



ETUDE SUR L'ETAT DE L'ART DU ROLE DES AMP DANS LA GESTION DES PECHEES

RAPPORT TECHNIQUE

« Volet Bio-écologie »

Version finale

Décembre 2011

Auteurs : Didier Gascuel et Laura-Mars Hénichart (Pôle Halieutique, AGROCAMPUS OUEST)

Coordinateur : David de Monbrison (BRLi)

Equipe impliquée sur les documents « Etat de l'art du rôle des AMP sur la pêche : Serge Garcia (UICN-EBCD), Didier Gascuel (Pôle Halieutique, AGROCAMPUS OUEST), Laura-Mars Hénichart (Pôle Halieutique, AGROCAMPUS OUEST), Jean Boncoeur (UMR Amure, Université de Brest- BRLi), Frédérique Alban (UMR Amure, Université de Brest- BRLi), David de Monbrison (BRLi).

Relecteurs et/ou contributeurs : Les personnes suivantes ont apporté leur précieux concours à l'élaboration de ce « volet bio-écologie » et nous sommes heureux de pouvoir leur exprimer notre reconnaissance : Sylvie Guénette, Philippe Tous (Océanic Développement /CSRP), Marie Lesueur (Pôle Halieutique, AGROCAMPUS OUEST).

Financements : Agence Française de Développement (AFD)-Commission Sous Régionale des Pêches (CSRP)

Edition : CSRP

Table des matières

PRÉAMBULE.....	1
1. ÉTAT DE L'ART DES EFFETS BIOLOGIQUES DES AMP SUR LES ÉCOSYSTÈMES.....	2
1.1 Contexte	3
1.1.1 Les effets de la pêche sur les écosystèmes	3
1.1.2 Les AMP comme outil de gestion des pêches ?	5
1.2 Les effets des réserves intégrales à l'intérieur de leurs frontières	6
1.2.1 Les effets sur l'abondance, la biomasse, la taille moyenne des organismes et la richesse spécifique	7
1.2.2 Autres effets des réserves intégrales sur les populations exploitées	14
1.2.3 Les effets des réserves intégrales sur les peuplements et sur les habitats	15
1.2.4 Quelle évolution des effets dans le temps ?	18
1.3 Les effets des réserves intégrales à l'extérieur de leurs frontières	19
1.3.1 L'effet de débordement ou effet spillover	20
1.3.2 La mise en évidence des effets de débordement par l'analyse des répartitions spatiales des captures	22
1.3.3 Les effets sur le transport des œufs et des larves	23
1.3.4 Impacts relatifs du mouvement des adultes, de la dispersion larvaire et de la distribution de l'effort de pêche sur l'efficacité des réseaux de réserves marines	23
1.4 Les effets des réseaux d'aires marines protégées	24
1.5 Les effets des aires marines protégées à usages multiples	28
1.5.1 Zonage des aires marines protégées côtières à usages multiples	29
1.5.2 Des Aires Marines Protégées en haute mer ?	33
1.6 Les effets des restrictions spatio-temporelles de la pêche	35
1.7 Synthèse des limites et contraintes des mesures des effets	42
2. ÉTAT DE L'ART DES OUTILS DE MESURES DES IMPACTS DES AMP – LES DISPOSITIFS DE SUIVI, LES INDICATEURS.....	45
2.1 Les indicateurs bio-écologiques	45
2.1.1 Utilisation des indicateurs bio-écologiques dans l'approche écosystémique des pêches	46
2.1.1.1 Les indicateurs bio-écologiques existants	47
2.1.1.2 Un bon « Etat zéro » : l'importance des points de référence	52
2.1.2 Utilisation des indicateurs bio-écologiques dans la gestion des Aires Marines Protégées	52
2.1.2.1 Les indicateurs biologiques potentiels définis par Pomeroy et al.	53
2.1.2.2 Les indicateurs biologiques potentiels définis dans le projet PAMPA	55
2.1.2.3 Les indicateurs biologiques potentiels définis dans le projet AMPHORE	57

2.2	Suivi bio-écologique des AMP et des pêches et dispositifs de suivi	58
2.2.1	Deux méthodes de suivi des effets biologiques	59
2.2.1.1	Evaluer les effets biologiques des AMP par l'analyse des données de terrain	59
2.2.1.2	Evaluer les effets biologiques des AMP par modélisation dynamique	61
2.2.1.3	Complémentarité des deux approches	62
2.2.2	Les dispositifs de suivis existants à différentes échelles	63
2.2.2.1	Exemple de réseaux transnationaux	63
2.2.2.2	Exemple d'un réseau européen	64
2.2.2.3	Exemple d'un réseau national	64
3.	ÉTAT DE L'ART DES MODÈLES BIOLOGIQUES	67
3.1	Les modèles biologiques	67
3.1.1	Les modèles biologiques monospécifiques	68
3.1.1.1	Les modèles non spatialisés monospécifiques	68
3.1.1.2	Les modèles monospécifiques spatialisés	69
3.1.1.3	Les modèles spatialisés couplés biologiques / physiques	71
3.1.2	Les modèles biologiques plurispécifiques et écosystémiques	74
3.1.2.1	Modèles de production primaires	74
3.1.2.2	MSVPA et MSFOR	74
3.1.2.3	Modèle « OSMOSE »	75
3.1.2.4	Modèles « Ecopath et EcoTroph »	76
3.1.3	Les modèles couplés intégrés	81
3.1.3.1	Les modèles couplés	82
3.1.3.2	Les modèles intégrés	82
3.2	L'utilisation des modèles dans la gestion des AMP	85
3.2.1	Caractéristiques générales requises par les modèles d'évaluation du rôle des AMP dans la gestion des pêches	85
3.2.2	Une typologie des modèles biologiques de réserves de pêche et d'AMP multi-usages	86
3.2.3	Les critères de choix des modèles	88
4.	SYNTHÈSE DES ENSEIGNEMENTS SUR LE VOLET BIO-ÉCOLOGIE.....	90
	Généralités sur l'analyse bioécologique des AMP	90
	Analyse bio-écologique des AMP en tant qu'outils de gestion des pêches	91
	Généralités sur les indicateurs et les modèles	93
5.	RECOMMANDATIONS (VOLET BIO-ÉCOLOGIQUE)	94
5.1	Recommandations de cadrage général	94
5.1.1	L'AMP-réserve : un outil de gestion des pêches intéressant et un outil parmi d'autres	94
5.1.2	L'AMP-multi-usage : un cadre de gestion spatiale intégré parmi d'autres	95
5.1.3	Spatialisation de l'information sur les usages et les ressources à l'échelle régionale	95
5.2	Evaluation de la pertinence de l'établissement d'une AMP pour la gestion de la pêche	96
5.3	Mise en œuvre et suivi d'une AMP « pêche »	99
5.3.1	Etat de référence biologique sérieux et indicateurs de suivi	99
5.3.2	Soutien à la recherche et importance des suivis	100
5.3.3	Le suivi local basé sur quelques indicateurs fiables, reproductibles, simples	101
5.3.4	Importants préalables à la modélisation	102

6. REMERCIEMENTS	105
7. BIBLIOGRAPHIE.....	105

TABLES DES ILLUSTRATIONS

FIGURES :

Figure 1 : Répartition des études de cas pour l'analyse des effets des aires marines protégées sur les écosystèmes et les stocks – Etudes de cas détaillées dans un encadré : point orange numéroté ou études mentionnées dans le texte : point orange (hors exemples utilisés dans les méta-analyses de Lester 2009, Halpern 2003, Mosquera 2000, Guarderas 2011 et Micheli 2004)	2
Figure 2 : Evolution des productions mondiale des pêches de capture (FAO 2010).....	3
Figure 3 : Augmentation moyennes des densités, des biomasses, de la taille des organismes et de la diversité des espèces à l'intérieur des réserves intégrales (étude basée sur 69 réserves intégrales) (FAO 2011)	7
Figure 4 : Pourcentages moyens (histogrammes) et médians (o) de changements de la biomasse, de la densité, de la taille des individus et de la richesse spécifique en réponse à l'établissement de réserves intégrales. (●) Mesures individuelles ; N= nombre de réserves intégrales pour lesquelles les variables ont été mesurées (Lester et al 2009)	8
Figure 5 : Situation géographique et carte du delta du Sine-Saloum (Sénégal), et localisation de la réserve du bolong de Bamboung (Albaret & Simier 2005)	10
Figure 6 : Réserves marines de Tasmanie (Barrett et al 2007)	12
Figure 7 : Merlu commun (<i>Merluccius merluccius</i>) (o).....	14
Figure 8 : Carte de la Réserve Marine intégrale de Leigh (délimitée en pointillés). Les noms indiquent les zones d'étude des communautés subtidales (Shears & Babcock 2003).....	16
Figure 9 : Carte des 15 réserves intégrales étudiées aux Philippines (Stockwell et al. 2009)	18
Figure 10 : Carte de l'île d'Apo et de la Réserve intégrale (Russ et al. 2003)	21
Figure 11 : <i>Naso vlamingii</i> . (a) Biomasse à l'intérieur de la réserve intégrale (●) et à l'extérieur (o) sur l'île d'Apo entre 1983 et 2001 ; (b) Biomasse à l'extérieur de la réserve à différentes distances des frontières aux premières étapes 1985-1988 et 1990-2001 de la mise en place de la protection ; (c) captures par unité d'effort des lignes trainantes proches (dans la bande des 200 m) et plus éloignées (>250 m) des frontières de la réserve en 2000-2001 (Russ et al. 2003)	22
Figure 12 : Protection de différents stades du cycle de vie au travers des réseaux d'AMP (FAO 2011)	25
Figure 13 : Réseau d'aires marines protégées (en rouge) et d'aire de gestion des pêches (en fuchsia). Les trois diagrammes au centre représentent les mouvements et la vitesse d'une particule de surface (en noir), à 18 mètres de profondeur (en rouge) et à 25 mètres de profondeur (en bleu) (Cudney-Bueno et al. 2009).....	26
Figure 14 : Différences de densités de juvéniles d'huîtres épineuses (a) et de murex (b) sur les sites nord et sud avant (été 2002) et après (été 2004) la mise en place du réseau d'AMP (Cudney-Bueno et al. 2009)	27
Figure 15 : Réserve naturelle marine de l'île de la Réunion (Mesnildrey et al. 2010).....	30
Figure 16 : Parc Marin de la Grande Barrière de Corail, Australie (Mesnildrey et al. 2010).....	31
Figure 17 : Abondance des requins de récif dans différentes zones au nord et au centre de la Grande Barrière de Corail (en blanc : abondance dans les zones pêchées, en gris clair : abondance dans les zones de pêche limitée, en gris foncé : abondance dans les zones de pêche interdite, en gris foncé : abondance dans les zones d'accès interdit). Abondances de requins basées sur des observations visuelles (A) (Ayling & Choat 2008) et (B) (Robbins et al. 2006). (C) représente les taux de captures de requins (données issues	

d'échantillonnages par pêche à la palangre) (McCook et al. 2010).....	32
Figure 18 : Zone de fermeture de l'Union Européenne (ICES. 2007b).....	36
Figure 19 : Box de Trévoise composé de trois rectangles statistiques (grisés) (ICES 2007).....	38
Figure 20 : Captures de marlin par unité d'effort (CPUE) des pêcheries palangrières moyennées sur la période 1964-1975. Zone des 50 miles nautiques du Mexique (trait gris). Zone de protection des marlins (BCZ, traits d'union noir et blanc). Zone économique exclusive mexicaine (traits d'union noirs) (Jensen et al. 2010).....	40
Figure 21 : Box maquereau (Mesnildrey et al. 2010).....	41
Figure 22: Liste des indicateurs biophysiques potentiels pour l'évaluation de l'efficacité des AMP (Pomeroy et al. 2006).....	54
Figure 23 : Techniques de suivi des peuplements de poissons (a) comptages visuels sous-marins (UVC) – (b) Station vidéo sous-marine simple – (c) Station de stéréo-vidéo.....	61
Figure 24 : Carte du réseau d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest - RAMP AO.....	63
Figure 25: Captures cumulés sur l'ensemble de la vie de la cohorte en fonction de la surface protégée. (b) espèce résidents. (d) espèce à faible diffusion. (f) espèce à forte diffusion. (h) espèce migratrice.....	70
Figure 26 : Structure du modèle Atlantis basée sur le cycle d'évaluation des stratégies de gestion (http://atlantis.cmar.csiro.au/).....	84

