également leur valeur totale, dans la mesure où la part des espèces de moindre valeur commerciale devient prépondérante (Steintmetz *et al.*, 2008).

Pour les stocks de poissons faisant l'objet d'évaluation, le pourcentage de stocks effondrés s'est accru au cours du temps, pour atteindre 14 % en 2007, là où la biomasse des stocks effondrés représente moins de 10 % des stocks originaux en absence de pêche (Worm *et al.*, 2009). Au-delà du fait que les tonnages débarqués sont pratiquement restés inchangés pendant deux décennies, les signalements de surexploitation de stocks d'espèces d'importance commerciale se sont multipliés. Malgré les crises et les conflits associés à ces tendances et les efforts déployés pour réguler cette activité, les capacités de pêche excèdent toujours de nos jours considérablement les potentialités en ressources. Ceci est vrai en Europe, malgré une réduction de la flotte de pêche et de l'emploi dans ce secteur depuis les années 1940. Ceci pose la question de la viabilité des systèmes d'exploitation, d'un point de vue de la ressource et des communautés humaines qui en dépendent, mais également de la capacité des écosystèmes marins à faire face au niveau actuel d'effort de pêche.

Ce problème est d'autant plus urgent à solutionner que le poisson représente une source de protéines significative pour l'humanité. La consommation globale des produits de la mer a doublé depuis le début des années 1970 du fait de facteurs tels que la croissance de la population, un pouvoir d'achat amélioré et le développement de centres urbains, tendance qui devrait durer (Delgado *et al.*, 2003).

Par ailleurs, une proportion accrue des produits de la pêche est utilisée pour la production de nourriture pour l'aquaculture qui se développe rapidement au niveau international en réponse au déficit croissant de produits obtenus par pêche et la demande également croissante en produits de la mer (FAO, 2006).

En plus de la production de poissons, d'autres activités accroissent les pressions sur les écosystèmes marins (*e.g.*, industries exploitant les ressources énergétiques

et minières, le transport maritime, les déchets issus d'activités terrestre, l'urbanisation côtière, l'aquaculture, les activités de loisirs). Ces pressions peuvent avoir des impacts directs sur la biodiversité via la compétition créée pour l'accès à la ressource, et/ou des zones côtières, et un impact indirect via les effets sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins, aussi bien que sur la qualité des eaux (*e.g.*, contaminations chimiques et microbiologiques de différentes sources).

Globalement, le manque de contrôle des usages du milieu marin par l'homme et des bénéfices pour la société qui en sont issus est clairement identifié. Ceci empêche les analyses des changements de ces usages et des changements associés en termes de qualité des écosystèmes et de bien-être pour l'homme à la fois dans le temps et l'espace. Dans certains cas, ceci est dû à l'absence totale d'observations collectées autrement que de façon anecdotique. Dans d'autres cas, bien que des informations soient disponibles, *e.g.* via les statistiques nationales, les échelles utilisées pour ces collectes d'information ne sont pas celles auxquelles ces activités interagissent avec les processus d'écosystèmes. Ceci rend les développements de corrélations entre les changements des caractéristiques des écosystèmes et les changements induits de bien-être très difficiles à démontrer. Dans la plupart des cas, les informations collectées sont fragmentées en termes de thématiques et de secteurs. Par ailleurs, ces jeux de données ne sont pas nécessairement accessibles, d'un point de vue pratique, aux chercheurs pour leurs travaux.

Séries temporelles dédiées

Les inquiétudes de la société concernant les impacts potentiels du changement climatique récent se sont traduites par un intérêt renouvelé d'une surveillance écologique sur le long terme des grands écosystèmes. Les écologues se débattent pour maintenir ou activer des systèmes/stations de surveillance sur le long terme et disposer des informations nécessaires à la validation des modèles prédictifs. D'un point de vue temporel, les écosystèmes marins sont impactés par des influences annuelle, inter annuelle, et à caractère pluridécennal qui introduisent une variabilité significative dans les caractéristiques telles que les températures des eaux de surface (« SST »), intensité des tempêtes, les variables forcantes atmosphériques à grande échelle, les processus d'advection, de stratification, de transport horizontal et vertical et des processus écologiques dynamiques. D'un point de vue trophique, les chaînes alimentaires des écosystèmes marins sont dynamiques et répondent de façon non linéaire

aux changements climatique, anthropique et écologique (Link, 2002). L'espace et le temps représentent des dimensions pratiques pour classer les phénomènes naturels, allant de la migration diurne du zooplancton, aux impacts saisonniers des cyclones, aux changements climatiques du quaternaire, aux extinctions massives enregistrées dans les données géologiques. Mais, de façon surprenante, très peu de séries écologiques sont disponibles sur le long terme, même pour des eaux côtières peu profondes. Les meilleures séries portent sur les enregistrements en continu du plancton d'Atlantique Nord (« CPR » ; Richardson and Schoeman, 2004) et du Nord-Est Pacifique (Roemmich and McGowan, 1995), qui sont effectués respectivement depuis quarante-cinq ans (CPR) et plus de cinquante ans (NEP) et qui démontrent des tendances corrélées aux récents changements climatiques. Les suivis CPR fournissent des informations de base et sur le long terme, des répartitions, abondances et diversités du phyto- et zooplancton en subsurface. Partout où cela est possible, l'ensemble des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des échantillons n'a pas changé, afin de maintenir une cohérence de la série temporelle. Plus de 900 publications sont issues des résultats de la surveillance CPR (Reid *et al.*, 2003). Plus récemment, cette surveillance est devenue partie intégrante du système d'observation mondial des océans (« Global Ocean Observation System » - GOOS). Au niveau de l'Ifremer, un réseau de surveillance pluri annuel du phytoplancton toxique (Réphy) est mené depuis 1984 le long des côtes françaises afin de détecter les efflorescences phytoplanctoniques toxiques (« HABs ») pour des raisons de santé publique.

➤ **Pêcheries**

Clairement, les fluctuations d'exploitation de populations de poissons peuvent être modifiées à la fois par des variables environnementales forçantes et par la mortalité par pêche ; ces facteurs sont par ailleurs imbriqués dans les résultats des statistiques de pêche. Du point de vue des gestionnaires des pêches et de la conservation des ressources, il apparaît important de déterminer les effets de la pêche sur les populations de poissons et les communautés dans le contexte d'un environnement changeant. Cette vision est une composante essentielle de l'approche par écosystème pour les gestionnaires des pêcheries qui est devenue progressivement le standard requis pour la gestion halieutique ; en d'autres termes, afin de fonder les décisions de gestion non seulement sur l'état des populations de poissons, mais aussi en fonction de l'écosystème. La quasi totalité des pêcheries et des stations de biologie marine des côtes européennes conduisent ou ont conduit une surveillance pour estimer

localement l'abondance d'espèces de poissons. Certaines de ces données sont détenues par le CIEM, mais plusieurs autres séries de données existent également (*e.g.*, celles utilisées pour la surveillance côtière et qui ne font pas de contribution directe à la gestion des stocks halieutiques, ou bien encore celles qui sont issues de pays non membres du CIEM). Par exemple, Klyashtorin *et al.* (2009) ont étudié les changements sur le long terme du hareng à ponte printanière d'Atlantique et des stocks commerciaux de morue de l'Arctique Nord-Est à partir d'une série temporelle de cent ans d'observations. Ils démontrent que les fluctuations à échéance de cinquante-soixante-dix ans sont synchrones avec les fluctuations des indices climatiques. Le modèle stochastique proposé permet de prédire les tendances probables pour les vingt à trente années à venir des indices basiques climatiques et des populations des principales espèces commerciales.

➤ **Pour des écosystèmes non-pélagiques**, très peu de choses sont connues sur des échelles de cinquante à cent ans. Les surfaces échantillonnées sont évidemment bien plus petites et les séries temporelles benthiques concernent en général des informations locales ou régionales. La plus longue série temporelle concerne des échantillonnages de communautés benthiques en zone sédimentaire «meuble» en zone côtière et de faible profondeur couvrant des périodes plus courtes, par exemple de trente-six ans en mer du Nord, au large des côtes du Northumberland (Frid *et al.*, 2008).

Les halieutes ont collecté des données quantitatives sur le benthos de certaines zones depuis les années 1920 et des informations qualitatives peuvent être exploitées à partir des sources historiques couvrant des échelles de temps centenaires (*e.g.*, Jackson *et al.*, 2001; Holm, 2003; Robinson and Frid, 2008). Cependant, la majorité des études en eaux peu profondes concernent des périodes de l'ordre de la décennie, où l'influence du climat est difficile à extraire d'autres facteurs tel que le processus climatique reliant El Niño et l'oscillation australe (ENSO), ou des variations stochastiques en productions nouvelles et en apports alimentaires. Même pour des variables majeures, telle que la productivité globale des océans, on dispose d'environ 10 ans d'analyse d'images satellitaires (Behrenfeld *et al.*, 2006).

Au niveau français, le réseau de surveillance REBENT se focalise sur différentes biocénoses (*e.g.*, herbiers marins intertidaux, gisements de maërl, récifs de vers marins, des habitats rocheux) afin de détecter - d'un point de vue quantitatif et qualitatif - les changements au niveau des

communautés (échelle biennale) et afin de développer une cartographie des habitats (<http://www.rebent.org/>). Si environ 10 stations sont surveillées sur les côtes bretonnes, ce réseau a pour objectif de se développer pour atteindre une couverture nationale.

Historiquement, l'*océan profond* était considéré comme un environnement relativement stable, protégé des déterminants climatique et géologique qui influencent les écosystèmes marins côtiers littoraux et terrestre. Ce n'est que récemment qu'une surveillance sur le long terme a commencé à révéler des tendances significatives sur plusieurs sites expérimentaux profonds (Billett *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2006). Les sédiments vaseux profonds représentent l'habitat le plus largement répandu à la surface solide du globe, occupant approximativement 96% du plancher océanique (Glover and Smith, 2003). Avec une profondeur moyenne de l'ordre de 3800m, ce sont également les habitats les moins accessibles. Par exemple, la plaine abyssale de « Porcupine » (PAP) se situe à 4850 m de profondeur dans l'Atlantique Nord – Est. Ce site expérimental a été échantillonné de différentes façons et à fréquence variable sur une période de plus de 15 ans. La série de données la plus complète concerne les invertébrés de la mégafaune (1989-2005) et les poissons (1977-1989 et 1997-2002) échantillonnés au moyen d'un chalut de fond « semi-balloon otter trawl ». L'abondance de la mégafaune s'est accrue d'un facteur 3 de 1989 à 2002 et des changements majeurs dans la composition spécifique sont apparus. Ces séries temporelles suggèrent que les changements à l'échelle de la décennie sont apparus parmi la faune endogée de foraminifères du site PAP, de façon plus ou moins concomitante à ceux de la mégafaune, aussi bien que les indications d'événements de plus courte durée sont corrélés aux apports ponctuels phyto-détritiques saisonniers.

Bien que les écosystèmes des grands fonds – suintements et sites hydrothermaux – soient directement influencés par différents processus physico-chimiques des habitats sédimentaires, leur faune partage une évolution d'origine récente (Little and Vrijenhoek, 2003) démontrant qu'ils sont probablement sous des contraintes physiologiques et métaboliques communes. De nouvelles informations émergent sur les changements à long terme au niveau des sources hydrothermales, démontrant combien la dynamique géologique influence la biologie au cours d'échelles décennales (Sarrazin *et al.*, 1997). En général, les données de séries temporelles sont issues de campagnes océanographiques initiées en réponse à des éruptions majeures (e.g., l'éruption de 1991 à 9°N), ou bien encore en rapprochant les données de plusieurs campagnes ponctuelles qui n'étaient pas à l'origine conçues pour ces études temporelles. Dans la majorité des cas, les données biologiques sont sous des formats vidéos avec des prélèvements restreints afin de ne pas impacter les communautés observées. Douze sites hydrothermaux ont été identifiés comme ayant de longues séries temporelles d'intérêt (à ce jour, les champs hydrothermaux les mieux documentés sont 9°N/EPR et Lucky Strike/MAR). Les suivis répétés sur les sites de suintements froids sont rares (principalement localisés sur le site "Haakon Mosby" dans la zone arctique de la marge scandinave), ou sont encore non publiés, et seulement des déductions sont souvent effectuées pour ce qui concerne la biologie de ces suintements froids. Pour les écosystèmes chimiosynthétiques d'origine biologique (e.g., carcasses de baleines), les séries temporelles sont disponibles à partir de sites expérimentaux situés dans le Pacifique Nord Est et dans les fjords de la côte ouest suédoise.

CONCEPTUALISATION DE LA BIODIVERSITE

Modèles conceptuels

Les pressions environnementales et anthropiques modifient les caractéristiques de la biodiversité, impliquant les options de gestion à contrôler ou à compenser celles-ci afin d'atteindre les objectifs d'exploitation et de préservation. Les modalités de gestion sont restreintes à des modifications des pressions anthropiques à des échelles annuelle ou décennale. Cependant ces décisions de gestion doivent être mieux renseignées en ce qui concerne les pressions environnementales et les interactions majeures entre les pressions anthropiques et environnementales. Un des modèles conceptuels qui peut être utilisé dans la caractérisation de ces relations est celui initialement proposé par l'OCDE (1997, 1999) basé sur la trame « Pression, état, réponse » (PSR), considérant les pressions anthropiques, l'état de la biodiversité et la réponse de gestion.

Le modèle « PSR » se fonde sur la reconnaissance que l'homme exerce des pressions sur l'environnement qui se traduisent par un changement d'état. Si ce changement d'état est contraire aux objectifs sociétaux, alors la société réagit en développant des modalités de gestion portant soit sur l'environnement ou sur des approches réglementaires socio-économiques, qui ont pour objectifs de prévenir, réduire ou compenser les pressions et atteindre les états désirés. La mise en oeuvre de la trame « PSR » nécessite une base évidente de connaissances qui puisse permettre d'établir des corrélations entre « pression » et « état » afin de surveiller celui-ci en relation avec les objectifs de gestion et prévoir comment la réponse de gestion modifie les pressions et donc, en retour, l'état (fig. 26, 27, 28). Les relations entre « PSR » ne sont pas nécessairement constantes au cours du temps, compte tenu des changements des déterminants environnementaux et socio-économiques sous-jacents aux pressions (Levrel *et al.*, 2009). Bien que la trame PSR soit utilisée ici, des trames plus complexes ont été développées comme l'approche « DPSIR » (« drivers », « pressure », « stat », « impac », « res-ponse »), qui intègre de façon supplémentaire les déterminants et les impacts. Dans celui-ci, les déterminants anthropiques (D), tels que la demande alimentaire conditionnée par la croissance de la population humaine, exercent une pression (P) sur l'environnement à travers, par exemple, des pressions de pêche plus fortes, changeant

ainsi le statut en biodiversité (S) par l'extraction ou la réduction de l'abondance des espèces de poissons les plus vulnérables. Ces changements d'état ont des impacts (I) sur la société, tels que l'échec d'atteindre les objectifs définis par le sommet mondial sur le développement durable. La réponse de la société (R) à cette situation vise à contrôler les pressions et les déterminants. Cette approche intégrée a été adoptée par l'Agence européenne de l'environnement (AEE) pour sa production de rapports (*e.g.*, *État de l'environnement européen*) (EEA, 2006). Cependant le fonctionnement sous-jacent de cette approche ne diffère pas fondamentalement du modèle « PSR ». L'efficacité d'une telle approche est conditionnée par la capacité à mesurer les pressions, l'état, et les réponses et, de fait, à comprendre les relations entre elles. Comprendre comment les pressions anthropiques modifient l'état et comment les modalités de gestion modifient les pressions, est la seule voie permettant aux gestionnaires de modifier la biodiversité pour atteindre les objectifs sociétaux. L'analyse de l'« état » sera focalisée sur l'inventaire de la biodiversité existante, sur sa localisation et sur le développement des outils et des méthodes de mesure nécessaires à sa description. Ceci souligne à nouveau le besoin de comprendre comment les processus écologiques

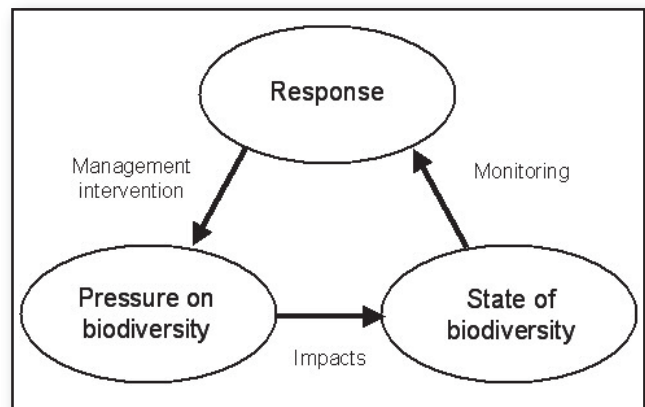
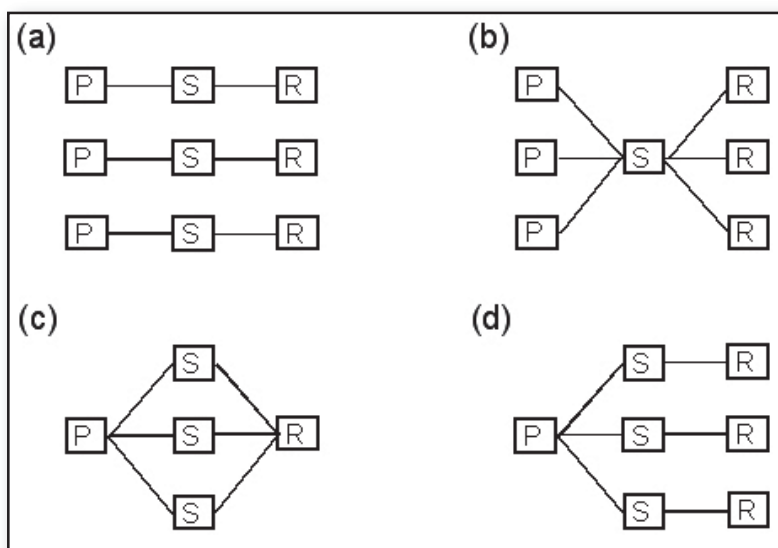


Figure 26
Relations entre « pression », « état » et « réponse ». L'état de la biodiversité est une conséquence des processus écologiques, d'évolution et des pressions environnementales et anthropiques. Le statut de la biodiversité (S) est surveillé afin d'évaluer les progrès en lien avec les objectifs de gestion ; et la différence entre un « état » espéré (les objectifs) et la situation réelle, influence les réponses adoptées de gestion. Une réponse, en fait typiquement une modalité de gestion, est prise pour modifier les pressions et donc au final l'état.

Figure 27

Exemples des relations potentielles liant les pressions anthropiques et l'état de la biodiversité (e.g. pour différentes communautés) et les réponses de gestion



et d'évolution ont façonné la biodiversité d'un point de vue spatio-temporel et le besoin de recherches pour quantifier comment les tendances de biodiversité influencent les fonctions et la production de services écosystémiques.

Ainsi, du point de vue d'un modèle « DPSIR », la plupart des modèles écologiques fournissent des informations relatives à l'« état » et aux « impacts » (fig. 29 ; voir synthèse, Klok *et al.* 2009). Objectivement, ces modèles écologiques doivent être en mesure de recevoir les « entrées » issues des modèles de pression et de fournir des simulations utiles pour les modèles de réponses utilisés dans le cadre de la trame « DPSIR ». Une classification des modèles a été proposée par Klok *et al.* (2009) basée sur leur niveau d'intégration biologique et leur résolution spatiale (fig. 29).

Les analyses de pression doivent préciser comment la biodiversité, ses fonctions et les services issus de celle-ci vont répondre aux pressions anthropiques, tout en considérant les interactions avec l'environnement et les évolutions futures envisagées des pressions. Les analyses des réponses vont se focaliser sur l'évaluation des performances des systèmes de gestion pour atteindre les objectifs sociétaux tels que la préservation de la biodiversité et le développement des méthodes nécessaires au suivi des performances de gestion. Dans la mesure où la gestion de la biodiversité se résume à la gestion des pressions anthropiques, l'analyse des réponses doit inclure logiquement une composante socio-économique significative pour comprendre comment les hommes sont impactés et répondent aux modalités de gestion.

Une gamme très large de pressions anthropiques peut modifier la biodiversité (tab. 5). Ces pressions peuvent agir de façon antagoniste, additionnelle ou encore syner-

gique pour la modifier. Si la trame conceptuelle « PSR » est une approche simple et utile, la conceptualisation des liens entre « pression » et « état » peut être complexe. Des réponses multiples peuvent ainsi être nécessaires pour modifier l'« état ». De façon similaire, une pression peut impacter différents aspects de l'état de la biodiversité (fig. 27).

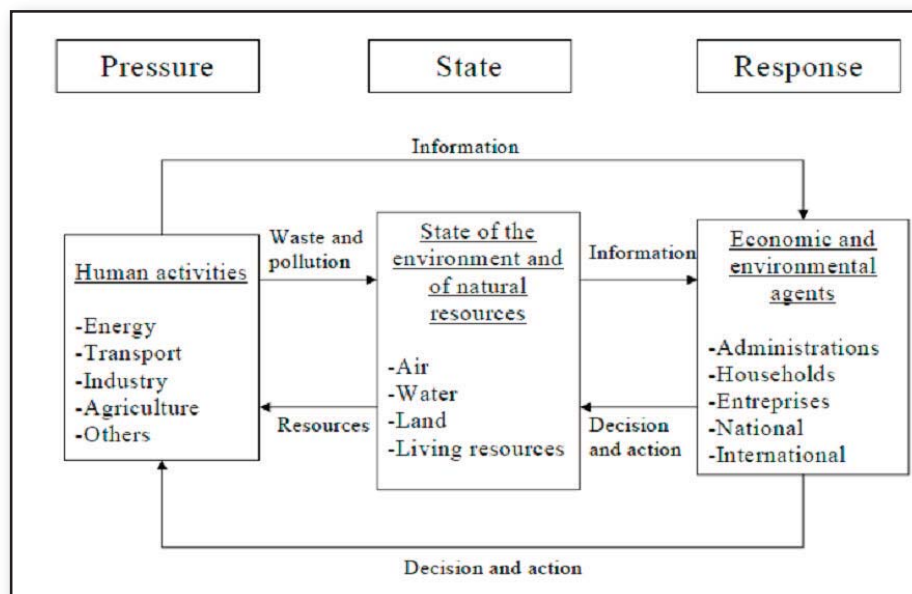
Les options de gestion qui peuvent être utilisées pour modifier les pressions dans l'environnement marin peuvent être présentées selon les catégories suivantes :

► les contrôles d'entrée: les mesures de gestion qui permettent le contrôle de la quantité d'activité humaine permise,

Tableau 5
Pressions influençant la biodiversité. Basé à partir du tableau n°2 (EC, 2008)

- Pertes physiques: lissage et colmatage
- Dommages physiques: sédimentation, abrasion et extraction
- Perturbations physiques: bruit sous-marin, macro-déchets
- Interférences avec des processus hydrologiques: changements de régime thermique et salin
- Contamination par des substances dangereuses: composés synthétiques et non synthétiques, substances radioactives
- Niveau de nutriments et enrichissement de matière organique
- Perturbations biologiques: pathogènes, introductions d'espèces invasives, exploitation

Figure 28
Présentation de la structure
du modèle « PSR »
et des données associées
(OECD, 2004
d'après Levrel et al, 2009).



- les contrôles de sortie: les modalités de gestion qui contrôlent le degré de perturbation autorisé,
- les méthodes de contrôle spatio-temporel: modalités de gestion qui permettent de définir où et quand les activités perturbantes sont autorisées,
- les mesures permettant une coordination de gestion: les outils pour garantir une coordination,
- des mesures économiques incitatives: des mesures de gestion qui apportent un bénéfice économique aux utilisateurs de la biodiversité quand ils modifient leurs pressions pour faciliter l'atteinte des objectifs,
- des mesures de compensation et de remédiation,
- la communication, les implications des partenaires et l'accroissement de l'éveil du public (ICES 2005, EC 2008)

Les indicateurs de « pressions-état-réponses » permettent d'évaluer les pressions pour lesquelles les activités humaines s'exercent sur la biodiversité et d'identifier les réponses sociales qui peuvent compenser les effets négatifs de ces pressions⁸ (fig. 28). Ces indicateurs furent élaborés par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) au cours des années 1990 (OECD, 1994; Lehtonen, 2002). Actuellement, les indicateurs PSR jouent un rôle dans le domaine des indicateurs d'interactions. Ils ont inspiré les indicateurs des déterminants « pressions-état-impacts-réponses » de l'Agence européenne de l'environnement (EEA, 2003), les indicateurs des déterminants « état-réponses » de la Commission pour le développement durable (CSD, 2001) et l'utilisation des indicateurs « pressions-état-réponses » de la convention Diversité biologique (UNEP, 2003). Ces indicateurs représentent la trame de réf-

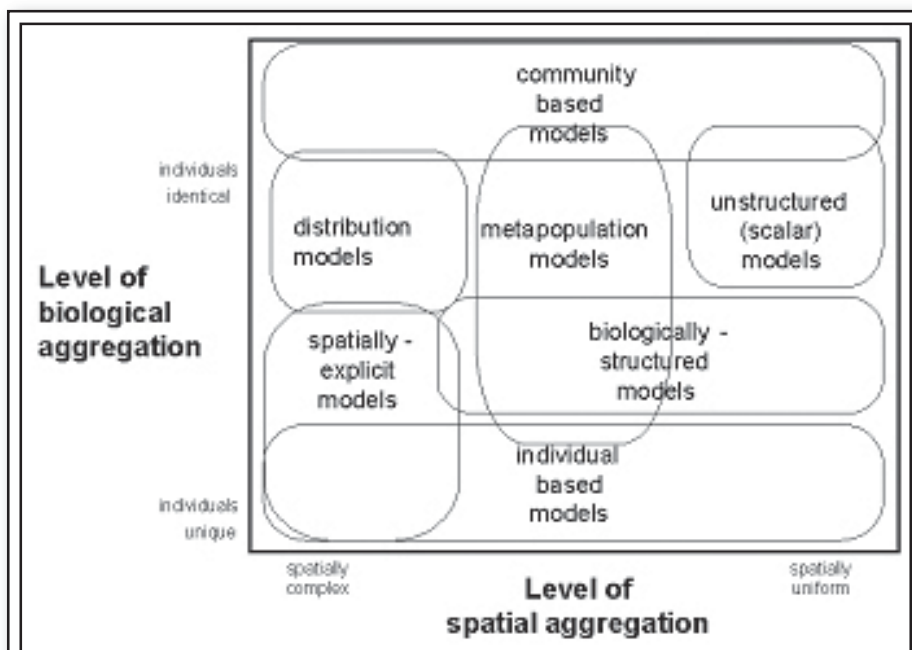
rence dominante pour illustrer les interactions société-nature. Les indicateurs PSR fournissent effectivement un outil simple et utile pour formaliser les problèmes environnementaux du fait de sa structure intuitive, la pression anthropique sur l'environnement et réponses politiques pour adopter des solutions. Cependant, des critiques ont souligné les limites théoriques de cette trame de fonctionnement depuis la première publication de l'OCDE concernant ces indicateurs PSR (OECD, 1994; Hukkinen 2003; Wolfslehner and Vacik 2008). En particulier, les difficultés associées à la définition des relations de « cause à effet » entre les trois compartiments de la structure PSR, suggèrent qu'elle tend à trop simplifier les interactions complexes « société-écologie ».

C'est pour améliorer la compréhension des interdépendances entre le développement humain et les objectifs de protection que fut lancée, en juin 2001, l'« évaluation pour le millénaire » (« Millennium Ecosystem Assessment ») par Kofi Annan. D'une durée de quatre ans, avec une participation de 1 360 scientifiques originaires de 95 pays et un comité d'organisation indépendant de 80 personnes pour valider les résultats du programme de recherche, son but était d'informer les gouvernements, les organisations non gouvernementales, les scientifiques et le grand public sur les changements des écosystèmes et leurs effets sur le bien-être humain (MEA, 2003). Ce fut le premier programme à grande échelle dont le but était l'intégration des aspects économiques, écologiques et sociétaux dans la thématique de la préservation de la biodiversité. L'originalité du MEA a résidé dans la proposition d'une perspective multi-échelle, multi disciplinaire et intégrée, en soulignant les interdépendances entre les volets socio-économiques et les

dynamiques écologiques (fig. 30). Ainsi il questionne sur les liens entre les aspects de préservation et du développement mais articule également les changements globaux avec les tendances locales. Ainsi, la biodiversité est ici considérée comme un soutien aux services écosystémiques (approvisionnement, régulation, sup-

port et culturel). Le bénéfice de cette approche est de permettre des compromis entre différents types de services fournis. La structure logique du MEA est divisée en quatre « boîtes » associées par des interactions. Les services écosystémiques sont divisés en quatre catégories: services de maintien qui font référence aux pro-

cessus élémentaires sans lesquels la dynamique du vivant n'aurait pas lieu, des services d'approvisionnement qui sont en lien direct avec l'utilisation des ressources vivantes, les services de régulation qui garantissent le bon fonctionnement des écosystèmes et les services culturels qui ont un rôle social. Le « bien-être » est défini comme "l'opportunité d'être en mesure de réaliser ce que l'individu valorise au niveau de l'« être » et du « faire ». C'est la phrase que l'UNDP mentionne lorsqu'il parle de développement humain. Cette notion de développement humain est différente d'une vision utilitariste traditionnellement adoptée par la Banque mondiale (définition des niveaux de bien-être à partir des revenus). Les forces directrices directes font référence aux éléments induisant des changements sans équivoque dans les processus écosystémiques. Ce sont, en particulier, le changement global, les destructions d'habitat, les espèces invasives, la surexploitation des ressources et les pollutions. Les forces indirectes correspondent aux éléments qui ont des effets plus ou moins diffus sur les forces directes. Ce sont, dans le cadre du MEA, les paramètres économique, démographique, culturel, socio-politique, scientifique et technique.



Modèles de distribution. Ils ont pour objectif de prédire la répartition spatiale d'une espèce. Ces modèles sont typiquement basés sur des systèmes d'information géographique (SIG). Le compartiment benthique est souvent peu modélisé dans le détail, incluant généralement des processus globaux pour la dégradation microbienne et le recyclage consécutif des nutriments.

Modèles de communautés. Ils incluent soit de nombreuses espèces et sont alors restreints dans la dynamique inter-espèces (généralement des modèles trophiques) ou restreignent le nombre d'espèces et sont alors particulièrement solides à décrire les interactions dynamique entre les espèces (modèles de chaînes trophiques).

Modèles individuels. Les besoins en données sont très spécifiques aux espèces modélisées. Ils considèrent les informations individuelles aussi bien que les données environnementales, e.g. qualité d'habitat; types; structures; ainsi que la répartition spatiale des stress environnementaux.

Modèles de métapopulations. Ils prennent en compte la distribution spatiale disjointe de plusieurs populations en les simulant sous forme d'un jeu de sous populations interactives. Le niveau d'intégration biologique peut couvrir les indices, les espèces et les individus.

Modèles structurés biologiquement. Ces modèles attribuent des caractéristiques démographiques ou des caractéristiques de vie à des classes uniques d'individus de la population.

Figure 29
Classification et caractéristiques des modèles écologiques proposées par Klok et al. (2008).

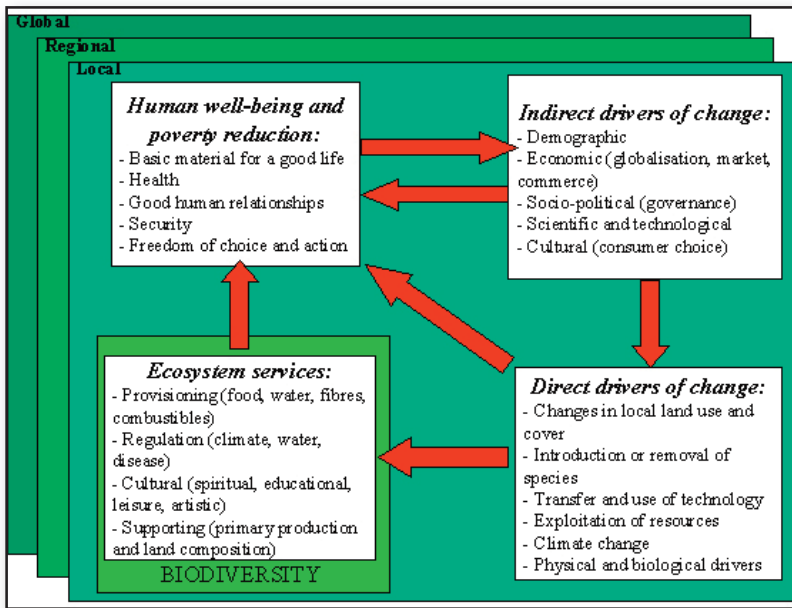


Figure 30
The Millennium Ecosystem Assessment model
(Source: MEA, 2005, pp. 13-14)

Le caractère intuitif de la trame structurelle du PSR a permis de démocratiser ce modèle, en particulier des économistes et des écologues, qui y voient un outil pédagogique efficace. Cependant, l'OCDE reconnaît que cette trame est biaisée dans le sens où elle suggère que les relations humaines et l'état de la biodiversité⁹ sont linéaires, ce qui sous-estime la complexité des interactions. C'est la raison pour laquelle il est possible d'améliorer cette structure logique en ajoutant de nouveaux compartiments (fig. 31). Premièrement, de façon similaire à la structure OCDE, la biodiversité doit être caractérisée avec des références à l'« état » et à l'homme

en tant que source de changement à travers ses activités « anthropiques ». Malgré tout, il peut être utile d'inclure un nouveau compartiment décrivant les « services écosystémiques » fournis par les composants de la biodiversité afin de souligner les interactions positives entre la préservation de la biodiversité et le développement humain. Les indicateurs de « réponse » se focalisent sur les mesures que la société peut prendre pour ralentir l'érosion de la biodiversité mais ne prennent pas en compte les « capacités » de réponse des contributeurs. En fait, les indicateurs de réponse soulèvent un problème fondamental. Si ces indicateurs incorporent les meilleures ré-

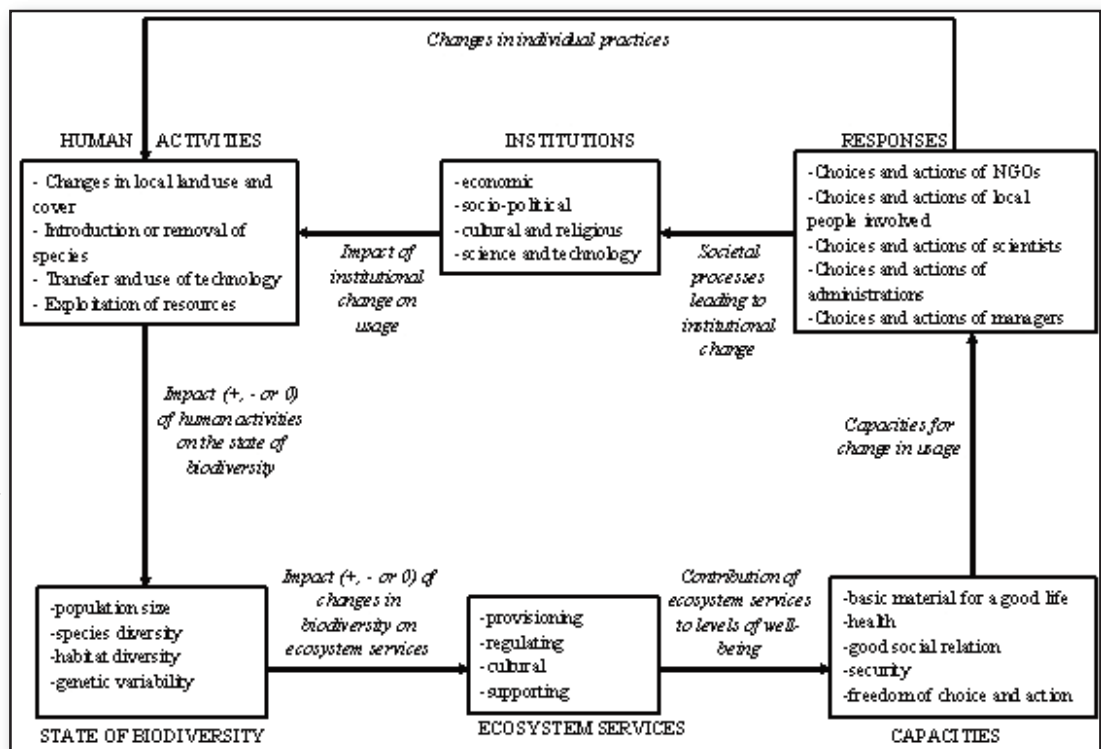


Figure 31
Un modèle alternatif combinant l'approche du MEA et l'approche conceptuelle « PSR »
(source: Levrel and Bouamrane, 2008)

ponses d'un point de vue des experts, alors nous disposons d'un outil normatif qui effectivement substitue une volonté publique par une vision d'expert. Cependant, les indicateurs de réponse sociale proposés par les organisations de préservation de la biodiversité n'ont jamais été testés par une discussion publique. De plus, lorsque l'on questionne le public local concerné par ce problème, on remarque que les réponses adoptées pour contrecarrer l'érosion de la biodiversité varient très largement (Levrel et Bouamran, 2008). Cette diversité de réponses permet de souligner le caractère « politique » de cette catégorie d'indicateurs. Les indicateurs de réponse peuvent être utiles aux gestionnaires que s'il les connectent aux autres indicateurs qui nous informent sur nos capacités individuelle et collective de réponse et également sur l'efficacité de ces réponses. Les capacités de réponse individuelle sont directement corrélées au degré de dépendance des populations aux ressources qu'elles utilisent. Les capacités de réponse collective incluent les « institutions » qui permettent aux populations locales de prendre en charge la gestion des ressources dont ils dépendent. Finalement, l'efficacité des réponses sera largement une fonction de la légitimité du processus qui le lie à l'adoption de ces mesures. Sur la base de ces différentes critiques, on peut proposer une nouvelle structure pour l'identification des indicateurs d'interactions qui prennent en charge à la fois les indicateurs PSR et la structure du MEA (fig. 31).

Le modèle structurant ce rapport

La trame conceptuelle du « PSR » adoptée pour ce rapport propose d'adresser explicitement les interactions anthropiques avec l'état de la biodiversité. Elle considère que la gestion de la biodiversité est avant tout la gestion des pressions qui s'exercent sur elle. Cependant, les relations « PSR » doivent également être considérées dans le contexte des processus écologiques et d'évolution qui sous tendent l'état de la biodiversité impactée par les

pressions anthropiques. Par ailleurs, les pressions et les réponses de gestion vont dépendre de l'environnement qui finalement affecte et influence la société. En reconnaissant ces interactions supplémentaires et la thématique de recherche nécessaire pour pouvoir tenir compte de ces interactions, on conçoit que le modèle « PSR » soit englobé dans un contexte défini par la société et l'environnement. Ainsi les relations entre "pressions" - "état" et "réponses" seront directement dépendantes du contexte et plusieurs besoins en priorités de recherche devront se focaliser sur les façons dont ces liens entre pressions-état-réponses peuvent être modifiés par l'environnement et la société.

Ceci souligne le besoin de développer des scénarios qui permettent de considérer les relations « PSR » dans des contextes de changements potentiels de la société et de l'environnement. Le développement de scénarios doit permettre de mieux évaluer et comprendre comment les liens entre « PS » et « R » peuvent dépendre de développements futurs incertains puisque les scénarios représentent différentes visions du déroulement du futur.

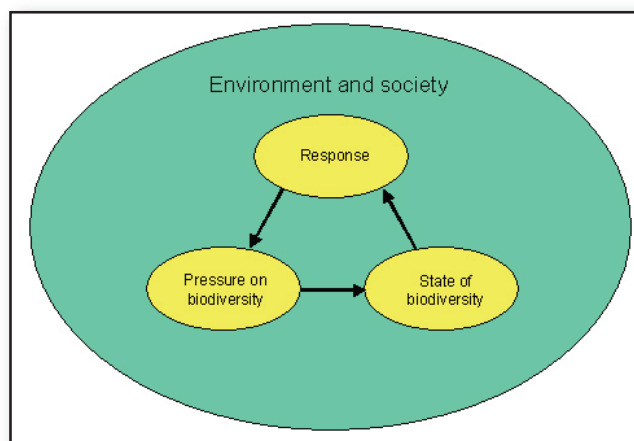


Figure 32
Les relations définies dans le cadre de la trame conceptuelle "PSR" sont toutes dépendantes de l'environnement et de la société.