TABLEAUX :

Tableau 1 : objectifs des fermetures de pêche de l'Atlantique Nord et de la Mer du Nord.....	36
Tableau 2 : exemple de mesures pour la mise en œuvre de restrictions spatio-temporelles en Atlantique Nord et en Mer du Nord.....	37
Tableau 3 : Liste minimal des indicateurs écosystémiques avec les objectifs de gestion correspondant (conservation de la biodiversité (CB), stabilité des écosystèmes et capacité de résistance aux perturbations (SR), structure des écosystèmes et fonctionnement (SF) potentiel des ressources (PR)).....	49
Tableau 4 : Liste des indicateurs écologiques potentiels pour l'évaluation de l'efficacité des AMP issue d'une revue de la littérature. Des métriques additionnelles (non issues de la littérature) sont suggérées en italique (Pelletier et al. 2008).....	56
Tableau 5 : Définition des indicateurs selon le principal objectif de la mise en place de l'AMP – Projet AMPHORE.....	57
Tableau 6 : Tour d'horizon des techniques de suivi des peuplements de poissons (Boureau 2009).....	60
Tableau 7 : Résumé des modèles pouvant être appliqués à une gamme d'enjeux de gestion susceptibles d'être rencontrés dans le cadre de la gestion des AMP (adapté de Plaganyi et al. 2007).....	89

ENCARTS

Encart 1 : Effet de réserve – exemple de la réserve intégrale du bolong Bamboung, Sénégal 10

Encart 2 : Conservation des écosystèmes marins – exemple des réserves intégrales de Tasmanie, Australie..... 12

Encart 3 : Effet des réserves intégrales sur les espèces mobiles – exemple du merlu de Méditerranée..... 14

Encart 4 : L’effet de cascade trophique sur des communautés benthiques – exemple de la Réserve Marine intégrale de Leigh, Nouvelle Zélande..... 16

Encart 5 : Effets trophiques et benthiques des réserves intégrales – exemple de réserves intégrales aux Philippines 18

Encart 6 : ce qu’il faut retenir sur les effets des réserves intégrales à l’intérieur des frontières d’une AMP 19

Encart 7 : Effet spillover sur les communautés des récifs coralliens de la réserve intégrale d’Apo Island, Philippines..... 21

Encart 8 : ce qu’il faut retenir sur les effets des réserves intégrales à l’extérieur d’une AMP..... 24

Encart 9 : L’effet rapide de dispersion de larves dans un réseau d’AMP – exemple du réseau d’AMP du golfe de Californie, Mexique..... 26

Encart 10 : ce qu’il faut retenir sur les effets des réseaux d’AMP..... 28

Encart 11 : Zonage d’une aire marine protégée de petite taille – exemple de la réserve naturelle marine de l’île de la Réunion, France 30

Encart 12 : Zonage d’une aire marine protégée de grande taille – exemple du Parc marin de la Grande Barrière de Corail, Australie..... 31

Encart 13 : ce qu’il faut retenir sur les effets des AMP..... 35

Encart 14 : Des exemples de fermetures temporaires ou permanentes en Europe 36

Encart 15 : Effets biologiques d’une fermeture partielle et saisonnière sur une espèce benthodémersale - exemple du Trévoise Box en Mer Celtique..... 38

Encart 16 : Les effets biologiques d’une fermeture partielle et temporaire sur une espèce migratrice - exemple du Marlin de Baja California, Mexique..... 40

Encart 17 : Effets biologiques d’une fermeture partielle et permanente sur une espèce pélagique - exemple du Box Maquereau, Europe..... 41

Encart 18 : ce qu’il faut retenir sur les restrictions spatio-temporelles 42

Encart 19 : Exemple et caractérisation de quelques indicateurs pertinents dans l’approche écosystémique des pêches..... 48

Encart 20 : Exemple d’une liste d’indicateurs écosystémiques..... 49

Encart 21 : Un exemple de description du bon état écologique – les descripteurs définis dans la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin 51

Encart 22 : ce qu’il faut retenir sur les indicateurs bio-écologiques 58

Encart 23 : Exemple d’un système de collecte de donnée à l’échelle mondiale décliné à l’échelle nationale (France) – Le Système d’Information sur la Nature et les Paysages – Volet Mer 66

Encart 24 : Le modèle SHADYS – exemple d’application..... 70

Encart 25 : Les modèles spatialisés couplés – exemple d’utilisation en zone d’estuaire et côtière pour la Sole commune..... 73

Encart 26 : Détail du modèle Ecopath..... 77

Encart 27 : Les modèles trophodynamiques – exemple d’EwE appliqué à l’étude de la réserve du bolong de Bamboung, Sénégal 79

Encart 28 : ce qu’il faut retenir sur les modèles biologiques..... 89

Préambule

Cette analyse mondiale sur les AMP et la pêche commanditée par la CSRP a vocation à tirer les enseignements et partager des recommandations sur les meilleurs voies et moyens d'améliorer les relations entre les gouvernances des pêches et des AMP, et de développer des solutions améliorant leur gestion.

Le présent document constitue une des parties du rapport technique produit dans le cadre de la commande de la CSRP qui comprennent trois volets :

- le « volet Bio-écologie »
- le « volet Socio-économie »
- le « volet Gouvernance »

Sur la base de ces trois documents, une note résumée de 10 pages ainsi qu'un rapport de Synthèse représentent les derniers produits de la commande dont la finalisation aura lieu à l'issue de l'Atelier régional du 12-17 décembre 2011.

1. État de l'art des effets biologiques des AMP sur les écosystèmes

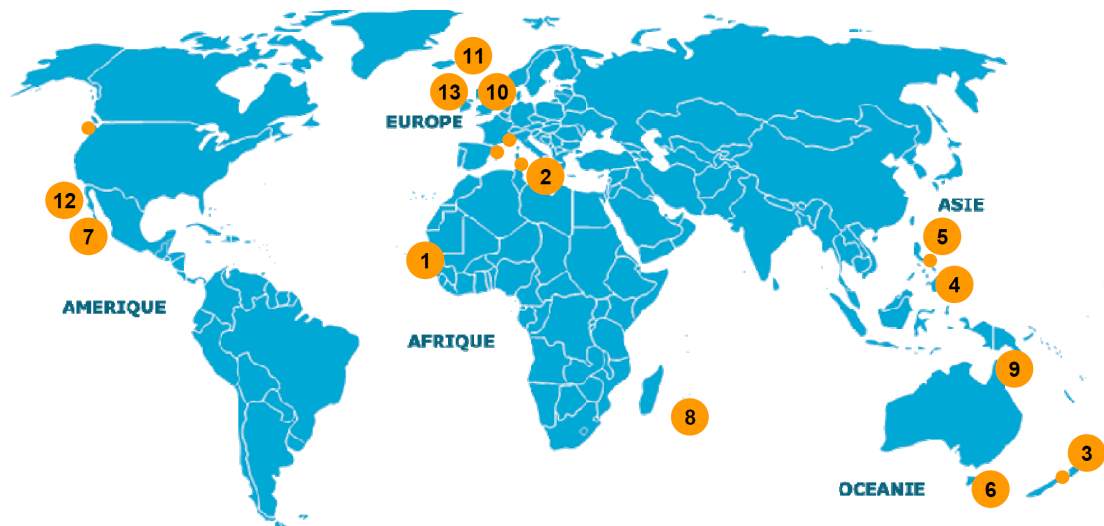
L'état de l'art des effets des AMP sur les écosystèmes et les stocks repose sur la compilation des résultats de plusieurs méta-analyses, basées sur plusieurs centaines d'études scientifiques. Cet état de l'art est également basé sur l'étude de cas spécifiques, proches du contexte CSRP.

Les effets des réserves intégrales (interdiction de toutes activités) sont étudiés depuis plusieurs décennies et constituent un modèle d'étude attractif où l'ensemble des variables sont contrôlées. Les autres types d'AMP sont plus complexes et présentent donc un niveau de connaissance inférieur (in Mesnildrey et al. 2010, Halpern 2003).

- Dans cette partie, nous détaillerons dans un premier temps les effets écologiques des réserves intégrales à l'intérieur et à l'extérieur de leurs frontières.
- Puis nous aborderons les effets des réseaux d'aires marines protégées notamment au travers de l'étude de cas concrets.
- Enfin nous étudierons les effets écologiques des aires marines protégées multi-usages et, brièvement, des restrictions spatio-temporelles.

Plusieurs études de cas sont présentées tout au long du texte afin de préciser les différents effets des AMP sur les écosystèmes et les stocks. Ces études de cas réparties sur l'ensemble des eaux de la planète présentent des contextes proches de ceux de la CSRP tant pour ce qui concerne les ressources (nature des écosystèmes concernés et des types de peuplements faunistiques concernés et principales espèces exploitées) et les pêcheries qu'en ce qui concerne les modes de gestion des pêches et des AMP (Figure 1).

Figure 1 : Répartition des études de cas pour l'analyse des effets des aires marines protégées sur les écosystèmes et les stocks - Etudes de cas détaillées dans un encadré : point orange numéroté ou études mentionnées dans le texte : point orange (hors exemples utilisés dans les méta-analyses de Lester 2009, Halpern 2003, Mosquera 2000, Guarderas 2011 et Micheli 2004)



1.1 Contexte

Aujourd'hui, il est reconnu que la pêche fait partie des activités ayant un impact fort sur les écosystèmes. Les AMP peuvent représenter un des outils de régulation et de gestion des pêches et de ces impacts. On cherche ici à mieux identifier le rôle qu'elles peuvent jouer dans la gestion au travers d'une analyse des effets des zones protégées sur les écosystèmes et les stocks à l'intérieur et à l'extérieur de leurs frontières.

1.1.1 Les effets de la pêche sur les écosystèmes

Les effets conjugués de la surpêche, de la pollution et du réchauffement climatique contribuent à une dégradation croissante des écosystèmes marins et de leurs ressources.

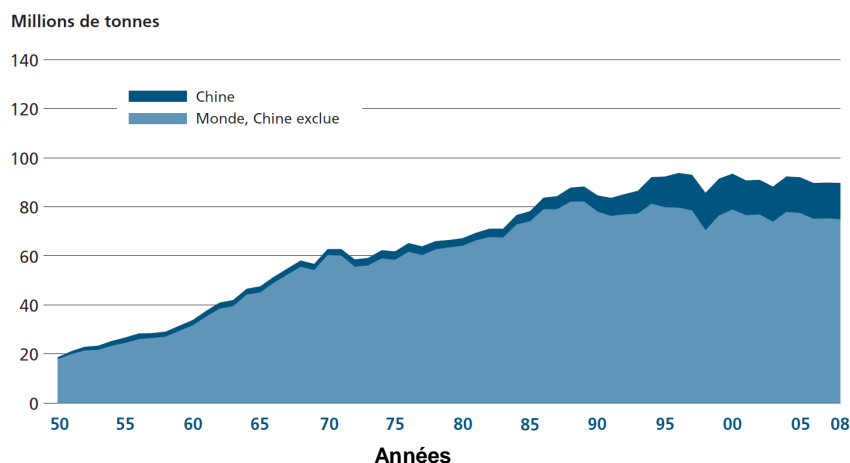
Il est nécessaire, avant d'analyser les effets attendus des AMP sur ces écosystèmes et sur les ressources marines de recenser ces impacts identifiés dans la littérature.

D'UNE PÊCHE MIRACULEUSE A LA DEGRADATION DES STOCKS ET DES ECOSYSTEMES

La mise en exploitation intensive des océans est récente et s'est accélérée à partir du 20^{ème} siècle avec l'apparition des navires motorisés et le développement des chaluts de fonds. Cette augmentation de l'effort et de la puissance de pêche s'est accompagnée jusque dans les années 80 d'une augmentation des captures. La croissance diminue cependant à partir des années 70 et s'annule au début des années 90 ; touchant l'ensemble des océans et des pêcheries (FAO 2010).

Aujourd'hui, la production totale mondiale se maintient grâce à une modification et une adaptation des techniques de pêche (on pêche plus loin et plus profond). En 2008, la production mondiale des pêches se chiffrait à environ 90 millions de tonnes et est restée relativement stable au cours de la dernière décennie (Figure 2).

Figure 2 : Evolution des productions mondiale des pêches de capture (FAO 2010)



Le constat de la stagnation des captures traduit une dégradation des stocks et de nombreux chercheurs s'accordent désormais pour reconnaître qu'un retour à l'état initial (le plus souvent non défini) semble impossible même si on envisageait un arrêt de la pêche (Curry 2008). En effet, les impacts de la pêche ne concernent pas uniquement les espèces ciblées mais l'ensemble de l'écosystème dans sa structure et sa productivité.

EFFETS DIRECTS SUR LES POPULATIONS EXPLOITEES

La surexploitation des ressources s'accompagne d'une diminution de la biomasse et de l'abondance des espèces exploitées qui se traduit par une stagnation voire une régression des captures. La biomasse des espèces ciblées est souvent divisée par 3 ou 4, voire par 10 ou 20. Ceci est particulièrement vrai pour les espèces de fond, généralement caractérisées par une forte longévité et une faible productivité (in Gascuel 2009).

Ces diminutions de biomasse et d'abondance des espèces cibles s'accompagnent de phénomènes de troncature des structures démographiques et d'une plus grande instabilité des ressources. Elle a surtout des effets en chaîne sur les proies, les prédateurs ou les compétiteurs de ces espèces, et finalement sur tous les compartiments de l'écosystème (in Gascuel 2009).

Ces diminutions s'accompagnent également d'une diminution de la taille moyenne des poissons liée à la disparition des grands individus. Ce phénomène a des conséquences majeures sur l'ensemble de l'écosystème et des réseaux trophiques qui tendent à être dominés par des espèces de petite taille au cycle de vie court. Dans certains écosystèmes, ceci s'est traduit par une transition des captures de poissons à forte longévité et haut niveau trophique, piscivores, démersaux et benthiques vers des poissons à durée de vie plus courte, de bas niveaux trophiques et pélagiques (Pauly et al. 1998). On observe une diminution globale des niveaux trophiques parfois irréversible : la diminution des prédateurs par la pression de pêche favorise le développement des espèces fourrages qui sont elles-mêmes des prédateurs pour les larves et les œufs des prédateurs surexploités. Cet effet, appelé effet « cultural » (Walters et al. 2001), entraîne une diminution de la survie des juvéniles des prédateurs surexploités, ce qui peut expliquer en partie le faible recrutement prolongé de certains grands stocks surexploités. Cependant, l'étude de Branch et al. (2010) montre les limites de cet effet cultural en tant qu'indicateur du mauvais ou du bon état écologique des écosystèmes pris individuellement. En effet, selon cette étude, le fait de se baser sur les changements du niveau trophique moyen des captures ne donne pas d'information permettant de savoir si les pêches sont durables ou si elles tendent à s'effondrer. Cela s'explique par le fait que lorsque les captures de toutes les espèces exploitées augmentent également, le niveau trophique moyen de ce qui est pêché, quant à lui, reste stable et ne renseigne en rien sur les menaces de surexploitation ou d'effondrement.

La surexploitation d'une espèce peut, par ailleurs, avoir des conséquences sur la diversité génétique d'une population : plus une population est exploitée et la taille de la population réduite, plus le risque de perte de diversité génétique est grand et moins l'adaptation de l'espèce à un changement est possible.

EFFETS DIRECTS SUR LES PEUPEMENTS ET LES HABITATS

Il existe des effets directs de la pêche sur les peuplements au travers des prises accessoires. La pêche cible certaines espèces commerciales, cependant la sélectivité n'est pas optimale et certains peuplements peuvent être fortement impactés par les pratiques de pêche modifiant ainsi la structure des réseaux trophiques et des écosystèmes. Peu de moyens existent pour estimer ces prises accessoires, cependant la FAO estime les rejets en mer dus à la pêche au niveau mondial, à environ 7 millions de tonnes par an (FAO 2010).

Certains modes de pêche et notamment certains engins de pêche, peuvent avoir un impact néfaste sur les habitats. Les engins ciblés sont principalement les engins trainants et plus particulièrement les dragues. Ces destructions d'habitats peuvent entraîner le déclin de certaines populations.

Ces effets négatifs de la pêche sont évidemment combinés à d'autres effets d'origine anthropiques pouvant entraîner une importante dégradation des écosystèmes (destruction d'habitats, pollution marine permanente ou ponctuelle, changement climatique, etc.). Il est généralement difficile, voire impossible, d'estimer l'impact respectif de la pêche et des autres activités anthropiques sur les écosystèmes mais il est reconnu par les chercheurs que la pêche est fortement responsable de ces dégradations. Dulvy et al. (2003) estime ainsi que parmi les impacts anthropiques pouvant entraîner la perte de biodiversité, la pêche est responsable de 55% des extinctions de populations marines.

L'analyse rapide des effets de la pêche sur les écosystèmes montre qu'il est urgent de mettre en place des mesures de gestion qui prennent en compte les différents impacts. La réduction et le contrôle de l'effort de pêche par la mise en place d'aires marines protégées peut avoir des effets positifs sur les écosystèmes en entraînant notamment une augmentation de l'abondance des ressources qui sont présentes (Martin et al. 2007, Lester et al. 2009, Halpern 2003, Planes et al. 2006).

1.1.2 Les AMP comme outil de gestion des pêches ?

Les AMP peuvent représenter un des outils de gestion des pêches. On cherche ici à mieux identifier le rôle qu'elles peuvent jouer dans la gestion au travers d'une analyse des effets des zones protégées sur les écosystèmes et les stocks à l'intérieur et à l'extérieur de leurs frontières.

Les AMP sont diverses et il existe une grande variété de situations et d'effets en fonction du statut, des dimensions de l'AMP, du degré de conservation, de l'étendue de la protection et du mode de régulation. Il est important de noter qu'il existe généralement une grande différence entre les effets théoriques des AMP et les effets réels, en conditions actuelles. Ces effets réels sont souvent loin des prédictions théoriques. De plus, **les impacts observés pour un exemple donné ne sont pas forcément reproductibles pour un autre site. Il est donc difficile de généraliser et il ne faut en aucun cas espérer la somme de tous les effets décrits dans cette partie pour un même site d'étude.**

L'étude des effets attendus des AMP sur les écosystèmes et sur les stocks (regroupés sous la notion d'effets biologiques des AMP) nécessite de faire la distinction entre deux grands types de zones de protection en fonction principalement des objectifs, de la taille et du degré de protection (Kelleher 1999) :

- **Les réserves intégrales** – espace de petite ou de grande taille dans lesquels toute activité extractive significative est interdite (pouvant correspondre aux catégories I et II de l'UICN)
- **Les aires multi-usages** – AMP de grande taille où certaines activités, dont la pêche, sont tolérées sous certaines conditions (pouvant correspondre à la catégorie VI de l'UICN)
- Les effets **des restrictions spatio-temporelles** seront également abordés dans cette partie. Ces restrictions spatio-temporelles dans la pêche visent à contrôler l'exploitation d'une ressource spécifique sur un espace donné, fixe ou mobile, pour une période donnée (protection permanente, saisonnière ou temporaire). Ces aires de protection temporaires ou permanentes pour la reconstruction des stocks, peuvent inclure des objectifs de protection de la biodiversité ou des habitats (dans le but de protéger les juvéniles, les zones de reproduction, etc.) répondant ainsi à l'objectif principal des AMP de conservation. Pour le moment, elles ne sont pas systématiquement considérées comme des AMP selon les critères établies par l'UICN (Kelleher 1999). Cependant il est intéressant d'étudier leurs effets biologiques afin de voir comment elles pourraient répondre aux objectifs larges de conservation des AMP, en même temps qu'à des objectifs de bonne gestion des stocks halieutique.

Malgré le succès médiatique des AMP et le nombre de publications à ce sujet, il existe peu d'évidences empiriques prouvant leur efficacité (Halpern 2003). De nombreuses études

analysent les effets biologiques des réserves intégrales mais peu concernent les aires marines protégées multi-usages. Les réserves intégrales constituent un modèle d'étude attractif où, lorsque les interdictions de pêche sont respectées, l'ensemble des variables sont contrôlées (sauf les changements d'environnement y compris socio-économiques) permettant ainsi l'analyse des effets de réserve sur les écosystèmes, les populations et les stocks. A l'inverse les aires multi-usages représentent un système complexe où de nombreuses activités interagissent rendant l'évaluation des effets de la zone de protection difficile.