MESURER LA BIODIVERSITÉ

Mesure de la biodiversité au moyen de la directive-cadre européenne «Stratégie pour le milieu marin»

La directive-cadre sur la Stratégie pour le milieu marin implique que la Commission européenne produise pour juillet 2010 les standards méthodologiques et les critères pour développer une approche cohérente afin d'atteindre le « bon état écologique » (GES). Un groupe d'experts CIEM-JRC a été chargé de proposer ces méthodes et critères pour le descripteur n°1 « Biodiversité » (objectif : la diversité biologique doit être maintenue). Sont considérées la qualité des habitats, la distribution et l'abondance des espèces ainsi que les conditions physiographiques, géographiques et climatiques. L'une des premières tâches du groupe de travail fut de définir les termes de référence du descripteur. Pour le terme « diversité biologique », le groupe a utilisé la définition fournie par la convention Diversité biologique (CBD, 1992) et le terme « maintien » a été considéré comme : pas de perte supplémentaire de biodiversité au sein des espèces, entre les espèces et les habitats/communautés; et les écosystèmes - à des échelles appropriées - devront être à un niveau écologique qui puisse permettre une restauration de la biodiversité et un maintien au dessus des limites auxquelles les conditions intrinsèques le permettent, et avec un usage durable des ressources. Par voie de conséquence, le GES est considéré comme atteint lorsqu'aucune perte supplémentaire de diversité de gènes, d'espèces et d'habitats/communautés aux échelles appropriées n'apparaît et lorsque les composantes détériorées de la biodiversité peuvent être restaurées aux niveaux sélectionnés - là où les conditions environnementales intrinsèques le permettent.

Le groupe de travail a recommandé que les niveaux d'organisation écologique pour les évaluations de la biodiversité doivent considérer les états :

- des espèces (en incluant la variabilité intra-spécifique, là où approprié),
- des habitats/communautés,
- du paysage,
- de l'écosystème.

De plus, les experts ont recommandé que la diversité biologique doit être considérée dans les domaines suivants et les groupes identifiés dans les annexes de la directive initiale :

- les communautés benthiques prédominantes ainsi que les types de colonne d'eau,
- les types d'habitats classés (sous la législation européenne ou des conventions internationales),
- les habitats de secteurs particuliers (e.g., soumis à pression ou en zones protégées),
- les communautés biologiques associées aux habitats benthiques prédominants et aux types de colonnes d'eau,
- les poissons, mammifères marins, reptiles, oiseaux,
- les autres espèces (sous régime communautaire ou des conventions internationales),
- les espèces exotiques, non endémiques et les formes génétiques distinctes des espèces natives.

La Commission européenne a utilisé les recommandations fournies par le groupe de Travail pour formaliser, en mai 2010, un accord sur les outils et méthodes qui seront utilisés pour atteindre le bon état écologique. Ce processus a pour unique objectif de fournir ces critères et méthodes ; les paramètres n'étant pas définis précisément à un niveau de détails opérationnels. Par la suite, la difficulté sera de définir les niveaux et objectifs ciblés pour le bon état écologique. Ceci fournit des opportunités de recherche à l'Ifremer à la fois pour travailler sur la définition et la mise en place opérationnelle des indicateurs, et pour identifier les conséquences socio-économiques d'atteinte des objectifs du « bon état écologique ».

Par ailleurs, la Commission européenne a récemment initié un dialogue sur les objectifs appropriés en matière de biodiversité au-delà des objectifs de 2010 (EC, 2010). Quatre options potentielles ont été proposées pour des objectifs à 2020 :

- réduire significativement le taux de perte de biodiversité et de services écosystémiques dans l'Union européenne pour 2020,
- arrêter les pertes de biodiversité et de services écosystémiques dans l'Union Européenne pour 2020 - le même objectif que pour 2010 mais en attribuant plus de temps pour l'atteindre,

- arrêter les pertes de biodiversité et de services écosystémiques dans l'Union européenne pour 2020 tout en les restaurant dans la mesure du possible,
- arrêter les pertes de biodiversité et de services écosystémiques dans l'Union européenne pour 2020 tout en les restaurant dans la mesure du possible et promouvoir les contributions européennes pour prévenir des pertes de biodiversité à une échelle globale. Clairement, quelle que soit l'option finalement retenue, elle nécessitera le développement d'indicateurs appropriés pour suivre l'évolution de la biodiversité et des services écosystémiques.

Mesurer la diversité génétique

Darwin (1896) fut le premier à considérer l'importance de la génétique dans le maintien des populations naturelles. Bien que le domaine de la génétique de la préservation, qui a pour objectif de conserver le potentiel évolutif et le maintien des populations sauvages et d'élevage, se soit constamment développé depuis cette époque, il reste un besoin de démonstration empirique de la relation entre la diversité génétique et les caractères de « fitness » tels que la viabilité et la fertilité. Les approches initiales de classement et d'attribution de la diversité génétique à partir de la variabilité phénotypique (Carvalho, 1998) ont été progressivement remplacées depuis les années 1960 par des approches contemporaines utilisant une gamme de marqueurs génétiques (Beebe et Rowe, 2008). Quelque soit la méthode technique adoptée, le fondement de telles approches est d'employer des marqueurs stables et héréditaires afin d'identifier les génotypes qui caractérisent les individus, les populations ou les espèces. De façon importante, il existe deux composantes essentielles pour mesurer la diversité génétique chez les populations sauvages : premièrement, les niveaux de diversité génétique trouvés au sein même des populations, typiquement décrite par le nombre d'allèles par locus, l'hétérozygotie ou niveau de polymorphisme génétique (voir encadré) et le niveau de différenciation génétique entre les populations, exprimées par des mesures telles que F_{ST} , l'indice de fixation, qui est une mesure de la différenciation des populations, la distance génétique, basée sur les données de polymorphisme génétique, telle que les SNPs (« [single-nucleotide polymorphisms](#) - SNPs) ou microsatellites. C'est un cas particulier des statistiques F, un concept développé dans les années 1920 par [Sewall Wright](#). F_{ST} est simplement la corrélation d'allèles sélectionnés de façon aléatoire au sein même de

sous populations avec ceux détectés dans l'ensemble de la population. Ceci est souvent exprimé comme la proportion de la diversité génétique due aux différences de fréquence des allèles entre les populations. Cette comparaison de la variabilité génétique dans - et entre les populations est fréquemment utilisée dans le champ thématique de la génétique des populations. Plusieurs définitions de F_{ST} ont été utilisées, toutes mesurant des quantités différentes mais corrélées. Une définition classique est :

$$F_{ST} = \frac{\Pi_{\text{Between}} - \Pi_{\text{Within}}}{\Pi_{\text{Between}}}$$

où Π_{Between} et Π_{Within} représentent les différences du nombre moyen de paires entre deux individus échantillonnés de différentes (Π_{Between}) ou bien encore de mêmes populations (Π_{Within}). La différence moyenne du nombre de paires au sein d'une population peut être calculée à partir de la somme des différences de paires divisée par le nombre de paires. On doit noter que lors de l'utilisation de cette définition de F_{ST} , la valeur Π_{Within} doit être calculée pour chaque population puis moyennée. Autrement, l'échantillonnage aléatoire des paires au sein des populations donne plus de représentativité à la population possédant l'échantillonnage le plus large. L'estimation des niveaux de différenciation génétique entre les populations est importante car une telle composante de la divergence va typiquement représenter une variation locale adaptative: des caractéristiques qui améliorent les performances et le maintien des populations exposées à la variation environnementale.

Bien que les premiers marqueurs moléculaires se soient focalisés sur l'utilisation de la variabilité des protéines ou allozymes, les approches contemporaines emploient typiquement une des classes de séquences d'acides nucléiques comme les microsatellites (SNPs). Quelque soit la méthode employée, le principe est commun pour tous : détecter la variabilité génétique dans les séquences d'acides nucléiques et utiliser ces données pour comparer les relations que cela soit une comparaison de fréquences d'allèles entre les populations, ou bien une divergence d'acide nucléique entre les espèces (voir encadré). L'important avantage d'employer ces marqueurs si ubiquistes est le potentiel de comparaison élevé à travers différents niveaux taxinomiques. Ceci facilite la recherche des mécanismes utilisés pour façonner l'étendue et le dynamique de la diversité génétique au sein des populations naturelles.

ESTIMATION DE LA DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE

Trois mesures de la diversité génétique sont couramment utilisées:

- **la proportion des loci polymorphiques** : proportion ou pourcentage des loci étudiés qui révèlent plus d'un allèle dans la population. Du fait que la qualité de l'échantillonnage est particulièrement importante pour cette mesure (plus le nombre d'individus échantillonnés sera grand, plus forte sera la probabilité de trouver un allèle alternatif), le biais de la taille de l'échantillonnage est réduit par l'utilisation de P_{99} or P_{95} . P_{99} est la proportion de loci polymorphiques, mais avec la présence de l'allèle le plus commun à une fréquence inférieure à 99 %. P_{95} est plus rigoureux car la fréquence la plus commune ne doit pas dépasser 95 % (signifiant que les allèles mineurs ne doivent compter que pour 5 % du total) ;
- **la richesse allélique**, qui est le nombre moyen d'allèles par locus, moyenné par le nombre de loci utilisés dans l'étude ;
- **l'hétérozygotie**, qui inclut à la fois l'hétérozygotie observée (H_o), la proportion moyenne d'individus hétérozygotes vis-à-vis des loci, ou la proportion moyenne de loci pour lesquels un individu est hétérozygote, et l'hétérozygotie espérée (H_e), qui est la proportion envisagée de fréquences d'allèles dans l'échantillon en considérant que la population est dans l'état d'équilibre de Hardy-Weinberg.

Pour des données d'haplotypes (tels que l'ADN mitochondrial, le polymorphisme de longueur des fragments de restriction (mtDNA « RFLP »)), une estimation simple de la diversité (D) peut être calculée de $D = 1 - \sum x_i^2$, où x_i est la fréquence du i ème allèle. Pour une comparaison complète des séquences, la diversité nucléotidique (π) peut être estimée en utilisant $\pi = \sum p/n_c$, où p est la proportion des différents nucléotides entre les séquences d'ADN et n_c qui est le nombre total de comparaisons, donné par $n_c = 0.5(n-1)$, avec n , le nombre d'individus séquencés

Mesurer la diversité spécifique

La diversité a été mesurée de différentes façons (Magurran, 1988). Ces mesures vont du comptage exhaustif du nombre d'espèces observées (richesse spécifique) aux statistiques qui indiquent à la fois la richesse et la façon dont est répartie la totalité des individus entre le nombre total d'espèces (équité). Lorsque l'on utilise les indices d'équité, une communauté à fort niveau de similarité et à faible dominance, est considérée comme plus diverse qu'une population ayant le même nombre d'espèces mais avec un faible similarité et une forte dominance (où peu d'espèces contribuent à la majorité de l'abondance totale). Des exemples d'indice de diversité proposés sont présentés dans le tableau 6 et les autres sont résumés dans Magurran (1988).

Les indices de diversité ont été largement utilisés pour décrire des tendances spatiales de la diversité de la faune marine et pour évaluer ces changements spatio-temporels en réponse aux impacts anthropiques (Clarke and Warwick, 1994). Cependant la compréhension des mécanismes de fonctionnement des réponses de ces indices aux impacts anthropiques reste très limitée (e.g., Greens-treet *et al.* 1998) même si des tentatives de modélisation de ces processus ont été menées (e.g., Hall *et al.* 2006).

Les indices de diversité offrent des possibilités statistiques, mais disposent de peu d'information sur la distribution globale des individus entre espèces. Une alternative proposée est d'évaluer les relations entre espèces et abondance via des techniques graphiques.

Les techniques les plus couramment utilisées pour cette question sont les courbes de dominance et de dominance k . Les courbes de dominance correspondent aux abondances de chaque espèce, après classement par abondance, exprimée sous forme de pourcentage de l'abondance totale de toutes les espèces et tracées en fonction du log du rang. Les courbes de dominance k sont des abondances cumulées classées tracées en fonction du log du rang de l'espèce, de telle façon que les courbes les plus élevées correspondent à une diversité réduite. L'échelle de l'abondance cumulée est souvent exprimée en log ou en transformation log. (Clarke et Warwick, 1994).

Les méthodes précitées attribuent le même poids aux espèces, quelque soit leur relations taxinomique ou phylogénique. De cette façon, les indices de diversité précédents suggèrent qu'une communauté de quatre espèces relativement éloignées avec une certaine abondance a la même diversité qu'une communauté de quatre espèces proches avec le même niveau d'abondance. Les indices de diversité basés sur la taxinomie

Tableau 6

Présentation de plusieurs indices de diversité spécifique traditionnellement utilisés. De Jennings et Reynolds (2000).

Index	Measures	Formula	Notes
Species richness (S)	Number of species	S	
Margalef (D)	Number of species for given number of individuals	$(S-1)/\ln N$	1
Menhinick's (D)	Number of species for given number of individuals	S/\sqrt{N}	
Shannon Wiener (H')	Richness and equitability	$-\sum p_i \ln p_i$	2
Evenness (for H')	Evenness	H'/H_{\max} or $H'/\ln S$	
Brillouin (HB)	Richness and equitability	$(\ln N! - \sum \ln n_i!)/N$	3
Pielou Evenness (for HB)	Evenness	HB/HB_{\max}	
Simpsons (D)	Dominance	$\sum(n_i(n_i-1)/N(N-1))$	4
Hill N_0	Number of species	S	5
Hill N_1	Number of 'abundant' species	$\exp H'$	
Hill N_2	Number of 'very abundant' species	$1/D$	6
Taxonomic diversity (Δ)	Species diversity with taxonomic separation	$[\sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j] / [n(n-1)/2]$	7
Taxonomic distinctness (Δ^*)	Taxonomic distinctness without species diversity	$[\sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j] / [\sum_{i < j} x_i x_j]$	7
Taxonomic distinctness (Δ^+)	Taxonomic distinctness for presence/absences data	$[\sum_{i < j} \omega_{ij}] / [s(s-1)/2]$	7

Notes : 1. S= nombre d'espèces et N= nombre d'individus. 2. Avec p_i qui est la proportion d'individus de l'ième espèce. L'indice de Shannon-Wiener considère un échantillonnage aléatoire d'une population infinie et que toutes les espèces présentes sont représentées dans l'échantillon. En réalité, la vraie valeur de p_i est inconnue et est estimée par n_i/N . 3. De façon alternative à Shannon-Wiener est utilisé pour décrire une collection connue. La formule appropriée pour décrire une large communauté à l'infini serait $\sum p_i^2$ où p_i est la proportion d'individus dans la nième espèce. 4. Donne la probabilité qu'une des deux espèces échantillonnées au hasard d'une large population appartienne à différentes espèces, puisque D croît avec une diversité décroissante - cet index est souvent exprimé sous le format 1-D ou 1/D. 5. Hill proposa une famille de diverses mesures de la diversité, variant de celles portant sur les espèces peu communes à celles qui mettent en valeur l'abondance. N_0 , N_1 et N_2 couvrent la plupart des aspects de la diversité et sont présentés en général en commun. A noter les corrélations entre les nombres de Hill et les indices de Shannon-Wiener et de Simpson. 6. Avec D comme l'index de Simpson. 7. x_i est l'abondance d'une espèce i observée, $n = \sum x_i$ est le nombre total d'individus dans un échantillon, et ω_{ij} pondèrent les poids reliant ces deux espèces (« path length linking species »), i et j à travers la taxinomie.

(e.g., Warwick et Clarke, 1998; Clarke et Warwick, 2001) furent introduits dans le but de considérer la distance phylogénétique et la taxinomie - bien que dans la pratique, ces indices aient été utilisés avec la taxinomie. La diversité taxinomique (Δ) est basée sur la di-

versité de Simpson, avec la composante ajoutée de « séparation taxinomique ». Ceci reflète la distance moyenne sur un gradient hiérarchique de taxinomie entre deux individus échantillonnés aléatoirement.

Δ^* est similaire mais avec un rôle réduit de l'abon-

dance spécifique, de telle façon qu'il mesure la distance moyenne sur un gradient hiérarchique de taxinomie entre deux individus échantillonnés aléatoirement, conditionné au fait que cela soit deux espèces bien distinctes.

Évaluer la valeur de la biodiversité

La biodiversité marine fournit toute une série de valeurs à l'homme. La valeur économique peut être estimée par la quantité de personnes prêtes à payer pour un bien ou un service, ou le montant pour lequel ils sont prêts à accepter en compensation pour ne pas utiliser ce bien ou ce service. Le concept de la valeur économique totale (« total economic value – TEV ») inclut une gamme de différentes valeurs générées par la biodiversité. Ces valeurs tombent dans deux principales catégories : « usage » et « non-usage ». Les valeurs d'usage impliquent des interactions entre l'homme et la ressource et incluent à la fois des valeurs produites au moyen d'usages direct et indirect. Les valeurs de non-usage sont des valeurs potentielles actuelles ou futures basées sur l'existence prolongée de la ressource, et ne sont pas basées sur l'usage par l'homme. Les valeurs de non-usage sont ainsi divisées entre des valeurs « existantes » et des « lègues » (fig. 10 ; FAO, 2003 ; Dziegielewska *et al.*, 2007 ; Hanna and Sampson, 2009).

Les valeurs d'usage peuvent être générées au moyen d'usage direct, indirect et d'option pour des usages futurs (fig. 33) :

- **Usage direct** : valeur d'un usage actuel d'un bien écosystémique ou d'un service, comme la capture d'un poisson ou la pratique du kayak de plaisance.
- **Usage indirect** : valeur corrélée à des fonctions particulières, telles que l'habitat utilisé par les poissons dans un écosystème marin ou la connaissance issue de l'utilisation d'une réserve marine comme site expérimental.
- **Option** : valeur de l'option de disposer de biens et de services écosystémiques disponibles dans le futur. Les valeurs d'option sont considérées par différents économistes comme des composantes à la fois d'usage et de non-usage en fonction du contexte. Par exemple, une valeur d'option peut représenter la production future de poissons (usage) ou de biodiversité marine (non usage).

Des valeurs de non usages, appelées parfois valeur d'« usages passifs », incluent les valeurs d'options, d'existence et de lègues.

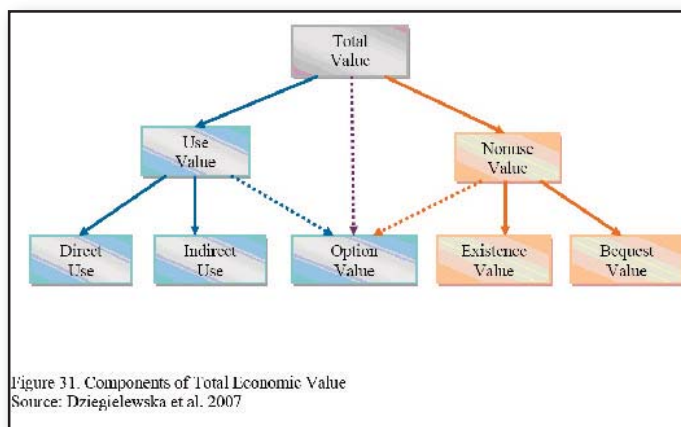


Figure 33

Composantes de la valeur économique totale.

Source: Dziegielewska et al. (2007)

- **Option** : décrite auparavant.
- **Valeur d'existence** : valeur résultant de la connaissance que certains biens et services existent ; par exemple, la protection d'espèces en danger afin d'éviter leur disparition, même si ces espèces ne sont pas observées.
- **Valeur de lègue** : valeur de l'assurance que certains biens et services seront préservés pour les générations futures.

Pour les biens et services échangés sur le marché, la valeur est définie à travers les transactions de marché. Le marché est le mieux à même de révéler les valeurs d'usages directs grâce à l'attitude des producteurs et consommateurs, prêts à payer pour un bénéfice ou accepter une compensation pour un coût. Les valeurs d'usages indirects sont plus difficiles à quantifier et sont souvent ignorées dans le cadre des décisions de gestion de la ressource. Cependant, les marchés se positionnent maintenant sur des valeurs de non usages, comme la température de l'eau, les habitats d'espèces en danger et la séquestration du carbone (e.g., Leslie *et al.*, 2010).

La séparation des valeurs économiques entre des catégories d'« usages » et de « non-usages » est une façon de caractériser les arbitrages de choix associés à la biodiversité marine. L'évaluation empirique de ceux-ci est un domaine d'analyse émergent qui devrait faciliter les processus de décision (Fisher *et al.*, 2009; Whitmarsh et Palmieri, sous presse).

Les paragraphes suivants sur les méthodes analytiques sont empruntés à Hanna et Sampson (2009), dans un chapitre équivalent.

Méthodes analytiques relevant des dimensions humaines de la biodiversité marine

L'attention actuellement portée sur l'approche écosystémique pour la gestion halieutique génère un besoin d'évaluation des valeurs de la biodiversité à travers les biens et services écosystémiques. Cinq aspects majeurs bénéficient de contributions des sciences sociales pour l'évaluation et la gestion de la biodiversité marine : évaluation, réaction, prévision, mitigation, et acceptabilité (NOAA, 2005).

- **Évaluation** : les informations de base renseignent sur les usages existant. En incorporant de l'économie dans les évaluations, il est possible d'identifier les groupes impactés et les zones potentielles de conflit résultant des actions de préservation. Une évaluation économique précoce dans le processus peut aider à prévoir des problèmes potentiels évitables.
- **Réaction** : une surveillance concomitante de l'économie peut aider à évaluer l'efficacité d'options de gestion de la biodiversité au cours du temps. La recherche peut identifier les composantes économiques de l'efficacité et fournir au public des opportunités pour proposer des changements de gestion.
- **Prédiction** : un panel de méthodes économiques peut être utilisé pour prévoir les résultats d'actions de gestion de la biodiversité, facilitant ainsi l'identification de problèmes potentiels avant qu'ils ne se développent.
- **Mitigation** : la compréhension des positions économiques et des motivations des groupes d'usagers et des communautés côtières peut aider à réduire, voir à éviter, les conflits associés à des mesures de protection de la biodiversité marine.
- **Acceptabilité** : les analyses économiques peuvent être utilisées pour mieux comprendre les sensibilités du public, en particulier au regard de la répartition des impacts résultant d'une protection de la biodiversité. Les questionnements peuvent être solutionnés au moyen de programmes éducatifs et ciblés qui peuvent en retour amener à une meilleure conception des mesures de protection et gagner ainsi le soutien du public.

Méthodes d'analyse des sciences sociales

Toute une gamme d'approches de recherche en sciences sociales est appropriée pour analyser la biodiversité marine (spécifiquement pour les Aires Marines Protégées - AMPs) (NOAA, 2005). Les méthodes de modélisation éco-

nomique des AMPs sont également illustrées par le numéro spécial du journal *Natural Resource Modeling* édité par Sumaila et Charles (2002). Ces méthodes sont regroupées en catégories reflétant leur application – mais pas exclusivement – primaire. Ces catégories sont élaborées pour améliorer la compréhension des contextes économiques, des interactions anthropiques, coûts et bénéfices et impacts économiques.

Comprendre le contexte humain

- **Cas d'étude de recherche** : c'est une recherche en profondeur sur les attributs économiques et les impacts associés avec des points et des sites particuliers.
- **Analyse de contenu** : une synthèse des sources d'information telles que journaux, livres, manuscrits.
- **Sites Web, etc.** afin d'identifier les mots-clés ou les phrases qui permettent d'identifier les patrons et les tendances dans les discussions portant sur la biodiversité marine et pour comprendre le contexte pour les impacts et les valeurs économiques.
- **Analyse démographique** : une étude des caractéristiques des populations humaines telles que la taille, la croissance la densité, et sa répartition dans les communautés côtières.
- **Appréciation rurale rapide** : une évaluation effectuée à grande échelle, généralement au moyen de consultations des experts et des acteurs, qui fournissent une vue générale des relations économiques entre les personnes et les ressources marines et qui identifient des périmètres d'intérêt pour la biodiversité marine pour une pré-planification.

Comprendre les interactions humaines

- **Focus groupes** : un groupe est interviewé sur un sujet spécifique, par exemple les coûts opérationnels de la pêche. Ces focus groupes peuvent être également utilisés pour identifier les motivations économiques, les types d'interactions, ou encore la perception des risques.
- **Observation** : des observations personnelles et des enregistrements d'habitudes d'utilisation de ressources marines, des interactions et des réponses comportementales
- **Surveillance** : c'est la collecte de données économiques de base (par téléphone, mail, ou par des contacts directs) au moyen de méthodes scientifiques d'échantillonnage.
- **Modèles prédictifs** : simulation de situations du monde réel pour prédire des conditions futures ; par exemple

des impacts à long terme de zones mises à l'écart pour protéger la biodiversité.

➤ **Modèles bioéconomiques** : l'intégration d'informations biophysiques et de processus écologiques avec des comportements de décision économique pour analyser les effets potentiels de telles mesures sur des réserves marines par exemple, ou sur l'intérêt pour la ressource (cf. Anderson, 2002).

➤ **Modèles bioéconomiques explicitement spatialisés** : porte sur les questions des effets d'interactions économiques et biologiques en considérant les effets spatialisés, par exemple un modèle bioéconomique spatialisé pour examiner comment différentes options de réserves marines affectent les pêcheurs participant à des pêcheries aux droits d'entrée restreints (Sanchirico et Wilen, 2002).

➤ **Théorie du jeu** : la modélisation des interactions stratégiques entre acteurs, basée sur des motivations économiques, par exemple, un modèle de distribution et d'efficacité des effets sur les zones de protection de la biodiversité marine pour comprendre les effets d'un comportement de gestion collective (Sumaila et Armstrong, 2006).

➤ **Analyses économétriques** : l'application de méthodes statistiques et de données empiriques pour tester des théories économiques, par exemple, le testage d'hypothèses sur les réponses économiques des pêcheurs lors de la mise en place de réserves de pêche.

➤ **Analyse de données secondaires** : utilisation de données et d'informations existantes (e.g., données de recensement, statistiques de pêche, données de surveillance) pour identifier les caractéristiques d'un groupe ou bien analyser une question particulière.

Comprendre les coûts et bénéfices des protections de la biodiversité

➤ **Analyse des coûts-bénéfices** : un outil pour comparer les bénéfices résultant des projets portant sur la biodiversité marine (e.g., des alternatives entre taille des réserves marines et localisations) avec les coûts associés afin de définir les alternatives avec un bénéfice net maximal (bénéfices moins les coûts).

➤ **Évaluation non-marchande** : méthodes pour évaluer indirectement la valeur économique qui n'est pas traditionnellement quantifiée sur les marchés classiques où les services et les biens sont échangés via de la monnaie, telle que la valeur des services écosystémiques (« National Ocean Economics Program », 2008).

Différentes méthodes ont été utilisées pour conduire des évaluations non marchandes (d'après Barbier, 2009) :

➤ **Évaluation contingente** : déterminer la volonté de payer (ou d'être compensé pour une perte) d'un bien ou d'un service écosystémique particulier au moyen d'analyses de réponses à des questionnaires structurés.

➤ **Coût de voyage** : estimer la valeur d'activité récréative s'appuyant sur la biodiversité marine en analysant les relations entre les coûts de participation et de voyage pour se rendre sur le site de biodiversité. Par exemple, les dépenses associées aux voyages effectués pour se rendre sur des sites côtiers pour des activités récréatives comme l'observation d'oiseaux (Rees *et al.*, 2010).

➤ **Coûts évités** : estimer la valeur économique des bénéfices fournis par la biodiversité marine via le coût nécessaire pour fournir ces bénéfices au moyen d'une autre action ; par exemple, réhabiliter des stocks de poissons surexploités au moyen d'une réduction des captures ou en améliorant la situation par un repeuplement.

➤ **Transferts de bénéfices** : évaluer les valeurs économiques par le transfert des estimations des bénéfices existant d'une autre situation. L'avantage est l'économie d'une nouvelle étude, mais le désavantage est la limite dans la faible probabilité que la biodiversité marine soit identique dans les deux sites comme les bénéfices qui en résultent.

➤ **Expériences de choix** : estimer les valeurs économiques des services écosystémiques en demandant aux personnes d'effectuer des choix parmi la gamme de services écosystémiques et environnementaux ou ses caractéristiques.

➤ **Prix hédonique** : évaluer la valeur de traits environnementaux en examinant le marché actuel où cette caractéristique contribue à l'élaboration du prix du bien commercialisé ; par exemple, la contribution financière résultant d'une vue sur mer pour la définition du prix d'une habitation.

Comprendre les impacts des actions de protection de la biodiversité

➤ **Évaluation des impacts économiques** : identifier comment les groupes d'utilisateurs et les habitants et communautés vivant sur la frange côtière vont réagir à la mise en place d'une réserve, et la prévision des impacts probables sur les revenus régionaux, sur l'emploi et la répartition des effets par activité sectorielle de la communauté.

➤ **Analyses entrée-sortie** : une représentation d'une économie régionale au moyen d'une description des liens entre les entreprises. Les changements d'une composante économique sont traqués à travers tout l'économie ; par exemple, un déclin des revenus de la

pêche, ou un gain de revenus touristiques pour une communauté côtière.

➤ **Recherche comparative** : une comparaison des différentes analyses, à partir des attributs, des caractéristiques, ou des traitements particuliers à travers deux (ou plus) sites de protection de la biodiversité ou au sein d'un seul site au cours du temps pour identifier ce qui contribue aux différents produits sortis. Rees *et al.* (2010) considèrent une évaluation directe de l'usage issu de l'industrie récréative et touristique afin de pouvoir comparer avec d'autres secteurs (*e.g.*, pêche) qui utilisent directement la ressource naturelle.

➤ **Analyse multi-attributaire des usages** : un outil pour répondre à une décision multi-critères, *e.g.*, quantifier les choix entre les nombreux critères écologiques, économiques, sociaux accompagnant des décisions de protection de la biodiversité. Les protections proposées peuvent être comparées et notées à partir de critères quantitatifs et qualitatifs (*cf.* Kiker *et al.*, 2005).

➤ **Analyse de portfolio de biodiversité** : un outil pour la gestion intégrée de la bande côtière utilisant l'analyse de niveau de paysages, équilibrant les risques et les retours dans la gamme des valeurs de biodiversité. L'optimisation des retours du portefeuille, à partir de plusieurs écosystèmes est dépendante de la relation entre les unités, en terme de risques, et les retours (Hills *et al.*, 2009).

➤ **Analyse institutionnelle** : les analyses précisant comment les organisations et les personnes prennent leurs décisions économiques et de gestion ; par exemple, la structure et le processus d'implication d'un acteur dans une prise de décision, sur la protection de la biodiversité, ou la gouvernance des écosystèmes côtiers (*cf.* Jentoft, 2007; Queffelec *et al.*, 2009). Les évaluations des stratégies managériales des actions de protection font également partie de cette catégorie (Tallis *et al.*, 2010).

Indicateurs de biodiversité marine et côtière (Ifremer, projet de recherche SINP)

Le Système d'information Nature et Paysages (SINP) est un outil pour faciliter les synergies entre les différents acteurs en ce qui concerne les productions de données, leur gestion et traitement, leur collecte et diffusion au niveau français. Une particularité spécifique à ce projet marin est le développement d'indicateurs pour caractériser la biodiversité marine et côtière concomitant à la mise en place de ce système. Les indicateurs SINP doivent permettre d'éclairer les questions de protection

de la biodiversité marine, en incluant ceux associés aux différentes réglementations européennes (*e.g.*, directive Natura 2000 Mer et la directive-cadre pour une stratégie marine), ou bien encore aux conventions et accords internationaux ratifiés par la France (*e.g.*, Convention sur la diversité biologique, Oskar, GBIF ; tab. 7).

Les indicateurs de la directive-cadre pour une stratégie du milieu marin (DCSMM, Directive 2008/56/EC) ne sont pas montrés ici car encore en cours de développement.

Tableau 7

Liste des structures institutionnelles produisant des indicateurs de biodiversité marine et côtière

Level	Institutional framework	
International	Convention on Biological Diversity (CDB, 1992)	
	Ramsar Convention (Ramsar, 1971)	
	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES, 1973)	
	Convention on migratory species (CMS, 1979)	
European*	Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators, Environmental European Agency (program SEBI 2010, 2004)	
	Habitats Directive 92/43/CEE (1992)	
	Birds Directive 79/409/CEE (1979)	
	Water Directive Framework 2000/60/CE (2000)	
	Regional	Oskar Convention on the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (1992)
		Barcelona Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution (1976)
Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (Ascobans, 1991)		
Agreement on the Conservation of Cetaceans in the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area (Accobams, 1996)		
National		French National Strategy for Biodiversity (SNB, 2004) – Marine Action Plan

Une revue exhaustive des indicateurs a été réalisée par le projet SINP Mer de l'Ifremer qui a identifié quatre-vingt-deux indicateurs institutionnels de la biodiversité marine et côtière, répartis dans cinq catégories d'application (voir Annexe ; Fossat *et al.*, 2009) :

➤ **État et évolution des composantes de la biodiversité** : une partie des indicateurs institutionnels évalue l'état et les tendances des écosystèmes, des espèces et des populations marines et côtières. Ces indicateurs fournissent des éléments de surveillance majoritairement basés sur des estimations de la variabilité des abondances des espèces et sur l'étendue des habitats. Peu d'entre eux concerne l'état de la biodiversité au niveau génétique.

➤ **Fonctionnement et intégrité des écosystèmes** : cette thématique inclut la moitié des indicateurs identifiés (n = 40). Ces indicateurs sont utilisés pour évaluer l'état de santé des écosystèmes. Dans ce contexte, le concept d'indicateur de biodiversité est souvent réduit à « bio-indicateurs ». Ces indicateurs évaluent les tendances des populations sujettes aux pressions anthropiques principales comme l'eutrophisation et la pollution (*e.g.*, proportion de Guillemots (*Uria aalge*) mazoutés parmi ceux trouvés morts ou mourrant sur les plages).

➤ **Protection des écosystèmes** : plusieurs indicateurs sont proposés pour une surveillance des mesures de gestion adoptées pour protéger la biodiversité. Ces mesures de protection sont illustrées par le nombre et la taille des aires marines protégées (*e.g.*, surface des sites Natura 2000 en mer).

➤ **Usages de la biodiversité** : cette thématique se focalise sur les indicateurs d'évaluation de la variation d'abondance des populations utilisées par l'homme pour son alimentation aussi bien que sur des indicateurs concernant les usages anthropiques directs de la biodiversité (*e.g.*, empreinte écologique des pêcheries, production aquacole annuelle en Europe).

➤ **Autres pressions sur la biodiversité** : quatre sous-catégories concernent les pressions sur la biodiversité : espèces invasives, changement climatique, pollution et eutrophisation. Les indicateurs évaluent directement les quatre forces directrices (*e.g.*, nombre cumulé d'espèces exotiques en Europe depuis 1900, cartographie des dépôts atmosphériques d'azote).

Un tiers seulement des indicateurs côtiers et marins de biodiversité ont pour objectif d'évaluer le statut et les tendances des composantes de la diversité. Les indicateurs caractérisant les espèces et les populations sont sur-représentés au regard de ceux portant sur la diversité génétique. Ils sont le plus souvent basés sur des estimations de variation d'abondance d'espèces ou de l'étendue de l'habitat. Ils se focalisent principalement sur la biodiversité dite « remarquable », sur des espèces rares, vulnérables ou ayant un statut de protection particulier plutôt que sur la biodiversité dite « ordinaire ».

21 % des indicateurs (n = 17) présentés dans les textes institutionnels ne sont pas calculés, ni appliqués d'un point de vue pratique. La plupart sont toujours en cours de développement (*e.g.*, diversité génétique). Huit indicateurs proposés par la Stratégie nationale Biodiversité (SNB) ne sont toujours pas utilisés dans leurs rapports annuels. Dans la mesure où les deux tiers de ces indicateurs sont liés à des bases de données, il semble évident que le développement de bases de données et de réseaux d'observation de la biodiversité marine à différentes échelles représentent un objectif prioritaire pour la mise en pratique ultérieure de la SNB. De plus, le concept des services écosystémiques est également de plus en plus important au sein des infrastructures institutionnelles. La moitié des indicateurs est indirectement connectée au concept de services écosystémiques.

En résumé, on doit souligner que :

- les indicateurs de biodiversité sont principalement développés pour des espèces exploitées, de haut niveau trophique et de zones tempérées ;
- par opposition, les indicateurs de biodiversité concernant les espèces non exploitées, de faibles niveaux trophiques, et d'outre-mer sont manquants ;
- les indicateurs développés par les scientifiques sont souvent peu utilisés par les gestionnaires qui préfèrent les indicateurs développés par les ONGs ;
- l'absence d'indicateurs utilisables à grande échelle du fait du manque d'information est récurrent.

Par voie de conséquence, le développement ultérieur d'indicateurs de biodiversité doit considérer :

- la prise en compte de la demande sociale ;
- la biodiversité non exploitée – de bas niveau trophique et vivant en zone tropicale ;
- la biodiversité fonctionnelle pour établir des corrélations avec les services écosystémiques développés par l'« Évaluation du Millénaire » (« *Millennium Ecosystem Assessment* », 2005) ;
- le développement et la mise en place de bases de données standardisées à différentes échelles spatiales – ce qui nécessite une mise en réseau des partenaires disposant de réseaux de surveillance en biodiversité.

DÉTERMINANTS DES CHANGEMENTS DE BIODIVERSITÉ ET DE SES USAGES

Déterminants environnementaux : une trame de travail

Interpréter la nature et les grands patrons de la biodiversité au cours du temps nécessite d'inclure différentes échelles de temps :

➤ **GÉOLOGIQUE** : des échelles de temps qui indiquent les événements historiques au cours des millénaires et relatent les événements catastrophiques tels que les mouvements tectoniques et les changements globaux qui concernent la répartition des masses terrestres et les océans ;

➤ **ÉVOLUTIVE** : des échelles de temps qui typiquement englobent des périodes de plusieurs millions d'années jusqu'aux périodes les plus récentes, incluant la période depuis la dernière glaciation (20 000 ans), mais qui peuvent faire référence à des décennies dans les cas extrêmes de changement environnemental rapide ou de réponse de taxon ;

➤ **ÉCOLOGIQUE** : des échelles de temps plus complexes à définir, dans la mesure où elles sont fonction de la biologie des taxa concernés et vont différer de plusieurs degrés d'amplitude entre des proliférations rapides d'espèces microbiennes et de larges mammifères marins par exemple. Cependant, ces échelles de temps écologiques sont des structures informatives pour examiner des processus plus contemporains de milliers à centaines d'années. Collectivement, l'importance d'intégrer un continuum d'échelles de temps en générant et testant des théories sur l'origine et les patrons de biodiversité tient au fait même de la nature de la vie : divers événements au cours de l'histoire vont façonner la distribution, l'abondance des organismes vivants, et vont dépendre fortement de telles caractéristiques que sont l'échelle spatiale (globale, régionale, locale), les taux de changement (au cours du temps d'évolution ou de décennies comme en raison des changements anthropiques), et niveau biologique (individu, population, ou espèces). L'un des objectifs des sciences de la biodiversité est bien d'identifier les déterminants responsables. On fournit ci-dessous quelques exemples de la nature et de l'impact d'échelles de temps sur l'évolution de la biodiversité. Se surajoutent à l'échelle globale, les variations globales

des paramètres environnementaux et de diversité d'habitats, telles que les variations longitudinale et latitudinale en température et de diversité d'habitats. Les processus écologiques tels que la capacité de dispersion, la compétition, la prédation, les maladies et le parasitisme, les perturbations et les facilitations (le conditionnement d'un environnement par une espèce qui permet aux autres espèces de s'étendre) apportent des précisions supplémentaires aux patrons de biodiversité observés.

Échelles de temps d'évolution (trajectoire de faible accroissement ponctuée par des extinctions massives), e.g. climat, tectonique/géologique, tendances globales...

Le « temps écologique » d'une espèce est celui des populations, c'est à dire les cycles de vie individuels. Cela varie en fonction des espèces mais ceci se mesure en mois, années, ou au plus long, sur quelques décennies. Les cycles pour les écosystèmes sont, quant à eux, très variables. Par exemple, les flux de carbone et les temps de renouvellement ont été estimés pour cinq écosystèmes terrestres en utilisant une approche de modélisation. En fonction du cheminement du carbone à travers l'écosystème, les taux de renouvellement varient de moins d'un an à plus de cent ans (Karlberg *et al.*, 2006). De telles valeurs de temps écologique apparaissent très courtes comparées au temps nécessaire à l'évolution. Effectivement, le temps nécessaire pour compléter un processus de spéciation est généralement considéré comme très largement supérieur aux échelles de temps humaines. La plupart des estimations issues de cas d'étude bien documentés observés sur des îles ou dans des lacs varient de l'ordre de 1 000 à 100 000 ans pour les animaux comme les insectes ou les poissons. Cependant, quelques exemples suggèrent que dans des conditions très spécifiques, la spéciation peut se produire plus rapidement avec une initiation s'observant en quelques décennies (Rolshausen *et al.*, 2009). Mais d'une manière générale, et en particulier pour les méga- ou macro- espèces marines, la spéciation reste un long processus. L'échelle de temps est encore plus longue lorsque l'on considère la durée des espèces. Il est généralement reconnu qu'une espèce reste plus ou moins inchangée au-delà de un à plu-

sieurs millions d'années (Kier, 1974 au sujet des échinodermes). En conséquence, le temps de récupération après une extinction massive couvre plusieurs millions d'années. Cela signifie que le « temps écologique » est de l'ordre de 10^4 à 10^6 plus court que le « temps d'évolution ». Ainsi des déstabilisations drastiques de systèmes biologiques par les activités anthropiques peuvent prendre un temps infini (à l'échelle humaine) pour retrouver un nouvel équilibre.