Les effets biologiques des réserves correspondent à un changement des caractéristiques biologiques en réponse à l'établissement d'une réserve de pêche.

L'analyse des effets biologiques repose principalement sur une analyse des effets sur la biomasse, la densité numérique, la diversité et la taille des espèces, l'évolution du potentiel reproducteur, etc. Les effets des AMP sont généralement étudiés en comparant l'ensemble de ces facteurs entre l'intérieur et l'extérieur de la zone de protection (qui peut cependant être sous l'influence des effets de la réserve et vice-versa) pouvant être complétée parfois par une comparaison entre les facteurs avant et après la mise en place de cette zone de protection (si le système de suivi adéquat a été mis en place).

Ces effets biologiques peuvent varier en fonction de plusieurs facteurs propres à l'AMP elle-même (localisation, taille, niveau de conservation) ou en fonction des espèces protégées (groupe taxonomique, pression de pêche exercée sur l'espèce, mobilité, potentiel de dispersion, longévité, fécondité, interaction avec d'autres espèces, etc.) mais aussi d'autres facteurs qui peuvent également impacter les effets (facteurs humains, respect des réglementations, moyens d'existence alternatifs des populations, pauvreté, etc.) (in Mesnildrey et al. 2010, Martin et al. 2007, Lester et al. 2009, Halpern 2003, Planes et al. 2006, Gell & Roberts 2003).

- Dans un premier temps, les effets biologiques des réserves intégrales seront présentés en distinguant les effets à l'intérieur et à l'extérieur de leurs frontières mais aussi les effets des réseaux de réserves.
- Puis les effets biologiques des aires multi-usages seront identifiés au travers de l'analyse de différentes études de cas dans des contextes jugés proche de ceux de la CSRP.
- Enfin, les effets des restrictions spatio-temporelles seront brièvement étudiés.

Cette analyse des effets repose sur l'analyse de la bibliographie et de méta-analyses. Cette revue de la littérature montre que si de nombreuses études mettent en évidence les effets positifs des aires marines protégées, peu d'entre elles analysent les effets négatifs de la protection.

1.2 Les effets des réserves intégrales à l'intérieur de leurs frontières

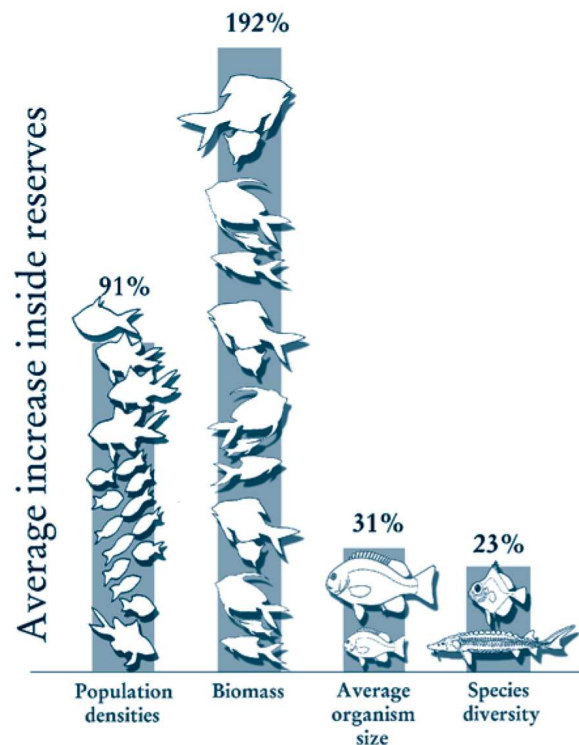
- Les réserves intégrales sont des zones de protection de petite ou de grande taille dans lesquels toute activité extractive significative est interdite (pouvant correspondre aux catégories I et II de l'UICN) (Kelleher 1999).
- Parmi les AMP, les zones de non-pêche (réserves intégrales) ont déjà démontré leurs intérêts pour la conservation des ressources et de la biodiversité ainsi que pour leurs impacts socioéconomiques bénéfiques. Les études montrent que les meilleurs résultats sont obtenus lorsque la surface protégée est au moins de l'ordre de 10 à 35% des zones exploitées par la pêche (Gells & Roberts 2002). Les bénéfices évoqués dans la bibliographie internationale sont multiples. Cette partie s'attachera à analyser les effets des réserves intégrales à l'intérieur de leurs frontières notamment les effets sur l'abondance, la taille moyenne, la biomasse et la richesse spécifique des populations (les plus étudiés) mais aussi les autres effets pouvant être déterminant et augmentant de manière significative la résilience des populations.

1.2.1 Les effets sur l'abondance, la biomasse, la taille moyenne des organismes et la richesse spécifique

La revue de la littérature montre que les réserves intégrales ont des effets positifs directs sur les populations protégées et notamment sur l'abondance, la biomasse, la taille moyenne des organismes et la richesse spécifique (Halpern 2003, Gell & Roberts 2003, Botsford et al. 2006, Lester et al. 2009, in Mesnildrey et al. 2010).

Le rapport de la FAO (2011) reprend les résultats des méta-analyses de Halpern (2003) et Botsford (2006) pour illustrer ces effets positifs. L'étude de 69 réserves¹ montre que l'interdiction de pêche au sein des réserves intégrales permet une augmentation de la biomasse résultant d'une augmentation moyenne de 91 % du nombre d'individus (densité des populations) et d'un accroissement de la taille moyenne des organismes de 31%. Parallèlement, la richesse spécifique augmente à l'intérieur des réserves (+23% en moyenne) (Halpern 2003, Botsford 2006) (cf. Figure 3).

Figure 3 : Augmentation moyennes des densités, des biomasses, de la taille des organismes et de la diversité des espèces à l'intérieur des réserves intégrales (étude basée sur 69 réserves intégrales) (FAO 2011)

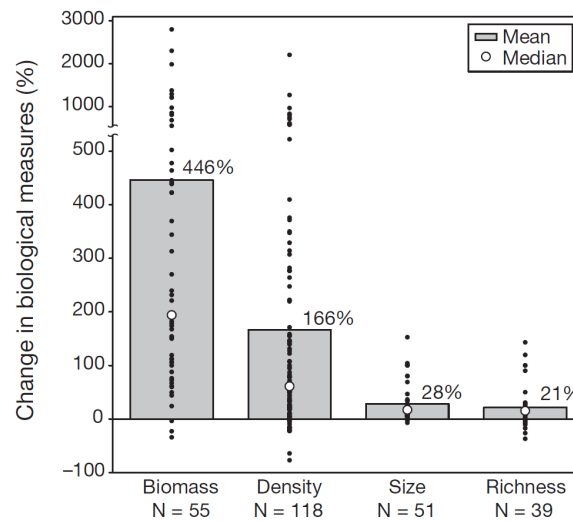


La méta-analyse réalisée par Lester et al. (2009)² montre également qu'en moyenne la biomasse, la densité, la taille et la richesse spécifique augmentent à l'intérieur des réserves (Figure 4). Pour les réserves dans lesquelles des estimations sont disponibles, la biomasse augmente en moyenne de 446% par rapport aux zones non protégées. La densité des organismes augmente quant à elle de 166% en moyenne. L'interdiction de la pêche entraîne également une augmentation de la taille moyenne de 28%.

¹ Méta-analyse issue de 89 études empiriques, soit 112 réserves intégrales. Parmi les 89 études, 69 ont pu être utilisées pour les analyses quantitatives

² Méta-analyse issue de 149 publications scientifiques (de 1977 à 2006), 124 réserves intégrales dont la protection est effective, ont été prises en compte dont 53 en zone tempérée et 71 en zone tropicale. Les organismes pris en compte vont des algues aux poissons.

Figure 4 : Pourcentages moyens (histogrammes) et médians (o) de changements de la biomasse, de la densité, de la taille des individus et de la richesse spécifique en réponse à l'établissement de réserves intégrales. (·) Mesures individuelles ; N= nombre de réserves intégrales pour lesquelles les variables ont été mesurées (Lester et al 2009)



Il faut noter que les effets des réserves intégrales peuvent être très différents et varient fortement en fonction de l'espèce protégées, des caractéristiques de la réserve et des activités pratiquées en dehors de la réserve ou à l'intérieur de cette réserve avant la mise en place de la protection. Dans quelques cas, les effets de la réserve peuvent même être inverses de ceux attendus.

Une grande partie de ces variations peut être attribuée à l'état de la pêche à l'extérieur des réserves : les espèces ciblées par la pêche montrent des densités significativement plus élevées dans les réserves et aucune différence significative pour les espèces non-ciblées. En outre, la réponse des populations protégées augmente significativement avec la taille maximale de l'espèce considérée. Les espèces dont la taille maximale est la plus importante montre une réponse fortement positive à la protection et leur densité est supérieure à l'intérieur des réserves comparativement à l'extérieur (Mosquera et al. 2000).

D'autres méta-analyses montrent également cette variabilité de réponse en fonction des groupes taxonomiques et fonctionnels. Mosquera et al (2000) ont conduit une méta-analyse regroupant les données de 12 études³ à l'échelle de l'espèce soit un total de 346 espèces de poissons pour 56 familles. Dans l'ensemble, l'abondance des poissons étaient trois fois plus élevée dans les réserves, mais il existe une forte variabilité entre espèces, avec un sous-ensemble de familles de poissons (7 sur 19) montrant de fortes augmentations d'abondance conduisant à une augmentation importante de l'abondance moyenne. En revanche, aucune différence statistiquement significative n'a été détectée dans 11 familles, et une (Gobiidae, poissons omnivores benthiques généralement peu ciblés par les pêcheurs) a une densité significativement plus faible dans les réserves (Mosquera et al. 2000).

La méta-analyse de Guarderas et al.⁴ (2011) sur un ensemble de réserves intégrales aux Caraïbes et en Amérique Latine, montre également une augmentation moyenne de la biomasse, de la densité et de la taille moyenne au sein des réserves. La revue de la littérature montre que l'amplitude des réponses à la protection varie en fonction des espèces et des groupes trophiques

³ Méta-analyse issue d'une recherche de références pour lesquelles l'abondance moyenne et la taille moyenne sont étudiés par espèce à l'intérieur et à l'extérieur des réserves intégrales. Les données de toutes les espèces sont prises en compte que l'effet de réserve soit positif ou négatif.

⁴ Méta-analyse issue de 32 publications scientifiques (de 1970 à 2007), 23 réserves intégrales d'Amérique Latine et des Caraïbes ont été prises en compte.

considérés suggérant ainsi que les effets indirects de la protection par cascade trophique peuvent être importants à l'échelle des communautés. L'analyse par espèce montre que l'effet sur les poissons en termes de biomasse est plus significatif que celui sur les invertébrés, plus variable. De plus, les résultats montrent aussi que la réponse à la protection est directement liée au niveau d'exploitation de l'espèce à l'extérieur de la réserve. D'autre part, cette réponse n'est pas affectée par la taille de la réserve ou par la durée de protection. Par ailleurs, les auteurs remarquent le manque d'étude concernant l'Amérique Latine et les Caraïbes et souligne le besoin en évaluation pour ces zones (Guarderas et al. 2011).