Échelles de temps « écologiques »

Aux échelles de temps écologiques, la diversité locale est influencée par le nombre d'individus dans les communautés, la diversité et l'abondance dans des pools régionaux d'espèces et le taux de dispersion entre les pools locaux et régionaux. Pour comprendre les patrons de biodiversité à des échelles locales, et l'effet des impacts anthropiques, il est nécessaire de les interpréter dans un contexte régional. *A contrario*, pour comprendre les effets régionaux des impacts anthropiques sur la biodiversité, il apparaît nécessaire de changer d'échelle dans la mesure où ce sont les effets cumulatifs des impacts locaux qui mènent à des changements régionaux, e.g., extinctions locales induisant des extinctions régionales ou globales.

Les limites des pools régionaux d'espèces sont souvent déterminées par l'environnement physique et ces pools ont des caractéristiques qui reflètent leur isolement au cours des échelles de temps de l'évolution. Par exemple, de nombreux poissons téléostéens communs ont évolué après l'extinction massive du K-T qui marqua la fin de l'ère du Mésozoïque (Scotese, 1997). A cette époque, l'Amérique du Sud, l'Amérique du Nord, l'Eurasie et l'Afrique avaient toutes des côtes continues d'est en ouest, allant de basse à haute latitude ; bien que les océans Indien et Atlantique étaient toujours connectés par la mer de Thétys (Scotese, 1997). Les climats polaires s'étaient refroidis avant l'extinction massive du K-T (Spicer et Parrish, 1986) et ainsi les gradients globaux latitudinaux de température étaient bien établis à la suite (Frakes *et al.*, 1994). Pendant les événements de refroidissement, les zones tropicales étaient réduites à ces latitudes basses à moyennes, mais les gradients latitudinaux de température persistaient : les faunes ont pu probablement se relocaliser selon une continuité nord-sud via les mers peu profondes, de l'est à l'ouest des principaux continents. Ainsi, à une échelle régionale, les différences relatives en température ont certainement été maintenues aux limites est et ouest des principaux continents. Cepen-

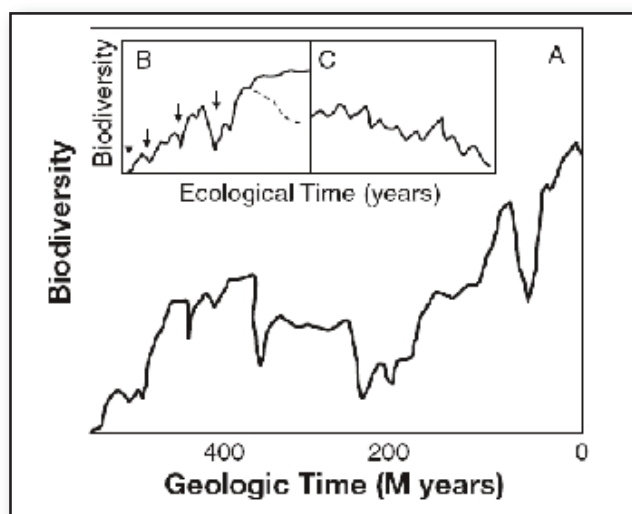


Figure 34

Tendances générales en biodiversité marine entre les temps « écologique » et ceux « d'évolution » (d'après Sala et Knowlton, 2006).

A) accroissement général au cours des échelles de temps géologiques, ponctué de déclin résultant des extinctions de masse. Abréviation : M, million.

B) ligne continue: tendance typique de la biodiversité marine (e.g., richesse spécifique, écodiversité, similarité, diversité fonctionnelle) au cours des échelles de temps géologiques en absence de toute perturbation anthropique. Les flèches indiquent des perturbations ponctuelles qui réinitient des successions. La ligne pointillée représente la décroissance en écodiversité au cours des dernières étapes successives des communautés avec des espèces compétitrices dominantes.

C) tendances de biodiversité sous perturbation chronique anthropique.

dant, d'autres écosystèmes ont changé substantiellement ou n'existaient pas dans leur forme actuelle jusqu'aux dernières 10 millions d'années. Ainsi, la mer Méditerranée s'assécha, puis se remplit, les océans Indien et Atlantique se séparèrent (10 millions d'année), le Panama se ferma, séparant ainsi l'Atlantique et le Pacifique (3 à 4 millions d'année). Les faunes isolées ont induit des spéciations et extinctions supplémentaires au cours des 1 à 2 millions d'année suivant, mais les faunes contemporaines de ces régions reflètent également des migrations substantielles. Ces contraintes, induites par des mouvements de masse terrestre amena des gradients thermiques et d'isolation de pools à l'échelle régionale. De nos jours, même pour des taxa présentant des capacités relativement fortes de dispersion, les pools d'espèces à l'échelle régionale sont souvent largement séparés, entre les principaux bassins océaniques, dans les hémisphères Nord et Sud, avec les eaux équatoriales, formant une

barrière naturelle aux mouvements d'espèces de zones tempérées ou froides de l'hémisphère nord à l'hémisphère Sud ; les masses continentales limitant les dispersions d'est en ouest. Les impacts anthropiques directs et indirects, associés aux variations environnementales sont les causes principales de changement de diversité aux échelles locale et régionale. Les pressions et leurs causes ont été décrites précédemment (tab. 5).

Causes des pressions

Bien que variable d'un point de vue spatio-temporel, la pêche est certainement l'une des sources de pression les plus importantes menaçant les écosystèmes marins en terme de biodiversité marine ; mais les impacts des activités de pêche se focalisent presque exclusivement sur les poissons et éventuellement mammifères marins. La pêche a également des effets substantiels sur la diversité des populations benthiques où le chalutage est opéré (Morgan et Chuenpagdee, 2003).

Cependant, d'autres activités humaines ont également des impacts significatifs sur les écosystèmes marins et côtiers. L'extraction de pétrole et de gaz (comme les dégazages et les marées noires ; Bordenave *et al.*, 2004), les rejets et déchargements de substances chimiques, les pollutions de rivières (industrielle et agricoles) aboutissant en zones estuarienne et côtière (Kennish 2002), les activités aquacoles (Páez-Osuna *et al.*, 1998) – en incluant les espèces invasives et les introductions (Bax *et al.*, 2003) – sont également des facteurs critiques pour les impacts cumulés sur la biodiversité marine. Plus généralement, l'augmentation de l'urbanisation en zone côtière est un des facteurs ultimes (UNEP, 2009).

La contribution relative des différents impacts sur la biodiversité va varier dans l'espace et le temps et dépend de l'étendue spatiale et de la distribution en fonction des types d'habitats, leur durée et amplitude et l'environnement dans lesquels ils s'exercent. Par exemple, un niveau donné de perturbation par pêche aura moins d'impacts sur la diversité des espèces benthiques sur un habitat sableux mobile, que sur un habitat biogénique plus complexe dans un secteur sujet à des perturbations naturellement moindres. Les pressions s'exerçant de façon irrégulière en nuages (*e.g.*, impacts directs de la pêche) plutôt que diffuses (*e.g.*, pollution chimique) vont créer une mosaïque d'habitats locaux qui seront impactés aux différents niveaux et potentiellement à différents niveaux de récupération. Objectivement, il existe une corrélation entre les impacts reçus et leur récupération, mais qui est aussi dépendante des taux de migra-

tion, des productions saisonnières ou des cycles de reproduction aussi bien que par leur localisation en fonction des schémas de courants, gyres et autres caractéristiques océanographiques.

Malgré les processus écologiques qui influencent la diversité et ceci à travers différentes échelles multiples, il existe relativement peu d'études sur les relations entre la diversité à une échelle locale et régionale. Globalement, les gradients régionaux en diversité spécifique tendent à être influencés par les facteurs environnementaux tels que la température et la profondeur (Rees *et al.*, 1999 ; Callaway *et al.*, 2002), plutôt que par des pressions anthropiques qui prédominent à l'échelle locale. Cependant, les effets cumulés de pressions locales peuvent induire des changements significatifs à l'échelle régionale dans des secteurs soumis à de fortes pressions (Bianchi *et al.*, 2000 ; Greenstreet *et al.*, 1999).

Importance des perturbations : biodiversité, résilience et robustesse des écosystèmes marins

Le challenge scientifique

Malgré le soutien croissant pour une gestion des écosystèmes marins selon une approche écosystémique, la gamme de stress multiples et leur nature simultanée rendent nécessaire d'évaluer quantitativement les probabilités d'effondrement d'un écosystème ou sa récupération en considérant les changements environnementaux à venir (Boyer *et al.*, 2009 ; Hendricks *et al.*, 2009 ; Jones et Schmitz, 2009 ; Ling *et al.*, 2009 ; Thrush *et al.*, 2009). Les différentes composantes écologiques et les imbrications interdépendantes aux différents niveaux doivent continuer à fonctionner malgré les perturbations pour permettre des services écosystémiques durables.

Ainsi les écosystèmes marins doivent-ils être robustes et résilients, en d'autres termes doivent garder leur capacité à fonctionner, même s'ils sont soumis à des stress, ou des perturbations graduelles ou rapides. Le challenge clé est que les écosystèmes naturels, comme les socio-écosystèmes, sont complexes : ils sont caractérisés par de multiples possibilités de sorties et par une capacité à des réponses rapides et des changements majeurs de régime.

Ceci résulte en des changements réduits et plus lents sous l'influence de facteurs exogènes et endogènes. La nature inhérente des écosystèmes signifie que la dynamique des interactions à faible échelle peut être évidente à l'échelle

macroscopique, mais peut affecter de plus petites échelles. La compréhension des liens entre les différentes échelles, et la façon d'incorporer au mieux de telles connaissances au niveau de la conscience du public, des décisions de gestion et de décisions réglementaires, sont des besoins prioritaires pour la recherche en biodiversité.

Ce qui est connu

Il est bien établi que les effets de tels facteurs que sont le changement climatique, le développement en zone côtière, la surexploitation des ressources marines, les polluants et nutriments d'origine terrestre et d'autres facteurs anthropiques, peuvent résulter en des perturbations majeures des écosystèmes marins (Levin and Lubchenco, 2008).

De tels effets peuvent réduire les services écosystémiques induisant par exemple des rendements réduits de pêche, une qualité d'eau inférieure, et des augmentations d'incidence des maladies et des nuisibles. Bien qu'il y ait de nombreux cas où les changements des écosystèmes mènent à des dégradations nettes - dans le sens où elles réduisent la disponibilité des bénéfices dérivés de la biodiversité - il existe également des cas où les changements d'état des écosystèmes vont être caractérisés par différents coûts-bénéfices - ces derniers récupérés par d'autres acteurs - amenant à des choix difficiles. Un exemple de ce type est la gestion de pêcheries multi-espèces, dans lesquelles l'accroissement des débarquements de certaines espèces vont entraîner des réductions de débarquements pour d'autres, ou bien encore des compromis dans la désignation d'aires marines protégées (Boncoeur *et al.*, 2002). Les clés pour de tels compromis portent sur les incertitudes liées aux effets envisagés des mesures d'exploitations alternatives, du temps nécessaire à observer les impacts actuels et de leur réversibilité.

La capacité d'un système à subir ces changements et rester malgré tout fonctionnel est appelé résilience. Les composantes clés de la résilience sont :

- le volume de changement que le système peut subir (et implicitement, la quantité de force extrinsèque que le système peut éprouver) et rester malgré tout dans le même domaine d'attraction (c.a.d. retenir les mêmes contrôles sur les structures et fonctions) ;
- le degré auquel le système est capable de s'auto-organiser (par opposition à une absence d'organisation, ou une organisation forcée par des facteurs extérieurs) ; (c) et le degré pour lequel le système peut construire une capacité d'apprentissage et d'adaptation (Carpenter *et al.*, 2001).

Il y a généralement une corrélation positive entre le niveau de biodiversité et la résilience et la récupération. Ainsi, générer des prévisions précises est souvent dans de nombreux cas inexact du fait des liens inhérents complexes à travers différentes composantes des écosystèmes et leurs interactions. De tels effets peuvent être prévus avec un certain niveau de précision quand de simples déterminants environnemental ou humain sont suffisamment forts pour forcer la transition d'un écosystème dans un état alternatif. Une variabilité temporelle accrue peut fournir un proxy pour des signaux de pré-alerte lors d'un changement de régime proche, ou une perturbation de services écosystémiques (Carpenter and Brock, 2006). Cependant, de plus en plus de preuves sont trouvées démontrant que les interactions entre les dynamiques écologiques intrinsèques et chroniques, cumulatives ou de multiples effets de stress, peuvent accroître les incertitudes d'une trame prévisionnelle, induisant une perte de résilience et un risque accru de changement de régime (e.g., changements drastiques dans la composition spécifique et les fonctions). De tels facteurs sont résumés dans le tableau 8.

La biodiversité est très liée à la biogéographie, étant une conséquence des contraintes physiques et biologiques ayant opéré au cours de larges échelles spatio-temporelles. Des parties du monde qui expérimentent actuellement des climats similaires peuvent avoir des biotopes très différents du fait d'une histoire évolutive très différente, de la sévérité des conditions extrêmes précédentes (e.g., géologiques - événements glaciaires récents - Graham *et al.*, 2003), des barrières géographiques, et des capacités de dispersion. Une évaluation des processus dynamiques et des événements stochastiques déterminant les distributions actuelles d'espèces est ainsi essentielle pour observer les structures génétiques et les interactions écologiques. La variabilité naturelle du climat a précédemment rencontré à la fois de rapides réchauffements (à la fin du dernier âge glaciaire) et de refroidissements (Dryas récent).

Les prévisions de changement climatique pour les cinquante à cent prochaines années sont à des taux et d'une amplitude similaires, avec des réponses écologiques des espèces et des communautés dépendant d'un mélange de facteurs forçant locaux et globaux (Parmesan et Yohe, 2003). Ainsi la compréhension des événements passés peut contribuer à la prévision de futurs scénarios.

Les analyses généalogiques d'ADN dans un contexte géographique ont fortement amélioré notre compréhension des effets climatiques sur la biodiversité terrestre (e.g.,

Awise, 2000 ; Hewitt, 2000). Une approche comparative phylogéographique multi-espèces est particulièrement puissante : elle peut identifier les limites des biotopes régionaux et élucider les forces responsables de la structuration génétique de la diversité et de la spéciation. Relativement peu d'études (excepté celles des partenaires du projet Corona « Coordinated Research on North Atlantic NSFDEB-0130275 - Cunningham et Collins, 1998 ; Wares et Cunningham, 2001) ont appliqué cette approche à la distribution et diversité marines, malgré son importance écologique et sa complexité dans les processus de colonisation de l'Atlantique.

Un résultat majeur de l'approche phylogéographique multi-espèces est la détection de coupures génétiques et de zones à forte (faible) diversité génétique dans des zones géographiques similaires pour des groupes présentant une diversité de besoins écologiques et d'affinités taxinomiques (Awise, 2000). De tels patrons indiquent que des forces similaires (probablement liées aux cycles glaciaires du Pléistocène) furent impliquées, identifiant l'arrière plan génétique sur lequel jouent localement la compétition et l'adaptation. L'importance des caractéristiques morphologiques spécifiques ou d'histoires de vie, peut être également révélée en identifiant des groupes qui ont répondu différemment à des challenges environnementaux communs.

De plus, le changement climatique peut être considéré comme un déterminant pour un changement évolutif. Dans les scénarios climatiques futurs, ce n'est pas seulement une augmentation de la température qui est prédite, mais également une augmentation de la fréquence d'événements climatiques extrêmes. Sous de telles conditions, les espèces marines vont nécessiter une capacité d'adaptation à l'augmentation de la fréquence d'événements climatiques extrêmes autour d'une norme directionnelle changeante (ici l'augmentation des températures moyennes). De tels événements requièrent des individus de posséder une 'plasticité' presque parfaite – tolérant tous les changements climatiques sans coup apparent d'aptitude (« fitness » ; DeWitt *et al.*, 1998). Les changements d'aires de répartition en cours et les observations de mortalités périphériques démontrent que de telles tolérances de plasticité largement distribuées au changement climatique ne sont pas communes (Chaille-Jammes *et al.*, 2006 ; Lagarde *et al.*, 2008).

Ce qui n'est pas connu

Les changements de régimes des écosystèmes sont typiquement impossibles à prévoir (de Young *et al.*, 2008).

Tableau 8

Dynamiques des communautés, réactions et seuils de résilience d'écosystèmes marins côtiers (d'après Thrush et al., 2009).

key processes	mechanisms	how increased
potentially containing thresholds	maintaining resilience	stress or disturbance can influence transitions
functional loss of key species	key species form habitats, and drive fluxes of energy and matter, patterns of species interaction	density, size or spatial arrangement of key species drop below threshold for functional performance.
loss of diversity within functional groups	diversity within functional groups maintains stable function in the face of change	stress or disturbance affects all species within functional group; other aspects of the natural history of individual species limit the potential for replacement
recovery to ambient conditions slow and variation in recovery of disturbed areas increases	intrinsic interactions between species and local habitat during recovery processes facilitate recovery dynamics. Neighbouring habitats supply colonists with diverse functional traits	variability in community structure increases moving away from a basin of attraction
decrease in β -diversity and meta-community connectivity	low β -diversity and high connectivity in a landscape ensure continuous supply of species to recover disturbed patches	late successional stage species are limited in distribution across the landscape

Cependant, les conséquences sont bien connues: une homogénéisation générale des communautés et des écosystèmes montrant une réduction de la complexité de leur chaîne trophique, ainsi qu'une réduction au sein des groupes fonctionnels et de la structure de l'habitat. Le développement d'une capacité accrue à prévoir des changements de régime par les évaluations de risques fournirait une aide significative aux gestionnaires de

l'environnement. Un obstacle majeur à cette prévision de changement de régimes, en matière de capacité de résilience et de récupération des écosystèmes, est la disparité entre la théorie et nos possibilités à rechercher de façon empirique de tels effets dans des conditions écologiques réalistes. En fait, un besoin urgent émerge d'amélioration de nos méthodes et outils pour permettre des évaluations systématiques du statut des écosystèmes, et développer des scénarios de récupération d'une façon similaire à celles appliquées pour de simples populations d'espèces marines. Les perturbations naturelles tendent à être relativement brèves dans le milieu naturel alors que les perturbations anthropiques tendent de plus en plus à un caractère permanent. Ainsi, notre compréhension actuelle est généralement déséquilibrée vers des perturbations de court-terme qui ne sont pas nécessairement applicables pour celles à long-terme (fig. 35).

Une priorité pour comprendre les dynamiques et les échelles de la biodiversité marine est d'intégrer les processus au niveau des populations avec des prévisions de trames écologiques : par exemple, la prévision des risques d'extinction du fait du changement climatique en couplant des modèles stochastiques de populations avec des modèles bioclimatiques de dynamiques d'habitats et l'intégration de données environnementales géoréférencées (SIG) dans des approches de biologie évolutive (e.g.,

Keith *et al.*, 2008). De nombreux processus d'évolution sont influencés par les variations environnementales spatio-temporelles, incluant les divergences génétiques entre populations, la spéciation, les changements d'évolution en morphologie, la physiologie et le comportement.

Néanmoins, les biologistes de l'évolution n'ont généralement pas encore pris avantage des nombreuses données environnementales disponibles au niveau des systèmes d'information géographiques (SIG). Par exemple, les études de phylogéographie, de spéciation et de caractérisation de l'évolution ignorent souvent – ou bien utilisent des proxys assez globaux- la variabilité environnementale (e.g., latitude et distance entre populations). L'intégration de données environnementales géoréférencées (SIG), accompagnés de nouveaux outils d'analyse spatiale, peut transformer les études sur l'évolution et apporter de nouvelles visions sur les causes écologiques des différents patrons d'évolution de la biodiversité (e.g. Kozak *et al.*, 2008).

Déterminants humains

Ce qui est connu

Les personnes dépendent des écosystèmes côtiers et marins pour toute une série de biens et de services. Les usages par l'homme ont altéré ces écosystèmes et changé la biodiversité marine de façon directe et indirecte, parfois avec des conséquences inattendues. Les

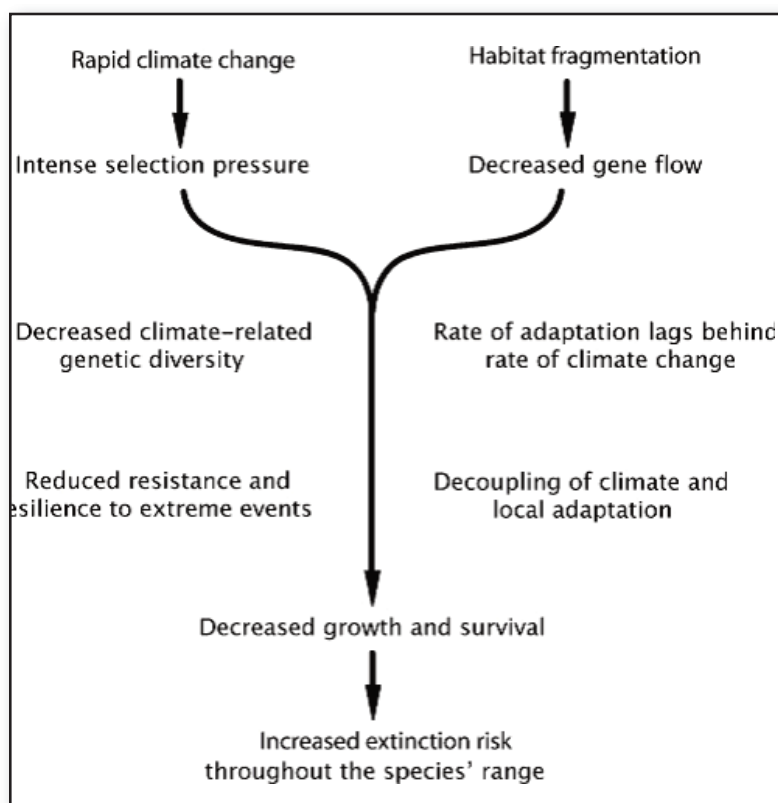


Figure 35
Interactions entre des changements climatiques rapides et une fragmentation d'habitats au sein de populations, qui tendent vers un accroissement du risque d'extinction. Ceci peut apparaître sans fragmentation d'habitat lorsque le climat change à un taux plus rapide que le taux maximum de flux de gènes entre les populations d'après Alistair S. Jump et Josep Peñuelas, 2005)

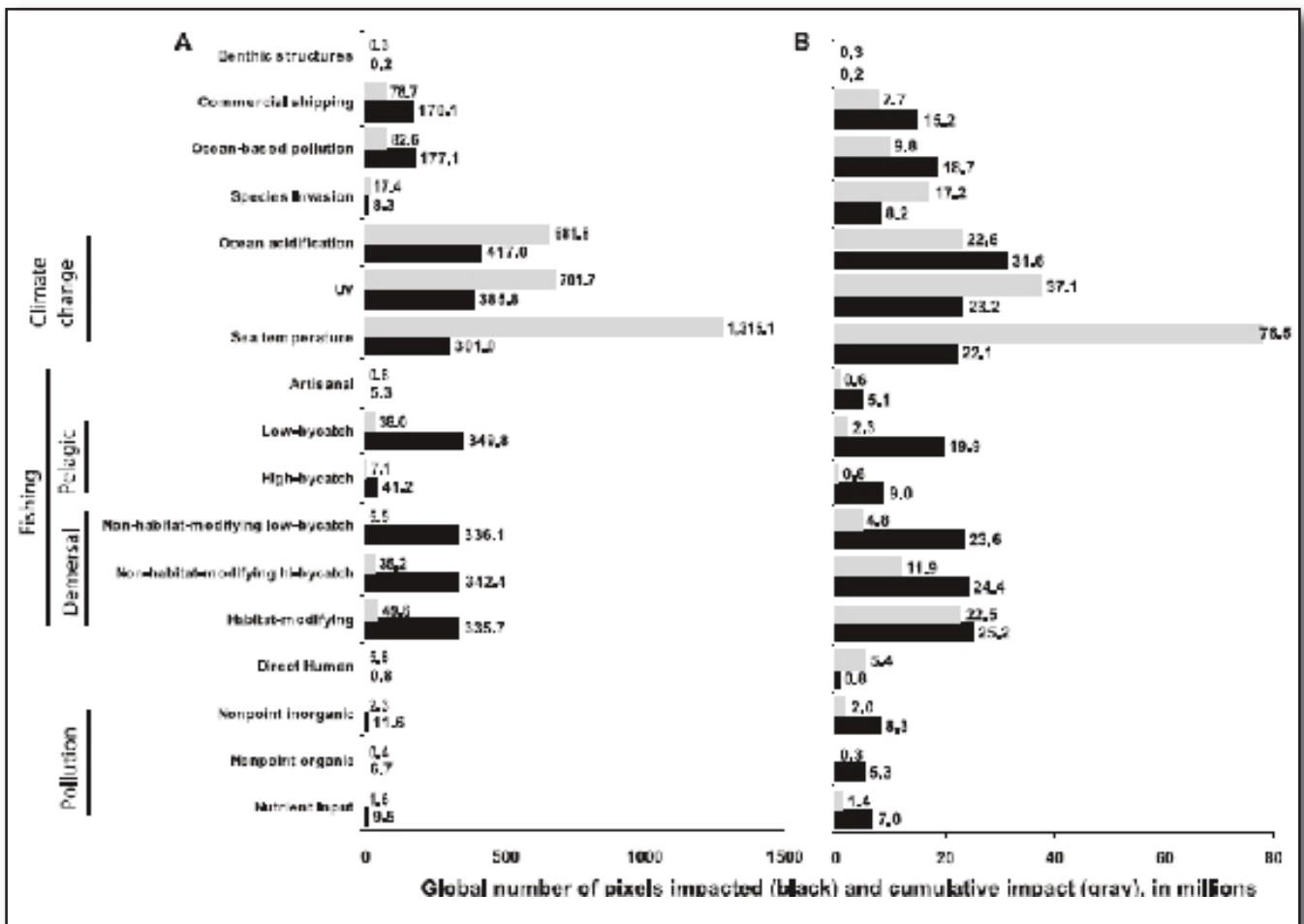


Figure 36 Surface totale impactée (en kilomètres carrés, barres grises) et somme des notes d'impacts (nouvelles échelles, barres noires) pour chaque déterminant anthropique. (A) global et (B) pour l'ensemble des régions côtières jusqu'à 200 m de profondeur. Valeur pour chaque barre exprimée en millions (d'après Halpern et al., 2008).

déterminants de ces changements peuvent être directs tels que la croissance démographique, les valeurs des produits ou les pollutions mais ils peuvent également impliquer des interactions plus complexes et diffuses du fait des influences culturelles ou institutionnelles.

Les déterminants sont directs s'ils ont un rôle principal dans l'évolution des écosystèmes marins, et indirects dans le cas d'un rôle secondaire dans l'influence sur les écosystèmes marins à travers leurs effets sur les déterminants directs. Les déterminants existent aux différentes échelles et avec diverses connexions. La variabilité, les incertitudes et la complexité sont des caractéristiques de ces déterminants et de leurs interactions.

L'évaluation pour le millénaire (« *The Millenium Ecosystem Assessment* ») a analysé les interactions clés entre ces déterminants et les décideurs (MEA, 2005b). Cette approche distingue les cas où les déterminants exogènes sont en dehors du contrôle des gestionnaires, de ceux qui sont endogènes et donc sous le

contrôle de ces gestionnaires. De façon similaire aux domaines de la génétique et de la biologie, l'expansion des bases de données globales sur les usages anthropiques marins et leur combinaison avec des données écologiques, permettent le développement de nouvelles évaluations à grande échelle. Halpern *et al.* (2008) ont par exemple produit une carte mondiale des impacts anthropiques sur les écosystèmes marins. Ils ont développé un modèle spatial multi-échelle, spécifique aux écosystèmes, pour synthétiser dix-sept séries de données globales des déterminants anthropiques sur les changements écologiques de vingt écosystèmes marins. Cette approche a permis une analyse géographique de la répartition des déterminants et l'identification des écosystèmes fortement impactés, et ceux qui le sont moins (e.g., proximité des pôles). L'intention était d'utiliser de tels détails pour fournir des outils flexibles pour des efforts à l'échelle régionale et globale en matière :

- ✓ d'allocation des ressources pour la protection ;
- ✓ d'appliquer une approche par écosystème ;
- ✓ d'apporter des informations pour une planification spatiale, l'éducation et la recherche. Un exemple pour montrer ces déterminants humains - et leurs notes d'impacts - est présenté en figure 36, et permet une comparaison quantitative des effets au travers d'une gamme d'échelles spatiales.

La précédente approche fournit un trame structurée pour quantifier et comparer les différents impacts et menaces issus des différents usages par l'homme de ces services et potentiellement l'identification des stratégies pour minimiser les impacts négatifs et promouvoir une durabilité. De plus, cette approche incorpore différentes natures de données telles que les distributions d'espèces et de diversité de telle façon que les points chauds en biodiversité et les impacts anthropiques cumulés puissent être identifiés et surveillés spatialement, facilitant les choix en matière de ressources et d'investissement. Une des priorités sera d'accumuler les bases de données complémentaires de données empiriques pour valider et appliquer une telle méthode quantitative et comparative.

Cinq grandes catégories de déterminants anthropiques peuvent être considérées d'après ceux identifiés lors de l'« Évaluation pour le Millénaire » (« *Millennium Ecosystem Assessment* », 2005b) : institutionnel, démographique, économique, social et culturel. Les produits nets de ces déterminants, leurs interactions, et les incitations qu'ils peuvent induire, peuvent être positifs, négatifs ou avoir des effets complexes et ambigus sur la biodiversité marine.

Déterminants institutionnels

Les dispositifs institutionnels - définis globalement par un mélange complexe de lois, d'habitudes, de marchés, de normes et d'organisations associées qui canalisent les activités humaines vers des objectifs sociétaux - apportent une structure pour les individus et les sociétés en relation avec les usages et la protection des écosystèmes marins. Ces dispositifs institutionnels interagissent et se superposent aux différents niveaux incluant l'international, le national, le régional et le local. Des accords internationaux et des conventions - telle que la Convention des Nations-Unies sur le droit de la mer - ont des effets sur la protection environnementale, orientant vers des pratiques responsables et influençant les activités commerciales. Au niveau national, la réglementation est généralement conçue pour fournir des protections et des contrôles sur les biens et services et pour concevoir des politiques incitatives pour le développement et l'usage

des ressources. Par exemple, au Royaume-Uni, la loi marine « *Marine Bill* » se focalise sur la protection et la gestion des systèmes marins. Elle a pour objet d'étendre les zones marines de protection qui vont fournir un mécanisme pour protéger les espèces et habitats d'importance. La planification marine va aider plus efficacement à l'identification des espaces pour l'ensemble des activités qui rentrent en compétition dans nos mers, par exemple la pêche, les éoliennes, l'extraction de granulats afin de pouvoir les gérer d'une façon plus globale. Le gouvernement du Royaume-Uni et ses administrations tel que le « *Department for Environment Food and Rural Affairs* » (Defra) va s'engager avec les différents acteurs pour sécuriser les accès pour ces différentes activités aussi bien que pour la protection de l'environnement. Une législation modernisée sur les pêches marines va apporter une vision plus claire sur la gestion des zones côtières de pêche pour protéger les habitats et espèces d'importance. Au final, la « *Marine Management Organisation* » va réguler les activités marines et faciliter la mise en œuvre des lois de protection de l'environnement. Ainsi, la législation nationale peut être renforcée (ou affaiblie) par des politiques régionales qui fournissent des incitations positives (ou négatives) pour l'investissement de capitaux, du développement technologique, une croissance de la population et des lignes de conduite pour le commerce et la gestion du travail. Par exemple, la politique commune des pêches (PCP) apporte une structure globale pour laquelle les activités de pêche sont réglementées dans la zone économique exclusive. Elle définit des quotas de pêche par pays membre et inclut différentes interventions de marché impactant l'industrie de la pêche. Les secteurs publics et privés ainsi que les ONGs travaillent toutes dans ce contexte d'opportunités institutionnelles et de contraintes de la PCP, en mettant en œuvre des activités qui affectent les écosystèmes et qui ont une efficacité irrégulière pour la protection de la biodiversité marine. Un déterminant central institutionnel vient du fait que de nombreux composants de la biodiversité marine, du phytoplancton pour les productions conchylicoles au thon rouge, ou des requins en milieu océanique, sont sous des régimes d'appropriation qui incitent à une surexploitation et à une dégradation de la ressource de base (voir ci dessous).

Il a été bien établi que dans le domaine des pêches, où la surpêche provient de la nature « commune » de la ressource en poissons marins - conduisant à ce que les économistes des pêches appellent des externalités réciproques négatives entre les pêcheurs communément

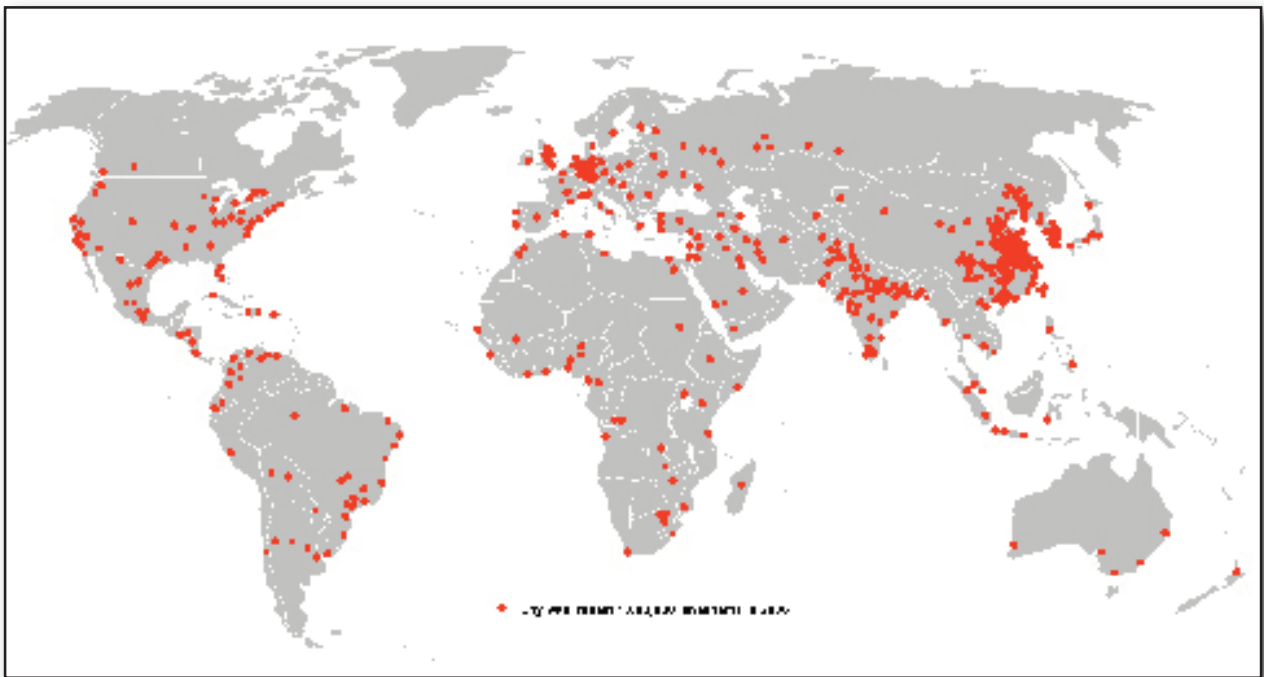


Figure 37

Répartition mondiale des premières 400 "zones urbaines" disposant d'au moins 1,000,000 d'habitants en 2006. La moitié des principales mégapoles est située sur les côtes. Données extraites au 27 juin 2007 d'après http://www.citymayors.com/statistics/urban_2006_1.htm

intitulées – et incorrectement – la « tragédie des communs » (Hardin, 1968) – voir *e.g.* Feeny *et al.* (1996), et au développement d'un phénomène de « course aux poisons » avec des effets potentiels sur leurs stocks mais également sur d'autres espèces (Conservation International, 2010). La compréhension de tels déterminants des usages des écosystèmes représente une clé essentielle pour la construction de scénarios futurs pour des pêcheries durables.

Si l'on considère les multiples usages des ressources biologiques marines, cette analyse mène à une extension de celle-ci vers une gamme plus large de processus plus complexes qui incluent la gestion des conflits autour d'un pool de ressources communes et de leurs impacts sur la biodiversité (Adams *et al.*, 2003). De plus, cela met en évidence les rôles que peuvent jouer les questions d'environnement global ou de concept de bien public (international) dans la protection de la biodiversité (*e.g.*, Adger *et al.*, 2001 ; Perrings *et al.*, 2002), notamment via l'accès par exemple aux méga-bases de données de d'information (Gaikwad and Chavan, 2006). De nombreux usages humains des services écosystémiques interagissent de plusieurs façons sur les processus écologiques. Ces interactions génèrent des coûts et bénéfiques que les individus n'ont aucune envie de prendre en compte dans leurs décisions en ce qui concerne l'usage des services écosystémiques.

Déterminant démographique

La population humaine peut être indirectement un déterminant majeur des changements de biodiversité (Palumbi, 2001). Deux milliards de la population mondiale vivent à moins de 100 km de la côte. Actuellement, plus de la moitié des mégapoles (celles dont la population dépassent 500 000 habitants) est localisée à moins de 50 kms de la côte (fig. 37). Les densités de population en zone côtière sont presque trois fois supérieures à celles en zone continentale (Kay et Alder, 2005). Le nombre croissant de personnes se déplaçant sur le littoral pour vivre, exerce une pression directe sur les ressources côtières. La taille de la population, sa composition, la répartition des densités et les taux de croissance peuvent avoir également des effets indirects sur la biodiversité à travers des changements de demandes en ressources marines, en déchets industriels et humains, en pollutions et en altérations des habitats côtiers. À ce jour, plus de 50 % de l'ensemble de la population des États-Unis réside en zone côtière, avec une projection à 60 % en 2020 (Crossert *et al.*, 2004). En 2000, plus de 11 000 fermetures de plages et d'alertes (eaux douces et marines) ont eu lieu aux États-Unis - un chiffre qui a doublé par rapport à l'année précédente - et une majorité de ces fermetures étaient dues aux pollutions de l'eau (NRCD, 2001). À une échelle globale, le développement côtier est deux fois supérieur à celui observé sur les sites continentaux, avec # 90 % des eaux polluées géné-

rées qui sont rejetées sans traitement dans les eaux marines (Henrickson *et al.*, 2001).

La croissance des centres urbains et l'augmentation des revenus moyens à l'échelle mondiale sont également facteurs d'accroissement de la demande globale en produits marins (Delgado *et al.*, 2003), aussi bien que la demande pour des activités récréatives de la biodiversité marine (à la fois extractive et non extractive).

D'autres facteurs démographiques, tels que l'âge, le genre et le niveau d'éducation, peuvent affecter indirectement les traits de consommation des ressources et de leurs usages. Si les trajectoires individuelles de la plupart de ces facteurs démographiques sont relativement bien connues (UN, 2004), la façon dont les effets de ces différents facteurs (taille, âge), combinés aux facteurs économiques et, en particulier, à l'augmentation des richesses (voir ci-dessous), vont impacter l'aptitude des futures sociétés à contrôler leurs impacts sur la biodiversité marine, est moins connue.

Déterminant économique

Les activités économiques aux différents niveaux, international, national, régional et local, sont des déterminants essentiels de l'impact de la société sur les écosystèmes marins. La croissance économique en particulier, avec ses composantes matérielles et de répartition géographique, accroît la demande pour les biens et services écosystémiques. La structure et les performances du commerce international des produits de la mer influencent les types et niveau des écosystèmes exploités par les pêcheries à la fois aux échelles globale et locale. Les fluctuations de prix des intrants (*e.g.*, fuel) et des produits (*e.g.*, denrées alimentaires) sous tendent des changements d'activités économiques et d'utilisation des ressources (Abernethy *et al.*, 2010). Les innovations technologiques influencent également la demande pour des biens et services écosystémiques en réduisant les coûts et en améliorant leur efficacité pour accroître la production. Elles conduisent finalement à des changements d'usages des écosystèmes. Le marché du travail détermine l'attractivité des emplois dans les activités maritimes. L'accroissement de la richesse au niveau individuel et social accroît la demande des consommateurs pour des marchandises ainsi que pour des biens et services écosystémiques qui peuvent exercer des pressions sur la biodiversité (Hoyer and Macinnis, 2010). De façon similaire, les changements de richesse ont été également largement documentés comme un des principaux facteurs affectant les habitudes de consommation et les

choix des consommateurs avec, de façon générale (bien que non systématique), une corrélation positive entre la richesse de la société et l'acceptation à payer pour une protection de la biodiversité (Horton *et al.*, 2003 ; Chukwuone et Okorji, 2008). Au final, la globalisation des marchés et du commerce des marchandises conduit à une plus grande intégration des producteurs et des consommateurs sur de plus grandes échelles géographiques (Gereffi, 1999 ; Phillips, 2006 ; Mullo *et al.*, 2009), mais avec des effets sur la biodiversité peu compris et peu documentés (Heal, 2002 ; Toly, 2004 ; Zimmerer, 2006).