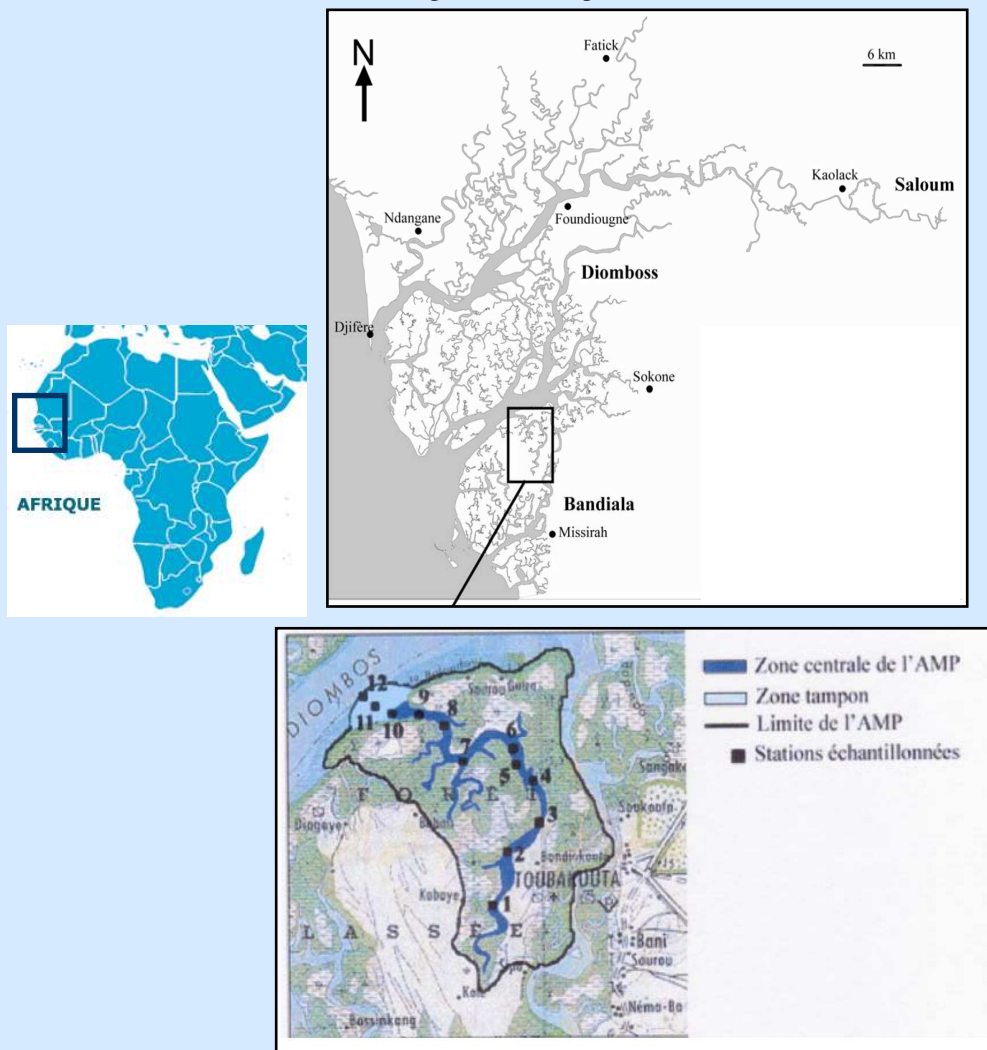
L'étude menée par Colleter et al. (in review) sur la réserve intégrale du bolong de Bamboung au Sénégal montre que les relevés de biomasse varient fortement en fonction des niveaux trophiques des espèces considérées, (cf. Encart 1). Par ailleurs, les conditions de protection doivent prendre en compte les interactions trophiques et la prédation (cf. Encart 2).

De plus, pour que les espèces bénéficient de la protection d'une réserve intégrale, il faut qu'une fraction de la population passe une partie significative de sa vie à l'intérieur de la réserve. Cependant, certaines espèces mobiles peuvent bénéficier de l'effet de réserve comme le montre l'étude menée par Apostolaki et al. (2002) sur le merlu. Cette étude montre que les réserves marines contribuent à la préservation du stock mobile (augmentation des rendements et de la résilience) lorsque celles-ci sont mises en place dans des zones stratégiques et appropriées (cf. Encart 3).

Encart 1 : Effet de réserve - exemple de la réserve intégrale du bolong Bamboung, Sénégal

La réserve intégrale de Bamboung a été créée en 2002 et financée par le Fond Français pour l'Environnement Mondial (FFEM). Le projet a à l'origine un double objectif : sensibiliser les populations à une gestion durable des ressources halieutiques et mettre en place localement quatre AMP communautaires présentant des problématiques spécifiques. Dans le cas du bolong de Bamboung, il s'agissait de protéger des milieux sensibles de mangrove et les ressources associées. En effet, le bolong fait partie de la réserve de biosphère du Delta du Saloum, zone d'estuaire inverse qui sert de nourricerie et de lieu de reproduction pour de nombreuses espèces. La biodiversité y est réputée importante pour l'ensemble des compartiments (oiseaux, poissons et mammifères marins). De par ces caractéristiques, c'est aussi une zone de pêche majoritairement artisanale.

Figure 5 : Situation géographique et carte du delta du Sine-Saloum (Sénégal), et localisation de la réserve du bolong de Bamboung (Albaret & Simier 2005)



Cette AMP est l'un des sites d'étude du projet ANR-AMPHORE qui vise essentiellement à évaluer les effets halieutiques des zones de réserve. Le site fait l'objet d'un suivi scientifique depuis 2003 (dernière année avec pêche). Nous avons donc une situation intéressante permettant de comparer une situation avec et sans pêche (à partir de 2004). Le suivi scientifique inclut la réalisation de pêche scientifique (3 campagnes par an sur 12 stations) et la mesure des paramètres abiotiques de l'environnement aquatique. Il est réalisé par l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) en collaboration avec le Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT).

Les données issues du suivi scientifique montrent une baisse de la biomasse pour les niveaux trophiques intermédiaires. Cette baisse est plus forte en 2008 qu'en 2007. Dans le même temps, la biomasse des niveaux trophiques supérieurs augmente au fil des ans. Ceci pourrait être le résultat d'un effet top-down avec une augmentation de biomasse des gros prédateurs liée à l'arrêt de la pêche, et la diminution de leurs proies, les poissons fourrages de plus faible niveau trophique. Ces résultats confirment donc un effet réserve, nuancé par l'effet top-down entraînant une baisse de l'abondance des niveaux trophiques intermédiaires (les proies majoritairement constituées d'espèces pélagiques).

Cependant, cette analyse ne prend en compte qu'une courte période, sept ans dont un an pendant laquelle la réserve était toujours accessible à la pêche. Or la stabilisation d'une AMP prend, selon la littérature, une quinzaine d'année. Il est donc important que le suivi de cette réserve soit maintenu afin d'observer les futures évolutions de biomasse des principaux groupes d'espèces.

A noter que la CSRP finance pour la période 2010-2013 le suivi écologique de l'AMP de Bamboung. Ce suivi intègre dorénavant plusieurs stations à l'extérieur de la réserve.

Cet exemple illustre les effets directs de la mise en place d'une réserve intégrale (à court terme). Les conséquences sur l'abondance, si elles sont positives pour certains groupes de hauts niveaux trophiques, peuvent être négatives pour les groupes d'espèces de niveaux trophiques plus faibles par effet de prédation. Cependant, il est important de préciser que ces effets restent limités dans l'espace (limité à un bolong).

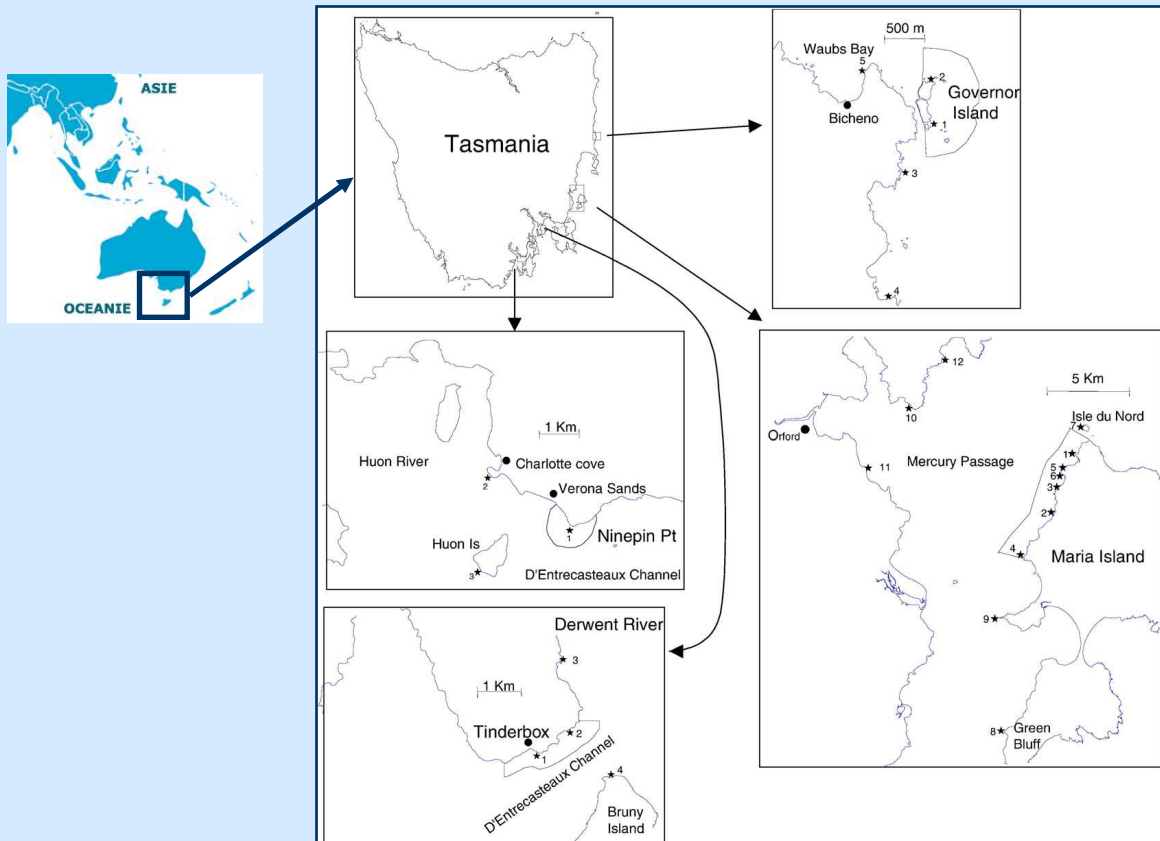
On notera que cette étude fait également l'objet d'une modélisation écosystémique Ecopath-Ecotroph, qui est présentée plus en détail dans le paragraphe présentant les différents modèles dynamiques en lien avec le suivi et l'évaluation des AMP (cf. Chapitre sur les modèles – modèle ECOPATH).

Sources : Colleter et al. (in review) et de Albaret & Simier 2005

Encart 2 : Conservation des écosystèmes marins - exemple des réserves intégrales de Tasmanie, Australie

Les premières réserves intégrales marines de Tasmanie ont été mises en place en 1991 (Figure 6). Elles diffèrent par leur taille, leur forme, les écosystèmes qu'elles protègent et dans leurs objectifs. La plus grande réserve, Maria Island (15 km²), a été créée pour conserver des habitats représentatifs de la côte Est de Tasmanie. La réserve de Ninepin Point (0.6 km²) protège des habitats peu communs alors que les réserves de Tinderbox (0.45 km²) et Governor Island (0.5 km²) ont été créées pour des activités de loisir, notamment la plongée sous-marine. L'objectif commun aux quatre réserves était de parvenir à des biomasses de populations exploitées proches du niveau de non exploitation à l'intérieur de leurs frontières.

Figure 6 : Réserves marines de Tasmanie (Barrett et al 2007)



Ces réserves intégrales ont fait l'objet d'un suivi scientifique systématique pour évaluer les effets de la protection sur les écosystèmes et les ressources marines.

Après six ans de protection, la réserve de Maria Island, la plus grande des quatre, semble la plus efficace en termes de conservation et d'amélioration de l'état des ressources halieutiques. Le nombre de poissons, d'invertébrés et d'algues, la densité des grands poissons et des homards et la taille moyenne de certaines espèces ont significativement augmenté dans la réserve par rapport aux sites non protégés (Edgar & Barrett 1999). Néanmoins, ces améliorations se sont atténuées au bout de 10 ans de protection : la richesse spécifique des poissons est revenue au niveau de 1992, il en va de même pour l'abondance des grands poissons (Barrett et al 2009).

Après dix ans de protection, les effets sur les populations de poissons dans la réserve de Tinderbox par rapport aux zones adjacentes étaient les plus significatifs. L'abondance et la richesse spécifique des grands poissons ont été multipliées respectivement par 10 et par 2 (Barrett et al 2007). Après six ans de protection seulement, ces changements n'étaient pas significatifs, ce qui montre que les effets des réserves ne sont pas immédiats (Edgar & Barrett 1999). Ces changements suggèrent que la pêche a largement affecté la structure en taille des poissons avant la mise en protection. Le taux de reconstitution lent peut s'expliquer par le faible taux de croissance des espèces étudiées.

Après dix ans de protection, l'abondance d'une espèce de homard des côtes australiennes (*Jasus edwardsii*) a augmenté de 250 % dans la réserve de Maria Island par rapport aux zones restées ouvertes à la pêche. De fait, la taille moyenne des individus dans la réserve est passée de 90 à 120 mm alors qu'elle est restée stable dans les zones adjacentes (78 mm). En combinant augmentation de l'abondance et de la taille, la biomasse a fortement augmenté en dix ans de protection alors qu'elle est restée stable dans les sites voisins. Le même phénomène a été observé dans la réserve de Tinderbox. Le fait que l'abondance des homards de petite taille n'augmente pas à l'intérieur des réserves souligne que l'augmentation importante de grands individus n'a pas eu d'influence sur le recrutement local ou la survie des juvéniles. Il est donc possible que les processus densité-dépendants aient compensé les effets de la réserve les dix premières années de protection (Barrett et al 2009).

Au contraire des deux réserves précédentes, aucune différence due à la protection du homard n'a été observée dans les réserves de Ninepin Point et Governor Island. L'absence d'effet réserve y serait dû à la faible taille des réserves et au braconnage.

Tout comme le homard, l'ormeau est soumis à une forte exploitation en Tasmanie. Dès lors, la même tendance à l'augmentation dans les réserves était attendue. Au contraire, dans la réserve de Maria Island, l'abondance des ormeaux a diminué de moitié en dix ans de protection alors qu'elle est restée stable dans les zones exploitées. Cette diminution est donc le résultat de la protection et serait due à une division par sept des individus de petite taille (< taille légale). Plusieurs hypothèses sont émises pour expliquer cette diminution mais les scientifiques en privilégient une : l'intensification de la prédation sur les juvéniles d'ormeaux suite à une augmentation d'un prédateur, le homard. Alors même que l'objectif des réserves était de protéger les populations exploitées par la pêche, pour l'ormeau, le résultat est inverse. Ce résultat suggère que pour les réserves dont l'objectif est de protéger une espèce particulière, par exemple l'ormeau, les conditions de protection doivent prendre en compte les interactions trophiques et la prédation. Les réserves intégrales, ne semblent pas être, dans ce cas et pour l'objectif spécifique des ormeaux, l'outil de gestion le plus approprié (Barrett et al 2009).

Sources : Mesnildrey et al. 2010, Barrett et al 2007 et Edgar & Barrett 1999

Encart 3 : Effet des réserves intégrales sur les espèces mobiles - exemple du merlu de Méditerranée

Le merlu méditerranéen (*Merluccius merluccius*) est l'une des espèces commerciales les plus importantes de Méditerranée. Il est pêché principalement à l'aide de chaluts trainants mais aussi à l'aide de filets maillants et à la palangre. Chaque engin de pêche cible des fractions particulières de la population ; les chaluts de fond ciblent principalement les juvéniles, alors que les filets maillants et les palangres ciblent les adultes. Les individus immatures représentent la majorité des captures et subissent la plus forte mortalité par pêche.

Le merlu est caractérisé par des périodes de migrations saisonnières et des zones de pontes et des nurseries bien délimitées dans l'espace.

*Figure 7 : Merlu commun (*Merluccius merluccius*) ()*



Le modèle développé par Apostolaki et al. (2002) décrit les effets qu'aurait l'instauration d'une réserve intégrale sur la biomasse du stock des reproducteurs et sur les rendements à court et long terme des populations. Le modèle prend en compte les effets de la protection des nurseries et / ou des zones de ponte sous divers niveaux de pression de pêche (à l'extérieur) et divers taux de mobilité de l'espèce. Le modèle est appliqué au Merlu commun et montre que les effets positifs de la mise en réserve seraient enregistrés aussi bien pour les stocks surexploités à mobilité réduite que pour les stocks sous-exploités et pour les espèces mobiles.

Les meilleurs résultats sont obtenus lorsque l'aire de protection comprend la zone de ponte et la nurserie. Lorsque les zones de ponte et les nurseries sont séparées, les bénéfices sont supérieurs si l'aire protégée correspond à l'aire occupée par les animaux de taille exploitable par les pêcheries à l'extérieur. De plus, plus les espèces sont mobiles moins l'augmentation des rendements est importante et plus les pertes de capture à court terme sont faibles (pertes identifiées après la mise en réserve).

Ainsi, l'étude montre que les réserves marines contribuent à la préservation de stocks, même très mobiles (augmentation des rendements et de la résilience). Cependant, le modèle utilisé montre également que la mise en place d'une réserve dans une zone inappropriée peut avoir des effets négatifs sur la population.

Lors de la mise en place d'une réserve intégrale, les variations spatiales et temporelles des populations de poissons doivent être prises en compte afin d'optimiser leur protection.

Source : Apostolaki et al. 2002

1.2.2 Autres effets des réserves intégrales sur les populations exploitées

En dehors des effets présentés ci-dessus, d'autres effets peuvent être identifiés. Ces effets peuvent être déterminant et augmenter de manière significative **la résilience des populations**. En effet, la mise en place de réserves intégrales laisse l'opportunité aux espèces à croissance lente de se développer. Ainsi, la proportion d'individus âgés peut augmenter ce qui permet d'étendre la structure en âge de la population (Berkeley et al. 2004, Gell & Roberts 2002). De plus, l'augmentation de la proportion d'individus âgés contribue à augmenter le potentiel reproducteur des populations protégées : les gros poissons sont plus féconds et produisent plus d'œufs sur une période de ponte plus longue (Berkeley et al. 2004, Palumbi 2000). Les mesures

d'accroissement de l'abondance ou de la biomasse dans les réserves sous-représentent en général les gains dus à la reproduction : parce que les individus au sein des réserves sont plus grands que dans les zones de pêche, les femelles produisent ainsi plus d'œufs par unité de poids corporel comparé à des femelles de plus petite taille (Davidson 2001).

Dans le parc marin d'Edmunds, dans l'État de Washington, aux Etats-Unis, la production d'œufs par la morue-lingue (*Ophiodon elongatus*) a été estimée à 20 fois supérieure à celle des zones exploitées adjacentes, et celle d'une espèce de sébastes (*Sebastes caurinus*), 100 fois plus grande (Palsson & Pacunski 1995). Dans la Réserve de Tonga Island en Nouvelle-Zélande, les densités de grandes langoustes mâles (*Jasus edwardsii*) sont 10 fois supérieures dans la réserve par rapport aux zones de pêche adjacentes (dans les 5 années qui suivent la protection). De plus, l'estimation des quantités d'œufs provenant de la réserve montrent qu'elles sont 9 fois plus grandes (Davidson et al 2002). **Cette amélioration du potentiel reproducteur augmente la résilience des populations face aux changements environnementaux.** Par exemple, lors des périodes où la survie et le recrutement des juvéniles sont faibles, les réserves intégrales fournissent un refuge permettant aux poissons de maintenir leurs caractéristiques démographiques (Gell & Roberts 2002).

Par ailleurs, les résultats montrent qu'en moyenne, la richesse allélique est significativement plus forte à l'intérieur des réserves que dans les zones soumises à la pêche. Une étude portant sur cinq réserves de Méditerranée (réserves marines de Tarbaca, Cabo de Palos, Cerbère-Banyuls, Elbe et Giglo) s'est attachée à analyser l'effet de la protection sur la structure génétique des populations de sar commun (*Diplodus sargus*), espèce ciblée par les pêcheries locales. Les résultats montrent qu'en moyenne, la richesse allélique est significativement plus forte à l'intérieur des réserves que dans les zones soumises à la pêche (Pérez-Ruzafa et al. 2006). Dans certains cas, les réserves intégrales permettent donc de préserver **la diversité génétique des populations**. De plus, elles constituent des réservoirs d'allèles rares, garantissant les capacités d'adaptation et de résilience, et peuvent ainsi limiter le risque d'extinction (Pérez-Ruzafa et al. 2006, Law 2007).