Déterminant social

➤ Réformes de gouvernance

La globalisation des marchés et du commerce a été accompagnée par un changement dans la gouvernance en s'éloignant des institutions de niveau national vers l'arène internationale. Ce qui se traduit par des structures de gouvernance internationales et des traités. Simultanément, les réformes de décentralisation et le principe de subsidiarité associé qui place la gouvernance au niveau le plus faible d'efficacité (moins centralisé), ont été vivement promus et mis en œuvre à la fois dans des pays développés et en voie de développement, tout spécialement en ce qui concerne la gouvernance des ressources naturelles (Ribot, 2002). La gouvernance basée sur les marchés, incluant le commerce équitable, les parts de quotas transférables, les responsabilités des corporations, et les partenariats public-privé, est également présentée comme une possibilité de réponse aux questions liées à la protection des ressources naturelles et de la biodiversité (Barrientos, 2000 ; Raynolds, 2004 ; Wilenius, 2005).

La délégation des responsabilités de gestion des ressources naturelles de façon plus proches des usagers ou à l'opposé vers un niveau international - a souvent été présentée comme un glissement favorable à la création d'un environnement politique plus favorable à la gestion des ressources et de la protection de la biodiversité (Pinkerton, 1989 ; Colchester, 1994 ; OECD, 2003). Cependant les expériences actuelles de décentralisation sont plutôt mitigées et les effets sur la protection de la biodiversité mitigés (Dupar and Badenoch, 2002 ; Lind and Cappon, 2001 ; Béné *et al.*, 2009). Pour ce qui concerne les traités internationaux, Kyoto et Copenhague sont des démonstrations évidentes que la gouvernance globale ne garantit pas des interventions opérationnelles. Les approches de gestion par les marchés – même si elles offrent des incitations positives prometteuses pour la protection de

la biodiversité – sont encore trop préliminaires pour démontrer une efficacité garantie de performance.

➤ **Niveaux de pauvreté et sécurité alimentaire**

Le lien entre pauvreté et environnement fait l'objet d'un débat des plus intenses dans la littérature actuelle, avec des opposants et des avocats de l'équation « pauvreté = menace environnementale », qui n'ont pas encore trouvé un consensus en la matière (Duraiappah, 1998 ; Adams *et al.*, 2004 ; Dasgupta *et al.*, 2005). Il est certain que la pauvreté ne doit pas avoir d'effet positif sur la protection de la ressource/biodiversité, mais la corrélation négative entre pauvreté et environnement semble dépendante d'un contexte spécifique et ne pas être une règle universelle (Cavendish, 2000). Il doit être rappelé, spécialement dans le contexte des pêcheries, que les niveaux forts de capitalisation et de richesse des flottes de grandes dimensions dans les pays développés ne créent pas nécessairement un contexte plus favorable pour soutenir la biodiversité marine, comme le confirme la situation dans la zone économique exclusive européenne. Le lien entre la sécurité alimentaire et la biodiversité est encore plus complexe. Si une population en insécurité alimentaire s'engage dans une démarche d'exploitation de ressources aquatiques à des niveaux qui apparaissent non durables à court terme, les racines de cette insécurité alimentaire sont généralement en lien avec des conditions structurelles au-delà de la seule gestion locale, soulignant ainsi la complexité et la nature multi-dimensionnelle du problème (Béné and Friend, 2010).

Déterminant culturel

La culture est une expression de la connaissance partagée, des valeurs, des croyances, et des normes. Elle peut être partagée au sein des communautés de différents types, incluant les niveaux national et régional, les caractéristiques ethniques, d'occupation et d'organisation. La connaissance scientifique - son investissement, sa répartition, son absorption et son application - est également une expression de la culture. Parce qu'elle structure des visions mondiales, elle influence les priorités sociales et détermine les limites acceptables de comportement en relation avec différentes valeurs. La culture est ainsi un des premiers déterminants de la protection de la biodiversité (Yamin, 1995) – mais également *contrario*, l'un des déterminants de son déclin.

De façon plus subtile, la culture et les normes peuvent également influencer la façon dont la biodiversité est perçue et ainsi, les outils, conventions et lois avec lesquels la question doit être traitée. Par exemple, les façons dont

les espèces en danger et menacées « *Threatened and Endangered Species (TEPs)* » sont traitées : les espèces emblématiques de grands mammifères marins ou d'oiseaux marins ont ainsi tendance à occuper le devant de la scène au détriment d'autres espèces ou d'autres éléments de la biodiversité. Par ailleurs, le fait que certaines composantes de la biodiversité soient considérées comme des ressources ou des biens uniquement dans certains contextes culturels (sans l'être dans d'autres), influence grandement la direction dans laquelle la société ou même les communautés tendent à traiter la protection de la biodiversité.

Ce qui n'est pas connu

On retrouve beaucoup d'inconnues en ce qui concerne les résultats nets des déterminants humains, leurs interactions complexes et les motivations qu'ils créent.

Institutionnel

Bien que le besoin de cohérence dans les couches institutionnelles soit bien établie, peu de choses sont connues pour concevoir et obtenir cette cohérence. Des recherches supplémentaires sont nécessaires :

- ✓ pour documenter les processus qui déterminent la gouvernance des usages de la biodiversité marine au jour le jour,

- ✓ pour examiner les motivations créées par des outils institutionnels alternatifs,

- ✓ pour concevoir des politiques de contrôle aux différents niveaux qui fournissent des incitations appropriées pour les ressources naturelles et la protection de la biodiversité (Yamin, 1995 ; Ruddle, 1998 ; Baland and Platteau, 1999 ; Blaikie, 2006). Le développement d'indicateurs pour réaliser la surveillance et évaluer son efficacité institutionnelle est également un besoin. Cependant, l'exemple de la co-gestion basée sur une approche communautaire des ressources forestière et de pêche montre que la conception et l'utilisation de ces indicateurs ne sont pas nécessairement évidentes (Thompson, 1999 ; Borrini-Feyerabend *et al.*, 2000).

Démographique

Les estimations de taille de population et de taux de croissance en zones littorales sont disponibles à l'échelle mondiale à un niveau agrégé. Par contre, les différentes voies spécifiques d'influence entre les démographies humaines, les demandes en produits de la mer, et les impacts sur la biodiversité marine sont moins compris. Une recherche complémentaire est nécessaire sur l'influence de l'âge, du genre, du niveau d'éducation et d'autres fac-

teurs démographiques sur l'utilisation des ressources marines, la compréhension des risques pour la biodiversité marine, et les réponses aux réglementations de protection de celle-ci. Une amélioration de la compréhension des interactions entre les facteurs démographiques et des facteurs économiques, et leurs impacts induits sur la biodiversité marine est vraiment nécessaire.

Économique

Les dynamiques sous-jacentes des déterminants économiques aux différentes échelles de temps, d'espace et d'organisation économique sont faiblement comprises. Les effets de l'intégration globale des producteurs et des consommateurs sur la biodiversité aux échelles locales nécessitent une meilleure documentation et analyse (O'Hara and Stagl, 2001 ; Zimmerer, 2006). Les possibilités pour les marchés internationaux et les accords de commerce, soit de favoriser ou d'éroder la biodiversité, sont peu connues. Il en est de même pour la contribution des politiques économiques des gouvernements et des institutions intergouvernementales (Lawn, 2008 ; Czech, 2008). Les différentes valeurs que la société place sur les changements et dans les disponibilités des biens et services écosystémiques, dont plusieurs d'entre eux ne sont pas sujet aux échanges de marché, sont actuellement peu quantifiées. Bien qu'une attention croissante soit mise sur les besoins de compréhension des changements dans les écosystèmes, les modèles de gestion des ressources marines utilisent encore souvent une représentation statique et agrégée des interactions humaines avec les écosystèmes. Il existe un besoin de développer des représentations plus dynamiques, considérant pleinement la diversité des agents et de leurs interactions avec les écosystèmes aux différentes échelles. Ceci inclut des décisions de court terme et à échelle locale telles que les allocations d'effort de pêche, le choix des routes commerciales de navigation - ou la conformité avec les réglementations environnementales par des commandants de navire -, aussi bien que des actions à plus long terme et de plus grande échelle comme les choix d'investissement/désinvestissement par les sociétés, en considérant les influences des contextes socio-économique, institutionnel et écologique sur de telles décisions. Par ailleurs, la façon dont les incitations économiques des réglementations de pêche et autres activités d'extraction peuvent être conçues pour promouvoir la protection de la biodiversité, nécessite plus de recherche dans des contextes spécifiques, comme le fait le rôle de la variabilité économique et environnementale à déterminer le comportement humain et l'impact

sur l'environnement marin. L'impact des politiques à contrôler les effets des externalités négatives des activités économiques sur la biodiversité est également un domaine de recherche qu'il est nécessaire de compléter. La relation des niveaux de richesse avec les préférences d'un type ou d'un niveau d'exploitation de ressource marine est faiblement comprise dans des contextes spécifiques. La mobilité de la main d'oeuvre et le marché du travail dans le domaine marin nécessitent également des recherches complémentaires.

Social

Les éléments sociétaux et les politiques des réformes de la gouvernance doivent être mieux compris, en incluant les impacts de la répartition des dispositifs de nouvelle gouvernance (Johnson, 2001 ; Nijenhuis, 2003). La répartition des coûts et bénéfices de la décentralisation est souvent partiellement incomprise, comme le lien de la décentralisation avec les incitations à protéger ou détruire la biodiversité (Ribot, 2002). Le rôle des influences sociales et normatives en accord avec les réglementations ayant pour objectif de protéger la biodiversité doit être également mieux étudié (Hatcher *et al.*, 2000). Quels sont les impacts de la subsidiarité dans les paramètres des pays en développement et développés ? les impacts sociaux d'une gouvernance basée sur les marchés doivent être mieux compris pour bon nombre de paramètres. Quels sont les facteurs qui contribuent au sujet ou à l'échec des approches décentralisées dans la gestion des ressources (Campbell *et al.*, 2001 ; Béné *et al.*, 2009), et quels sont les résultats en matière de biodiversité ? Le contexte politique de sécurité alimentaire et ses liens avec la biodiversité marine doivent être mieux compris. Les relations entre pauvreté et résultats environnementaux sont directement associées à la biodiversité et correspondent à un domaine de recherche sous-développé.

Culturel

En conclusion, le rôle de la culture à façonner les valeurs vers les besoins de la biodiversité marine doit être mieux analysé dans des contextes spécifiques locaux et nationaux. L'influence de la culture sur le comportement est directement d'intérêt pour concevoir des mesures efficaces de protection de la biodiversité.

Les besoins de recherche examinés ici sont de portée générale, non spécifiques à l'Ifremer. Les enjeux particuliers à l'Ifremer font l'objet de la synthèse exécutive.

SCÉNARIOS INTÉGRÉS ET RÉGLEMENTATIONS

Réglementations et soutien à la décision

Réglementations et outils de gestion

Une large gamme d'options est disponible pour les gestionnaires, les acteurs partenaires et les sociétés pour atteindre les objectifs d'usage durable, de protection et de restauration de la biodiversité marine. Les modalités de gestion incluent les aires protégées, afin d'améliorer l'état des écosystèmes, et le repeuplement, la restauration d'habitat, afin d'améliorer les services écosystémiques. Par ailleurs, il existe une gamme d'outils de développement pour inciter les gestionnaires dans leurs prises de décision à tenir compte de la valeur des écosystèmes (e.g., dans la gestion des usages comme le tourisme), à identifier des bénéfices écosystémiques diffus pour ceux qui ont des intérêts locaux, à mettre en place des droits de propriété ou d'accès aux ressources vivantes (e.g., quotas transférables) ou pour leur transférer de la connaissance et les sensibiliser (e.g., empreinte écologique, analyse cycle de vie, label de qualité). Des options alternatives de gestion vont agir différemment selon les déterminants directs ou indirects de la demande humaine de services écosystémiques, aussi bien que sur les résultats finaux sur les écosystèmes marins et le bien-être de l'homme. Les outils pour réaliser ces politiques de gestion incluent les instruments standard de gestion (e.g., quotas, accès restreint), incitations économiques (e.g., taxes, subventions), modalités de mise en œuvre, partenariats et collaborations, partage d'information et de connaissance, et actions publiques et privées.

Efficacité des réglementations

Comme indiqué dans le chapitre « Mesurer la biodiversité », beaucoup des difficultés rencontrées pour atteindre une exploitation durable des ressources vivantes tiennent à deux des caractéristiques de ces ressources. Tout d'abord, elles se renouvellent mais de façon incertaine et très corrélée à l'état des écosystèmes. En second lieu, ce sont des ressources communes. À partir de cette dualité, les politiques de gestion mises en place pour restaurer les usages durables des ressources vivantes peuvent être classées selon deux grandes catégories: des

mesures de protection et des mesures de régulations de l'accès à celles-ci (Troadec et Boncoeur, 2003 ; Thébaud *et al.*, 2007). L'objet des mesures de protection est de préserver les caractéristiques de la biodiversité marine qui justifient son exploitation et lui donnent sa valeur ; e.g., dans le cas des ressources halieutiques, la capacité des stocks de poissons à s'accroître et à se renouveler. Ces mesures ont été largement adoptées au niveau international, sous différentes formes et selon différentes échelles en pratique. Le deuxième jeu de mesures complémentaires vise à résoudre explicitement les problèmes liés à la nature « commune » des ressources vivantes marines, en concevant des mécanismes qui limitent les usages négatifs d'usages compétitifs. Dans les deux cas, les approches peuvent se fonder sur des normes et des mesures administratives, sur l'utilisation de mesures économiques incitatives ou une combinaison des deux. C'est une tâche particulièrement difficile si on considère la multiplicité des usages, la complexité de leurs impacts sur les processus écosystémiques, et les incertitudes en découlant sur les interactions entre activités humaines via les écosystèmes.

De plus, dans la mesure où l'essentiel des produits de la mer est issu de régions du monde où la gouvernance est faible, le renforcement de la sécurité alimentaire est fortement dépendante d'une amélioration de cette gouvernance (Smith *et al.*, 2010). Le choix des politiques de gestion et des outils à considérer sera grandement influencé autant par les dimensions temporelles et les échelles physiques de ces systèmes que par les contextes politique et réglementaire. Ce choix sera également affecté par les incertitudes des résultats, les changements climatiques, le contexte culturel et les objectifs souhaités. À tous les niveaux, les structures de gestion ont différentes options disponibles pour y répondre et une attention particulière devra être portée pour garantir une cohérence des politiques et de la gouvernance à travers les différentes dimensions.

Scénarios

L'élaboration de scénarios peut aider à synthétiser et à communiquer sur les différentes options et politiques et les différentes trajectoires des écosystèmes marins et de

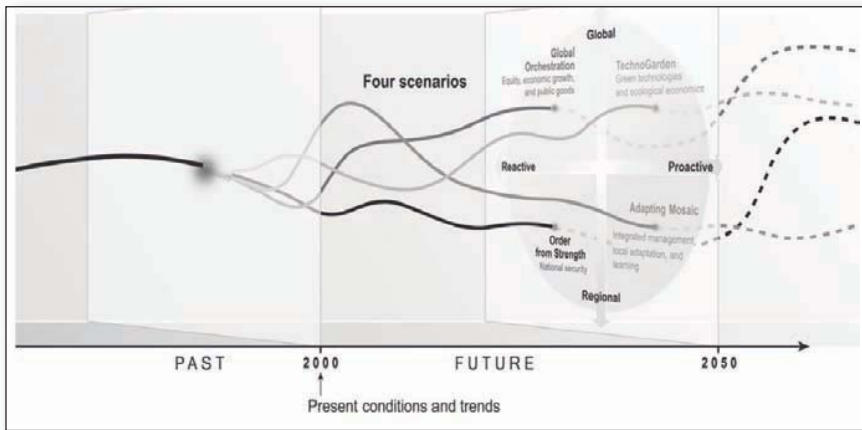


Figure 38

Exemple de scénarios globaux pour la biodiversité: Millennium Ecosystem Assessment (2005). Quatre scénarios sont considérés pour la période de 2000 à 2050 : gestion globale, ordre par la force, mosaïque adaptative, gestion « technologies vertes ».

la biodiversité pour les décennies à venir. Les scénarios tiennent compte des incertitudes liées à la dynamique de ces systèmes complexes. Ils ne fournissent pas de prévisions, mais montrent des alternatives possibles de l'état futur, chacun décrivant un résultat correspondant à un jeu particulier d'hypothèses de travail. Les scénarios de « statu quo » et de continuité sans changement (« Business As Usual ») constituent ainsi deux approches pertinentes de base. Les scénarios peuvent ainsi être utilisés systématiquement pour imaginer de façon créative la complexité et les incertitudes du futur. Ce sont des outils d'intérêt pour souligner l'importance des choix et des arbitrages adoptés vis à vis des décisions, des politiques de remédiation et d'adaptation présentes et futures.

Cinq approches larges et complémentaires de recherche peuvent être utilisées pour explorer les impacts variés des différents scénarios politiques :

► Apprendre sur le plan qualitatif à partir des expériences passées

Le développement de politiques de contrôle et de réglementation pour orienter les usages des ressources marines vers des objectifs de développement durable n'est pas nouveau et il peut bénéficier potentiellement des résultats des expériences passées. La recherche doit s'appliquer à analyser les expériences passées d'approches alternatives pour concevoir et mettre en place de nouveaux scénarios. Bien que cela puisse être difficile dans de nombreux cas du fait de l'absence de données adéquates, des informations qualitatives d'intérêt peuvent en être extraites, à partir d'une approche multi-disciplinaire et selon une base empirique – voir par exemple, les cours sur les sciences halieutiques de Beverton en 1994 (Anderson, 2002). Typiquement, les analyses rétrospectives permettent d'estimer le temps nécessaire à la mise en place opérationnelle de mesures de gestion. Par exemple, la FAO a mené une étude macroéconomique dès les

années 1995 pour évaluer les montants totaux de subventions publiques allouées au secteur de la pêche. Elle conclut que l'amplitude des pertes économiques des pêcheries mondiales se situait autour de 50 milliards de dollars par an. Par la suite, Milazzo (1998) a révisé ces résultats préliminaires en estimant les montants globaux de subventions probablement de 14 à 21 milliards de dollars par an. Ces publications pionnières ont contribué au processus toujours en cours de réductions des subventions. Néanmoins, il est d'intérêt de souligner la similitude de ces estimations antérieures avec des résultats récemment publiés (World Bank et FAO, 2008): les différences entre les bénéfices nets réels et potentiels des pêcheries marines se situent dans l'intervalle de confiance de 26 à 72 milliards de dollars par an, avec une valeur très probable de l'ordre de \$50 milliards de pertes pour l'année de référence 2004.

Au niveau européen, Cappell *et al.* (2010) ont évalué les impacts environnementaux et sociaux de l'instrument "Financial Instrument for Fisheries Guidance" (FIFG, 4,9 milliards d'euros – 6,6 milliards de dollars – de subventions des pêcheries attribuées entre 2000 et 2006), dont le but était de mettre la capacité de pêche de la flotte européenne en phase avec les ressources biologiques disponibles. Ils concluent que le financement par le FIFG n'avait pas permis d'atteindre ses objectifs de réduction nette de la capacité de pêche. Au contraire, dans certains segments des pêcheries, ce financement avait permis d'accroître la capacité de la flotte, contribuant ainsi à détériorer la situation de certains stocks et à gêner la récupération de certains autres. D'autres exemples (*i.a.*, réduction des rejets en mer) de l'inertie de la gouvernance des pêches peuvent être mentionnés, ayant en commun un retard d'une décennie ou plus avant une application réelle de mesures significatives de gestion.

Apprendre sur le plan quantitatif à partir des expériences passées : comme souligné dans la partie « Conceptuali-

sation de la biodiversité », les analyses statistiques de données écologiques ou socio-économiques anciennes et de séries temporelles peuvent permettre de quantifier le rôle joué par les déterminants humains et environnementaux sur la biodiversité. Ceci inclut le calage de modèles dynamiques à partir des données historiques comme pour les analyses de populations virtuelles (« VPA ») ou de modèles d'écosystèmes (e.g., ecosim-ecopath). La calibration de tels modèles apporte une base quantitative pour explorer les impacts potentiels avec des marges d'erreurs pour différents scénarios de politiques de gestion.

➤ **Apprendre à partir d'un raisonnement analytique et mathématique**

L'analyse théorique de modèles simplifiés, agrégés, ou stylisés peut permettre une meilleure compréhension des mécanismes majeurs et des relations en jeu dans les systèmes concernés et promouvoir ainsi la conceptualisation de stratégies, l'identification de points de basculements ou bien encore l'évaluation et le classement des politiques de gestion. Par exemple, pour les pêcheries, les approches d'équilibre et d'optimum ont été largement utilisées pour démontrer les stratégies pertinentes de

pêche et des points de références de stocks. La lente mise en place du rendement maximal durable (« maximum sustainable yield » - MSY) en est un bon exemple.

Le concept du MSY fut élaboré dans les années 1930 par plusieurs auteurs, mais le début de son utilisation en tant que l'un des points de référence potentiel en termes de gestion – et comme un standard international en matière de stratégies de reconstruction de stocks – prit place deux décennies plus tard avec l'avancée du dénommé « modèle de surplus de production » (« surplus-production models »).

Comme l'indique Macé (2001), les écrits les plus complets ont été donnés sur les bons et mauvais usages du MSY, d'autant plus qu'il a été intégré dans l'importante convention internationale des Nations-Unies sur le droit de la mer (UN Convention on the Law of the Sea, 1982), traçant ainsi la route à son intégration dans les réglementations nationales. De nos jours, le MSY est considéré comme un indicateur robuste de la direction du changement nécessaire en ce qui concerne la réduction du taux de mortalité par pêche, quand une exploitation biologique optimale est recherchée. Malgré ses limites (i.e., objectif de gestion d'une seule espèce), le MSY est un

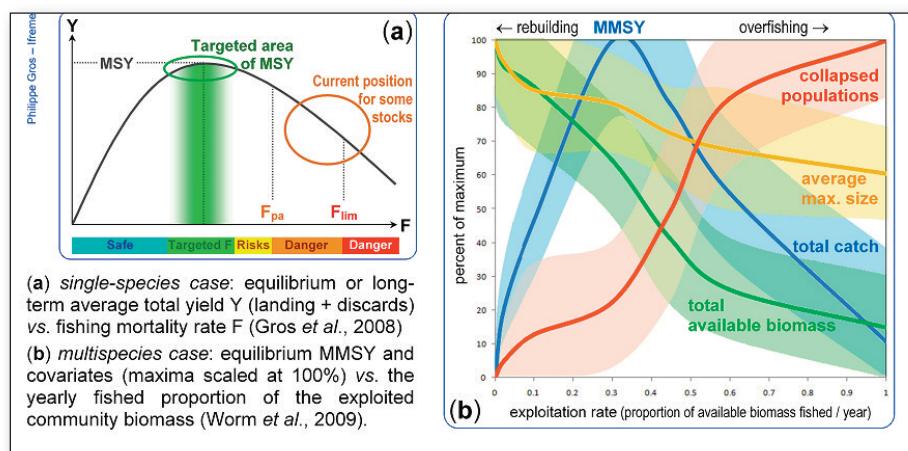


Figure 39

Développement sur le long terme de l'approche écosystémique: d'une évaluation des pressions de pêche à partir d'une seule espèce jusqu'à l'approche multi-espèces. a) La courbe Y vs. F décrit le rendement d'équilibre pour un stock donné comme une fonction de la mortalité par pêche; En changeant la situation actuelle de pêche de F à F_{MSY} , et en maintenant F au niveau du F_{MSY} , l'objectif du rendement maximum soutenable (« MSY ») est atteint après la disparition de situations intermédiaires; les points de références biologiques du CIEM, F_{lim} et F_{pa} sont également montrés; b) les effets d'un taux d'exploitation croissant sur les communautés de poissons: la figure montre les équilibres moyens des modèles Ecosim pour 31 écosystèmes; les résultats suggèrent que la gamme de taux d'exploitation (de 0,2 à 0,45) doit fournir au moins 80 % des captures maximales, mais avec des conséquences écologiques très différentes; d'un point de vue du gestionnaire, la biodiversité est maintenue à un faible taux d'exploitation, les captures maximales (« MMSY ») sont maintenues à un niveau intermédiaire de taux d'exploitation, et l'emploi élevé est souvent maintenu, des niveaux intermédiaires aux niveaux maximaux, du fait du besoin d'un fort effort de pêche. [NB: la taille maximale moyenne fait référence à la longueur moyenne maximale que l'espèce peut atteindre dans sa communauté; les populations effondrées sont celles pour lesquelles les stocks de biomasse ont décliné à moins de 10 % de leur biomasse initiale sans pêche; les zones ombrées correspondent aux limites des 95 % d'intervalle de confiance; voir Worm et al. (2009) pour plus d'information].

concept opérationnel bien compris. Par ailleurs, et sans omettre les contre-exemples, plusieurs cas de succès d'augmentation de la biomasse de stocks de poissons et de coquillages ont été démontrés après une réduction significative de la pression par pêche (voir les cas d'études dans Macé, 2004). Plus récemment, Beddington *et al.* (2007) ont publié une revue des outils des systèmes de gestion des pêcheries, englobant l'intégration des processus économiques dans le concept du MSY – ce qui a donné le concept de rendement maximum économique « maximum economic yield – MEY ». En abordant la question des impacts de pêche, Worm *et al.* (2009) ont étendu cette revue exhaustive en réalisant des évaluations multi-espèces basées sur des modèles selon le concept de rendement maximal durable multi-espèces « multispecies maximum sustainable yield – MMSY », sur différents types d'écosystèmes et en expérimentant différents scénarios d'exploitation (fig. 39).

➤ Apprendre à partir d'expériences virtuelles

Le développement des capacités de traitement informatique a grandement élargi nos possibilités d'exploration de la dynamique de systèmes complexes qui ne peut être abordée par voie expérimentale. La recherche dans l'application du domaine de la modélisation formalisée, appliquée aux analyses des socio-écosystèmes marins s'est rapidement développée au cours des vingt dernières années, et fournit maintenant suffisamment de moyens, pour à la fois tester notre compréhension de ces systèmes et prévoir les résultats potentiels de différents scénarios alternatifs de gestion (*e.g.*, Chaloupe project - <http://www.projet-chaloupe.fr/>);

➤ Apprendre par l'action

Dans certains cas, en particulier là où les niveaux d'incertitude sont tels que même les hypothèses qualitatives sur les processus clés en jeu ne peuvent être formulées, le développement de projets d'observations et de recherche, en phase avec la définition des scénarios de politiques de gestion, peut permettre d'apprendre à partir d'approches expérimentales. Dans ce cas, la modélisation peut également être utile dans la formulation d'hypothèses formelles sur les connaissances actuelles des socio-écosystèmes, et sur les modalités de révision à partir de nouvelles informations.

Méthodes quantitatives, modèles et évaluations intégrées

Il existe un besoin de développer, d'intégrer, et de promouvoir le développement de scénarios pour les écosys-

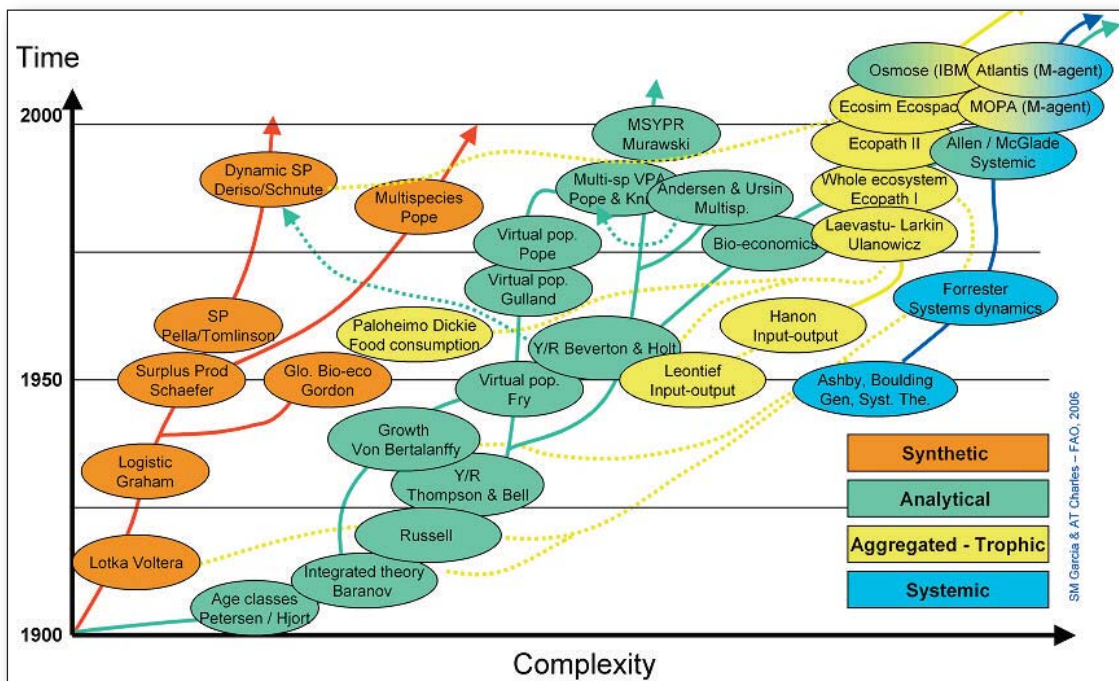
tèmes marins sous pression et forçages anthropiques et naturels au cours du XXI^{ème} siècle. Ceci devrait nécessiter une stratégie intégrée qui précisent les directions dans un contexte d'après Aberdeen, de l'Évaluation pour le Millénaire (« Millennium Ecosystem Assessment ») et de la structuration de la recherche à l'échelle européenne, et ceci en coordination avec les groupes principaux de recherche et leurs programmes (*e.g.*, ICES, Imber, MarBEF, Eur-Oceans). De cette façon, l'organisation scientifique devrait favoriser et promouvoir une science intégrative qui permette de prévoir les changements au niveau des écosystèmes marins sous les auspices de l'IPBES (« Intergovernmental Science - Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services »), la plateforme intergouvernementale scientifique-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques. La crédibilité et la fiabilité des scénarios et des processus de décision pour la biodiversité marine s'appuient sur la capacité de la communauté scientifique à produire des méthodes et modèles quantitatifs fiables.

Modèles écologiques, environnementaux et socio-économiques à intégrer

Les modèles dynamiques des écosystèmes marins peuvent être utilisés, par exemple, pour mesurer les effets de différentes politiques de gestion tels que les quotas, les réserves marines, les quotas individuels de pêche, ou encore les conséquences du changement climatique sur la répartition des espèces. Un modèle écologique global des systèmes marins n'existe pas à ce jour, mais de nombreux modèles basés sur une approche « écosystème » de différentes régions existent à travers le monde. Plaganyi [(2007) voir aussi Hoggarth *et al.*, 2008] fournit une vision des différents types d'approches en modélisation incluant les logiciels Ecopath et Ecosim ou MSVPA (« Multi-species virtual population analysis »), et analyse leurs principaux avantages et limites dans un contexte d'approche écosystémique. Les approches de modélisation et les métriques utiles à une planification, la réalisation et l'évaluation d'une gestion de pêche par une approche écosystémique sont également discutées par Marasco *et al.* (2007), avec une attention particulière sur les évaluations des stratégies de gestion.

La synthèse historique effectuée par Garcia et Charles (2007 ; 2008) dresse un tableau des évolutions des représentations scientifiques des systèmes de pêcheries au cours du XX^{ème} siècle. Les modèles dynamiques ont été développés, avec en parallèle une co-évolution de la gestion et de la recherche et ont été construits à partir de

Figure 40
Évolution
de la modélisation
des pêcheries
de 1900 à 2005
(Garcia et Charles,
ICES, 2006) ;
figure publiée
dans: Garcia et
Charles, ICES J.
Mar. Sci. (2007),
Ocean and Coastal
Management
(2008).



différentes disciplines impliquées dans la gestion des ressources naturelles, conduisant ainsi à une augmentation de la complexité résultant d'une demande sociétale changeante (fig. 40). Le renforcement des relations entre science, politiques de gestion et société au sein de systèmes de pêches complexes et entre ces systèmes et leur environnement a conduit à accroître le domaine, les détails, le réalisme et l'interdisciplinarité.

Les scénarios peuvent également examiner le futur de la biodiversité dans le contexte du changement climatique. Par exemple, Cheung *et al.* (2009) fournit une projection quantitative des patrons des impacts du changement climatique sur la biodiversité marine à une échelle globale donnant ainsi une image du problème potentiel. La fréquence moyenne des migrations et des extinctions locales de 2040 à 2060, comparée aux moyennes de 2001 à 2005, fut calculée sous différents scénarios d'émission de gaz à effet de serre pour 1 066 espèces de poissons et d'invertébrés marins afin d'identifier les points chauds des impacts induits par le changement climatique à échéance de 2050 (fig. 41). Cheung *et al.* (2008 ; 2009) ont développé une approche de modélisation intégrant les dynamiques de population avec un modèle de bioclimat pour projeter les futures aires de répartition, en considérant que les caractéristiques intrinsèques de croissance de population, de dispersion larvaire et de migration d'adultes déterminent les dynamiques spatio-temporelles d'une population, et donc ses changements relatifs d'abondance. Le taux de croissance intrinsèque de la population est directement dépendant des profils de préférence des espèces aux conditions environne-

mentales de chaque cellule de 30' de latitude × 30' de longitude du modèle maillé des océans mondiaux. Les profils de préférence (*i.e.*, conditions environnementales appropriées pour chaque espèce) furent calculés en superposant les données environnementales (de 1980 à 2000) avec les cartes d'abondance relative des espèces.

Dans la mesure où les animaux migrent le long d'un gradient calculé d'habitat approprié, les changements de conditions océaniques conduisent à des changements de l'abondance relative de chaque espèce dans chaque cellule de la grille. Néanmoins, le modèle ne considère pas les relations proies-prédateurs, ni les autres interactions biotiques qui sont au-delà du domaine de la plupart des modèles actuels de bioclimat.

Globalement, l'intensité moyenne de migration projetée pour 2040-2060 comparée à 2001-2005 compte pour 55 % de la richesse spécifique initiale, avec des taux locaux d'extinction de 3 % de la richesse spécifique initiale (la faible richesse spécifique initiale contribue largement au fort impact dans les régions polaires). Par ailleurs, les espèces pélagiques (209 spp.) montrent une intensité de migration considérablement plus élevée que les espèces démersales (857 spp.). Globalement, les distributions centroides et vers les pôles de la plupart des espèces étudiées vont glisser vers les pôles entre la période de référence 2001-2005 et 2040-2060 (la moyenne de migration vers les pôles est de l'ordre de 600 km pour les espèces pélagiques et de 200 km pour les espèces démersales sous le scénario A1B du GIEC. Du fait de la complexité et des échelles des problèmes et processus impliqués, l'amplitude de ces projections reste incertaine.

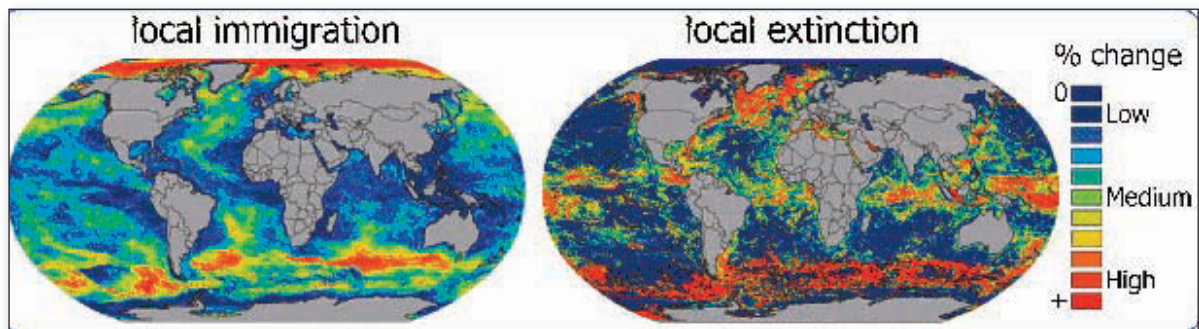


Figure 41

Projections quantitative des impacts des patrons de changement climatique sur la biodiversité marine à l'échelle globale (Cheung et al., 2009, modifiée). Les cartes indiquent les principales caractéristiques des migrations (expansion d'une espèce dans un territoire où elle n'était pas précédemment observée) et des extinctions locales (une espèce a cessé d'exister dans un secteur même si elle peut exister ailleurs) pour 1066 espèces de poissons exploités (836 spp.) et d'invertébrés (230 spp.) sous le scénario A1B du GIEC (IPCC, 2007). Le pourcentage de changement (échelle de couleurs) fait référence au pourcentage moyen d'événements de migration et d'extinction de 2040 à 2060 comparé à la moyenne de référence de 2001 à 2005, calculé pour chaque cellule de la grille (30' de latitude × 30' de longitude) couvrant les océans. Les niveaux faible, moyen et fort correspondent respectivement aux pourcentages de → 0 à 15 %, → 60 à 90 %, → 280 à 400 % pour les migrations, et → 0 à 0.05 %, → 2.5 à 3.5 %, → 8 à 12 % pour les extinctions locales. La forte intensité de migration est prévue de façon concentrée dans les régions de haute latitude telle que l'Arctique (60°N) et autour de l'océan austral (40°-60°S). La prévision montre des extinctions locales les plus marquées au niveau des tropiques, océan Austral, Atlantique Nord, Pacifique Nord-Est, et dans des mers semi-fermées (mer Méditerranée, mer Rouge, golfe Persique). Le remplacement des espèces (migration vers - et extinction d'espèces d'un secteur), non représenté ici, est généralement dominé par les migrations d'espèces. Il est prévu qu'il soit le plus élevé en région arctique et les régions sub polaires de l'océan Austral.

Plusieurs simplifications et hypothèses clés nécessitent un approfondissement des connaissances: les distributions actuelles, les préférences en habitats des espèces, les structures et dynamiques des populations, les réponses synergiques des populations aux effets du changement climatique et d'autres facteurs anthropogéniques, les capacités d'adaptations spécifiques phénotypique et génotypique. Malgré ces limites, ces projections peuvent être utilisées comme une hypothèse « nulle » pour développer des systèmes d'observations plus élaborés et des études théoriques plus poussées. Ces résultats peuvent également fournir des informations utiles pour évaluer les options de gestion dans un contexte de changement climatique. Par exemple, 70 % des débarquements de pêche de 2000 à 2004 sont issus des 1 066 espèces étudiées. Cheung et al. (2010) fournissent des projections qui suggèrent un large impact du changement climatique sur la répartition géographique des captures maximales à échéance de 2055.

Des systèmes de modèles humains peuvent également être utilisés pour des études; par exemple, les impacts de changement des écosystèmes sur les productions, la consommation, les décisions d'investissement dans le secteur de la pêche. Les modèles de dynamiques de marché portant sur les ressources marines, comme les poissons ou les quotas de marchés (e.g. quotas individuels

transférables - ITQ), doivent également jouer un rôle important : par exemple le marché mondial des huiles et farines de poisson peut être modélisé à partir des productions nationales de poissons pélagiques dans un contexte évolutif de contraintes globales, variant des prix mondiaux des farines de poisson aux niveaux locaux de production (Mullon et al., 2001). Dans ce domaine, un des challenge clés porte sur la prise en compte des déterminants sociaux/culturels/politiques dans les quelques modèles écologique-économique existants.

Par ailleurs, les changements d'échelle doivent être encouragés via l'élaboration de modèles de gestion intégrée de la zone côtière, couplant les dimensions à la fois terrestre et marine. Finalement, les modèles intégrés, combinant les interactions entre systèmes écologique, humain, et climatique doivent être utilisés de plus en plus souvent aux différentes échelles globale et locale.

Diversité vs homogénéité des modèles

Nous considérons qu'il est nécessaire de disposer d'une variété d'approches en modélisation afin de garder une capacité de choix en fonction des questions posées et des échelles considérées. Quelle que soit l'approche, le processus de modélisation offre des moyens puissants pour formaliser les idées, les concepts et les hypothèses que peuvent avoir différentes personnes sur les systèmes

étudiés et sur leurs principaux déterminants. La modélisation permet de rassembler les connaissances des différentes disciplines, de sciences naturelles, économiques et sociales.

Cependant, bien que la diversité des modèles puisse être profitable, les analyses comparatives entre modèles doivent être encouragées. De plus, un nombre restreint de modèles écosystémiques génériques doit être utilisé à l'échelle mondiale afin de confronter les scénarios dans de nombreux écosystèmes. Ceci doit être particulièrement renforcé aux macro-échelles comme cela a été effectué dans les scénarios climatiques du GIEC.

Dans la même veine, une considération particulière doit être portée aux processus de calibration et aux méthodes de reconstruction pour des modèles dynamiques, montrant les capacités de ces modèles à se caler sur les trajectoires passées, les états et tendances décrites dans le chapitre « État et tendances en biodiversité ». Ceci requiert le développement de bases de données pérennes et intégrées liant la biodiversité marine à ses usages, comme par exemple dans les systèmes d'informations halieutiques (e.g., SIH).