1.2.3 Les effets des réserves intégrales sur les peuplements et sur les habitats

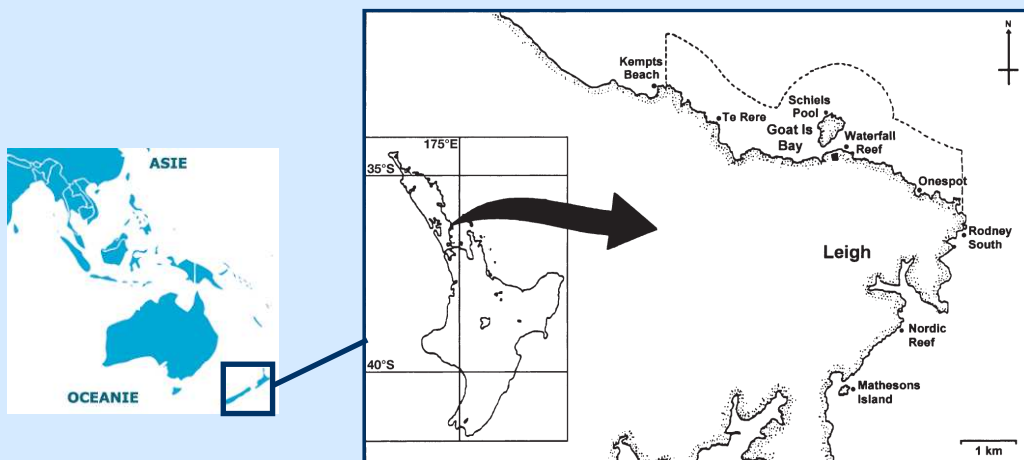
Au-delà des effets sur les populations, la mise en place de réserves intégrales peut avoir un impact positif sur les peuplements non exploités et les espèces capturées accidentellement. Les activités extractrices de ressources étant interdites dans ces réserves, ces espèces sont protégées. Ces réserves fournissent notamment des refuges pour les espèces particulièrement vulnérables.

Bien que tous les groupes trophiques, (quelque soit le niveau d'exploitation) soient concernés par les effets positifs des réserves, les augmentations les plus importantes sont observées chez les espèces situées en haut de la chaîne trophique. L'augmentation des prédateurs entraîne une augmentation du niveau trophique moyen des peuplements de la réserve (Botsford et al. 2006) pouvant conduire à un phénomène de cascade trophique sur l'ensemble du système en lien avec la réserve (intérieur + extérieur). Ainsi, après vingt ans de protection, des écosystèmes initialement dominés par les oursins en Nouvelle Zélande ont recouvré leur état d'origine suite à l'augmentation de leurs prédateurs, les macroalgues se sont redéveloppées suite à un processus de cascade trophique (Shears & Babcock 2003) (cf. Encart ci-après).

Encart 4 : L'effet de cascade trophique sur des communautés benthiques - exemple de la Réserve Marine intégrale de Leigh, Nouvelle Zélande

La réserve intégrale (catégorie I, UICN) côtière de Leigh est située à 90 km au Nord d'Auckland sur la côte est de l'île du nord de la Nouvelle Zélande (Figure 8). Cette réserve intégrale, de 549.16ha, a été établie en 1975 et est l'une des plus ancienne réserve de Nouvelle Zélande. La réserve et les zones adjacentes le long de la côte sont principalement constituées de récifs continus (du niveau le plus bas des marées jusqu'à une profondeur d'environ 10 m). En 1999, une trentaine de sites de 100 m² ont été échantillonnés sur une période d'un an à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve (Figure 8). Sur ces sites, 10 zones de 1 m² sont analysées : le nombre de macro-algues et d'invertébrés herbivores est identifié. Les densités et les tailles des organismes sont comparées aux données de la période d'échantillonnage allant de 1994 à 1996 et aux données de 1978.

Figure 8 : Carte de la Réserve Marine intégrale de Leigh (délimitée en pointillés). Les noms indiquent les zones d'étude des communautés subtidales (Shears & Babcock 2003)



Entre 1978 et 1996, les communautés benthiques de la réserve de Leigh ont été fortement modifiées : dominées à l'origine par les oursins (*Evechinus chloroticus*), elles sont dominées en 1999 par les macroalgues. L'analyse montre que c'est le résultat d'une cascade trophique, effet indirect de l'augmentation de l'abondance de prédateurs.

Depuis 1996, les densités d'oursins continuent de diminuer dans la réserve et dans les zones proches de la réserve (<8 m) ; l'ensemble des sites d'étude dominés par les oursins en 1978 sont désormais dominés par les macroalgues. Cette diminution d'abondance entraîne une modification des habitats : les habitats nus et déserts en lien avec les communautés d'oursins sont recolonisés par les algues. Ainsi, ce sont les effets indirects de la réserve entraînant l'augmentation des prédateurs d'oursins, qui ont permis, sur le long terme, la reconstruction des habitats et l'augmentation des densités de macro-algues. De plus, on observe un déclin de la population de patelles (*Cellana stellifera*) et une prolifération du mollusque *Cookia sulcata* dans la réserve entre 1999 et 2001. Ces modifications sont en lien avec les changements d'habitats au sein de la réserve suite aux modifications d'abondance des oursins par prédation. La comparaison des sites d'étude situés à l'intérieur de la réserve à ceux situés à l'extérieur révèle des différences importantes dues à l'absence d'effet de cascade à l'extérieur de la réserve.

Les changements à long terme des communautés de la réserve de Leigh illustre donc les effets de cascade trophique en lien avec la mise en place de zones de protection. Ces effets de cascades ne se limitent pas à une modification des densités proie-prédateurs et peuvent entraîner des modifications durables d'habitats entraînant ainsi le développement de nouvelles communautés benthiques.

Sources : Shears & Babcock 2003 et Babcock et al. 1999

L'étude des effets empiriques des réserves intégrales à l'intérieur de leurs frontières montre une grande variabilité des réponses à la protection selon les espèces : en fonction des évolutions passées (dégradation, augmentation d'abondance, niveau d'exploitation, etc.) et du niveau

trophique. Le plus souvent la protection bénéficie à une minorité d'espèces. Si parmi ces espèces, certaines entretiennent des fortes interactions avec l'écosystème, et sont capables de contrôler les populations de proies ou de compétiteurs, la protection peut alors entraîner des modifications plus larges au sein des communautés par des changements en cascade. Les effets indirects de la protection peuvent ainsi affecter de nombreuses interactions entre espèces et divers niveaux trophiques (Botsford 2006). Ainsi, au-delà des changements observés pour certaines espèces pour lesquelles l'effet de la protection a de fortes conséquences, la modification des interactions entre espèces au sein de la réserve peut influencer l'ensemble de la communauté par effet de cascade trophique.

La théorie des cascades trophiques prédit que dans une communauté où les liens trophiques verticaux sont suffisamment étroits, une augmentation de l'abondance du prédateur supérieur (3e niveau) provoque une diminution du prédateur intermédiaire (2e niveau) et par un effet de cascade une augmentation de la proie (1er niveau).

Peu d'études mettent en évidence les effets de cascade sur l'ensemble des niveaux trophiques (Halpern 2003). Cependant une étude de Micheli et al. (2004) reprise par Botsford (2006) identifie qu'une diminution significative d'abondance au sein de 31 réserves a pu être observée pour 19% des espèces⁵ ; ce qui montre que les effets indirects de la protection sur certaines espèces, particulièrement sur les espèces de petite taille, sédentaires et non ciblées par la pêche sont relativement communs.

L'étude menée par Fanshawe et al. (2003) sur 6 réserves intégrales de la côte Californienne aux Etats Unies s'attache à déterminer dans quelle mesure la mise en place de réserves intégrales peut protéger les populations d'ormeaux (*Haliotis rufescens*) durablement. Dans les zones habituellement occupées par les loutres marines (*Enhydra lutris*), la mortalité par pêche des invertébrés benthiques est éliminée par la mise en place de la réserve intégrale mais semble remplacée par la prédation accrue des loutres marines dans ces zones de protection. Ainsi, les populations d'ormeaux ne se reconstituent pas et les réserves sont repeuplées par les oursins. Les effets de la prédation des loutres sont supérieurs aux effets de la pêche (Fanshawe et al. 2003). Les effets de cascade non anticipés ont donc annulé les effets de protection et de conservation, objectifs premiers de la mise en place des réserves intégrales. Cependant, ces effets de cascade peuvent être difficile à appréhender et ne correspondent pas simplement à un mécanisme : augmentation des prédateurs / diminution des proies.

La mise en place d'une réserve intégrale entraîne également une augmentation de la diversité des habitats marins. Ces réserves assurent une protection des habitats face aux activités reconnues comme destructrices (certaines pratiques de pêche comme les arts trainants, l'extraction de granulat, etc.) (Gell & Roberts 2003). Cette diversité des habitats à l'intérieur d'une réserve permet le développement de communautés différentes de celles présentes dans les zones pêchées. Dans de nombreux cas, la mise en réserve intégrale entraîne une augmentation de la richesse spécifique (moyenne +21 %, Lester et al 2009 ; +23 %, Worm et al 2006). Les effets sur la richesse spécifique sont toutefois très variables selon les réserves étudiées : ils sont longs à se mettre en place.

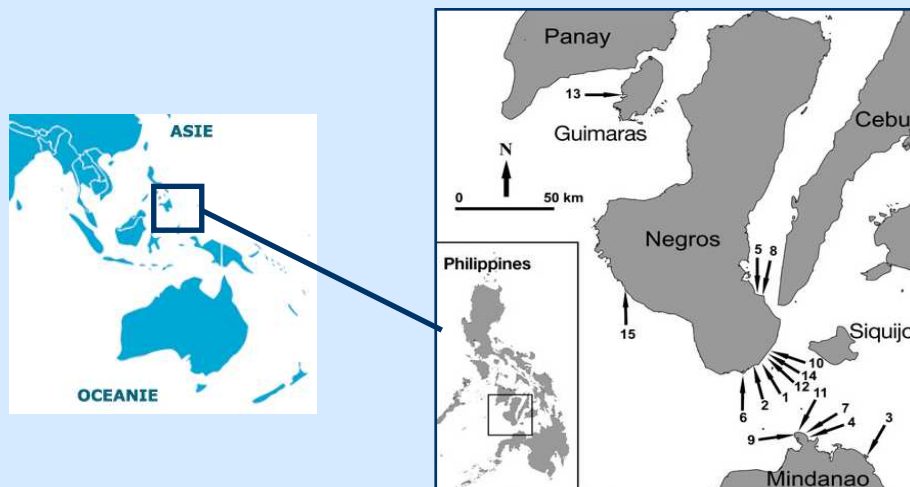
De plus, les processus de cascade trophique à l'intérieur des réserves peuvent permettre à certains habitats de se reconstituer : des secteurs totalement dominés par une espèce peuvent se reconstruire et ainsi fournir des habitats riches et diversifiés. Une étude de Stockwell et al. (2009) portant sur 15 réserves intégrales aux Philippines a, par exemple, mis en évidence que la protection de poissons herbivores permettait de limiter l'invasion des macroalgues et indirectement de favoriser les récifs coralliens (cf. Encart ci-après).