Modélisation et challenges des évaluations

L'utilité des scénarios dépend de la capacité des modèles sous jacents à gérer la complexité des déterminants et des mécanismes de systèmes intégrés impliqués. L'acceptabilité et la reponsabilité des scénarios sont également fortement liées aux systèmes d'évaluation. À ce niveau, une gamme d'outils est disponible pour faciliter les gestionnaires dans leurs choix de décision entre différentes stratégies et interventions, incluant les analyses de coûts/bénéfices, de rentabilité, d'évaluation d'impacts, d'analyses de risques, des approches multi-critères ou de théorie de jeu. La sélection des outils analytiques doit être déterminée dans le contexte de la décision, des caractéristiques clés du problème de décision, et des critères considérés comme important par les décideurs. Cependant, les évaluations intégrées doivent renforcer la crédibilité des modèles et des scénarios en facilitant le rapprochement entre les performances écologique et socio-économique. Le traitement rigoureux et cohérent des incertitudes est également essentiel pour la clarté et l'utilité des rapports d'évaluation bien que cela puissent poser quelques challenges difficiles (e.g., voir l'expérience du GIEC). Par conséquent, la modélisation pour la

construction de scénarios et l'exercice d'évaluation de la biodiversité marine apportent de nouvelles démarches dans différents domaines :

- ✓ Systèmes dynamiques complexes
- ✓ Problèmes multi-critères
- ✓ Problèmes de durabilité
- ✓ Gestion et analyse de risques
- ✓ Problèmes de gouvernance et de coordination.

Systèmes dynamiques complexes

Les modèles mono-spécifiques (e.g., MSY, approche de précaution) pour la gestion et la régulation des pêcheries et de la biodiversité restent insatisfaisants à l'échelle mondiale. Il y a une très large acceptation sur le fait que des modèles plus complexes, incluant typiquement des pêcheries multi-espèces et multi-flotilles, sont nécessaires pour gérer les pêches marines comme le souligne la gestion des pêcheries par l'approche écosystémique (« EBFM »). Par exemple, Worm *et al.* (2009) ont élargi le concept de MSY à une trame multi-espèces en introduisant le concept de rendement maximal durable multi-espèces « MMSY » (fig. 39). De façon plus générale, la modélisation de la gestion de la biodiversité marine nécessite la prise en compte de la complexité des déterminants des mécanismes écologiques, englobant les dynamiques des communautés, les chaînes trophiques, les méta-populations, les processus géographiques et environnementaux (habitat, climat). Mais l'attention doit être également portée sur les complexités reliant les déterminants socio-économiques à l'image pour les pêcheries, des efforts d'ajustement dans un contexte de multi-flotille ou de dynamiques de marché pour les systèmes de quotas transférables. La prise en compte des échelles spatiales pour ces modèles ajoute un niveau de complexité supplémentaire. Tout ceci est en faveur de l'utilisation d'outils associés avec des systèmes dynamiques non linéaires et des systèmes complexes comme la théorie des réseaux et des graphiques.

Multi-critères

Le besoin d'adopter une approche multi-critères pour la définition de la durabilité a été souligné de nombreuses fois, y compris pour les pêcheries (Charles, 1994). Les domaines très larges qu'inclut une telle définition sont généralement regroupés en objectifs écologique, économique et sociologique, auxquels plusieurs auteurs ont rajouté l'objectif politique de réduction des conflits

(Hilborn, 2007). Dans ce contexte, l'utilisation de l'approche coût/bénéfice agrégeant toutes les variables à travers une valeur monétaire pose une difficulté majeure dans la mesure où la biodiversité ne peut pas être modélisée facilement en termes financiers.

Un challenge pour la modélisation des socio-écosystèmes est donc de développer des approches qui englobent la diversité des objectifs de durabilité, et permettent une évaluation formelle des arbitrages et des choix entre eux. Ceci peut impliquer l'utilisation des méthodes de décision multi-critères, conduisant à la difficile question d'identifier, de quantifier, de classer et d'optimiser les indicateurs d'objectifs, considérés comme appropriés par un panel d'acteurs et ceci à différentes échelles. Dans d'autres cas, les approches peuvent être basées sur l'identification de seuils pour certaines variables clés au delà desquelles les acteurs considèrent les systèmes comme non viables. Dans ce cas, maintenir la durabilité peut impliquer de garder les systèmes à long terme dans les limites de plusieurs contraintes spécifiques. Les interactions qui prennent place entre les modélisateurs et les utilisateurs sont centrales pour l'efficacité de telles approches en tant que support de décision, comme les outils et les approches pour soutenir ces interactions, de la structuration des modèles et leur développement, jusqu'à leur calibration et la présentation de leurs résultats.

Durabilité et équité inter-générationnelle

Il apparaît essentiel d'adopter un point de vue « durabilité » pour les évaluations et les modèles impliquant la biodiversité marine dans le but de rapprocher les objectifs à court et long terme. En d'autres termes, les scénarios et les politiques de gestion doivent fixer des objectifs à atteindre sur les court et long termes. À cet égard, les approches se focalisant sur l'équité inter-générationnelle doivent recevoir une attention toute particulière. Les méthodes d'évaluations économiques, qui considèrent la situation future, sont principalement basées sur des escomptes. Ceci soulève la difficulté de l'équité inter-générationnelle dans la mesure où ces approches induisent généralement des préférences pour la situation présente. De plus, de telles escomptes peuvent fournir dans certains cas une logique aboutissant à une extinction comme le souligne Clark (1976). Les équilibres, les états stables et les indicateurs bien connus de rendement durable des pêcheries (« MSY »), ou de rendement maximum économique (« MEY ») sont des candidats plus naturels pour

une telle équité inter-générationnelle. Cependant, la façon d'adapter ces points de référence dans des contextes plus complexes et incertains, comme l'approche écosystémique, reste floue. L'approche « Maximin » ou « Rawlsian » (Solow 1974) ou la structure de viabilité focalisée sur les contraintes à satisfaire au cours du temps (Bene *et al.*, 2001 ; Delara and Doyen, 2008 ; Baumgartner and Quaas, 2008) sont également des perspectives appropriées par rapport au point de vue de la durabilité.

Précaution, analyse de risques et gestion

Établir des estimations réalistes de l'amplitude et des directions de changements de la biodiversité sous différents scénarios est contraint par les interactions entre l'imprévisible et les altérations continues des écosystèmes marins par les changements naturels et anthropiques. Par exemple, les espèces peuvent être localement éteintes, d'autres sont introduites ; les conditions abiotiques sont modifiées par les apports en substances chimiques, l'acidification ; les altérations d'habitats modifient les répartitions et les abondances ; et les pressions d'activités extractives s'imposent souvent aux différents niveaux trophiques. De plus, la vitesse de tels déterminants est souvent supérieure de plusieurs degrés d'amplitude au temps d'évolution nécessaire pour induire des dérives dans les communautés et le fonctionnement des écosystèmes. De nombreuses incertitudes peuvent donc affecter les dynamiques de la biodiversité marine. Ceci inclut la stochasticité de l'environnement (habitat, climat), les incertitudes socio-économiques telles que les fluctuations de marché et les bruits de fond dans les données.

Dans ce contexte, il est crucial d'étudier la vulnérabilité et les risques bio-économiques des systèmes sous jacents ainsi que leur atténuation. En particulier, il est très important d'élucider les voies permettant d'éviter des situations de scénarios catastrophes et irréversibles. Ces questions ont un lien direct avec les aspects de résilience et de capacité des systèmes à récupérer des perturbations et du stress. Dans ce domaine, un secteur clé - qui s'est avéré particulièrement perspicace - est le rapprochement qui s'est exercé entre la recherche sur les chaînes trophiques et celle sur la biodiversité. Il a permis une amélioration de notre compréhension de la résilience (Worm et Duffy, 2003). De façon plus générale, l'évaluation des risques et de la gestion peut jouer un rôle essentiel dans les processus d'élaboration des décisions.

L'analyse de risques est une discipline bien établie, dirigée vers la détermination des seuils et l'évaluation des potentiels de changements dommageables. De façon similaire, les études d'impact environnemental, conçues pour évaluer les impacts de projets particuliers, et les évaluations stratégiques environnementales conçues pour évaluer les impacts des politiques, représentent toutes deux des mécanismes importants pour incorporer les résultats des évaluations d'écosystèmes dans les processus de décisions. Les analyses de viabilité des populations (PVA) qui se focalisent sur les risques d'extinction représentent une méthode quantitative pour la biologie de la conservation et le maintien des populations. Pour la gestion des pêcheries, son corollaire est le principe par « approche par précaution » du CIEM avec les points de référence bien connus « Bpa » ou « Blim », respectivement « précaution » et « limite » (Rosenberg et Restrepo, 1996).

Cependant, quelques difficultés importantes doivent être soulignées à ce stade pour l'évaluation des risques opérationnels et la gestion de la biodiversité marine. Premièrement, dans de nombreux cas, on ne dispose pas de probabilité pour les différentes alternatives, rendant caduques l'utilisation de modèles stochastiques. Typiquement, les scénarios du GIEC qui peuvent impacter les écosystèmes marins représentent différentes possibilités pour le futur. Dans ces cas d'ambiguïté, l'utilisation de scénarios les plus probables et les plus catastrophiques peut être une approche fructueuse. Une autre difficulté vient du fait que les incertitudes peuvent être si grandes que les scénarios de gestion et de politiques ne peuvent pas atténuer significativement les risques associés. Ce cas correspond à une situation dans laquelle le décideur fait face à une incertitude. L'approche par « principe de précaution » a émergé dans ce contexte pour des actions publiques et des politiques afin de solutionner cette incertitude. Il suggère que l'absence de données scientifiques appropriées ne doit pas être une raison pour repousser ou ne pas prendre des mesures de protection et de gestion. Malgré tout, le côté opérationnel d'un tel principe reste controversé. Le principe de précaution souligne qu'une attention particulière doit être portée au rôle de l'information et des processus d'apprentissage

Gestion adaptative (« AM »)

La gestion adaptative doit améliorer grandement les résultats de gestion et des scénarios pour les services écosystémiques et le bien-être humain. Les changements de

politiques et de gestion, mis en place pour solutionner les problèmes et les opportunités liés aux écosystèmes marins et leurs services – quelle que soit l'échelle locale, nationale ou internationale – doivent s'adapter et rester flexibles pour bénéficier des expériences passées, et se protéger des risques et des incertitudes. La compréhension des dynamiques des écosystèmes marins sera toujours limitée, les systèmes socio-économiques vont continuer à changer, et les déterminants extérieurs ne pourront jamais être entièrement anticipés. Les décideurs doivent considérer si une action engagée est réversible et si elle doit incorporer, là où cela est possible, des procédures pour évaluer les résultats des actions et des bénéfices futurs. Le débat sur les modalités de réalisation est toujours en cours dans les discussions portant sur la gestion adaptative. Celle-ci est un processus structuré et itératif d'élaboration de décision qui est confronté à l'incertitude, avec le but de la réduire au cours du temps via une surveillance du système (Holling, 1978 ; Walters, 1986).

De cette façon, le processus d'élaboration de la décision vise simultanément à atteindre ses objectifs ou limiter les risques et à apporter des informations complémentaires pour améliorer la gestion future. AM est souvent caractérisée comme un processus d'« apprentissage par l'action ». Les caractéristiques principales de la gestion adaptative sont des décisions de réaction et relèvent d'une inférence bayésienne. La gestion adaptative est applicable particulièrement pour des systèmes pour lesquels l'apprentissage par l'expérimentation est impraticable.

Gouvernance, coordination et conformité

Le glissement de la gouvernance vers une plus grande participation et inclusion de la société civile et d'autres acteurs « non experts » dans les processus de planification et de gestion des usages des ressources naturelles est basé sur deux suppositions: la première hypothèse considère que ce glissement vers les utilisateurs finaux va améliorer la pertinence et la qualité des décisions prises; la seconde est que ce processus va également améliorer l'acceptabilité et la conformité de ces décisions par les utilisateurs finaux. Ce principe est également promu de façon croissante dans les exercices de scénarios et de modélisation, où les utilisateurs finaux et les différents « acteurs » - autres que les gestionnaires traditionnels des ressources – sont maintenant souvent invités à la « table » des experts pour tester, utiliser, et

discuter des outils d'aides à la décision basés sur des approches de modélisation. De cette façon, l'utilisation de ces acteurs « particuliers » du débat dans les processus participatifs de scénarios et de modélisation peut les aider à s'engager plus fortement dans les processus d'élaboration de décision, et ainsi contribuer à renforcer l'acceptabilité et la transparence de ces scénarios et modèles comme outils de discussion pour les arbitrages difficiles et des questions telles que l'équité inter-générationnelle. Finalement, l'utilisation de ces exercices de modélisation « participatifs » peuvent éga-

lement être vus comme une première étape vers le développement d'un processus de gestion adaptative et de renforcement des capacités des « acteurs ». Les aspects de gouvernance en lien avec l'hétérogénéité des utilisateurs finaux et des « acteurs » doivent également être soulignés par des approches de modélisation tels que par « multi-agents » et « théorie de jeu » qui se spécialisent sur les dimensions des interactions, de la coordination et de la coopération (ou non-coopération) pour le processus d'élaboration de la décision.

BESOINS DE RECHERCHE

Le cadre : une recherche environnementale

Les océans sont soumis à de multiples stress. La population mondiale a été multipliée par six depuis 1800, par près de deux depuis 1970 et elle augmentera encore d'au moins 50 % avant que ne s'inverse éventuellement sa dynamique. L'acidification des océans est désormais attestée et elle peut affecter les processus de biominéralisation, notamment des formes microscopiques (zooplancton par exemple). Les coraux sont partout menacés ou atteints. La moitié des stocks halieutiques est pleinement exploitée et 30 % de ces stocks sont surexploités. La production aquacole augmente de plus de 5 % l'an, soit un doublement en moins de douze ans, et contribue à un accroissement sensible des pressions sur les écosystèmes côtiers. Le trafic maritime a plus que triplé depuis 1970, disséminant des espèces envahissantes. Des continents de plastique (« *trash continents* ») se sont formés dans le Pacifique, l'Atlantique et peut-être d'autres seront-ils découverts. L'intensification de l'exploitation des hydrocarbures offshore conduit à la fois à l'appareillage de surfaces importantes du fond océanique et à des risques que la marée noire du Golfe du Mexique illustre tristement ; la diffusion du pétrole par le Gulf Stream à travers l'Atlantique n'est malheureusement pas exclue. L'exploitation minière démarre et se profilent de graves perturbations des écosystèmes profonds. Les usages de l'espace maritime se multiplient et tous ont des impacts non connus, non anticipés, sur les écosystèmes. Ainsi en va-t-il des parcs d'éoliennes et des centrales utilisant la houle ou les courants.

Face à ces évolutions, les réponses des systèmes politiques et gestionnaires semblent de peu de poids. Les processus de décision sont fragmentés, les décisions relatives aux pêches, à l'aquaculture ou aux pollutions relevant de démarches spécifiques et sectorielles. Les structures de décision ne permettent pas de traiter la complexité des interactions entre les évolutions rappelées ci-dessus.

La recherche tente d'évoluer dans des structures qui ne s'adaptent que très mal aux nouvelles problématiques, à leurs conséquences méthodologiques et leurs besoins matériels et logistiques. Ces structures sont administra-

tives, budgétaires, mais aussi disciplinaires, académiques. L'interdisciplinarité, indispensable dès la conception des projets de recherche, reste l'exception.

Les besoins de recherche découlent d'une profonde évolution récente des conceptions relatives à l'innovation : celle-ci réside dans la conception de nouveaux systèmes et non dans le développement d'actions particulières. Il en va ainsi dans l'industrie où l'innovation de systèmes détermine largement les possibilités d'innovation – produits. Dans un contexte industriel, les contraintes de viabilité économique et environnementale amènent des entreprises multiples à œuvrer ensemble à de nouveaux systèmes de production, dont les exigences de conception conduisent à des concepts ou des produits innovants. On pourrait idéalement imaginer qu'il en aille de même pour l'utilisation que l'homme fait des espaces maritimes.

L'ensemble de ce rapport souligne la complexité des écosystèmes marins comme des systèmes d'exploitation, des dynamiques écologiques comme des dynamiques économiques et sociales. L'importance accordée aux besoins de recherche devra donc concilier leur importance scientifique intrinsèque et leur importance au regard du « système de recherche » nécessaire à la compréhension de la dynamique de la biodiversité et de ses interactions avec les changements climatiques et les sociétés humaines. Les besoins de recherche doivent ainsi être replacés dans le contexte des grands enjeux politiques et scientifiques relatifs à la dynamique et au devenir de la biodiversité, des écosystèmes, des services écosystémiques.

Les systèmes de recherche

Face à la complexité croissante des enjeux scientifiques, politiques, économiques, sociaux, intriqués à des échelles multiples aussi bien spatiales que sociales, se développent des approches transdisciplinaires et, avec elles, des dispositifs de médiation plus ou moins adaptés. Les scénarios, d'usage de plus en plus fréquent, permettent de confronter des points de vue multiples et d'en dériver des futurs possibles. Le « *Millenium Ecosystem Assessment* » a particulièrement mis en lumière l'intérêt de la démarche (MEA, 2005). La modélisation fournit également une médiation entre points de vue qu'elle or-

ganise de façon rigoureuse. Les développements récents combinant jeux de rôle et modélisation spatialisée (Jansen, 2006 ; Bousquet et Lepage, 2004) illustrent également la nécessité de disposer de dispositifs médiateurs dans le passage d'approches disciplinaires à une organisation en systèmes de recherche.

La médiation peut donner lieu à incitations positives : les appels à projets de la Commission européenne ou de l'Agence nationale de la recherche imposant la coopération entre équipes et disciplines en sont une illustration.

Les scénarios, par delà leur intérêt largement démontré, présentent des biais importants, mis en lumière par Hannah Arendt (Arendt, 1972). Ils expriment le système de valeurs dominant dans le collectif qui les élabore. Dans les scénarios développés à échelle mondiale, à l'instar de ceux du « *Millenium Ecosystem Assessment* », les trajectoires qui sont supposées les plus durables reposent sur des représentations correspondant à la culture nord américaine, reflétant ainsi la composition sociologique des collectifs.

La multiplicité des dispositifs médiateurs traduit le fait que la gestion de la recherche en système est encore balbutiante du point de vue méthodologique. Le besoin reçoit pour l'instant soit des réponses collectives du type « *Millenium Ecosystem Assessment* » ou son prolongement agricole, soit des réponses disciplinaires : l'écologie par exemple se constituant en science au croisement des sciences sociales, des sciences de la terre et des sciences de la vie (Couvet et Teyssède-Couvet, 2010). En sciences sociales, la géographie a longtemps prétendu à un rôle équivalent à celui aujourd'hui proposé pour l'écologie. Ces efforts sont à souligner mais ils mettent en évidence que les dispositifs de recherche tels qu'ils sont organisés actuellement, ne permettent qu'imparfaitement de faire face aux enjeux.

Il devient de plus en plus important de développer des recherches sur l'organisation, la conduite et la gestion de la recherche en « système recherche ». De portée générale, ce besoin de recherche semble particulièrement important pour l'Ifremer dont les atouts sont considérables en la matière, lui permettant d'être un acteur clé de l'évolution de la recherche en système concernant le devenir de la biodiversité marine dans l'ensemble de la zone économique exclusive française mais aussi en Europe.

Maintenir les services écosystémiques

L'objectif global de la recherche sur la biodiversité marine est de maintenir et, si possible, de restaurer la disponibi-

lité des services écosystémiques. Il s'agit de passer d'une gestion service par service à une gestion de multiples services par la conservation de la biodiversité naturelle. La maintenance de la biodiversité, via la conservation de la richesse spécifique, génétique, la diversité des habitats, est une condition de l'intégrité et de la stabilité des écosystèmes : les pratiques de gestion et les processus de décision devraient être focalisés sur cet enjeu majeur.

Cet enjeu requiert des développements méthodologiques spécifiques, notamment pour l'évaluation des coûts de maintenance et de restauration de services écosystémiques, que l'on puisse comparer aux bénéfices générés par leur dégradation. (CAS, 2009). Actuellement, les économistes utilisent des méthodes d'évaluation monétaire des actifs naturels basées sur des préférences déclarées ou des préférences révélées. Cependant, les services étant le résultat d'interactions entre des composants de la biodiversité – du « fonctionnement » de l'écosystème – ne peuvent être comptabilisés comme une somme de valeurs de ces éléments (TEEB, 2009 ; Kinzig et al., 2007 ; MEA, 2005).

Maintenir les services écosystémiques requiert une analyse approfondie des causes de leur dégradation, et « des causes à l'origine des causes » : la surpêche ou la pollution résultent en dernière instance de causes humaines, économiques, politiques, sociales, culturelles, recherche du profit à court terme (préférence pour le présent), absence de régulation ou défaut de gouvernance, mondialisation, pauvreté. Les phénomènes environnementaux et écologiques observables doivent être analysés conjointement avec les contextes économiques, sociaux, politiques à différentes échelles, de la plus locale à la plus globale. Les régimes d'appropriation des ressources, qui vont du res nullus à la propriété privée en passant par de multiples formes de propriété commune (« common pool ») constituent un besoin de recherche important pour la compréhension des modes de régulation et de gestion des services écosystémiques (Poteete *et al.*, 2010).

Dimensions naturalistes

Relier fonctions écologiques et services écosystémiques

L'enjeu est ici de comprendre les liens entre accroissement de la diversité biologique et la stabilité du fonctionnement des écosystèmes (Dully *et al.*, 2003 ; Worm *et al.*, 2006.) Ceci implique à la fois le développement de nouvelles approches et de dispositifs expérimentaux appropriés. Il sera également essentiel que des méthodes validées et standardisées soient utilisées pour la mesure

de la biodiversité, afin de fournir une référence de base utilisable à des fins comparatives.

Il est recommandé de mesurer la biodiversité en relation avec ses composants clés. En premier lieu, la mesure fondamentale pourrait se situer à niveau du paysage (« *seascape* ») par cartographie des habitats à travers les régions. En second lieu, l'estimation des espèces peuplant ces habitats fournira une référence de base pour l'estimation de la richesse et de la diversité biologique. Enfin, la définition d'estimateurs « con-spécifiques » de diversité, incluant la variabilité génétique, la diversité des traits d'histoire de vie ou la disparité phénotypique offre un éventail d'options pour l'adaptation au changement environnemental et au stress. Ces niveaux, et surtout leurs interactions, ne sont pas encore suffisamment intégrés bien qu'ils soient à la base de la réponse des peuplements à la variation environnementale. Un défi exceptionnel consisterait à relier la nature et l'ampleur des services des écosystèmes marins à la biodiversité des habitats et des communautés, avec les niveaux, la vitesse et la nature de perturbations que cette biodiversité peut supporter. Ce sont les interactions et rétroactions entre ces facteurs qui requièrent un accroissement important de l'effort de recherche.

Du point de vue économique, le défi est d'évaluer les conséquences économiques et sociales de la dégradation d'un ou plusieurs services écosystémiques. Il est également d'évaluer la faisabilité, lorsque c'est envisageable, du remplacement d'un service écosystémique par une solution « artificielle ». Lorsque c'est impossible, l'unique solution sera la maintenance de la disponibilité des services écosystémiques, donc du fonctionnement des écosystèmes, à un coût qui doit être évalué.

Pour accroître notre capacité à replacer notre compréhension des fonctions écosystémiques dans un cadre permettant de prévoir la résilience et le rétablissement face au changement environnemental, il faut identifier des seuils et concevoir des études qui permettent de tester les hypothèses théoriques en utilisant des données empiriques sur les processus clés et les vitesses qui contrôlent la façon dont communautés et écosystèmes répondent aux diverses sources de stress. Il conviendra de se focaliser sur les interactions entre espèces et processus qui déterminent la dynamique face au changement environnemental. Les aires marines protégées peuvent être à ce titre des lieux pertinents de suivi et d'expérimentation.

Théoriciens et expérimentateurs de multiples disciplines devront travailler ensemble pour développer une capacité à la prévision des moments où les effets cumulatifs

des stress dépassent les seuils écologiques au-delà desquels le rétablissement est limité et les services sont compromis. L'identification des seuils est également une priorité du point de vue économique et social, pour limiter les irréversibilités aussi bien économiques qu'écologiques, comme l'illustre le cas de la morue de l'Atlantique Nord.

Mesurer les bases génétiques de la biodiversité

De nouveaux outils permettent de décrire et suivre la richesse et la dynamique des espèces : le code barre de la vie (« *barcoding of life* ») qui offre en outre l'opportunité de s'engager dans un projet mondial utilisant des outils standardisés. Considérant l'étendue et la diversité de la biodiversité française sur l'ensemble de la planète, il s'agit là d'outils essentiels permettant la constitution de bases de données mondiales en accès libre. Ceci est d'une grande importance compte tenu de la dimension de la zone économique exclusive française et de la diversité biologique qu'elle abrite.

Ces outils sont notamment importants pour décrire et suivre la diversité planctonique, dont dépend l'ensemble de la chaîne trophique. Ils peuvent également être de grand intérêt pour des communautés d'importance critique pour la structure et le fonctionnement d'écosystèmes benthiques. Ils permettent également de récupérer l'information d'une grande diversité de sources, telles que contenu intestinal, otolithes, œufs, et même de produits transformés pour permettre la traçabilité de produits spécifiques depuis leur origine. Le barcoding offre donc l'opportunité d'un lien entre les espèces, leur localisation, et les activités humaines jusqu'au consommateur (Costa et Carvalho, 2007 ; Machida *et al.*, 2009 ; Creer *et al.*, 2010 ; Carvalho *et al.*, 2010 ; Boyen *et al.*, 2010).

De nombreuses nouvelles approches analytiques ont été développées améliorant sensiblement la résolution géographique (Ruzzante *et al.*, 2000) et la puissance statistique (Kalinowski 2002 ; 2005) qui accélèrent la vitesse de détection tout en réduisant les coûts. La chimie des otolithes permet ainsi de relier la composition d'un otolithe avec la composition de l'eau de mer du lieu d'origine du poisson (Thorrold *et al.*, 2001). De même, les récents progrès en biologie moléculaire ont abouti à de puissants outils d'analyse génétique des structures de populations de poissons de mer (Kochzius, sous presse). Les outils de génomiques permettent désormais d'explorer directement l'étendue et la dynamique de variations adaptative et de relier variation génétique et réponse phénotypique.

Différencier les échelles de temps évolutive et écologique

Une question clé qui sous-tend les récents travaux sur la biodiversité marine et corollairement l'évaluation de l'impact des changements environnementaux, est de savoir si les tendances actuelles de la biodiversité marine diffèrent des tendances historiques. Il devient nécessaire de recourir à une perspective historique pour comparer les taux de changement à travers les échelles évolutive et écologique en l'absence de perturbation d'origine humaine.

L'échelle de temps évolutive fournit une référence pour estimer les extrêmes dans le changement de la biodiversité marine planétaire à partir de laquelle les impacts humains peuvent être étalonnés. L'échelle de temps écologique est pertinente pour évaluer le rôle que des déterminants d'origine humaine ont dans les changements récents de la biodiversité. Les activités humaines sont à l'origine de multiples extinctions d'espèces et il est important de comprendre comment des effets de seuil peuvent aboutir à de rapides effondrements avec de très faibles signes avant-coureurs. Ainsi, l'étude des changements climatiques du passé et de leurs impacts sur la biodiversité peuvent être riches d'enseignements pour mieux encadrer les prédictions basées sur les tendances actuelles (Kenneth et Stott, 1991 ; Crouch *et al.*, 2001).

Une autre question importante, notamment pour la France qui couvre des zones climatiques multiples, est celle de la relation biodiversité-climat. Les hypothèses relatives à la plus grande richesse spécifique des tropiques restent discutées, notamment pour certains compartiments de la biodiversité marine. À grande échelle spatiale et temporelle, divers facteurs interagissent pour moduler la structuration de la biodiversité. Ainsi, une élévation notable des températures pourrait aboutir à terme (au pas de temps pluri-séculaire de la circulation thermohaline) à une diminution des gradients climatiques et ainsi à une relative homogénéisation thermique des masses d'eau. De tels phénomènes ont eu lieu dans les périodes géologiques anciennes et ils ont été de pair avec une homogénéisation des faunes.

Les études phylogéographiques statistiques (Richard *et al.*, 2007) offrent un cadre robuste pour tester les facteurs qui influencent les divergences de population et la spéciation. Le couplage spatialisé géoréférencé-approches génétiques ouvre de nouveaux horizons à la phylogéographie.

Replacer les stocks halieutiques dans leurs écosystèmes

Il a été montré précédemment dans ce rapport que les activités humaines ont profondément modifié la diversité génétique et spécifique ; que les impacts directs résultent principalement de la surexploitation et de la dégradation des habitats, les impacts indirects résultant de cascades trophiques. En termes de biodiversité, le besoin de recherche porte sur les relations entre pêche et dynamique écologique d'une part, et la gestion écosystémique des activités de pêche d'autre part. Ces relations sont à explorer et modéliser, à toutes les échelles d'espace et de temps, en fonction des questions traitées (Levin et Lubchenko, 2008). Dans ce cas encore, les innovations conceptuelles et méthodologiques résulteront de notre capacité à concevoir et mettre en œuvre les systèmes de recherche adéquats.

Impact des aménagements physiques et des pollutions sur la biodiversité

Comme dans le cas des pêches, les pollutions agissent de façon différentielle en fonction des niveaux trophiques et de la connectivité entre communautés. Les marées noires passées ont montré une capacité remarquable des écosystèmes locaux à se reconstituer, sans que soient clairement établies les divergences entre état d'arrivée et situation de départ. La connectivité entre communautés et entre écosystèmes est un élément déterminant de l'impact de ces pollutions sur la biodiversité. L'Ifremer a montré que les poissons de la zone côtière étaient aussi contaminés aux PCB que ceux de la Seine, ce qui a conduit en février 2010 à l'interdiction de la pêche sardinière dans l'ensemble de la baie de Seine (de Barfleur à Dieppe). On retrouve ici l'importance de la connectivité entre écosystèmes et communautés dans la compréhension de la dynamique de la biodiversité, de sa sensibilité à des perturbations ainsi que de sa résilience.

Dans le cas des aménagements physiques, qu'ils soient en zone côtière comme les éoliennes ou les centrales utilisant l'énergie des courants ou des marées, ou dans les grands fonds océaniques, l'identification des impacts possibles sur les communautés et la compréhension des processus à l'œuvre s'avèrent un besoin fort de recherche fondamentale et appliquée. L'un des enjeux est de permettre d'identifier et de calculer les coûts de maintenance de la disponibilité des services écosystémiques en cas d'aménagements susceptibles de les perturber (CAS, 2009). Les aménagements physiques dans le benthos ont des impacts peu connus sur les communautés et les habi-

tats. Développer des recherches sur ce sujet est d'autant plus important que le démarrage de l'exploitation minière en mer s'annonce dans peu de temps. Dans le cas des nodules polymétalliques, les impacts concerneront en premier lieu la faune profondes dont on connaît très peu le fonctionnement, les temporalités de leur renouvellement et encore moins leurs capacités de résilience.

Les dimensions humaines de la recherche

La question des données

Contrairement à une idée répandue, les données relatives à l'économie, aux structures sociales et institutionnelles ainsi qu'aux cultures sont très abondantes. Elles sont cependant très dispersées, en fonction d'enjeux dans lesquels la mer tient peu de place (International Encyclopedia of the Social and Behavioral Sciences ; Descola et Palsson, 1996). Les publications de sciences sociales relatives aux communautés et activités côtières et littorales ne se trouvent pas, pour l'essentiel, dans des revues dédiées, mais dans des revues disciplinaires (*Marine Policy*, *Marine Resource Economics*, mais aussi *Land Economics*, *Ecological Economics* ou encore *Ecology and Society*, *Applied Ecology*, *Human Ecology*, etc.)

Le problème des données de sciences sociales est plus leur qualité et leur accessibilité que leur existence. Souvent recueillies à des fins administratives ou par les filières professionnelles, leur qualité est rarement certifiable et elles ne sont pas recueillies à des fins scientifiques. Cependant, leur diversité est telle qu'une centralisation sur le modèle du « *barcode of life* » relève de l'utopie.

Les travaux existant dans les diverses disciplines de sciences sociales montrent pourtant qu'il est possible de tirer partie de telles données dès lors que leur accessibilité est avérée : les données économiques représentent des enjeux de confidentialité tout autre que les données biologiques.

Compte tenu de la confusion usuelle entre institution et organisation, rappelons (Ostrom, 1989 ; Weber et Bailly, 1993) qu'on entend par institution tout agrément entre au moins deux individus ou groupes s'imposant à plus que ces deux individus ou groupes. On peut aussi considérer qu'une institution est un jeu de règles en usage.

Si les données administratives sont susceptibles de bases de données, il en va autrement des données insti-

tutionnelles, c'est à dire des multiples agréments et jeux de règles en usage, dont beaucoup ne sont même pas explicites : ainsi des goûts des consommateurs, des répulsions collectives à l'égard de tel ou tel type de produit de la mer (e.g., crustacés), qui relèvent de normes plus ou moins conscientes mais aussi de l'impact de la publicité et des médias, incitant au moins partiellement à l'uniformisation mimétique des modes de consommation.

Les règles d'accès et d'usage des ressources relèvent fréquemment de normes sociales plus ou moins formelles touchant aux rôles assignés aux classes d'âge, aux genres, et bien d'autres normes issues du système de valeurs.

Cultures, institutions, appropriation

Les systèmes de représentation de la nature et en particulier de la vie marine, reflètent les relations entre humains à propos de cette vie marine. En dérivent des taxinomies populaires qui recouvrent plus ou moins la taxinomie savante mais reflètent la représentation que les populations locales en ont (Johannes, 1992 ; Helmreich, 2005). Johannes montrait que les savoirs locaux pouvaient, sous réserve d'étalonnage des distances par rapport aux savoirs académiques, servir au suivi des écosystèmes lagunaires. Helmreich pour sa part, montre que la taxinomie savante peut aussi résulter d'une représentation biaisée des cultures locales par les scientifiques. Les « relations homme-nature » sont en fait des relations entre les humains à propos des non humains, la taxinomie pouvant aussi révéler le rôle que la représentation scientifique peut jouer dans les relations sociales et politiques.

La recherche accorde une grande importance aux cultures dans la relation entre biodiversité et société. L'anthropologie sociale a montré la spécificité de la représentation sociale de la nature dans le monde dit « du livre », islamo-judéo-chrétien, qui tend à considérer les non humains comme « choses à » (Descola et Palsson, 1993 ; Descola 2005). Cette famille culturelle tend à considérer les non humains comme choses, objets, à la disposition du bon vouloir des êtres humains, seuls sujets. L'ensemble des autres cultures considère les non humains comme sujets pensants et disposant de capacités stratégiques avec lesquels les relations sont calquées, le plus souvent, sur les modes de relation entre humains: coopération, antagonisme, hostilité, etc.

La recherche, par contre, gagnerait à traiter les représentations que les administrations ont de la biodiversité en tant

que faits culturels. Il s'agit en effet de systèmes de valeurs (primauté de l'économie sur le vivant, opposition des intérêts écologiques et des intérêts économiques) primauté des normes et procédures établies sur les innovations organisationnelles ; préférence pour les systèmes de type « *command and control* » sur les systèmes de régulation marchands. Les cultures administratives constituent des ensembles cohérents de représentations, de valeurs, de comportements, largement sous étudiés en tant que tels. De telles recherches sont pourtant indispensables à la compréhension des processus de décision.

Un autre besoin de recherche important pour le devenir de la biodiversité marine est relatif aux modes d'appropriation des ressources et des espaces. En 1989, le colloque de Montpellier sur « la recherche face aux pêches artisanales » (Durand *et al.*, 1989) constatait que l'accès libre était l'exception, généralement créée par les États et concluait que l'accès libre devrait désormais être démontré pour être acceptable en tant qu'hypothèse de travail. La situation des pêcheries et des zones côtières en Europe et dans les Départements et Territoires français d'outre-mer illustrent ce constat ; l'accès libre et la préférence pour le règlement, par rapport au marché, étant responsables de la surexploitation des ressources et des milieux. Les régimes d'appropriation sont un domaine clé de recherche, en ne limitant pas l'appropriation à la seule propriété, qu'elle soit privée, publique ou collective/coopérative (Berkes *et al.*, 1989 ; Ostrom 1989 ; Weber et Reveret, 1993 ; Weber, 1996 ; Poteete *et al.*, 2010). Un régime d'appropriation renvoie à une série de niveaux d'analyse :

- les perceptions des ressources et des espaces appropriés ;
- les usages alternatifs des espaces et ressources ;
- les modalités d'allocation et de contrôle de l'accès (Boncoeur et Troadec, 2003) ;
- les modalités de transfert des droits sur les ressources et les espaces, et des produits (physiques, monétaires, symboliques) à travers le groupe ou à travers les générations. La transférabilité peut exister par le marché (droits transférables), de façon administrative, ou encore par le don, l'héritage ou les alliances matrimoniales, selon les sociétés ;
- les sanctions en usage et les modalités de leur mise en œuvre (Boyd *et al.*, 2010 ; Janssen *et al.*, 2010)

Les modes d'appropriation sont de bons résumés des différences culturelles dans l'exploitation des ressources

et des milieux. Notamment, les réactions des communautés littorales et insulaires face aux aires marines protégées sont interprétables à travers les modes d'appropriation habituels dans ces cultures. Plus l'aire protégée est éloignée des modes locaux d'appropriation, plus fortes seront les tensions. Le comprenant, dans la mesure où ces oppositions conflictuelles peuvent bloquer la création de l'aire marine protégée ou en menacer le fonctionnement, les ONG ou l'administration gestionnaire tendent à évoluer vers des formes de cogestion ou de gestion décentralisée (« *bottom up* »). Les présupposés réciproques sur les représentations des relations société-biodiversité conduisent à de fréquents quiproquos dans la gestion des aires protégées. C'est pourquoi les jeux de rôle associés des formes de modélisation orientée « objet » se sont développées, offrant des dispositifs médiateurs, des dispositifs permettant à chaque partie prenante de pouvoir accéder aux modes de perception des autres, ce qui est une condition de la viabilité de l'aire protégée (Cardenas *et al.*, 2010).

Démographie et économie

Mondialisation et biodiversité

Comme souligné dans le présent rapport, les effets de l'intégration mondiale des producteurs et consommateurs de biodiversité sur les situations locales constituent un besoin de recherche et de données important car complémentaire de l'analyse écologique aux diverses échelles. Le potentiel d'érosion ou de conservation du commerce international est peu compris, pas plus que ne l'est l'impact local des politiques nationales et des accords internationaux sur ces mêmes écosystèmes locaux. La distinction entre « local » et « global » ne suffit pas face à des phénomènes interagissant à toutes les échelles, ce qu'exprime l'expression « glocal ». Du point de vue économique, les dynamiques interagissant à diverses échelles de temps, d'espace et d'organisation économique sont peu comprises. Elles nécessitent des développements méthodologiques (modélisation).

Évaluation économique et conservation de la biodiversité

Un effort important de recherche est en cours au niveau mondial pour évaluer monétairement les coûts et bénéfices associés à la conservation de la biodiversité, en recourant à des prix (TEEB, 2009). Très peu est encore entrepris pour évaluer les coûts de maintenance ou de restauration de la disponibilité de services écosystémiques en cas de dégradation. Élaborer les méthodes de

calcul de ces coûts de maintenance ou de restauration est la recommandation de la commission du Centre d'analyse stratégique (CAS, 2009), ces coûts devant être intégrés aux analyses de projets. Il s'agit là d'un besoin de recherche dont l'importance va croître avec la multiplication des projets d'exploitation des ressources énergétiques et minières des océans.

Pauvreté et biodiversité

L'impact de la pauvreté sur la dégradation de la biodiversité est souvent avancé, sans que les démonstrations soient convaincantes : les pauvres exploitent l'environnement à leur portée, quand les riches exercent une prédation à l'échelle planétaire, comme l'illustrent les étals des poissonneries dans les pays riches, ou encore les catalogues des voyagistes. Cependant, la disponibilité de ressources vivantes à la portée des plus pauvres constitue une assurance alimentaire et monétaire permettant d'atténuer la pauvreté. Compte tenu de l'étendue de la zone économique exclusive française, il s'agit d'un besoin de recherche important pour les Départements et Territoires d'outre-mer.

Processus de décision

Les processus de décision constituent des objets complexes, dans lesquels interagissent des intérêts multiples ayant des poids divers dans la décision finale : il n'est plus possible de considérer la décision comme résultat d'un choix opéré par des « décideurs ». Parce que les processus de décision sont des processus d'interactions complexes, il est important de recourir à des outils de modélisation (cf. infra) permettant d'éclairer le champ de possibles. Ces travaux de modélisation peuvent s'accompagner de dispositifs expérimentaux s'inscrivant dans la théorie des jeux ou bien dans la famille des jeux de rôle.

La compréhension et la simulation des processus de décision constitue un enjeu scientifique de grande importance pour la conservation de la biodiversité marine, au plan appliqué mais également un enjeu majeur de recherche méthodologique (Sumaila et Armstrong, 2006).

Développer la modélisation : une forme de synthèse

La modélisation est au cœur de la conception de systèmes de recherche valorisant l'interdisciplinarité. Per-

mettant l'émergence de cadres conceptuels et méthodologiques communs aux diverses disciplines, elle aboutit à une amélioration de la productivité de la recherche dans son ensemble. À l'issue de ce travail d'expertise collégiale, il apparaît clairement que le développement de modèles analytiques et prédictifs constitue le plus important besoin de recherche.

La construction de modèles combinant fonctionnement physico-chimique des océans, dynamique des communautés biotiques et impacts des activités humaines est d'importance stratégique en raison de l'accroissement rapide des activités humaines en mer et en zone côtière. La marée noire du golfe du Mexique et la pollution de l'estuaire du Niger par les hydrocarbures (Guardian, 30 mai 2010) illustrent tristement ce besoin stratégique.

Le développement de modèles est déterminant pour la compréhension d'interactions dynamiques au sein de la biodiversité, dans des contextes mettant en cause la résilience des écosystèmes (de Lara et Doyen, 2008). La compréhension, la mesure et la prédiction des impacts des activités humaines sur la biodiversité appellent également le développement de modèles, ces derniers permettant de tester les effets potentiels de systèmes de contraintes ou d'incitations administratives ou marchandes. De la diversité génétique à celle des écosystèmes et du niveau le plus local au niveau planétaire, la mise en évidence de déterminants de la dynamique et de la résilience de la biodiversité n'est possible que par l'amélioration des modèles existants et la conception de nouveaux types de modèles. L'accroissement des capacités de modélisation a été particulièrement utile pour l'exploration de systèmes dynamiques complexes ne pouvant donner lieu à expérimentation, ce qui est notamment le cas des systèmes économiques, sociaux et institutionnels. L'analyse de processus de décision, l'évaluation de la faisabilité, de la portée et des limites de jeux d'incitations économiques sont grandement facilitées et mises en cohérence par leur simulation, mathématique ou à base de règles : dans un univers incertain, les modèles de simulation sont indispensables pour valider la cohérence des scénarios explorant les possibles futurs.

Une voie récente de recherche en modélisation fait appel à des jeux de rôle impliquant les parties prenantes au processus de décision : usagers, administrateurs, militants de la conservation (Becu *et al.*, 2008). Les processus émergeant du jeu de rôle permettent le développement de modèles de simulation informatique (systèmes multi agents) sur lesquels débattent les par-

ties prenantes. Cette voie de « co-construction » de modèles est particulièrement intéressante pour l'analyse de processus de décision et de la faisabilité d'instruments de gestion, que ce soit en France métropolitaine ou ultramarine.

Si le défi principal de la recherche sur la biodiversité marine est de comprendre la dynamique des impacts des activités humaines, impacts directs des divers usages des océans ou indirects par le biais du changement climatique, alors la recherche en modélisation s'avère est le principal besoin.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abernethy K.E., Trebilcock P., Kebede B., Allison E.H. et Dulvy N.K. (2010). Fuelling the decline of UK fishing communities ? *ICES Journal of Marine Science*, **67**, doi:10.1093/icesjms/fsp289.
- Adams W., Brockington D., Dyson J. et Vira B. (2003). Managing tragedies: Understanding conflict over common pool resources. *Science*, **302**, 1915-1916.
- Adams W., Aveling R., Brockington D., Dickson B., Elliott J., Hutton J., Roe D., Vira B. et Wolmer W. (2004). Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science*, **306**, 5699, 1146-1149.
- Adger W. Neil B., Tor A., Brown K. et Svarstad H. (2001). Advancing a political ecology of global environmental discourses. *Development and Change*, **32**, 681-715.
- Agnew D.J., J. Pearce, G. Pramod, T. Peatman, R. Watson, J.R. Beddington et T.J. Pitcher (2009). Estimating the worldwide extent of illegal fishing, *PLoS ONE*, **4**, 2, e4570.
- Alder J. and Wood L. (2004). Managing and protecting seamounts. in: *Seamounts: biodiversity and fisheries*, T. Morato and D. Pauly eds., 67-73.
- Alheit J. et Bakun A. (2010). Population synchronies within and between ocean basins: apparent teleconnections and implications as to physical-biological linkage mechanisms, *J. Mar. Syst.*, **79**, 3-4, 267-285.
- Allison G. (2004). The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs*, **74**, 1, 117-134.
- Anderson E.D. (Editor). The Raymond J. H. Berton lectures at Woods Hole, Massachusetts. Three lectures on fisheries science given May 2-3, 1994. US Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-54, 161 p.
- Anderson L. (2002). A bioeconomic analysis of marine reserves. *Natural Resource Modelling*, **15**, 3, 311-334.
- Angel M.V. (1992). Managing biodiversity in the oceans. in *Diversity of ocean life*, M.N.A. Peterson (editor). Center for Strategic and International Studies, Washington, DC, USA, 23-62.
- Angly F.E., Felts B., Breitbart M., Salamon P., Edwards R.A., Carlson C., Chan A.M., Haynes M., Kelley S., Liu H., Mahaffy J.M., Mueller J.E., Nulton J., Olson R., Parsons R., Rayhawk S. Suttle C.A. et Rohwer F. (2006). The Marine Viromes of Four Oceanic Regions. *PLoS Biology*, **4**, 11, e368.
- Ansink E., Hein L. et Hasund K.P. (2008). To value functions or services? An analysis of ecosystem valuation approaches, *Environmental Values*, **17**, 4, 489-503.
- Arendt H. (1972). *Du mensonge à la violence. Essais de politique contemporaine*, traduction française G. Durand, Calmann-Lévy, Pocket, 1989 (Crise of the Republic, 1972).
- Atkinson M.J. et Cuet P. (2008). Possible effects of ocean acidification on coral reef biogeochemistry : topics for research, *Mar Ecol Prog Ser.*, **373**, 249-256.
- Atran S. et Medin D.L. (2008). *The native mind and the cultural construction of nature*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Avise J.-C. (2000). *Phylogeography*. Harvard University Press, Cambridge.
- Baland J.-M. et Platteau J.-P. (1999). The ambiguous impact of inequality on local resources management. *World Development*, **27**, 5, 773-88.
- Baland J.-M. et Platteau J.-P. (2000). Conditions for successful collective actions : insights from field experiences. in : *Halting Degradation of Natural Resources*. J.M Baland. et J.-P. Platteau, Oxford Scholarship Online Monographs, 284-346.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R. E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K. et Turner R. K. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, **297**, 950-953.
- Balmford A., Crane P., Dobson A., Green R. et Mace G. (2005). *The 2010 challenge : data availability, information needs and extraterrestrial insights*. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, **360**, 1454, 221-8.
- Ban N.C., Hansen G.J.A., Jones M. et Vincent A.C.J. (2009). Systematic marine conservation planning in data-poor regions : socioeconomic data is essential. *Marine Policy*, **33**, 5, 794-800.
- Barbault R. (2006). *Un éléphant dans un jeu de quilles. L'homme dans la biodiversité*. Seuil, Science ouverte, 266 p.
- Barbier E.B. (2009). Ecosystem service trade-offs. pp. 129-144 in : *Ecosystem-Based Management for the Oceans*. K. McLeod et H. Leslie (editors). Island Press, Washington, D.C.

- Barrientos S.** (2000). Globalization and ethical trade : assessing the implications for development. *Journal of International Development*, **12**, 4, 559-570.
- Baum J.K., Myers R.A., Kehler D.G., Worm B., Harley S. et Doherty P.A.** (2003). Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. *Science*, **299**, 560, 389-392.
- Baumgärtner S.** (2007). The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services. *Natural Resource Modeling*, **20**, 1, Spring, 87-104.
- Baumgärtner S. et Quaas M.F.** (2009). Ecological-economic viability as a criterion of strong sustainability under uncertainty. *Ecological Economics*, **68**, 2008-2020.
- Bax N., Williamson A., Aguero M., Gonzalez E. et Geeves W.**, (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, **27**, 313-323.
- Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Carlton J.T., Geller J.B., Reaka-Kudla M.L. et Norse E.A.** (1999). Historical extinctions in the sea. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**, 525-538.
- Becu N., Neef A., Schreinemachers P. et Sangkapitux C.**, (2008). Participatory computer simulation to support collective decision-making: Potential and limits of stakeholder involvement. *Land Use Policy*, **25**, 4, 498-509.
- Beddington J.R., Agnew D.J. et Clark C.W.** (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, **316**, 14713-1716.
- Beebee T et Rowe G.** (2008). *An Introduction to Molecular ecology*, 2nd ed. Oxford.
- Behrenfeld M.J., O'Malley R.T., Siegel D.A., McClain C.R., Sarmiento J.L., Feldman G.C., Milligan A.J., Falkowski P.G., Letelier R.M. et Boss E.S.** (2006). Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, **444**, 752-755.
- Bekkevold D., André C., Dahlgren T.G., Clausen L.A., Torstensen E., Mosegaard H., Carvalho G.R., Christensen T.B., Norlinder E., Ruzzante D.E.** (2005). Environmental correlates of population differentiation in Atlantic herring. *Evolution*, **59**, 12, 2656-2668.
- Belmonte G. et Potenza D.** (2001). Biogeography of the family Acartiidae (Calanoida) in the Ponto-Mediterranean Province. *Hydrobiologia*, **453/454**, 171-176.
- Béné C. et Friend R.** (in press). Poverty in small-scale inland fisheries : old issues, new analysis. *Progress in Development Studies*.
- Béné C. et Doyen L.** (2008). Contribution values of biodiversity to ecosystem performances: A viability approach, *Ecological Economics*, **68**, 1-2, 14-23.
- Béné C., Doyen L. et Gabay D.** (2001) A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological Economics*, **36**, 385-396.
- Béné C., Belal E., Baba M.O., Ovie S., Raji A., Malasha I., Njaya F., Russell A. et A. Neiland** (2009). Power struggle, dispute and alliance over local resources : analysing « Democratic » decentralization of natural resources through the lenses of Africa Inland Fisheries. *World Development*, **37**, 12, 1935-1950.
- Bianchi G., Gislason H., Graham K., Hill L., Jin X., Korateng K., Manickchand-Heileman S., Paya I., Sainsbury K., Sanchez F. et Zwanenburg K.** (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, **57**, 558-571.
- Billett D.S.M., Bett B.J., Rice A.L., Thurston M.H., Galéron J., Sibuet M. et Wolff G.A.** (2001). Long-term change in the megabenthos of the Porcupine Abyssal Plain (NE Atlantic). *Progress in Oceanography*, **50**, 325-348.
- Bindoff, N.L., Willebrand J., Artale V., Cazenave A., Gregory J., Gulev S., Hanawa K., Le Quéré C., Levitus S., Nojiri Y., Shum C.K., Talley L.D. et Unnikrishnan A.** (2007). *Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level*. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Blaikie P.** (2006). Is small really beautiful ? Community-based natural resource management in Malawi and Botswana. *World Development*, **34**, 11, 1942-1957.
- Blondel J.** (2005). *Biodiversité et sciences de la nature. Les biodiversités, objets, théories, pratiques*. CNRS Editions, 23-36.
- Blondel J., Aronson J., Bodiou J.-Y. et Boeuf G.** (2010). *The Mediterranean Region : biological diversity in space and time*. Oxford University Press, 376 p.
- Boeuf G.** (2007). Océan et recherche biomédicale. *Journal de la Société de Biologie*, **201**, 1, 5-12.
- Boeuf G.** (2008). Quel avenir pour la biodiversité ? in : *Un monde meilleur pour tous, projet réaliste ou rêve insensé?*, sous la direction de J.-P. Changeux et J. Reisse, Collège de France, éditions Odile Jacob, 47-98.
- Boeuf G.** (in press). *The gifts of marine biodiversity*. Unesco IYB Biodiversity Science-Policy Conference, 25-29 January 2010.

- Boeuf G.** (in press). *The gifts of marine biodiversity*. Unesco IYB Biodiversity Science-Policy Conference, 25-29 January 2010.
- Boeuf G.** (in press). *The Biodiversity knowledge base : taxonomy today and tomorrow for environmental sustainability and human well-being*. Unesco IYB Biodiversity Science-Policy Conference, 25-29 January 2010.
- Boeuf G. et Kornprobst J.M.** (2009). Bio et chimio-diversités marines. *Biofutur*, **301**, 28-32.
- Boncoeur J. et Troadec J.-P.** (2003), La régulation de l'accès, in : *Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes*, L. Laubier (Ed.). Académie des Sciences, RST n°17, Editions Lavoisier, Paris 2003, 355-394.
- Bordenave S., Jézéquel R., Fourçans A., Budzinski H., Merlin F.-X., Fourel T., Goñi-Urriza M., Guyoneaud R., Grimaud R., Caumette P. et Duran R.** (2004). Degradation of the Erika oil. *Aquat. Living Resour.*, **17**, 3, 261-267.
- Borrini-Feyerabend G., Farvar M.T., Nguinguiri J.C. et Ndan-gang V.A.** (2000). *Co-management of Natural Resource : organising, negotiating and Learning-by-doing*. GTZ and IUCN, Kasperek Verlag, Heidelberg (Germany) ; 95 p.
- Botkin D., Saxe H., Araujo M.B., Betts R., Bradshaw R., Cedhagen T., Chesson P., Dawson T., Etterson J., Faith D., Ferrer S., Guisan A., Hansen A., Hilbert D., Loehle C., Margules C., New M., Sobel M. et Stockwell D.** (2007). Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. *BioScience*, **57**, 227-236.
- Bouchet P.** (2006). The magnitude of marine biodiversity. in : *The exploration of marine biodiversity scientific and technological challenges*. C. M. Duarte (ed), Fundación BBVA, Paris : 33-64.
- Bouchet P. et Cayré P.** (2005). Richesse et fragilité de la biodiversité marine : monts sous-marins et récifs coralliens. in : *Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche*. R. Barbault et B. Chevassus-au-Louis (ed.), A.Teyssède (coord.), Paris : ADPF, 2005, 73-74. Biodiversité, Science et Gouvernance , Conférence Mondiale, Paris (FRA).
- Boyd R., Gintis H. et Bowles S.**(2010.) Cooperation and Can Proliferate When Rare Coordinated Punishment of Defectors Sustains. *Science*, **328**, 617.
- Boyer D.E., Kertesz J.S. et Bruno J.-F.** (2009). Biodiversity effects on productivity and stability of marine macroalgal communities : the role of environmental context. *Oikos*, **118**, 7, 1062-1072.
- Braat L et ten Brink P.** (2008). *The Cost of Policy Inaction (COPI) – The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Report to the European Commission, Executive Summary, May 29, 16 p.
- Brander K.** (1981). Disappearance of common skate, Raia batis, from Irish Sea. *Nature*, **290**, 48-49.
- Browman H. et Stergiou K.I.**, eds (2005) Politics and socioeconomics of ecosystem-based management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series*, **300**, 241-296.
- Brown J.H.** (1995). *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Brown J.H. et Maurer B.A.** (1989). Macroecology : the division of food and space among species on continents. *Science*, **243**, 1145-1150.
- Bruno J.-F., Stachowicz J.-J. et Bertness M. D.** (2003). Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, **18**, 3, 119-125.
- Brusca R.C. et Brusca G. J.** (2003). *Invertebrates*. 2nd edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 936 p.
- Bulling M.T, White P.C., Raffaelli D. et Pierce G. J.** (2006). Using model systems to address the biodiversity-ecosystem functioning process. *Marine Ecology Progress Series*, **311**, 295-309.
- Byrne M.** (1996). Starfish wanted, dead or alive. *New Scientist*, **2052**, 53 p.
- Byrne M., Morrice M. et Wolf B.** (1997). Introduction of the northern Pacific seastar, *Asterias amurensis*, to Tasmania : reproduction and current distribution. *Marine Biology*, **127**, 673-685.
- Byrnes J., Stachowicz J.J., Hultgren K.M., Hughes A.R., Olyanik S.V. et Thornber C.S.** (2006). Predator diversity strengthens trophic cascades in kelp forests by modifying herbivore behavior. *Ecology Letters*, **9**, 61-71.
- Callaway R., Alsvag J., De Boois I., Cotter J., Ford A., Hinz H., Jennings S., Kröncke I., Lancaster J., Piet G. et Prince P.** (2002). Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, **59**, 1199-1214.
- Campbell B., Mandondo A., Nenarundwe N., Sithole B., De Jong W., Luckert M. et F. Matose** (2001). Challenges to proponents of common property resource systems : despairing voices from the social forests of Zimbabwe. *World Development*, **29**, 4, 589-600.
- Campbell B., Sayer J.A., Frost P., Vermeulen S., Perez M.R., Cunningham A. et Prabhu R.** (2001). Assessing the performance of natural resource systems. *Conservation Ecology*, **5**, 2, 22.
- Carlton J. et Geller J.** (1993). Ecological roulette : the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, **262**, 78-82.
- Carlton J.T., Geller J.B., Reaka-Kudla M.L. et Norse E.A.** (1999). Historical extinctions in the sea. *Annual Review of Ecology et Systematics*, **30**, 515-538.

- Carlton J.** (1993). Neoextinctions of marine invertebrates. *American Zoologist*, **33**, 499-509.
- Carpenter S., Walker B., Anderies J.M. et Abel N.** (2001). From metaphor to measurement : resilience of what to what ? *Ecosystems*, **4**, 8, 765-781.
- Carpenter S.R., Brock S.R. et Brock W.A.** (2006). Rising variance : A leading indicator of ecological transition. *Ecology Letters*, **9**, 3, 311-318.
- Carvalho G.R., Creer S., Allen M., Costa F.O., Tsigonopoulos C.S., Le Goff-Vitry M., Magoulas A.-M., Medlin L. et Metfies K.** (in press). Genomics in the discovery and monitoring of marine biodiversity. in : *An Introduction to Marine Genomics*, C. Boyen et M.Cock (eds.) Springer-Verlag.
- Cavendish W.** (2000). Empirical regularities in the poverty-environment relationship of rural households : evidence from Zimbabwe. *World Development*, **28**, 11, 1979-2003.
- Chamaille-Jammes S, Massot M, Aragon P et Clobert J.** (2006). Global warming and positive fitness response in mountain populations of common lizards *Lacerta vivipara*. *Glob. Chang. Biol.*, **12**, 392-402.
- Chao A. et Shen T.J.** (2003). Program Spade (Species Prediction and Diversity Estimation).
- Chao A. et Shen T.J.** (2005). (2003-2005). *Program Spade (Species Prediction And Diversity Estimation)*. Program and user's guide at <http://chao.stat.nthu.edu.tw>
- Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K., Shen T.J.** (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, **8**, 148-159.
- Charles A.T.** (1994). Towards sustainability : The fishery experience. *Ecological Economics*, **11**, 201-11.
- Charles A.T. et Herrera A.** (1994). Development and diversification: sustainability strategies for a Costa Rica Fishing Cooperative. in : *Proceedings of the sixth conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*. M. Antona, J. Catanzano et J. Sutinen (ed.), Paris, France, Tome II, 1315-1320.
- Cheung W.W.L., Close C., Lam V., Watson R. et Pauly D.** (2008). Application of macroecological theory to predict effects on climate change on global fisheries potential. *Marine Ecology Progress Series*, **365**, 187-197.
- Cheung W.W.L., Lam V.W.Y., Sarmiento J.L., Kearney K., Watson R. et Pauly D.** (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, **10**, 3, 235-251.
- Cheung W.W.L., Lam V.W.Y., Sarmiento J.L., Kearney K., Watson R., Zeller D. et Pauly D.** (2010). Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change, *Global Change Biology*, **16**, 1, 24-35.
- Chevassus au Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L., Bielsa S., Richard D. et Martin G.** (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Rapport et Documents CAS, avril 2009, 376 p.
- Chukwuone N.A. et Okorji C.E.** (2008). Willingness to pay for systematic management of community forests for conservation of non-timber forest products in Nigeria's rainforest region : implications for poverty alleviation. *Economics of Poverty, Environment and Natural Resource Use*. Rob B. Dellink et A. Ruijs (eds.), Springer, 117-137.
- Cimmaruta R., Bondanelli P., Ruggi A. et Nascetti G.** (2008). Genetic structure and temporal stability in the horse mackerel (*Trachurus trachurus*). *Fisheries Research*, **89**, 114-121.
- Clark C.W.** (1976). *Mathematical Bio-economics: the optimal management of renewable resource*. Wiley et Sons, New York. 1990. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable*.
- Clark M.R.** (2010). Effects of trawling on seamounts. *Oceanography*, **23**, 1, 132-133.
- Clarke K.R. et Warwick R.M.** (1994). *Change in marine communities : an approach to statistical analysis and interpretation* Natural Environment Research Council, Plymouth, UK.
- Clarke K.R. et Warwick R.M.** (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 523-531.
- Clarke K.R. et Warwick R.M.** (2001). *Change in marine communities : an approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd edition, Primer-E Ltd, Plymouth, 190 p.
- Colchester M.** (1994a). *Salvaging nature : indigenous peoples, protected areas and biodiversity conservation*. Discussion Paper n° 55. UNRISD, Genève.
- Colchester M.** (1994b). Sustaining the forests : the community-based approach in South and South-East Asia. *Development et Change*, **25**, 69-100.
- Coleman M.L., Sullivan M.B., Martiny A.C., Steglich C., Barry K., DeLong E.F. et Chisholm S.W.** (2006). Genomic islands and the ecology and evolution of *Prochlorococcus*. *Science*, **311**, 5768, 1768-1770.

- Collins S.L. et Benning T.L.** (1996). Spatial and temporal patterns in functional diversity. in : *Biodiversity : a biology of numbers and difference*, K.J. Gaston, editor. Blackwell Science, Oxford, UK, 253-280.
- Conservation International** (2010). *Millions of Sea Turtles are Collateral Damage in the Race for Fish*. www.conservation.org/newsroom/pressreleases/Pages/SEATUR-TLE_BYCATCH_REPORT.aspx
- Costa F.O. et Carvahlo G.R.** (2007). The Barcode of Life Initiative : synopsis and prospective societal impacts of DNA barcoding of fish. *Genomics, Society and Policy*, 3, 29-40.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P. et van den Belt M.** (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Costello M., Bouchet P., Emblow C. et A. Legakis** (2006). European marine biodiversity inventory and taxonomic resources : state of art and gaps in the knowledge. *Marine Ecology Progress Series*, 316, 257-268.
- Couvet D. et Teyssèdre-Couvet A.** (2010). *Écologie et biodiversité*. Paris, Belin, 336 p.
- Cowen R.K., Paris C.B. et Srinivasan A.** (2006). Scaling of connectivity in marine populations. *Science*, 311, 5760, 522-527.
- Crain C.M., Kroeker K. et Halper, B.S.** (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11, 1304-1315.
- Creer S., Fonseca V.G., Porazinska D.L., Giblin-Davis R.M., Sung W., Power D.M., Packer M., Carvalho G.R., Blaxter M.L., Lamshead P.J. et Tomas W.K.** (2010). Ul-trasequencing of the meiofaunal biosphere : practice, pitfalls and promises. *Molecular Ecology*, 19, 1, 4-20.
- Crossett K.M., Culliton T.J., Wiley P.C. et Goodspeed T.R.** (2004). *Population Trends Along the Coastal United States: 1980-2008*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service, Management and Budget Office Special Projects, at: http://oceanservice.noaa.gov/programs/mb/pdfs/coastal_pop_trends_complete.pdf
- Crouch E.M., Heilmann-Clausen C., Brinkhuis H., Morgans H.E.G., Rogers K.M., Egger H. et Schmitz B.** (2001). Global dinoflagellate event associated with the late Paleocene thermal maximum. *Geology*, 29, 315-318.
- CSD (Commission on Sustainable Development)** (2001). *Indicators of Sustainable development: guidelines and methodologies*. Division for Sustainable Development, United Nations, New York.
- CSPNB** (2007). *La biodiversité à travers des exemples*. MEDD/D4E, 104 p.
- CSPNB** (2008). *La biodiversité à travers des exemples, les réseaux de la vie*. MEEDAD, 196 p.
- Cunningham C.W. et Collins T.M.** (1998). Beyond area relationships : extinction and recolonization in molecular marine biogeography. in : *Molecular Ecology and Evolution : Approaches and Applications*, B. Schierwater, B. Streit, G. Wagner et R. DeSalle, eds, Birkhauser Verlag, Basel, 297-321.
- Cury P. et Morand S.** (2005). Biodiversité marine et changements globaux : une dynamique d'interactions où l'humain est partie prenante. in : *Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche*. ADPF éditeur. R. Barbault, B. Chevassus-au-Louis et A. Teyssèdre, coord., 50-79.
- Cury P., Shannon L.J. et Shin Y.J.** (2003). The functioning of marine ecosystems : a fisheries perspective. in : *Responsible Fisheries in the marine ecosystem*. M. Sinclair et G. Valdimarsson, eds. CAB International Wallingford : 103-123.
- Cury P.M., Jai Shin Y., Planque B., Durant J.-M., Fromentin J.-M., Kramer Schadt S., Stenseth N.C., Travers M. et Grimm V.** (2008). Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 6, 338-346.
- Czech B.** (2008). Prospects for reconciling the conflict between economic growth and biodiversity conservation with technological progress. *Conservation Biology*, 22, 6, 1389-1398.
- Dalton T.R., Thompson R. et Jin D.** (2010). Mapping human dimensions in marine spatial planning and management : an example from Narragansett Bay, Rhode Island. *Marine Policy*, 34, 309-319.
- Danovaro R., Gambi M.C., Dell'Anno A., Corinaldesi C., Fraschetti S., Vanreusel A., Vincx M. et Gooday A.J.** (2008). Exponential decline of deep-sea ecosystem functioning linked to benthic biodiversity loss. *Current Biology*, 18, 1, 1-8 + supplemental data: S1-S6; 1-16.
- Darwin C.** (1896). *The Variation of Animals and Plants Under Domestication*. Vol II. D Appleton et Co. New York.
- Dasgupta S., Deichmann U., Meisner C. et Wheeler D.** (2005). Where is the Poverty-Environment Nexus ? Evidence from Cambodia, Lao PDR, and Vietnam. *World Development*, 33, 4, 617-638.
- Daskalov G.M., Grishin A.N., Rodionov S. et Mihneva V.** (2007). Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 25, 10518-10523.

- De'ath G., Lough J.M. et Fabricius K.E.** (2009). Declining coral calcification of the Great Barrier Reef, *Science*, **323**, 116-119.
- Deconinck J.-F.** (2006). *Paléoclimats*. Vuibert, 198 pp.
- Del Monte-Luna P., Lluch-Belda D., Serviere-Zaragoza E., Carmona R., Reyes-Bonilla H., Auriolos-Gamboa D., Castro-Aguirre J.-L., Guzman del Proo S.A., Trujillo-Millan O.B. et Brook B.W.** (2007). Marine extinctions revisited. *Fish et Fisheries*, **8**, 2, 107-122.
- De Lara M. et Doyen L.** (2008). *Sustainable Management of Natural Resources. Mathematical Models and Methods*. Springer-Verlag, Berlin.
- Delgado C.L., Wada N., Rosegrant M.W., Meijer S. et Ahmed M.** (2003). *Fish to 2020. Supply and Demand in Changing Global Market*. International Food Policy Research Institute. Washington, DC. 226 pp.
- Denman K.L., Brasseur G., Chidthaisong A., Ciais P., Cox P.M., Dickinson R.E., Hauglustaine D., Heinze C., Holland E., Jacob D., Lohmann U., Ramachandran S., da Silva Dias P.L., Wofsy S.C. et Zhang X.** (2007). Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. in : *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Descola P.** (2005). *Par-delà nature et culture*. Paris, Gallimard, 623 p.
- Descola P. et Palsson, G. (eds.)** (1996). *Nature and Society*. Routledge, 324 p.
- De Vries B. et Goudsblom J. (Eds.)** (2002). *Mappae Mundi : Humans and their Habitats in a Long-term Socio-ecological Perspective*. Amsterdam University Press, Amsterdam, 465 p.
- DeWitt T.J., Sih A. et Wilson D.S.** (1998). Coasts and limits of phenotypic plasticity. *Trends in Ecology and Evolution*, **13**, 78-81.
- De Young C., Charles A. et Hjort A.** (2008). *Human dimensions of the ecosystem approach to fisheries: an overview of context, concepts, tools and methods*. FAO Fisheries Technical Paper 489. Food et Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- DeYoung B., Barange M., Beaugrand G., Harris R., Perry R. I., Scheffer M. et Werner F.** (2008). Regime shifts in marine ecosystems : detection, prediction and management, *Trends Ecol. Evol.*, **23**, 402-409.
- Diaz R.J. et Rosenberg R.** (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems, *Science*, **321**, 926-929.
- Doney S.C., Fabry V.J., Feely R.A. et Kleypas J.A.** (2009). Ocean acidification: the other CO2 problem, *Ann. Rev. Mar. Sci.*, **1**, 69-92.
- Dulvy N.K., Sadovy Y. et Reynolds J.D.** (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, **4**, 25-64.
- Dulvy N.K., Jennings S., Rogers S.I. et Maxwell D.L.** (2006). Threat and decline in fishes : an indicator of marine biodiversity. *Canadian Journal of Fisheries et Aquatic Sciences*, **63**, 6, 1267-1275.
- Dupar M. et Badenoch N. (Eds)** (2002). *Environment, livelihoods, and local institutions : decentralization in Mainland Southeast Asia*. World Resources Institute, Washington, USA, 77 p.
- Duraiappah A.** (1998). Poverty and environmental degradation : a review and analysis of the nexus. *World Development*, **26**, 12, 2169-217.
- Durand, J.R., Lemoalle J. et Weber J. (eds)** (1990). La recherche face aux pêches artisanales. *Symposium international, Orstom-Ifremer, Montpellier, 1-7 juillet 1989*. Paris, Orstom, coll. et docs.
- Dziegielewska D. (lead author), Tietenberg T. et Seo S.N. (topic editors)** (2007). Total economic value, in : *Encyclopedia of Earth*, C.J. Cleveland (ed). Washington D.C., Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment http://www.eoearth.org/article/Total_economic_value.
- EEA (European Environment Agency)** (2003). *Europe's environment: the third assessment*. EEA, Copenhagen
- EEA** (2006). *Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010*. EEA Report N°5.
- EEA** (2007). *Europe's environment. The fourth assessment*, European Environmental Agency, Copenhagen, 452 p.
- Engel S., Pagiola S. et Wunder S.** (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice : An overview of the issue, *Ecological Economics*, **65**, 663-674.
- Erwin D.H.** (2009). Climate as a Driver of Evolutionary Change. *Current Biology*, **19**, 14, R575-R583.
- Esben O., Heino M., Lilly G. R., Morgan M.J., Brattey J., Ernande B. et Dieckman U.** (2004). Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature*, **428**, 932-935.
- Essington T.E., Beaudreau A.H. et Wiedenmann J.** (2006). Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Science*, **103**, 9, 3171-3175.

- European Commission** (2008). *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. The role of the CFP in implementing an ecosystem approach to marine management*. COM(2008) final et SEC(2008)449.
- European Council** (2010). *Options for an EU vision and target for biodiversity beyond 2010*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2010) 4 final.
- European Union** (2008). Directive 2008/53/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
- Evans K.L. et Gaston K.J.** (2005). Can the evolutionary-rates hypothesis explain species-energy relationships ? *Func. Ecol.*, **19**, 899–915.
- Fabri M.-C., Galéron J., Larour M. et Maudire G.** (2006). Combining the Biocean database for deep-sea benthic data with the online Ocean Biogeographic Information System. *Marine Ecology Progress Series*, **316**, 215–224.
- Fabry V.J., McClintock J.B., Mathis J.T. et Grebmeier J.M.** (2009). Ocean acidification at high latitudes: the bellweather, *Oceanography*, **22**, 4, 160-171. http://www.tos.org/oceanography/issues/issue_archive/22_4.html
- FAO Fisheries Department** (2003). *Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. n° 4, suppl. 2.
- Feeny D., Hanna S. et A. McEvoy** (1996). Questioning the assumptions of the 'Tragedy of the Commons' model of fisheries. *Land Economics*, **72**, 2, 187-205.
- Fernand L. et Brewer P. (Eds.)** (2008). *Changes in surface CO2 and ocean pH in ICES shelf sea ecosystems*, ICES Cooperative Research Report No. 290, 35 p.
- Fisher B., Turner K., Zylstra M., Brouwer R., de Groot R., Farber S., Ferraro P., Green R., Hadley D., Harlow J., Jefferiss P., Kirkby C., Morling P., Mowatt S., Naidoo R., Paavola J., Strassburg B., Yu D. et Balmford A.** (2008). Ecosystem services and economic theory : integration for policy-relevant research. *Ecology Applied*, **18**, 8, 2050-2067.
- Fisher B., Turnier R.K. et Morling P.** (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, **68**, 643-653.
- Fossat J., Pelletier D. et Levrel H.** (2009). *Summary of institutional indicators of marine and coastal biodiversity*. Synthèse des indicateurs institutionnels de biodiversité marine et côtière. Ifremer report, 109 p.
- Frakes L.A., Probst J.L. et Ludwig W.** (199). Latitudinal distribution of paleotemperatures on land and sea from early Cretaceous to middle Miocene. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Séries II*, **318**, 1209-1218.
- Frank K.T., Petrie B., Choi J.S. et Leggett W.C.** (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, **308**, 5728, 1621-1623.
- Frid C.L., Garwood P. et L.A. Robinson** (2009). The North Sea benthic system : a 36-year time-series. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, **89**, 1-10.
- Gaikwad J. et Chavan V.** (2006). Open access and biodiversity conservation: Challenge and potential for developing countries. *Data Science Journal*, **5**, 1-17.
- Galil B.S.** (2007). Loss or gain ? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **55**, 314-322.
- Garcia S.M. et Charles A.T.** (2007). Fishery systems and linkages : from clockworks to soft watches. *ICES Journal of Marine Science*, **64**, 580-587.
- Garcia S.M. et Charles A.T.** (2008). Fishery systems and linkages : implications for science and governance. *Ocean and Coastal Management*, **51**, 505-527.
- Garcia S.M. et de Leiva Moreno J.I.** (2001). Global overview of marine fisheries, in : *Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*, Reykjavik, Iceland, 23 p. (1-4 October 2001).
- Garcia S.M., de Leiva Moreno I. et Grainger R.J.R.** (2005). Global trends in the state of marine fisheries resources 1974-2003. in : *Review of the state of world marine fishery resources*. *FAO Fisheries Technical Paper*, **457**, 10-14.
- Gaston K.J. et Blackburn T.M.** (2000). *Pattern and process in Macroecology*. Blackwell Science.
- Gawarkiewicz G.S., Monismith S. et Largnier J.** (2007). Observing larval transport processes affecting population connectivity. Progress et Challenges. *Oceanography*, **20**, 40-53.
- Gereffi G.** (1999). International trade and industrial upgrading in the apparel commodity chain. *Journal of International Economics*, **48**, 1, 37-70.
- Glover A.G. et Smith C.R.** (2003). The deep-sea floor ecosystem: current status and prospects of anthropogenic change by the year 2025. *Environmental Conservation*, **30**, 219-241.

- Gomez A., Hughes R.N., Wright P., Cavalho G.R. et Lunt D. H. (2007). Mitochondrial DNA phylogeography and mating compatibility reveal marked genetic structuring and speciation in the NE Atlantic bryozoan *Celleporella hyalina*. *Molecular Ecology*, **16**, 10, 2173-2188.
- Gomez A., Wright P.J., Lunt D.H., Cancino J.M., Carvalho G.R. et Hughes R.N. (2007). Mating trials validate the use of DNA barcoding to reveal cryptic speciation of a marine bryozoan taxon. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **274**, 199-207.
- Goreau T.J. et Hayes R.L. (1994). Coral bleaching and ocean « hot spots ». *Ambio*, **23**, 3, 176-177.
- Gouletquer P., Bachelet G., Sauriau P.G. et Noël P. (2002). Open Atlantic coast of Europe – a century of introduced species into French waters. in : *Invasive Aquatic Species in Europe*, E. Leppäkoski *et al.*, eds., 276-290.
- Graham M.H., Dayton P.K. et Erlandson J.M. (2003). Ice ages and ecological transitions on temperate coasts. *Trends Ecol. Evol.*, **18**, 33-40.
- Grassle J.F. et Maciolek N.J. (1992). Deep-sea species richness : regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. *American Naturalist*, **139**, 313-341.
- Greenstreet S.P., Spencer F.E. et McMillan J.A. (1998). Fishing effects in northeast atlantic shelf seas : patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in the structure of the North Sea groundfish species assemblage between 1925 and 1996. *Fisheries Research*, **40**, 153-183.
- Greenstreet S.P.R., Becker P.H., Barrett R.T., Fossum P. et Leopold M.F. (1999). Consumption of pre-recruit fish by seabirds and the possible use of this as an indicator of fish stock recruitment. *ICES Cooperative Research Report*, **232**, 6-17.
- Groombridge B. et M.D. Jenkins, eds. (2000). *Global biodiversity : Earth's living resources in the 21st century*. Cambridge, World Conservation Press.
- Guarinello M.L., Shumchenia E.J. et King J.W. (2010). Marine habitat classification for ecosystem-based management : a proposed hierarchical framework. *Environmental Management* (on line).
- Guillaumont B., Bajjouk T., Rollet C. et Gentil F. (2009). *Typologie d'habitats marins benthiques : analyse de l'existant et propositions pour la cartographie des habitats côtiers de la région Bretagne*. Note de synthèse. RST/Ifremer/Dyneco/AG/08-06/Rebent, V2. décembre 2009. 40 p.
- Haberl H., Gaube V., Diaz-Delgado R., Krauze K., Neuner A., Peterseil J., Plutzer C., Sing S.J. et Vadineanu A. (2009). Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms. *Ecological Economics*, **68**, 1797-1812.
- Hall S.J., Collie J.S., Duplisea D.E., Jennings S., Bravington M. et Link J. (2006). A length-based multi-species model for evaluating community responses to fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 1344-1359.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.-F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R. et Watson R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, **319**, 5865, 948-952.
- Hames R. (2007a). The ecologically noble savage debate. *Annual Review of Anthropology*, **36**, 177-190.
- Hames R. (2007b). The ecologically noble savage debate. *Annual Review of Anthropology*, **36**, 177-190.
- Hanna S. (2004). The economics of protected areas in marine fisheries management : an overview of issues. in : *Aquatic protected areas as fisheries management tools*. J.B. Shipley (Ed.). American Fisheries Society Symposium **42**, American Fisheries Society, Bethesda, MD. 259-265.
- Hanna S. et Sampson D. (2009). *Report of the Ocean Policy Advisory Council's Scientific and Technical Advisory Committee Technical Workshop on Economic Data and Analysis of Marine Reserves*, October 21-22, 2008, Hatfield Marine Science Center Newport, OR.
- Hansen J., Sato M., Ruedy R., Lo K., Lea D.W. et Medina-Elizade M. (2006). Global temperature change, *PNAS*, **103**, 39, 14288-14293.
- Hardin G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, **162**, 1243-1248.
- Hatcher A., Jabbar S., Thébaud O. et Bennett E. (2000). Normative and social influences affecting compliance with fishery regulations. *Land Economics*, **76**, 448-462.
- Hauser L. et Carvalho G.R. (2008). Paradigm shifts in marine fisheries genetics : ugly hypotheses slain by beautiful facts. *Fish and Fisheries*, **9**, 333-362.
- Heal G.M. (1998). *Valuing the Future, Economic Theory and Sustainability*. New York, Columbia University Press.
- Heal G.M. (2002). *Globalization and biodiversity Paper presented at the Kiel Week Conference on Globalization, 2002*, Institute for World Economics, Kiel, Germany.

- Hebert P.D., Cywinska A., Ball S.L. et DeWaard J.R. (2003). Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of The Royal Society Londres B.*, **270**, 313-321.
- Heino M. et Dieckmann U. (2004). *Exploitation as a driving force of life history evolution : methods and empirical analyses*. International Council for Exploration of the Sea (ICES) CM 2004/K:35.
- Heip C.H.R. (2007). *Marine Biodiversity*. Encyclopedia of the Earth.
- Helborn R., Quinn T.P., Schinder D.E. et Roger D.E. (2003). Biocomplexity and fisheries sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **100**,11, 6564-6588.
- Helmreich S. (2005a). How Scientists think : about « Natives », for example. A Problem of Taxonomy among biologists of Alien Species in Hawaiï. *J. Roy. anthrop. Inst. (N.S.)*,**11**, 107-128.
- Helmreich S. (2005b). How Scientists think : about « Natives », for example. A Problem of Taxonomy among biologists of Alien Species in Hawaiï. *J. Roy. anthrop. Inst. (N.S.)*, **11**, 107-128.
- Hemmer-Hansen J., Nielsen E.E., GrønkJær P. et Loeschcke V. (2007). Evolutionary mechanisms shaping the genetic population structure of marine fishes ; lessons from the European flounder (*Platichthys flesus* L). *Molecular Ecology*, **16**, 3104-3118.
- Hendriks I.E., Duarte C.M. et Àlvarez M. (2010). Vulnerability of marine biodiversity to ocean acidification : A meta-analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **86**, 2, 157-164.
- Henrickson S.E., Wong T., Allen P., Ford T. et Epstein P. R. (2001). Marine swimming-related illness : implications for monitoring and environmental policy. *Environmental Health Perspectives*, **109**, 7, 645-650.
- Hewitt G.M. (2000). The genetic legacy of the quaternary ages. *Nature*, **405**, 907-913.
- High Seas Task Force (2006). *Closing the net: Stopping illegal fishing on the high seas*. Governments of Australia, Canada, Chile, Namibia, New Zealand and the United Kingdom, WWF, IUCN and the Earth Institute at Columbia University, 112 p.
- Hilborn R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, **31**, 153-158.
- Hilborn R., Quinn T., Schindler D. et Rogers D.E. (2003). Biocomplexity and fisheries sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **100**, 11, 6564-6568.
- Hills J., Carlisle M., Le Tissier M., Mir D. et Robinson C. (2009). Landscape-scale analysis of ecosystem risk and returns : a new tool for ICZM. *Marine Policy*, **33**, 887-900.
- Hoegh-Guldberg, O. et Bruno J.-F. (2010). The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems, *Science*, **328**, 1523-1528.
- Hoegh-Guldber, O., Mumby P.J., Hooten A.J., Steneck R.S., Greenfield P., Gomez E., Harvell C.D., Sale P.F., Edwards A.J., Caldeira K., Knowlton N., Eakin C.M., Iglesias-Prieto R., Muthiga N., Bradbury R.H, Dubi A. et Hatzioiols M.E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification, *Science*, **318**, 1837-1742.
- Hoggarth D.D., Abeyasekera S., Arthur R.I., Beddington J.R., Burn R.W., Halls A.S., Kirkwood G.P., McAllister M., Medley P., Mees C.C., Parkes G.B., Pilling G.M., Wakeford R.C. et Welcomme R.L. (2006). *Stock assessment for fishery management. A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Management Science Programme (FMSP)*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 487. Rome, FAO. 261 p.
- Holling C.S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. (Editor) London, John Wiley et Sons.
- Holm P. (2005). *Human impacts on fisheries resources and abundance in the Danish Wadden Sea, c1520 to the present*. Helgoland Marine Research, 59, 39-44.
- Horton B., Colarullo G., Bateman I.J. et Peres C. A. (2003). Evaluating non-user willingness to pay for a large-scale conservation programme in Amazonia : a UK/Italian contingent valuation study. *Environmental Conservation*, **30**, 139-146.
- House of Lord (2008). *Report into Systematics et Taxonomy, Science et Technology, 5th report July 2008*, <http://www.parliament.the-stationery-office.co.uk/pa/ld200708/ldselect/ldsctech/162/16202.htm>
- Hoyer W.D. et Macinnis D.J. (2010). *Consumer Behavior*. 5th edition, Cengage Learning, 672 p. http://www.eoearth.org/article/Marine_biodiversity
- Hughes A.R. et Stachowicz J.J. (2004). Genetic diversity enhances the resistance of a seagrass ecosystem to disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **101**, 8998-9002.
- Hukkinen J. (2003). From groundless universalism to grounded generalism: improving ecological economic indicators of human-environmental interaction. *Ecological Economics*, **44**, 11-27.
- Humes A.G. (1994). How many copepod ? *Hydrobiologia*, **292-293**, 1-7.

- Hutchings J.A. et Fraser D.J.** (2007). The nature of fisheries- and farming- induced evolution. *Molecular Ecology*, **17**, 1, 294-313.
- Hutchings J.A. et Reynolds J.D.** (2004). Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *BioScience*, **54**, 297-309.
- ICES-JRC** (2010). *Marine Strategy Framework Directive: Task Group 1 Report, Biological diversity*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Iglésias S.P., Toulhoat L. et Sellos D.Y.** (2009). *Taxonomic confusion and market mislabelling of threatened skates : important consequences for their conservation status*. Aquatic conservation marine et Freshwater Research DOI, 10.1002/aqc.1083.
- International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments.** 13 February 2004. (http://www.imo.org/Conventions/mainframe.asp?topic_id=867).
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES)**, (2005). Guidance on the application of the Ecosystem Approach to Management of human activities in the European marine environment. ICES Co-operative Research Report 273.
- Jackson J.B.** (2008). Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**, suppl.1, 11458-11465.
- Jackson J.B., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J. et Warner R.** (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, **293**, 5530, 629-638.
- Janssen M.A., Holahan R., Lee A. et Ostrom E.** (2010). Lab Experiments for the Study of Social-Ecological Systems. *Science*, **328**, 30 April, 613-617.
- Jaume D. et C. Duarte** (2006). *The exploration of marine biodiversity*. Edit. CSIC Press, 17-30.
- Jennings S. et Reynolds J.D.** (2000). Impacts of fishing on diversity : from pattern to process. in : *Effects of fishing on non-target species and habitats: biological conservation and socio-economic issues*, M.J. Kaiser et S.J. de Groot (eds). Blackwell Science, Oxford, 235-250.
- Jentoft S.** (2007). Limits of governability: Institutional implications for fisheries and coastal governance. *Marine Policy*, **31**, 360-370.
- Johannes R.E.** (1992). *Words of the Lagoon: Fishing and Marine Lore in the Palau District of Micronesia*. University of California Press, 320 p.
- Johnson C.** (2001). Local democracy, democratic decentralisation and rural development : theories, challenges and options for policy. *Development Policy Review*, **19**, 4, 521-532.
- Johnson D.** (1994). Seastar fight gains momentum. *Aust Fish*, **53**, 25-27.
- Jones H.P. et Schmitz O.J.** (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. PLoS ONE 4(5):e5653. doi:10.1371/journal.pone.0005653.
- Jones J.C. et Reynolds J.D.** (1997). Effects of pollution on reproductive behaviour of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **7**, 463-491.
- Jones G.P., Srinivasan M. et Almany G.R.** (2008). Population connectivity and conservation of marine biodiversity. *Oceanography*, **20**, 3, 100-111.
- Jorgensen C., Enberg K., Dunlop E.S., Arlinghaus R., Boukal D.S., Brander K., Ernande B., Gardmark A., Johnston F., Matsumura S., Pardoe H., Raab K, Silva A., Vainikka A., Dieckmann U., Heino M. et Rijnsdorp A.D.** (2007.) Ecology : managing evolving fishing stocks. *Science*, **318**, 5854,1247-1248.
- Jump A.S. et Penuelas J.** (2005). Running to stand still adaptation and the response of plants to rapids climate change. *Ecology Letters*, **8**, 1010-1020.
- Kalinowski S.T.** (2002). How many alleles per locus should be used to estimate genetic distances ? *Heredity*, **88**, 62-65.
- Kalinowski S.T.** (2005). Do polymorphic markers need large sample sizes to estimate genetic distances ? *Heredity*, **94**, 33-36.
- Karlberg L., Gustafsson D. et Jansson P.E.** (2006). Modeling Carbon Turnover in Five Terrestrial Ecosystems in the Boreal Zone Using Multiple Criteria of Acceptance. *Ambio*, **35**, 448-458.
- Kay R. et Alder J.** (2005). *Coastal planning and management*, 2nd edition. London, Taylor et Francis. 375 p.
- Keith D.A., Akçakaya H.R., Thuiller W., Midgley G.F., Pearson R.G., Phillips S.J., Regan, H.M., Araújo M.B. et Rebelo T.G.** (2008). Predicting extinction risks under climate change : coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biol. Lett.*, **4**, 560-563.
- Kenneth H.K., Graham C.H. et Wiens J.J.** (2008). Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology et Evolution*, **23**, 3, 141-148.

- Kenneth J.P. et Stott L.D.** (1991). Abrupt deep-sea warming, paleoceanographic changes and benthic extinctions at the end of the Paleocene. *Nature*, **353**, 225-229.
- Kenneth T.F., Petrie B., Choi J.S. et Leggett W.C.** (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, **308**, 1621-1623.
- Kennish M.J.** (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, **29**, 1, 78-107.
- Kier P.M.** (1974). Evolutionary trends and their functional significance in the post-paleozoic echinoids. *Journal of paleontology*, **48** (suppl.), 1-96.
- Kiker G.A., Bridges T.S., Varghese A., Seager T.P. et Linkov. I.** (2005). Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integrated Environmental Assessment et Management*, **1**, 95-108.
- Kinzig A.P., Ryan P., Etienne M., Allison H., Elmqvist T. et Walker B.H.** (2006). Resilience and regime shifts: assessing cascading effects, *Ecology and Society*, **11**, 1, 20.
- Kinzig A., Perrings C. et Scholes B.** (2007). *Ecosystem services and the economics of biodiversity conservation*, Working paper, School of Life Sciences, Arizona State University, 21 p.
- Klok C., Hille Ris Lambers R., de Vries P., Tarnis J.E. et Wisjman J.W.M.** (2009). *Model instruments for marine biodiversity policy. A quick scan*. Wageningen, Statutory Research Task Unit for Nature et Environment, WOT-werkdocument 148. 73 p.
- Klyashtorin L.B., Borisov V. et Lyubushin A.** (2009). Cyclic changes of climate and major commercial stocks of the Barents Sea. *Marine Biology Research*, **5**, 4-17.
- Knowlton N.** (1999). The evolution of mutualisms : exploring the paths between conflict and cooperation. *Trends Ecol. Evol.*, **14**, 49-53.
- Knutsen H., Jorde P.E., André C. et Stenseth N.C.** (2003). Fine-scaled geographical population structuring in a highly mobile marine species : the Atlantic cod. *Molecular Ecology*, **12**, 385-394.
- Knutson T.R., McBride J.L., Chan J., Emanuel K., Holland G., Landsea C., Held I., Kossin J.P., Srivastava A.K. et Sug M.** (2010). Tropical cyclones and climate change, *Nature Geoscience*, **3**, 157-163.
- Korobeinikov A. et Petrovskii S.V.** (2008). Toward a general theory of ecosystem stability : plankton-nutrient interaction as a paradigm. in : *Aspects of mathematical modelling*, R.J. Hosking et E. Venturino, editors. Birkhäuser, Basel, 27-40.
- Korobeinikov A.** (2009). Stability of ecosystem : global properties of a general predatory-prey model. *Mathematical Medicine et Biology*, **26**, 4, 309-321.
- Korobeinikov A., Norbury J. et Wake G.C.** (2009). Long-term coexistence for a competitive system of spatially varying reaction-diffusion equations. *Nonlinear analysis : Real World Applications*, **10**, 93-103 .
- Kozak K.H., Graham C.H. et Wiens J.J.** (2008). Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology et Evolution*, **23**, 3, 141-148.
- Kunin W.E. et Lawton J.H.** (1996). Does Biodiversity matter ? Evaluating the case for conserving species. in : *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*, K.J. Gaston, editor. Blackwell Science. 283-308.
- Lagarde F., Guillon M., Dubroca L., Bonnet X., Ben Kaddour K., Slimani T. et El Mouden H.E.** (2008). Slowness and acceleration: a new method to quantify the activity budget of chelonians. *Animal Behaviour*, **75**, 319-329.
- Lambdon P.W., Lloret F. and Hulme P.E.** (2008). Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales ? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. *Diversity and distribution*, **14**, 774-785.
- Lambshead J.** (1993). Recent developments in marine benthic biodiversity research. *Oceanis*, **19**, 5-24.
- Lauer M. et Aswani S.** (2010). Indigenous Knowledge and Long-term Ecological Change: Detection, Interpretation, and Responses to Changing Ecological Conditions in Pacific Island Communities. *Environ. Management.*, **45**, 5, 985-997.
- Law R.** (2000). Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science*, **57**, 3, 659-668.
- Law R. et Rowell C.A.** (1993). Cohort structured populations, selection responses, and exploitation of the North Sea cod. in : *The exploitation of evolving resources*. T.K. Stokes, J.M. McGlade et R. Law, editors. Springer Verlag, Berlin, 155-173.
- Lawn P.** (2008). Macroeconomic policy, growth, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, **22**, 6, 1418-1423.
- Lefkaditou E., Corsini-Foka M. et Kondilatos G.** (2009). Description of the first Lessepsian squid migrant, *Sepio teuthis lessoniana* (Cephalopoda : Loliginidae), from the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, **10**, 87-97.

- Lehtonen M.** (2002). *Les indicateurs d'environnement et de développement durable de l'OCDE : quel rôle dans la mondialisation ?* Présentation au séminaire de l'axe Mondialisation, Institution et Développement durable, C3ED, université de Saint-Quentin-en-Yvelines, 29 March 2002.
- Lejeune C., Chevaldonne P., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F. et Perez T.** (2009). Climate change effect on a miniature ocean : the highly diverse highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology and Evolution*, **25**, 4, 250-260.
- Leppäkoski E., Gollasch S. et Olenin S. (eds.)** (2002). *Invasive aquatic species in Europe. Distribution, impacts and management.* Kluwer Acad. Publishers, 583 p.
- Lessios H.A.** (2008). The Great American Schism: Divergence of Marine Organisms After the Rise of the Central American Isthmus. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **39**, 63-91.
- Levin S.A. et Lubchenco J.** (2008). Resilience, robustness, and marine ecosystem-based management. *Bioscience*, **58**, 1, 27-32.
- Levitus S., Antonov J.I., Boyer T.P., Locarnini R.A., Garcia H.E. et Mishonov A.V.** (2009). Global ocean heat content 1955–2008 in light of recently revealed instrumentation problems, *Geophys. Res. Lett.*, **36**, L07608, http://www.nodc.noaa.gov/OC5/3M_HEAT_CONTENT/.
- Levrel H. et Bouamrane M.** (2008). Instrumental learning and sustainability indicators : outputs from co-construction experiments in West African biosphere reserves. *Ecology and Society*, **13**, 1, 28. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art28/>.
- Levrel H., Thébaud O. et Mongrue R.** (2008). *Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) : quelles perspectives pour le domaine marin et côtier ?* Document de travail Ifremer, Prospective biodiversité marine, 10 p.
- Levrel H., Kerbiriou C., Couvet D. et Weber J.** (2009). OECD Pressure-State-Response indicators for managing biodiversity : A realistic perspective for a French biosphere reserve. *Biodiversity and Conservation*, **18**, 7, 1719-1732.
- Lind J. et Cappon J.** (2001). *Realities or rhetoric ? Revisiting the decentralization of natural resources management in Uganda and Zambia.* Nairobi: African Centre for Technology Studies, ACTS Press.
- Ling S.D., Johnson C.R., Frusher S.D. et Ridgway K.R.** (2009). Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **106**, 22341-22345.
- Link J.S., Brodziak J.K., Edwards S.F., Overholtz W.J., Moutain D., Jossi J.W., Smith T.D. et Fogarty M.J.** (2002). Marine ecosystem assessment in a fisheries management context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **59**, 1429–1440.
- Lipper L., Dutilly-Diane C. et McCarthy N.** (2010). Supplying carbon sequestration from West African Rangelands : opportunities and barriers. *Rangeland Ecology and Management*, **63**, 1, 155-166.
- Little C.T.S. et Vrijenhoek R.C.** (2003). Are hydrothermal vent animals living fossils ? *Trends in Ecology and Evolution*, **18**, 582-588.
- Liu J.G., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Pell A.N., Deadman P., Kratz T., Lubchenco J., Ostrom E., Ouyang Z., Provencher W., Redman C.L., Schneider S.H. et Taylor W.W.** (2007a). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, **317**, 1513-1516.
- Liu J.G., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Pell A.N., Deadman P., Kratz T., Lubchenco J., Ostrom E., Ouyang Z., Provencher W., Redman C.L., Schneider S.H. et Taylor W.W.** (2007b). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, **317**, 1513-1516.
- Loh J., Green R.E., Ricketts T., Lamoreux J., Jenkins M., Kapos V. et Randers J.** (2005). The Living Planet Index : using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, **B 360**, 289-295.
- M., Vohland K. et Settele J.** (2009). Alien species in a warmer world, risks and opportunities. *Trends in ecology and Evolution*, **24**, 12, 686-693.
- Mace P.M.** (2001). A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and Fisheries*, **2**, 2-32.
- Mace P.M.** (2004). In defense of fisheries scientists, single-species models and others scapegoats : confronting the real problems. *Marine Ecology Progress Series*, **274**, 285-291.
- Machida R., Hashiguchi Y., Nishida M. et Nishida S.** (2009). Zooplankton diversity analysis through single-gene sequencing of a community sample. *BMC Genomics* 2009, 10:438 doi:10.1186/1471-2164-10-438.
- Maggs C.A., Castilho R., Foltz D., Henzler C., Jolly T., Kelly J., Olsen J., Perez K.E., Stam W., Vainola R., Viard F. et Wares J.** (2008). Evaluating signatures of glacial refugia for North Atlantic marine organisms. *Ecology*, **89**, S108-S122.

- Magurran A.E.** (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement* Croom Helm, London, 179 p.
- Mäler K.-G., Aniyar S. et Jansson Å** (2009a). Accounting for Ecosystems, *Environmental and Resource Economics*, **42**, 1, 39–51.
- Mäler K.-G., Aniyar S. et Jansson Å** (2009b), Accounting for Ecosystems, *Environmental and Resource Economics*, **42**, 1, 39–51.
- Malin G. et Steinke M** (2004). Dimethyl sulfide production : What is the contribution of the coccolithophores ? in : *Coccolithophores from Molecular Processes to Global Impact*. H.R. Thierstein et J.R Young., editors, Springer Berlin, 99-126.
- Marasco R.J., Goodman D., Grimes C.B., Lawson P.W., Punt A.E. et Quinn T.J.** (2007). Ecosystem-based fisheries management : some practical suggestions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **64**, 928–939.
- Martel C., Viard F., Bourguet D. et Garcia-Meunier P.** (2004). Invasion by the marine gastropod *Ocenebrellus inornatus* in France. I. Scenario for the source of introduction. *J. exp. Marine Biol. Ecol.*, **305**, 2, 155-170.
- Mavruk S. et Avsar D.** (2008). Non-native fishes in the Mediterranean from the Red Sea, by way of the Suez Canal. *Rev. Fish Biol. Fisheries*, **18**, 251–262.
- May R.M.** (1994). Biological diversity : differences between land and sea. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **343B**, 105-111.
- McLeod K. et Leslie H. (Eds)** (2009). *Ecosystem-Based Management for the Oceans*. Island Press, Washington, D.C., 392 p.
- McNeil B. II et Matear R.J.** (2008). Southern Ocean acidification: A tipping point at 450-ppm atmospheric CO₂, *PNAS*, **105**, 48, 18860-18864.
- Medlin L.K.** (2007). If everything is everywhere, do they share a common gene pool ? *Gene*, **405**, 189-183.
- Medlin L. et Zingone A.** (2007). A taxonomic review of the genus *Phaeocystis*. *Biogeochemistry*, **83**, 3-18.
- Melzner F., Gutowska M.A., Langenbuch M., Dupont S., Lucassen M., Thorndyke M.C., Bleich M. et Pörtner H.-O.** (2009). Physiological basis for high CO₂ tolerance in marine ectothermic animals: pre-adaptation through lifestyle and ontogeny? *Biogeosciences*, **6**, 2313-2331.
- Michel S., Vandermeirsch F. et Lorance P.** (2009). Evolution of upper layer temperature in the Bay of Biscay during the last 40 years, *Aquat. Living Resour.*, **22**, 447-461.
- Milazzo M.** (1998). *Subsidies in world fisheries - a re-examination*. World Bank Technical Paper No. 406, Washington D.C.. International Bank for Reconstruction et Development/World Banck, 86 p.
- Millar A.J.** (2002). The world's first recorded extinction of a seaweed. in : *Proceedings of the 17th International Seaweed Symposium, Cape Town, 28 January-2 February 2001*.
- Millennium Ecosystem Assessment** (2005a). *Millennium Ecosystem Assessment : synthesis report*. Washington, D.C., Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment** (2005b). *Ecosystems and Human Well-being : Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Millennium Ecosystem Assessment** (2005c). Drivers of change of change in ecosystems and their services. in : *Ecosystems and Human Well-Being : A framework for assessment*. Chapter 4. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Millennium Ecosystem Assessment** (2005d). *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis*. Island Press, Washington, D.C., 137 p. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Mills L.C., Soule M.E. et Doak D.F.** (1993). The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, **43**, 4, 219-226.
- Miossec L., Le Deuff R.M. et Gouletquer P.** (2009). Alien species alert : *Crassostrea gigas* (Pacific oyster). *ICES Cooperative Research Report*, **299**, 42 p.
- Miranda L.S., Collins A.G. et Marques A.G.** (2010). *Molecules Clarify a Cnidarian Life Cycle – The « Hydrozoan » Microhydrula limopsiscola Is an Early Life Stage of the Staurozoan Haliclystus antarcticus*. *PLoS ONE* 5(4): e10182. doi:10.1371/journal.pone.0010182.
- Moran D. et Bann C.** (2000). *The evaluation of biological diversity for national actions plans and strategies*, Report prepared for the United Nations Environment Program, 2000.
- Morato T. et Pauly D.(eds)** (2004). Seamounts: Biodiversity and fisheries. *Fisheries Centre Research Reports*, **12**, 5, 78 p.
- Morato T., Hoyle S.D., Allain V. et Nicol S.J.** (2010). *Seamounts are hotspots of pelagic biodiversity in the open ocean*. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0910290107.
- Mullon C., Fréon P., Cury P., Shannon L. et Roy C.** (2009). A minimal model of the variability of marine ecosystems. *Fish and Fisheries*, **10**, 2, 115-131.

- Mullon C., Mittaine J.-F., Thébaud O., Péron G., Merino G. et Barange M.** (2009). Modeling the global fishmeal and fish oil markets. *Natural Resource Modeling*, **22**, 4, 564-609.
- Murawski S.A.** (2007). Ten myths concerning ecosystem approaches to ocean resource management. *Marine Policy*, **31**, 681-690.
- Myers R.A. et Worm B.** (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, **423**, 280-283.
- Myers R.A., Baum J.K., Shepherd T.D., Powers S.P. et Peterson C.H.** (2007). Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, **315**, 5820, 1846-1850.
- Naeem S.** (2006). Expanding scales in biodiversity-based research : challenges and solutions for marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, **311**, 273-283.
- National Ocean Economics Program** (2008). Environmental et Recreational (Non-Market) values-Research Methodologies. <http://noep.mbari.org/nonmarket/methodologies.asp>.
- National Research Council (NRC)** (1993). *Managing wastewater in coastal urban Areas. Committee on Wastewater Management for Coastal Urban Areas*. National Academy Press. National Research Council, Washington, D.C.102.
- National Research Council (NRC)** (2010). *Ocean acidification: a national strategy to meet the challenges of a changing ocean*. National Research Council, Washington, D.C., 175 p.
- National Resources Defense Council** (2001). *Clean water and oceans : oceans: in brief : news : beach closings and advisories soar in 2000, increased monitoring and reporting reveals widespread pollution at US beaches*. National Resources Defense Council, Washington, D.C.
- Nelson W.G.** (1993). Beach restoration in the southeastern U.S. : environmental effects and biological monitoring. *Ocean Coastal Management*, **19**, 157-182.
- Nicholls R.J. et Cazenave A.** (2010). Sea-level rise and its impact on coastal zones, *Science*, **328**, 1517-1520.
- Nielsen E.E., Nielsen P.H., Meldrup D. et Hansen M.M.** (2004). Genetic population structure of turbot (*Scophthalmus maximus* L.) supports the presence of multiple hybrid zones for marine fishes in the transition zone between the Baltic Sea and the North Sea. *Molecular Ecology*, **13**, 585-595.
- Nielsen E.E., MacKenzie B.R., Magnussen E. et Meldrup D.** (2007). Historical analysis of Pan I in cod (*Gadus morhua*) ; no evidence of a recent selective sweep in populations from the southern part of the species distribution. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, **64**, 1448-1455.
- Nijenhuis K.** (2003). Does decentralisation serve everyone ? The struggle for power in a Malian village. *The European Journal of Development Research*, **15**, 2, 67-92.
- NOAA Coastal Services Center and National Marine Protected Area Center** (2005). Social Science for Marine Protected Areas.
- Norgaard R.B. et Bode C.** (1998a). Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics*, **25**, 1, 37-39.
- Norgaard R.B. et Bode C.** (1998b). Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics*, **25**, 1, 37-39.
- Nystrom M. et Folke C.** (2001). Spatial resilience of coral reefs. *Ecosystems*, **4**, 406-417.
- O'Connor M.I., Bruno J.-F., Gaines S.D. Halpern B.S., Lester S.E., Kinlan B.P. et J.M Weiss** (2006). Temperature control of larval dispersal and the implications for marine ecology, evolution, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104**, 1266-1271.
- O'Neill J., Holland A. et Light A.** (2007a). *Environmental Values*, Routledge, 233 p.
- O'Neill J., Holland A. et Light A.** (2007b). *Environmental Values*, Routledge, 233 p.
- O'Hara S. et Stagl S.** (2001). Global food markets and their local alternatives : a socio-ecological economic perspective. *Population et Environment*, **22**, 6, 533-554.
- Olenin S., Alemany F., Gollasch S., Gouletquer P., Lehtiniemi M., McCollin T., Minchin D., Occhipinti Ambrogi A., Ojaveer H., . Jensen K.R., Wallentinus I., Aleksandrov B., Cardoso A.C., Miossec L. et Stankiewicz M.** (2009). *Good Environmental Status (GES) Descriptor: Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystems*. EU Commission- Joint Research Center, 49 p.
- Olsen E., Heino M., Lilly M., Morgan G.R., Brattey M., Ernande B. et Dieckmann U.** (2004). Maturation trends suggestive of rapid evolution preceded collapse of northern cod. *Nature*, **428**, 932-935.
- Olsen E.M., Knutsen H., Gjøsæter J., Jorde P.E., Knutsen J.A. et Stenseth N.C.** (2008). Small-scale biocomplexity in coastal Atlantic cod supports a Darwinian perspective on fisheries management. *Evolutionary Applications*, **1**, 524-533.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)** (1994). Indicateurs d'environnement: Corps central de l'OCDE, Paris, OECD.

- Olsen E.M., Knutsen H., Gjørseter J., Jorde P.E., Knut- sen J.A. et Stenseth N.C. (2008). Small-scale biocom- plexity in coastal Atlantic cod supports a Darwinian perspective on fisheries management. *Evolutionary Ap- plications*, 1, 524-533.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (1979). *InterFutures: Facing the Future*, 438 p.
- Organisation for Economic Co-operation and Develop- ment (OECD) (1993). OECD Core Set of Indicators for En- vironmental Performance Reviews : A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment, *Environ- ment Monographs*, 83, Paris.
- Organisation for Economic Co-operation and Develop- ment (OECD) (1997). *OECD Environmental Performance Reviews – A practical introduction*. OCDE/GD(97)35, Paris.
- Organisation for Economic Co-operation and Develop- ment (OECD) (2003). *Harnessing Markets for Biodiversity : Towards Conservation and Sustainable Use*.
- Organisation for Economic Co-operation and Develop- ment (OECD)-DAC (2003). *Synthesis study on supporting decentralisation and local governance : lessons learned, good practices and emerging issues*. DAC Network on Development Evaluation, DCD/DAC/EV (2003) 3/REV1, OECD, Paris, 20 October, 73 p.
- Páez-Osuna F., Guerrero-Galván S.R. et Ruiz-Fernández A.C. (1998). The environmental impact of shrimp aqua- culture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pol- lution Bulletin*, 36, 1, 65-75.
- Palumbi S.R. (2001). Humans as the world's greatest evo- lutionary force. *Science*, 293, 1786-1790.
- Palumbi S.R., McLeod K.L. et Grunbaum D. (2008). Eco- systems in Action : Lessons from Marine Ecology about Recovery, Resistance, and Reversibility. *Bioscience*, 58, 33-42.
- Palumbi S. R., Sandifer P.A., Allan J.D., Beck M.W., Fautin D.G., Fogarty M.J., Halpern B.S., Incze L.S., Leong J., Norse E., Stachowicz J.J. et Wall D.H. (2009). Managing for ocean biodiversity to sustain marine eco- system services. *Frontiers in Ecology and the Environ- ment*, 7, 4, 204-211.
- Parmesan C. et Yohe G. (2003). A globally coherent fin- gerprint of climate change impacts across natural sys- tems. *Nature*, 421, 37-42.
- Parry G., Cohen B., McArthur M. et Hickman N. (2000). *Victorian Incursions Report Number 2 . Asterias amu- rensis incursions in Port Phillip Bay : Status at May 1999*. Marine and Freshwater Research Institute, Australia, in- ternal report no 19, 21 p.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. et Torres F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860-863.
- Pelejero C., Calvo E. et Hoegh-Guldberg O. (2010). Paleo- perspectives on ocean acidification, *Trends in Ecology and Evolution*.
- Perrings C., Williamson M., Barbier E.B., Delfino D., Dal- mazzo S., Shogren J., Simmons P. et Watkinson A. (2002). Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. *Conservation Ecology*, 6, 1, 1 [on- line] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1/>
- Perrings C., Mooney H. et Williamson M. (eds.) (in press). *Bioinvasions and Globalization: Ecology, Eco- nomics, Management, and Policy*, Oxford University Press, Oxford.
- Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J. et Warner R.R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293, 5530, 629-637.
- Phillips L. (2006). Food and globalization. *Annual Review of Anthropology*, 35, 37-57.
- Pinkerton E. (Ed.) (1989). *Co-operative management of local fisheries. New directions for improved management and community development*. Vancouver, University of British Columbia Press, 229 p.
- Plagányi E.E. (2007). *Models for an ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. Rome, FAO, 108 p.
- Pogson G.H., Taggart C.T., Mesa K.A. et Boutilier R.G. (2001). Isolation by distance in the Atlantic cod, *Gadus morhua*, at large and small geographic scales. *Evolution*, 55, 131-146.
- Polasky S., Costello C. et Solow A. (2005). The economics of biodiversity conservation, in : *The Handbook of Envi- ronmental Economics*, J. Vincent et K.-G. Mäler, editors, North-Holland, 1517-1560.
- Polovina J.J., Howell E.A. et Abecassis M. (2008). Ocean's least productive waters are expanding, *Geophys. Res. Lett.*, 35, L03618. [http://www.melanie-abecassis.eu/re- cherche.html](http://www.melanie-abecassis.eu/recherche.html)
- Poore G. et Wilson G. (1993). Marine species richness. *Nature*, 361, 597-598.
- Por F.D. (1978). *The influx of Red Sea biota into the Medi- terranean by way of the Suez Canal*, vol. 23. Springer, Berlin, 228 pp.
- Pörtner H.-O. (2008). Ecosystem effects of ocean acidifi- cation in times of ocean warming: a physiologist's view, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 373, 203-217.

- Pörtner H.-O. et Farell A.P.** (2008). Physiology and climate change, *Science*, **322**, 690-692.
- Poteete A.R., Janssen M.A. et Ostrom E.** (2010). *Working Together : Collective Action, the Commons and Multiple Methods in Practice*. Princeton Univ. Press, 370 p.
- Purvis A. et Hector A.** (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, **405**, 212-219.
- Queffelec B., Cummins V. et Bailly D.** (2009). Integrated management of marine biodiversity in Europe: perspectives from ICZM and the evolving EU Maritime Policy framework. *Marine Policy*, **33**, 871-877.
- Raven P.H.** (2002). Science, sustainability and the human prospect. *Science*, **297**, 954-958.
- Ray G.C.** (1991). Coastal-zone biodiversity patterns. *BioScience*, **41**, 490-498.
- Raynolds L.T.** (2004). The globalization of organic agro-food networks. *World Development*, **32**, 5, 725-743.
- Reaka-Kudla M.L.** (1997). The global biodiversity of coral reefs : a comparison with rain forests. in : *Biodiversity II*. M.L. Reaka-Kudla, D.E. et E.O. Wilson, editors. Washington, Joseph Henry Press, 83-108.
- Redman C.L.** (1999). *Human Impact on Ancient Environments*. The University of Arizona Press, Tucson, AZ, 219 p.
- Rees H.L., Pendle M.A., Waldock R., Limpenny D.S. et Boyd S.E.** (1999). A comparison of benthic biodiversity in the North Sea, English Channel and Celtic seas. *ICES Journal of Marine Science*, **56**, 228-246.
- Rees S.E., Rodwell L.D., Attrill M.J., Austen M.C. et Mangi S.C.** (2010). The value of marine biodiversity to the leisure and recreation industry and its application to marine spatial planning. *Marine Policy*, in press.
- Régnier C., Fontaine B. et Bouchet P.** (2009). Not knowing, not recording, not listing : Numerous unnoticed mollusk extinctions. *Conservation Biology*, **23**, 5, 1214-1221.
- Reid P.C., Colebrook J.M., Matthews J.B. et Aiken J.** (2003). The Continuous Plankton Recorder : concepts and history, from plankton indicator to undulating recorders. *Progress in Oceanography*, **58**, 117-175.
- Reusch T.B., Ehlers A., Hammerli A. et Worm B.** (2005). Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 8, 2826-2831.
- Reynolds J.D., Dulvy N.K., Goodwin N.B. et Hutchings J.A.** (2005). Biology of extinction risk in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society*, **B 272**, 2337-2344.
- Ribot J.-C.** (2002). *Democratic Decentralization of Natural Resources : Institutionalizing Popular Participation*. Washington, World Resources Institute.
- Richards C.L., Carstens B.C. et Knowles L.L.** (2007). Distribution modeling and statistical phylogeography : an integrative framework for generating and testing alternative biogeographical hypotheses. *Journal of Biogeography*, **34**, 11, 1833-1845.
- Richardson A.J. et Schoeman D.S.** (2004). Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science*, **305**, 1609-1612.
- Richardson A.J., Bakun A., Hays G.C. et Gibbons M.J.** (2009). The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends in Ecology et Evolution*, **24**, 312-322.
- Ricklefs R.E.** (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, **7**, 1-15.
- Riebesell U., Körtzinger A. et Oeschle A.** (2009). Sensitivities of marine carbon fluxes to ocean changes, *PNAS*, **106**, 49, 20602-20609.
- Robinson L.A. et Frid C.L.J.** (2008). Historical marine ecology : examining the role of fisheries in changes in North Sea benthos. *Ambio*, **37**, 362-371.
- Roemmich D. et McGowan J.** (1995). Climatic Warming and the Decline of Zooplankton in the California Current. *Science*, **268**, 352-353.
- Rolshausen G., Segelbacher G., Hobson K.A. et Schaefer H.M.** (2009). Contemporary Evolution of Reproductive Isolation and Phenotypic Divergence in Sympatry along a Migratory Divide. *Current Biology*, **19**, 24, 2097-2101.
- Rosenberg A.A. et Restrepo V.R.** (1996). Precautionary management reference points and management strategies. in: *FAO, Precautionary approach to fisheries. Part 2. Scientific papers. FAO Fisheries and Technical Papers*, **350**, 2, 129-140.
- Rost B., Zondervan I. et Wolf-Gladrow D.** (2008). Sensitivity of phytoplankton to future changes in ocean carbonate chemistry: current knowledge, contradictions and research directions, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **373**, 227-237.
- Rozenfeld A.F., Arnaud-Haond S., Hernandez-Garcia E., Eguiluz V.M., Matias M.A., Serrao E.A. et Duarte C.M.** (2007). Spectrum of genetic diversity and networks of clonal populations. *Journal of the Royal Society Interface*, **4**, 1093-1102.
- Rozenfeld A.F., Arnaud-Haond S., Hernandez-Garcia E., Eguiluz V.M., Serrao E.A. et Duarte C. M.** (2008). Network analysis identifies weak and strong links in a metapopulation system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **105**, 18824-18829.

- Ruddle K. (1998). The context of policy design for existing community-based fisheries management in the Pacific Islands. *Ocean and Coastal Management*, **40**, 105–126.
- Ruzzante D.E. (1998). A comparison of several measures of genetic distances and population structure with microsatellite data : bias and sampling variance. *Canadian Journal of Fisheries et Aquatic Sciences*, **55**, 1-14.
- Ruzzante D.E., Wroblewski J.S., Taggart C.T., Smedbol S.K., Cook D. et Goddarde V.S. (2000). Bay-scale population structure in coastal Atlantic cod in Labrador and Newfoundland Canada. *Journal of Fish Biology*, **56**, 408–431.
- Sabine C.L., Feely R.A., Gruber N., Key R.M., Lee K., Bullister J.L., Wanninkhof R., Wong C.S., Wallace D.W.R., Tilbrook B., Millero F.J., Peng T.-H., Kozyr A., Ono T. et Rios A.F. (2004). The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science*, **305**, 367-371.
- Sala E. et Knowlton N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annual Review of Environment and Resources*, **31**, 93-122.
- Sanchirico J.N. et Wilen J.E. (2002). The impacts of marine reserves on limited-entry Fisheries. *Natural Resource Modeling*, **15**, 3, 291-310.
- Santelli C.M., Orcutt B.N., Banning E., Bach W., Moyer C.L., Sogin M.L., Staudigel H. et Edwards K.J. (2008). Abundance and diversity of microbial life in ocean crust. *Nature*, **453**, 653-657.
- Sarrazin J., Robigou V., Juniper S.K. et Delaney J.R. (1997). Biological and geological dynamics over four years on a high-temperature sulfide structure at the Juan De Fuca Ridge hydrothermal observatory. *Marine Ecology Progress Series*, **153**, 5-24.
- Savolainen V., Cowan R.S., Vogler A.P., Roderick G.K. et Lane R. (2005). Towards writing the encyclopaedia of life : an introduction to DNA barcoding. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, **B360**, 1805-1811.
- Scotese C. R. (1997). *Continental Drift*, 7th edition. Paleompa project, Arlington, 79 p.
- Screen J.A. et Simmonds I. (2010). The central role of diminishing sea ice in recent Arctic temperature amplification. *Nature*, **464**, 1334-1337.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009). *Scientific Synthesis of the Impacts of Ocean Acidification on Marine Biodiversity*. Montreal, Technical Series No. 46, 61 p.
- Selkoe K.A., Henzler C. et Gaines S.D. (2008). Seascape genetics and the spatial ecology of marine populations. *Fish and Fisheries*, **9**, 363-377.
- Sherman K., Alexander L.M. et Godl B.D. (1993). *Large marine ecosystems : stress, mitigation and sustainability*. American Association for the Advancement of science Press, Washington.
- Smith C.R., De Leo F.C., Bernardino A.F., Sweetman A.K. et Martinez Arbizu P. (2008). Abyssal food limitation, ecosystem structure and climate change. *Trends in Ecology and Evolution*, **23**, 518-528.
- Smith K.L., Baldwin R.J., Ruhl H.A., Kahru M., Mitchell B.G. et Kaufmann R.S. (2006). Climate effect on food supply to depths greater than 4,000 meters in the northeast Pacific. *Limnology and Oceanography*, **51**, 166-176.
- Smith M.D., Roheim C.A., Crowder L.B., Halpern B.S., Turnipseed M., Anderson J.L., Asche F., Bourillón L., Gutormsen A.G., Khan A., Liguori L.A., McNevin A., O'Connor M.I., Squires D., Tyedmers P., Brownstein C., Carden K., Klinger D.H., Sagarin R. et Selkoe K.A. (2010). Sustainability and Global Seafood. *Science*, **327**, 784-786.
- Solow R. (1974). Intergenerational Equity and Exhaustible Resources. *Review of Economic Studies*, **41**, 29-45.
- Spicer R.A. et Parrish J.T. (1986). Paleobotanical evidence for cool North Polar climates in the mid-Cretaceous (Albian-Cenomanian). *Geology*, **14**, 703–706.
- Stachowicz J.J. et Watson R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, **314**, 5800, 787-790.
- Stachowicz J.J., Fried H., Osman R.W. et Whitlatch R.B. (2002). Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function : reconciling pattern and process. *Ecology*, **83**, 2575-2590.
- Steinmetz F., Thébaud O., Blanchard F., Le Floch P. et Bihel J. (2008). A bio-economic analysis of long term changes in the production of French fishing fleets operating in the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources*, **21**, 3, 317-327.
- Sukhdev P. (2008). *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité*. TEB ? Commission Européenne, 64 p.
- Sumaila U.R. et Charles A. (2002). Economic models of marine protected areas : An introduction. *Natural Resource Modeling*, **15**, 3, 261-272.
- Sumaila U.R. et Armstrong C.W. (2006). Distributional and efficiency effects of marine protected areas : A study of the Northeast Atlantic cod fishery. *Land Economics*, **82**, 3, 321-332.
- Symes D. et Hoefnagel E. (2010). Fisheries policy, research and the social sciences in Europe : Challenges for the 21st century. *Marine Policy*, **34**, 268-275.

- Tallis H., Levin P.S., Ruckelshaus M., Lester S.E., McLeod K.L., Fluharty D.L. et Halpern B.S. (2010). The many faces ecosystem-based management : making the process work today in real places. *Marine Policy*, **34**, 340-348.
- Tasker M.L. (Ed.) (2008). The effect of climate change on the distribution and abundance of marine species in the OSPAR Maritime Area. *ICES Cooperative Research Report*, **293**, 45 pp. <http://www.ices.dk/products/cooperative.asp>
- TEEB (2009). The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers. Summary : *Responding to the Value of Nature* <http://www.teebweb.org>
- Teysse re A. (Coord.) (2005a). *Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche*. ADPF. Biodiversité, Science et Gouvernance. Conférence Mondiale, Paris (FRA), 2005/01/24, 50-68.
- Teysse re A. (2005b). Vers une sixième grande crise d'extinctions ? in : *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*, R. Barbault et B. Chevassus-au-Louis, editors, édition ADPF, 24-36.
- Thébaud O. et Souli  J.-C. (2008). Fishing through fish communities: a simple bio-economic model. in : *Proceedings of the International Congress on Modelling and Simulation, Christchurch, New Zealand, December 2007*. International Society for Computer Simulation (CD).
- Thébaud O., Boncoeur J. et Berthou P. (2007). *Regulating access to marine fisheries in the coastal zone : key issues*. Amure working Papers Series D22-2007 [online] <http://www.univ-brest.fr/gdr-amure/documents/gdr-amure-D-22-2007.pdf>.
- The Royal Society (2005). *Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide*, Policy document 12/05, 58 p. (<http://royalsociety.org/document.asp?tip=0etid=3249>).
- Thompson P.M., Sultana P., Islam M.N., Kabir M.M., Hosain M.M. et Kabir M.S. (1999). An assessment of co-management arrangements developed by the Community Based Fisheries Management Project in Bangladesh. *Paper presented at the international workshop on fisheries co-management, 23-28 August 1999, Penang, Malaysia*.
- Thorrold S.R., Latkoczy C., Swart P.K. et Jones C.M. (2001). Natal homing in a marine fish metapopulation. *Science*, DOI 10.1126/science.291.5502.297.
- Thrush S.F., Gray J.S., Hewitt J.E. et Ugland K.I. (2006). Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. *Ecological Applications*, **16**, 5, 1636-1642.
- Thrush S.F., Hewitt J.E., Dayton P.K., Coco G., Lohrer A.M., Norkko A., Norkko J. et Chiantore M. (2009). Forecasting the limits of resilience: integrating empirical research with theory. *Proceedings of the Royal Society*, **B276**, 3209-3217.
- Toly N.J. (2004). Globalization and the capitalization of nature : a political ecology of biodiversity in Mesoamerica. *Bulletin of Science Technology and Society*, **24**, 1, 47-54.
- Treml E.A., Halpin P.N., Urban D.L. et Pratson L.F. (2008). Modeling population connectivity by ocean currents, a graph-theoretic approach for marine conservation. *Landscape Ecology*, **23**, 19-36.
- Troade  J.-P., Boncoeur J. et Boucher J. (2003). Le constat. in : *Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes*. L. Laubier, editor. Académie des Sciences, RST n 17,  ditions Lavoisier, Paris, 15-56.
- Tyrell T. and Merico A. (2004). *Coccolithophores: from the molecular processes to global impact*. S. Malin et G. Steinke, Editors, Springer.
- Tyrell T. et Merico A. (2004). *Emiliana huxleyi*: bloom observations and the conditions that induce them, in : *Coccolithophores : from molecular processes to global impact*, H.R Thierstein et J.R. Young, editors. Springer, Berlin, 75-97.
- UNEP (2009). *Coastal areas pollution: the role of cities*, United Nation Environment Programme, www.unep.org/urban_environment/PDFs/Coastal_Pollution
- United Nations Environment Programme/Convention on Biological Diversity (2003). *Report of Expert Meeting on Indicators of Biological Diversity Including Indicators for Rapid Assessment of Inland Water Ecosystems*, Montreal, 10-14 November 2003, 82 p.
- United Nations, 2008. World Population Prospect the 2008 revision <http://esa.un.org/unpp/>
- Venter J.C., Remington K., Heidelberg J.F., Halpern A.L., Rusch D., Eisen J.A, Wu D., Paulsen I., Nelson K.E., Nelson W., Fouts D.E., Levy S., Knap A.H, Lomas M.W., Nealson K., White O., Peterson J., Hoffman J., Parsons R., Baden-Tillson H., Pfannkoch C., Rogers Y.H., Smith H.O. (2004). Environmental genome shotgun sequencing of the Sargasso Sea. *Science*, **304**, 66-74.
- V zina A.F. et Hoegh-Guldberg O. (coord.) (2008). Theme section « Effects of ocean acidification on marine ecosystems », *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **373**, 199-309.
- Walters C.J. (1986). *Adaptive Management of Renewable Resources*. MacMillan Pub. Co, New York, USA, 374 p.

- Walther G.R., Roques A., Hulme P., Sykes M.T., Pysek P., Kühn I., Zobel M., Bacher S., Botta-Dukat Z., Bugmann H., Czucz B., Dauber J., Hickler T., Jarosik V., Kenis M., Klotz S., Minchin D., Moora M., Nentwig W., Ott J., Panov V. E., Reineking B., Robinet C., Semenchenko V., Solarz W., Thuiller W., Vila Wang M. et Overland J.E. (2009). A sea ice free summer Arctic within 30 years ?, *Geophys. Res. Lett.*, **36**, L07502. <http://www.agu.org/pubs/crossref/2009/2009GL037820.shtml>
- Waples R.S. (2002). Evaluating the effect of stage-specific survivorship on the N-e/N ratio. *Molecular Ecology*, **11**, 1029-1037.
- Ward R.D., Woodwark M. et Skibinski O.F. (1994). A comparison of genetic diversity levels in marine, freshwater and anadromous fishes. *Journal of Fish Biology*, **44**, 213-232.
- Wares J.P. et Cunningham C.W. (2001). Phylogeography and historical ecology of the North Atlantic intertidal. *Evolution*, **55**, 2455-2469.
- Warwick R.M. et Clarke K.R. (1998). Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 532-544.
- Warwick R.M. et Clarke K.R. (2001). Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, **39**, 207-231.
- Weidema I. (2000). *Introduced Species to the Nordic Countries*. Nord 2000:13. Nordic Council of Ministers. Copenhagen. 244 p.
- Whithnam T.G., DiFazio S., Schweitzer J.A., Shuster S.M., Allan G.J., Bailey J.K. et Woolbright S.A. (2008). Extending genomics to natural communities and ecosystems. *Science*, **25**, 492-495.
- Whitmarsh D. et Palmieri M.G. (2009). Social acceptability of marine aquaculture : the use of survey-based methods for eliciting public and stakeholder preferences. *Marine Policy*, **33**, 452-457.
- Wilenius M. (2005). Towards the age of corporate responsibility ? Emerging challenges for the business world. *Futures*, **37**, 133-150.
- Witt M.J., Hawkes L.A., Godfrey M.H., Godley B.J. et Broderick A.C (2010). Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle, *J. Exp. Biol.*, **213**, 6, 901-911.
- Wolfslehner B. et Vacik H. (2008). Evaluating sustainable forest management strategies with the Analytic Network Process in a Pressure-State-Response Framework. *Journal of Environmental Management*, **88**, 1,1-10.
- World Bank et FAO (2008). *The Sunken Billions. The economic justification for fisheries reform*. Agriculture et Rural Department. The World Bank, Washington DC, 67 p.
- World Bank (2002a). *World Development Indicators 2002*. World Bank, Washington, DC.
- World Bank (2002b). *World Development Report 2003. Sustainable Development in a Dynamic World : Transforming Institutions, Growth, and Quality of Life*. Oxford University Press, New York, NY.
- World Resources Institute, United Nations Environment Programme, United Nations Development Programme, and the World Bank (1996). *World Resources 1996-1997. The Urban Environment*.
- Worm B. et Duffy J.E. (2003). Biodiversity, productivity, and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, **18**, 628-632.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J. et Watson R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, **314**, 5800, 787-790.
- Worm B., Hilborn R., Baum J.K., Branch T.A., Collie J.S., Costello C., Fogarty M.J., Fulton E.A., Hutchings J.A., Jennings S., Jensen O.P., Lotze H.K., Mace P.M., McClanahan T.R., Minto C., Palumbi S.R., Parma A.M., Ricard D., Rosenberg A.A., Watson R. et Zeller D. (2009). Rebuilding global fisheries. *Science*, **325**, 578-585.
- Yamin F. (1995). Biodiversity, Ethics, and International Law. *International Affairs*, **71**, 3, 529-546.
- Young O.R. (2002). *The Institutional Dimensions of Environmental Change : Fit, Interplay and Scale*. The MIT Press, Cambridge, MA.
- Zimmerer K. (2006). Conclusion : rethinking the compatibility, consequences, and geographic strategies of conservation and development. in : *Globalization and new geographies of conservation*, K. Zimmerer, Editor, University of Chicago Press, Chicago, 315-346.

GROUPE D'EXPERTS

Curriculum vitæ courts

Président :

Gilles BOEUF

Gilles BOEUF est titulaire d'une maîtrise en océanographie biologique et d'un doctorat en biologie du développement.

Depuis vingt-quatre ans (1975-1999) au Cnexo (Centre national pour l'exploitation des océans), puis à l'Ifremer (Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer), en tant que scientifique puis directeur du laboratoire Physiologie des poissons, directeur des programmes « Physiologie des espèces aquacoles » (1995-1999), il fut ensuite, de 1999 à 2005, directeur du laboratoire Arago - Observatoire océanologique de Banyuls (140 personnes), université Pierre et Marie Curie/CNRS, puis directeur de l'unité de recherche « Modèles en biologie cellulaire et évolutive », Banyuls de 2005 à 2008.

Gilles BOEUF est aujourd'hui professeur à l'université Pierre et Marie Curie (UPMC), président du Muséum national d'Histoire naturelle de Paris, président du Conseil scientifique d'Agropolis International à Montpellier depuis 2009 et membre du Conseil scientifique de l'Ifremer depuis 2002, membre du Conseil scientifique Patrimoine naturel et Biodiversité du MEEDDM depuis 2005, membre de la « Task Force » Biodiversité du Secrétariat d'État à l'Écologie, membre du Comité de Précaution et d'Éthique (INRA et Cirad depuis 2005, membre du Comité scientifique du Centre de la Mer de Monaco depuis 2005, et président de la Réserve naturelle de la Massane (Pyrénées Orientales) depuis 2006.

Auteur et co-auteur de trois cents-trente publications nationales et internationales et de communications à des symposiums nationaux et internationaux (dont cent-vingt articles dans des publications à comité de lecture et de chapitres de livres). Point H à 30 avec plus de 2 200 citations et un nombre moyen supérieur à 23.

Groupe d'experts (par ordre alphabétique) :

Christopher BÉNÉ

Christophe BÉNÉ est actuellement conseiller scientifique senior au « WorldFish Center » (Penang, Malaisie) sur le développement des pêcheries artisanales. Le WorldFish Center est l'un des quinze centres du Groupe consultatif international sur la recherche agronomique (CGIAR – *Consultative Group on International Agricultural Research*). Il rejoindra prochainement l' « Institute of Development Studies » (IDS) de l'université du Sussex (Royaume-Uni).

Il travaille sur les dimensions socio-économiques et réglementaires des politiques de gestion des ressources, en particulier pour le développement des pêcheries et des entreprises aquacoles artisanales, afin d'améliorer la qualité de vie des populations rurales. Spécialisé dans la réduction de la pauvreté, les méthodes de gouvernance et le développement rural, il est titulaire d'un doctorat en Sciences halieutiques de l'université de Paris, d'un diplôme de « Post Graduate » en développement économique de l'université d'East Anglia (Royaume-Uni) - École des études de développement -, d'un mastère et d'un « BSc » en sciences marines environnementales de l'université de Marseille. De 1992 à 1995, il a travaillé en tant que chercheur associé à l'Ifremer, au sein du laboratoire de recherche de Guyane française à Cayenne. À la suite de son doctorat, il a contribué, de 1997 à 1998, à un programme universitaire américain de l'université de Boston en tant que chercheur associé au « Center for Marine Resource Studies » (Caraïbes anglaises), puis a travaillé, de 1999 à 2003, en tant que chercheur invité puis en tant que scientifique senior pour le « Center for Economic and Management of Aquatic Resources » de l'université de Portsmouth (Royaume-Uni).

En tant que conseiller scientifique senior au WorldFish Center, ses responsabilités portent sur la coordination d'initiatives de recherches dans le domaine du développement et de la gestion (programmes/projets) aux niveaux national et international. Il a été impliqué directement dans différentes expertises internationales en lien avec la FAO, la Banque mondiale, l'UK-DFID, et le programme international « Challenge Programme on Food and Water ». Auteur de plus de quarante articles scientifiques dans des revues internationales et de plusieurs chapitres de livres, sa carrière l'a conduit à travailler dans plus de vingt pays, d'Amérique latine aux Caraïbes, en Asie du Sud et du Sud-Est, en Afrique subsaharienne et en région Pacifique.

Gary CARVALHO

Dr. G Carvalho est professeur d'écologie moléculaire et possède plus de dix-huit ans d'expérience en écologie et évolution moléculaire. Il dirige le laboratoire d'écologie moléculaire et de génétique halieutique (MEFGL), l'un des plus grands centres européens spécialisés dans le domaine de la diversité des espèces et des populations aquatiques. Spécialiste de l'écologie et de l'évolution de la différenciation des populations, de la génétique des populations halieutiques et de l'évolution de la variabilité adaptative naturelle, il a coordonné de nombreux projets internationaux et été responsable de différents projets européens et coordinateur principal de nombreux projets financés à l'échelle nationale (e.g., NERC, Leverhulme Trust). Son travail sur les espèces halieutiques englobe l'analyse de la structuration génétique, des impacts des pêcheries sur la diversité génétique et sur l'estimation des tailles effectives de populations et inclut une des premières démonstrations scientifiques de structuration à petite échelle, les analyses décennales sur la morue et l'analyse de la « bio-complexité » sur des espèces pélagiques marines.

Parmi les divers projets menés, il coordonne depuis 2008 le projet européen FishPopTrace, portant sur la structure des populations et le développement de nouveaux outils de traçabilité des poissons et produits dérivés, ainsi qu'un projet financé par le NERC sur la dynamique de la structuration spatiale des populations de morues. Éditeur de la revue scientifique *Fish and Fisheries* et membre du comité éditorial des revues *Molecular Ecology*, *Conservation Genetics* et *Proceedings of the Royal Society, London*, il participe en tant qu'expert au groupe de travail du CIEM sur les applications de la génétique dans le domaine des pêches et de l'aquaculture (*ICES Working Group on the Application on Genetics in Fisheries and Mariculture*), est président du projet régional de Fish-Bol (développement du code barre ADN des poissons), ancien vice-président de la société Fisheries Society of the British Isles, membre de plusieurs organisations dont le NERC (GB) et expert pour le domaine marin dans le cadre du « Pew Environment Group ». Il a participé à de nombreux panels internationaux, incluant les programmes thématiques du NERC et, en tant qu'évaluateur externe, pour le panel en écologie du « Norwegian Research Council ». Membre du panel évaluateur du « Biosciences and Environment Peer Review Panel », l'Académie de Finlande, de plusieurs groupes d'experts indépendants pour le FCT (« Portuguese Research Council for Science and Technology ») et du comité d'évaluation de l'ERA-NET Biodiversa (Commission européenne).

Philippe CURY

Directeur du CRH (Centre de recherche halieutique méditerranéenne et tropicale) basé à Sète (www.CRH-sete.org), Philippe CURY dirige l'une des unités les plus importantes travaillant sur les écosystèmes marins et l'approche écosystémique appliquée aux pêcheries en France (UMR-EME 212 – 110 personnes). Il est également le coordinateur scientifique du consortium européen « Eur-Oceans », qui oriente la recherche sur les écosystèmes marins en Europe. Il a obtenu son doctorat en biomathématiques (professeur A.J. Valleron) à l'université de Paris VII-Jussieu, en 1989 et son HDR en 2007 à l'université de Montpellier II.

Depuis 1980, il exerce au Sénégal, en Côte d'Ivoire, en Californie et en Afrique du Sud, sur l'analyse des effets du climat et les méthodes d'application de l'approche écosystémique sur les pêcheries. Tout au long de sa carrière, il a reçu plusieurs distinctions : le « National Scientific Philip Morris Prize » (sciences du vivant) en 1991, la Médaille d'océanographie française nationale, obtenue en 1995 du comité scientifique du *Prince Albert Monaco Muséum of Oceanography* et la médaille « Gilchrist » (distinction marine attribuée tous les quatre ans aux meilleurs scientifiques d'Afrique du Sud) en 2002.

Il est impliqué dans de nombreux comités scientifiques nationaux et internationaux et a organisé plusieurs symposiums internationaux (notamment le plus récent symposium international de Globec-Eurocéans, « Coping with global change in marine social-ecological systems », en 2008 à la FAO (Rome)). Il est l'auteur de plus de cent-dix publications à comité de lecture dans les principales revues internationales (*TREE, Canadian Journal of Aquatic Science, Ecology Letters, Fish and Fisheries, Marine Ecology Progress Series, Fisheries Oceanography...*) et a produit huit livres et chapitres.

Bruno DAVID

Directeur de recherche au CNRS au laboratoire Biogéosciences de l'université de Bourgogne, Bruno DAVID possède une formation initiale en géologie et paléontologie, appliquées à l'évolution des formes vivantes, à travers leurs structures (phylogénie, structuration de la biodiversité à grande échelle) et leurs processus (symbiose, relations évolution-développement et émergence des phénotypes). Après un doctorat en paléontologie obtenu à l'université de Franche-Comté (Besançon) et un doctorat d'État ès sciences en paléontologie et biologie de l'évolution soutenu à l'université de Bourgogne (1985), les modèles biologiques qu'il a entrepris d'étudier sont les échinodermes et, plus précisément, les échinoïdes. Auteur d'un livre et d'une large base de données sur les échinoïdes de l'Antarctique, il se consacre particulièrement à la compréhension de l'origine de la symétrie radiale chez les échinodermes, à la façon dont la structure en cinq divisions est corrélée au processus de séries (répétition des éléments sur les bras des échinodermes) et à la polarisation antéro-postérieure (axe A/P). Plus récemment, il s'est impliqué dans le fonctionnement et l'évolution des processus de symbioses entre les hôtes échinoïdes tropicaux avec les crabes parasites. Dans ce domaine de recherche, il collabore principalement avec l'ULB (Bruxelles), l'Académie des Sciences de Californie (San Francisco) et, plus récemment, l'université du Chili (Santiago). Auteur de plus de cent articles dans des revues à comité de lecture, de cinq chapitres de livres, de deux livres et de trois en tant qu'éditeur, Bruno DAVID a contribué à six films scientifiques, à de nombreuses conférences publiques et articles de vulgarisation scientifique. Il a organisé plusieurs conférences internationales, dont la dernière, en 2006, a reçu plus de huit cents chercheurs en géosciences. Il est, et a été, impliqué dans de nombreuses structures et comités scientifiques au cours de sa carrière. Il est actuellement président du Conseil scientifique du Muséum national d'Histoire naturelle, membre de plusieurs conseils scientifiques (CNRS, INEE, Fondation de recherche pour la biodiversité, Patrimoine Naturel et Biodiversité) et coordonne un programme transversal dédié aux bases de données et aux collections (TransTyfal). Il est également en charge de projets inter-régionaux et inter-universitaires dédiés à l'écologie et à l'environnement en Bourgogne-Franche Comté. Il est le fondateur et ancien directeur de Biogéosciences.

Daniel DESBRUYÈRES

Daniel Desbruyères est chercheur senior à l'Ifremer. Il a dirigé le département « Études des écosystèmes profonds » pendant vingt-deux ans. Il a commencé ses recherches sur le benthos du plateau sub antarctique français. Après un premier travail sur le benthos profond du golfe de Gascogne, il a étudié expérimentalement la dynamique de colonisation des profondeurs abyssales. Il a participé aux découvertes et à l'étude des communautés des systèmes hydrothermaux dans les océans Pacifique et Atlantique (« East Pacific Rise », « Back Arc Basins », « Mid-Atlantic Ridge »). Il a participé à plus de trente plongées profondes dans des submersibles habités français et américains (*Cyana*, *Alvin* et *Nautile*). Il a publié plus de quatre-vingts articles dans des revues scientifiques internationales sur la zoologie et l'écologie des espèces profondes. Il est le co-auteur (co-descripteur) de trente-cinq nouveaux taxa d'annélides (espèces, genres, familles et sous-familles), parmi lesquels les plus connus sont le « ver de Pompéi » (*Alvinella pompejana*), vivant sur les parois des systèmes actifs hydrothermaux, et le « vers de glace » (*Hesiocaeca methanicola*), vivant dans les hydrates de méthane

Luc DOYEN

Luc Doyen, titulaire d'une HDR (habilitation à diriger des recherches) en mathématiques appliquées, a reçu une formation en théorie de contrôle, optimisation et économie mathématiques. Il détient actuellement un poste permanent au CNRS, où il est particulièrement impliqué dans la modélisation bio-économique, la gestion viable de la biodiversité et les mathématiques du développement durable. Le livre *Sustainable management of natural resources models and methods* », paru récemment chez Springer, et plus de trente publications dans des revues scientifiques internationales à comité de lecture, dont il est l'auteur, soulignent l'intégration entre des approches appliquées et théoriques de ses recherches et sa nature interdisciplinaire, impliquant l'écologie, l'économie environnementale, la modélisation et les mathématiques. La composante appliquée de ses recherches porte sur des contrats (ANR Chaloupe, ANR Systerra, ACI MEDD, IFB-GICC, STICamsud, programme Feast) soulignant le transfert de résultats théoriques vers des instituts nationaux et internationaux tels que l'INRA, l'Ifremer, le MNHN, le WorldFishCenter ou le CSIRO, impliqués dans les questions de gestion des pêcheries, l'agriculture et la biodiversité. Luc DOYEN est, en particulier, le coordinateur du projet de recherche ANR intitulé Adhoc, focalisé sur la modélisation de co-viabilité des pêcheries et de la biodiversité marine. Il est également le coordinateur du réseau interdisciplinaire RTP INEE-CNRS intitulé Mobis, concernant la modélisation de scénarios en biodiversité. Concernant l'animation de recherche, il a également coordonné pendant quatre ans un séminaire intitulé « Développement viable » à l'ENS de Paris. Référendaire de différents journaux scientifiques internationaux, il a participé à différents comités (université Paris VI, IRD, ACI, Cemagref) pour l'évaluation des propositions de recherche. Ses nombreux enseignements (masters et écoles d'ingénieurs) et encadrements (thèses, masters...) soulignent par ailleurs la nature interdisciplinaire de ses activités, à l'interface de la modélisation numérique et des mathématiques, de l'économie et de l'écologie.

Philippe GOULLETQUER, secrétaire scientifique

Titulaire d'un doctorat en océanographie (1989) et d'une habilitation à diriger des recherches (2000) de l'université de Bretagne occidentale et de l'université de Caen, Philippe GOULLETQUER, après avoir été en charge du laboratoire génétique et pathologie de la station Ifremer de La Tremblade, puis responsable du programme national de l'Ifremer sur le développement durable de l'aquaculture jusqu'en 2007, est actuellement en charge des questions de biodiversité en tant que chercheur senior à la direction de la Prospective et de la Stratégie scientifique du centre Ifremer de Nantes. Il fut également, de 1989 à 1992, professeur associé à l'université du Maryland (États-Unis).

Il a participé au groupe de travail CIEM intitulé « Introduction and Transfer of Marine Organisms » (ITMO) et au « Mariculture committee » ; a été directement impliqué dans plusieurs expertises internationales concernant l'évaluation des risques liés à l'introduction d'une nouvelle espèce d'huître dans la baie de Chesapeake (États-Unis), « Status of the Eastern oyster » (NOAA-CIE) ; a oeuvré, en tant que *chairman* du groupe de travail sur l'impact de l'aquaculture sur la biodiversité, pour la « Convention Biological Diversity » (CBD) ; a été membre du groupe de travail pour la définition des objectifs 2010 de la CDB ; a été impliqué dans l'étude des espèces invasives pour l'Agence européenne de l'environnement EEA (Sebi meeting - CoM Life) ; dans celle du développement de la réglementation concernant l'usage d'espèces exotiques à des fins aquacoles (UE 2007) et dans la définition des indicateurs de la directive-cadre Stratégie Milieu marin pour le descripteur « espèces invasives ». Il est aujourd'hui membre du Conseil national scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité (CSPNB). Rapporteur, en 2009, du groupe de travail n°2 du Grenelle de la Mer sur le développement durable des activités marines pour le ministère de l'Environnement, il est l'auteur ou le co-auteur de plus de cinquante-trois publications dans des revues scientifiques à comité de lecture.

Philippe GROS

Né à Rennes (France) en 1949, Philippe GROS a obtenu son agrégation en sciences biologiques en 1971, après son entrée à l'École Normale Supérieure. Professeur associé pendant cinq ans à l'université de Bretagne occidentale, il a rejoint, en 1980, le Cnexo, devenu Ifremer en 1984. Ses travaux de recherche ont porté sur la modélisation mathématique de la dynamique des populations marines exploitées et des écosystèmes côtiers. Il a contribué à la coordination du programme national sur l'océanographie côtière au milieu des années 1990. De 2001 à 2004, Philippe GROS, titulaire d'une HDR, a été directeur de la direction des Ressources vivantes (pêche, aquaculture, transformation des produits) de l'Ifremer. Dans le cadre de l'espace européen de la recherche, il a promu des programmes interdisciplinaires en appui à l'implémentation de l'approche écosystémique des pêches. Suite à la restructuration de l'Ifremer, en 2005, Philippe GROS est devenu le responsable thématique de la recherche halieutique. Il est depuis 2009 scientifique senior au sein de la direction Prospective et Stratégie scientifique de l'Ifremer

Susan HANNA

Dr. Susan HANNA est professeur d'économie maritime à l'université d'État de l'Oregon (États-Unis), associée à la station marine expérimentale de l'Oregon et à l'« Oregon Sea Grant ». Son domaine de recherches et ses publications englobent l'économie et les politiques maritimes, avec une spécialisation en évaluation des performances des modes de gestion halieutique, notamment l'approche écosystémique et les instruments fondés sur des mesures incitatives, sur les droits de propriété et les réformes institutionnelles. Susan HANNA a été membre du comité scientifique et des statistiques du Conseil de gestion des pêcheries du Pacifique et a travaillé dans divers comités *ad hoc*. Elle est conseillère scientifique senior des commissions de la NOAA : « US Commission on Ocean Policy, National Oceanic and Atmospheric Administration » ; « National Marine Fisheries Service », « Minerals Management Service » et des conseils « Northwest Power and Conservation Council-Oregon Ocean Policy Advisory Council ». Elle fut membre du comité de l'Académie des Sciences américaines « Ocean Studies Board of the National Research Council » (NRC) et participe à plusieurs comités du Conseil national de la recherche (NRC), incluant le comité d'évaluation relatif aux quotas individuels transférables sur les salmonidés anadromes du Pacifique Nord-Ouest, « Review Individual Quotas in Fisheries and the Committee on Protection and Management of Pacific Northwest Anadromous Salmonids ».

Simon JENNINGS

Simon JENNINGS est le responsable scientifique en charge du département « Environment et Écosystems » du CEFAS (« Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science », Royaume-Uni). Les recherches conduites par Simon JENNINGS et ses collègues se focalisent sur : la description et la prévision des structures et fonctions des populations, communautés et écosystèmes : les mesures et les prévisions des impacts anthropiques et environnementaux sur les structures et fonctions afin d'évaluer la durabilité des impacts et le développement et l'application d'instruments pour faciliter la gestion environnementale. Les recherches sont conduites selon un continuum allant des questions fondamentales aux questions appliquées, afin de valider le caractère opérationnel des idées testées, l'amélioration qu'elles apportent à la gestion de l'environnement. Simon JENNINGS est conseiller pour le comité portant sur la protection marine, biodiversité, gestion environnementale et pêcheries (« Marine conservation, biodiversity, environmental management and fisheries issues ») et ancien *chairman* du comité du CIEM sur les écosystèmes. Son expérience de chercheur a porté sur les océans Indien, Pacifique et Atlantique. Il enseigne à titre de professeur honoraire, au sein des universités d'East Anglia et de Newcastle, dans les domaines respectifs de l'écologie et de sciences marines.

Harold LEVREL

Harold LEVREL est économiste écologique au département d'économie maritime de l'Ifremer et appartient à l'unité mixte de recherche UMR-Amure (Ifremer-université de Bretagne occidentale). Ses travaux de recherche s'intéressent aux indicateurs d'interactions biodiversité-société, à l'évaluation des services écologiques et au suivi des activités récréatives côtières. Après avoir soutenu une thèse sur les indicateurs concernant les interactions entre les questions de conservation et de développement à l'École des hautes études en sciences sociales et au Muséum national d'Histoire naturelle (laboratoire d'accueil « Conservation des espèces, Restauration et Suivi des populations »), il passe une année de post-doctorat au CNRS, où il travaille à la mise en place d'un atlas de la biodiversité et des services écologiques. En parallèle de sa thèse et de son post-doctorat, il est consultant pour le programme MAB-Unesco et réalise de nombreuses missions en Afrique de l'Ouest en vue de mettre en place des indicateurs d'interactions biodiversité-société dans les réserves de biosphère ; il travaille pour le GIP-Écofor à l'animation d'un réseau national sur les indicateurs de biodiversité et réalise l'étude de faisabilité du Millenium Ecosystem Assessment français pour le compte du MEEDDM. Il est aujourd'hui en charge de plusieurs actions au sein de l'Ifremer, qui concernent principalement l'animation d'un réseau de travail national et international (groupe de travail de l'ICES) autour de la pêche récréative, la mise en place des indicateurs de biodiversité marine dans le cadre du Système d'information sur la nature et les paysages, le développement d'un programme de recherche autour de l'évaluation des coûts de l'érosion de la biodiversité et des services écologiques marins et côtiers, l'analyse des mesures de compensations pour les milieux aquatiques. Il est l'auteur d'une quinzaine d'articles scientifiques, principalement dans des revues interdisciplinaires s'intéressant aux questions de conservation (*Ecological Economics, Ecology and Society, Society and Natural Resources, Biodiversity and Conservation, Responsabilité et Environnement, Environmental Modelling and Software, Interdisciplinary Science Reviews, Ambio*), ainsi que d'une dizaine d'articles et chapitres d'ouvrages de vulgarisation. Il est aussi l'auteur d'un ouvrage sur les indicateurs de gestion de la biodiversité.

Olivier THÉBAUD

Olivier THÉBAUD est titulaire d'un doctorat de l'École des hautes études en sciences sociales (Paris), et d'une HDR (habilitation à diriger des recherches) de l'université de Bretagne occidentale (Brest, France). Avant de rejoindre le Csiro, en novembre 2009, en tant qu'économiste senior pour le département de recherche marine et atmosphérique, O. THÉBAUD était le responsable du département d'économie maritime de l'Ifremer, directeur du groupe de recherche Amure (l'un des plus importants groupes de recherches à l'échelle européenne en économie et droit maritime, associant l'université de Bretagne occidentale et l'Ifremer) et professeur associé au sein de cette université. Ses recherches portent sur le développement et l'évaluation empirique de modèles de comportement des pêcheurs en réponse aux changements écologique, économique et institutionnel. Il a par ailleurs longuement travaillé dans le domaine de la modélisation bio-économique et de l'économie de ressources marines fondée sur une approche écosystémique. Les applications principales de ces recherches portent sur la régulation des pêcheries commerciales et récréatives, l'aquaculture, les usages multiples d'écosystèmes, incluant les pollutions accidentelles, les politiques de protection de la biodiversité telles que le développement des Aires marines protégées (AMPs). Olivier THÉBAUD a coordonné plusieurs projets de recherches multidisciplinaires et encadré de nombreux personnels et étudiants dans ce domaine. Il a participé en tant qu'expert dans les structures de réglementation des pêcheries et des aires marines protégées en France et contribué à plusieurs groupes d'experts sur les besoins en recherche pour soutenir le développement de l'approche écosystémique pour la gestion des ressources marines. Il est l'auteur ou le co-auteur de trente-trois publications à comité de lecture.

Jacques WEBER

Jacques WEBER est économiste et anthropologue, directeur de recherche au Cirad (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement), chargé de conférences à l'EHESS (École des hautes études en sciences sociales) et à l'UPMC (université Pierre et Marie Curie). Il a dirigé douze thèses et plus de vingt DEA et masters.

Chercheur à l'Orstom (à présent IRD) de 1971 à 1983, créateur et directeur du département d'économie de l'Ifremer (1984-1992), chercheur au Cirad depuis 1993, où il a créé une unité de recherche (Green), puis assuré la direction scientifique des sciences sociales. De 1998 à 2001, il crée et dirige le département Expertise et Valorisation de l'IRD et y organise les « expertises collégiales ». Puis il prend la direction de l'Institut français de la biodiversité (IFB), de 2002 à 2008.

Deux types de préoccupations traversent sa carrière. La première est la gestion des ressources renouvelables (forêts, faune sauvage, flore, pêcheries, océans, atmosphère), qui sont autant de ressources en propriété commune. La seconde concerne les diverses façons dont des sociétés constituent des biens en signes de « richesse » et les façons dont la circulation des « richesses » est organisée d'une société à une autre, d'une culture à une autre. Le défi commun à ces deux préoccupations est de tenter de comprendre les déterminants de la pauvreté et de la durabilité dans de multiples sociétés et cultures.

Jacques WEBER est membre de plusieurs comités scientifiques nationaux et internationaux, membre correspondant de l'Académie d'agriculture de France, membre du Conseil du développement durable (CEDD), du Conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité (CSPNB), vice-président du comité français du MAB. Il est également membre de plusieurs comités éditoriaux de revues scientifiques et de plusieurs sociétés savantes dont l'IIFET, l'IISEE, l'IASC. Il a fondé en 1988 l'Association européenne des économistes des pêches (EAFE).

Il a publié quelques cent papiers et chapitres d'ouvrages, édité deux livres. Auteur d'une douzaine de préfaces, il a donné de nombreuses conférences devant des publics académiques ou non.

Annexes

Annexe 1

Services écosystémiques produits par les écosystèmes marins et côtiers

74 services écosystémiques: 7 de support, 20 d'approvisionnement, 26 de régulation et 21 culturels

Services de support (7)	Liste des services	Source de production du service (structure ou fonction)
1	Bioturbation (reprise de sédiment)	Biodiversité des espèces benthiques marines et de plusieurs groupes de poissons (via les pontes, l'alimentation, les abris et les repos)
2	Productivité primaire	Photosynthèse, biodiversité génétique et spécifique de communautés herbacées via différents effets: redondance, complémentarité et sélection
3	Productivité secondaire	Dynamique de la chaîne trophique, biodiversité génétique de communautés animales via différents effets: redondance, complémentarité et sélection
4	Cycles des éléments nutritifs et minéralisation	Biodiversité des plantes fixatrices d'azote et d'espèces le long de la chaîne trophique via la production de déchets
5	Cycle de l'eau	Cycles biogéochimiques, les océans en tant que support du cycle de l'eau
6	Production d'habitats pour les animaux et plantes (formation des sols)	Biodiversité des espèces d'invertébrés des sols, micro-organismes des sols
7	Oxygène et cycle du carbone	Cycles biogéochimiques, les océans en tant que support du cycle du carbone et de l'oxygène

Annexe 2

Liste des indicateurs de la biodiversité côtière et marine, identifiés dans le cadre international (de Fossat, Pelletier et Levrel, 2009)

N° Indicateurs

1. États et tendances des composants de la biodiversité

1.1. Évolution et surface des biomes, ecosystems et des habitats

- 1 Évolution de la couverture des mangroves par pays ou global (ha)
- 2 Évolution des zones humides en France (ha. et %)
- 3 Surface totale des mangroves en territoire français (en km²)
- 4 État et tendances des récifs corallines à l'échelle mondiale et par région (km² et %)
- 5 Évolution de la surface des récifs corallines et du taux de couverture des coraux vivant (France)
- 6 Distribution globale des plantes marines
- 7 Changement dans la couverture des habitats majeurs (Corine Land Cover, CLC)

1.2. Evolution des espèces, populations et diversité génétique

- 8 « Marine Living Planet » Inde»
- 9 Tendances des abondances des poissons marins pêchés
- 10 Tendances des abondances des oiseaux communs en France
- 11 Tendances des abondances des oiseaux protégés en France
- 12 Changements dans le nombre et abondances des pontes des tortues marines
- 13 Évolution de l'abondance des cétacés
- 14 Évolution des populations de porpoises dans les eaux européennes
- 15 Évolution des populations de dauphins dans les eaux européennes
- 16 Changements dans le nombre d'échouages de cétacés (et par espèces) sur les côtes françaises
- 17 Évolution du nombre de pinnipèdes échoués (et par espèces) sur les côtes françaises
- 18 Diversité génétique des ressources en poissons

1.3. Changement de statut des espèces et des habitats menacés et/ou protégés

- 19 Listes rouges-index (*Status of marine species in the world*)
- 20 Nombre d'espèces sur la liste rouge de l' IUCN
- 21 Changement dans le statut des habitats d'intérêt européen (communauté)
- 22 Changement dans le statut des espèces d'intérêt européen (communauté)
- 23 État de protection des habitats protégés par la convention Ospar
- 24 État de protection des espèces protégées par la convention Ospar
- 25 État de protection des habitats protégés par la convention de Barcelone
- 26 État de protection des espèces protégées par la convention de Barcelone

2. Fonctionnement et intégrité des écosystèmes

- 27 Index trophique marin
- 28 Proportion des masses d'eaux de transition et marine en bon état écologique
- 29 90 percentile de chlorophylle *a* (mg / L)
- 30 Efflorescences phytoplanctoniques
- 31 M-AMBI
- 32 Taux de récupération globale des macroalgues intertidales (substrat dur)
- 33 Nombre d'espèces représentatives des ceintures macroalgales intertidales (substrat dur)
- 34 Couverture des espèces opportunistes dans les ceintures macroalgales intertidales (substrat dur)
- 35 Limites de l'extension en profondeur de différentes ceintures macroalgales subtidales (substrat dur)
- 36 Composition et densité d'espèces définissant els couches (macroalgues de substrat dur subtidal)
- 37 Composition spécifique des macroalgues subtidales (subtreast dur)
- 38 Richesse spécifique totale des macroalgues subtidales (substrat dur)
- 39 Longueur moyenne des stipes de *Laminaria hyperborea* et couverture moyenne d'épibiontes
- 40 Densité et composition spécifique des zostères marines
- 41 Surface et étendues des habitats de zostères
- 42 Indicateur poisson pour les estuaires atlantiques et de la Manche
- 43 Densité de posidonies (nombre de pieds par m²) jusqu'à 15 m de fond
- 44 Surface des feuilles par pied de posidonie (cm²/pied) jusqu'à 15 m
- 45 Épibionte sur les feuilles de posidonies (poids sec d'épibiontes / poids sec de feuille) jusqu'à 15 m
- 46 Limit basse de la couverture de posidonies
- 47 Carlit Index
- 48 Richesse des angiospermes et des macroalgues dans les eaux de transition en Méditerranée
- 49 Indice de couverture d'espèces de référence d'angiospermes et de macroalgues dans les eaux de transition en Méditerranée

- 50 Indicateur « poisson » en Méditerranée
- 51 État des stocks d'espèces de poissons commerciaux
- 52 Changements de taille d'epopulation des phoques communs (%)
- 53 Évolution de la population de jeune phoques gris
- 54 Pourcentage de captures annuelles de porpoise (%)
- 55 Proportion de guillemots (*Uria aalge*) mazoutés parmi ceux trouvés morts ou mourants sur les plages
- 56 Niveau de mercure détecté dans les oeufs d'oiseaux marins
- 57 Niveau d'organo-halogénés dans les œufs d'oiseaux marins
- 58 Particules de plastique trouvées dans les estomacs d'oiseaux marins (fulmars, *Fulmarus glacialis*)
- 59 Succès reproducteur des kittiwakes (*Rissa tridactyla*)
- 60 Tendances dans les populations d'oiseaux en tant qu'indicateur de santé des communautés d'oiseaux marins
- 61 Index « poisson »
- 62 Niveau moyen d'imposex chez le gastéropode femelle (*Nucella lapillus*) ou d'autres gastéropodes sélectionnés, sensibles au tributyl étain (TBT)
- 63 Densité d'espèces sensibles
- 64 Changement/mortalité du zoobenthos en lien avec l'eutrophisation eutrophication
- 65 Contenu en chlorophylle *a* du phytoplancton (mg / L)
- 66 Indicateur d'eutrophisation phytoplanctonique (nombre de cellules par litre; composition spécifique)

3. Mesures de protection

- 67 Niveau de protection des espaces marins (en %)
- 68 Densité d'aires marines protégées en haute mer (surfaces existantes et sites proposés)
- 69 Nombre et surface (km²) d'aires marines protégées en France
- 70 Surface des aires Natura 2000 en mer en France (ha ou km²)
- 71 Proportion et surfaces d'aires protégées en France avec des plans pour une gestion ou un developement professionnel et taux de mise en œuvre des projets
- 72 Surface d'aires marines et côtières protégées (km²)

4. Usages de la biodiversité

- 73 Écosystèmes aquacoles sous plan de gestion durable
- 74 Production annuelle aquacole en Europe et pays européens (tonnes)
- 75 Empreinte écologique de la pêche
- 76 Indice des commodities sauvages (marins)

5. Pressions sur la biodiversité

5.1. Espèces invasives

- 77 Nombre cumulative d'espèces exotiques depuis 1900
- 78 Liste des espèces exotiques les plus menaçantes en Europe

5.2. Changement climatique

- 79 Évolution de la hauteur de la mer et de la temperature des eaux côtières, fréquence et intensité des cyclones

5.3. Pollution

- 80 Cartographie des dépôts atmosphériques de l'azote réactif (NO_y et NH_x)

5.4. Eutrophisation

- 81 Évolution des concentrations hivernales en elements nutritifs (azote (N) et phosphore (P) dans les eaux de transition
- 82 Contenu en oxygène (mg / L, % de saturation en oxygène)

Remerciements

Nos plus vifs remerciements vont au ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer pour son soutien à la réalisation de l'expertise.