⁵ Analyse basée sur l'étude de 31 réserves intégrales en zone tempérée et tropicale, fournissant des informations sur l'abondance et dans certains cas sur la biomasse de 10 à 134 espèces pour des durée de protection allant de 1 à 25 ans.

Encart 5 : Effets trophiques et benthiques des réserves intégrales - exemple de réserves intégrales aux Philippines

Les récifs coralliens des Philippines ont subis d'importantes dégradations ces dernières années suite aux effets directs et indirects de la surexploitation des ressources et des activités humaines à terre. Plus récemment, les changements climatiques globaux ont amplifiés la menace sur ces écosystèmes en entraînant des épisodes récurrents de blanchiment des coraux. Dans de nombreux sites, la diminution de l'abondance des poissons herbivores (suite à leur surexploitation, l'excès de nutriments, le blanchiment des coraux et l'arrivée de nouvelles maladies) a affaibli la capacité de reconstitution des récifs coralliens désormais dominés par les algues. Ces modifications d'écosystèmes ont des conséquences directes sur les communautés directement dépendantes de ces ressources. La mise en place de réserves marines intégrales au sein de ces écosystèmes exploités a eu des conséquences directes sur les populations d'herbivores et sur les récifs.

Figure 9 : Carte des 15 réserves intégrales étudiées aux Philippines (Stockwell et al. 2009)



L'analyse de ces effets repose sur l'étude de la biomasse des herbivores, des surfaces couvertes par les algues et les récifs dans 15 réserves intégrales (à l'intérieur et à l'extérieur de leurs frontières). L'étude menée par Stockwell et al. (2009) montre que la mise en place de réserve intégrale renforce la résilience des récifs coralliens en favorisant l'augmentation des populations de poissons herbivores.

Les résultats montrent que l'abondance des poissons herbivores augmente significativement et que la surface moyenne des zones couvertes par les algues diminue rapidement dans les 5 années qui suivent la mise en réserve. Sur l'ensemble de ces réserves l'augmentation de biomasse des poissons perroquets est plus rapide que celle des poissons chirurgiens (sur la période des 5 années qui suivent la mise en réserve). Ce constat suggère que les poissons perroquets jouent un rôle majeur dans la destruction des zones couvertes d'algues.

Cette étude met en évidence l'importance de certains groupes de poissons herbivores dans les récifs coralliens et la nécessité de les préserver à l'intérieur mais aussi à l'extérieur des réserves de pêche par la mise en place de plan de gestion des pêches.

Source Stockwell et al. 2009

1.2.4 Quelle évolution des effets dans le temps ?

Concernant l'évolution des effets dans le temps, la dynamique des effets varie fortement en fonction des espèces et des réserves. Russ et al. (2004) évalue la période de protection nécessaire à une population de prédateurs de coraux dans les réserves d'Apo et de Sumillion aux Philippines pour atteindre 90% de sa capacité de charge (taille maximale de la population d'un organisme qu'un milieu donné peut supporter). Un suivi des effets sur 17 ans montre que la biomasse des grands prédateurs augmentait toujours exponentiellement après 9 ans et 18 ans de protection respectivement à Sumillion et Apo. L'étude conclue que la période requise pour le

rétablissement total des biomasses peut atteindre 15 ans pour la réserve de Sumillion et 40 ans pour la réserve d'Apo.

L'observation des effets des réserves intégrales à l'échelle décennale suggèrent que **les effets indirects sur les taxons qui se produisent à travers des cascades trophiques prennent plus de temps à se mettre en place que les effets directs sur les espèces cibles**. La combinaison et l'analyse d'un ensemble unique de séries chronologiques à long terme de données écologiques dans et en dehors des réserves dans différentes régions (tempérées et tropicales), mené par Babcock et al. (2010), montrent que le temps de détection initiale des effets directs sur les espèces cibles est de $5,1 \pm 1,9$ ans, tandis que la détection initiale des effets indirects sur les autres taxons est significativement plus longue ($13,1 \pm 2,0$ ans). La plupart des espèces cibles présentent des effets directs observables rapidement, mais leur trajectoire au fil du temps est très variable. Beaucoup continuent à augmenter, certaines se stabilisent rapidement, et d'autres diminuent. Les diminutions observées correspondent à des fluctuations naturelles, aux impacts de la pêche à l'extérieur des réserves, ou des effets indirects d'autres espèces cibles à des niveaux trophiques supérieurs. La durée moyenne des périodes stables (stabilité dans le temps) pour les effets directs est de $6,2 \pm 1,2$ ans. Pour les effets indirects, la durée de la période de stabilité est en moyenne de $9,1 \pm 1,6$ ans. Les populations d'espèces directement ciblées sont plus stables dans la réserve qu'en dehors, ce qui suggère une augmentation de la résilience écologique au sein des réserves. Il s'agit d'un effet positif important des réserves comme outil de conservation et de restauration des ressources marines (Babcock et al. 2010).

Encart 6 : ce qu'il faut retenir sur les effets des réserves intégrales à l'intérieur des frontières d'une AMP

L'analyse de la littérature scientifique, et en particulier des articles présentant des méta-analyses sur un grand nombre de réserves, montre qu'il existe un fort consensus sur le fait que la protection d'une zone conduit à une augmentation de la richesse spécifique, de l'abondance et de la taille moyenne des poissons et invertébrés marins entre les zones protégées et non protégées. De nombreuses études mettent également en évidence l'augmentation du potentiel reproducteur, le maintien des traits d'histoire de vie et l'augmentation de la résilience au sein des réserves intégrales.

Il est cependant, indispensable de garder à l'esprit que si les effets positifs des réserves sont largement observés, ils ne se produisent pas dans chacune des réserves. En outre, les interactions entre espèces induisent des effets complexes de cascade trophique et de changement des communautés. Dès lors, la mise en réserve de certaines zones, peut avoir des effets inattendus et très variables d'un écosystème à un autre. De même, l'effet des réserves sur les habitats est difficile à appréhender et reste aujourd'hui mal connu.

Enfin, peu d'études analysent la dynamique des effets biologiques sur le long terme. Cependant, plusieurs travaux montrent qu'un rétablissement et une stabilisation des biomasses à la capacité de charge nécessite une protection sur une période longue (plusieurs décennies). Ainsi, les mécanismes de gestion des réserves doivent être à la fois efficaces et maintenus sur le long terme.

1.3 Les effets des réserves intégrales à l'extérieur de leurs frontières

L'effet des réserves à l'intérieur de leurs frontières est démontré par de nombreuses études contrairement aux effets à l'extérieur, plus difficiles à étudier. Cependant, il est admis que les effets positifs des réserves à l'intérieur de leurs frontières peuvent avoir des conséquences directes sur les populations et les peuplements à l'extérieur des réserves. En particulier, lorsque la densité au sein des réserves est plus importante qu'à l'extérieur, des mouvements aléatoires

des populations sont prévisibles et peuvent ainsi propager les effets au-delà des limites de la réserve (Planes et al. 2006).

1.3.1 L'effet de débordement ou effet spillover

Les mouvements d'individus adultes et de juvéniles à l'extérieur des réserves intégrales, appelé effet spillover ou effet de débordement, résultent de plusieurs phénomènes. Ces mouvements peuvent être une conséquence directe de l'augmentation de la densité au sein des réserves entraînant une augmentation de la compétition pour l'espace et de la recherche d'habitats similaires à l'extérieur de la réserve. Ils peuvent également être dus aux mouvements migratoires de certaines espèces dépendant directement de leur stade de développement. C'est par exemple le cas pour les organismes dont la reproduction a lieu dans des zones spécifiques, situées à l'extérieur de la réserve. L'étendue du domaine vital des organismes, c'est-à-dire l'aire dans laquelle l'ensemble des activités d'un organisme se déroule (alimentation, refuge, reproduction), peut expliquer l'effet spillover. Ainsi, une espèce sédentaire dont le domaine vital est situé à l'intérieur de la réserve aura évidemment une probabilité plus faible de traverser les limites de la réserve qu'un organisme dont les déplacements sont plus étendus. Ce phénomène de débordement peut contribuer à augmenter l'abondance et la biomasse de poissons aux alentours de la réserve.

A titre d'exemple, l'étude de six réserves intégrales en Méditerranée a montré que la biomasse de poissons déclinait linéairement en s'éloignant de la réserve. En moyenne, cet effet n'était plus détectable au-delà de 500 mètres (Harmelin-Vivien et al. 2008). Lorsque les habitats localisés à l'intérieur des refuges sont favorables aux populations étudiées alors que ceux situés à l'extérieur ne le sont pas, l'effet spillover peut être négligeable. A l'inverse, quand l'habitat est favorable, continu et homogène à travers les frontières de la réserve, les mouvements entre zone protégée et zone exploitée peuvent être facilités (Grüss et al. 2011).

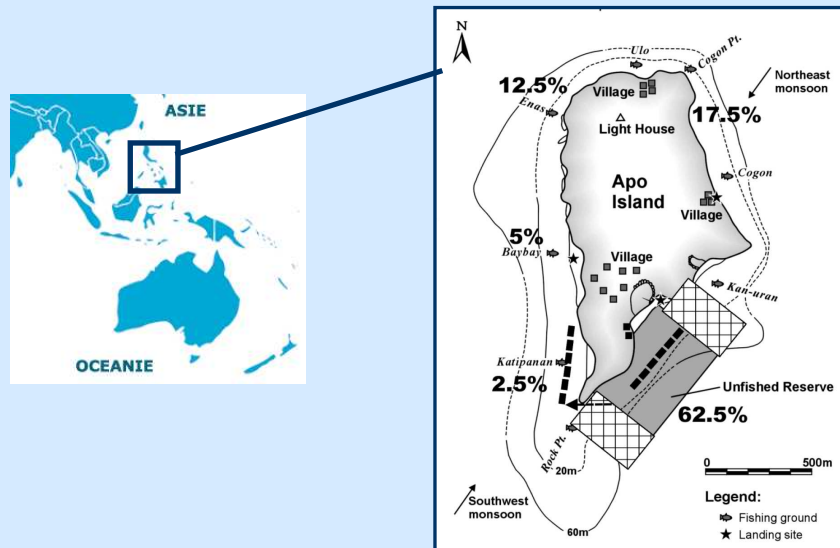
L'effet spillover est l'un des mécanismes au travers duquel les réserves intégrales peuvent avoir un impact positif direct sur les pêcheries adjacentes (cf. Encart ci-après). Cependant, bien que le nombre d'études sur l'effet spillover ait augmenté ces dernières années, les mécanismes à l'origine de ces mouvements restent encore peu connus (Abesamis & Russ 2005).

En outre, peu de travaux s'attachent à une quantification globale des exportations de biomasse liées à cet effet spillover. Le travail de Valls et al. (in review) concernant la réserve de Port-Cros (Méditerranée), tend à montrer que ces exports seraient limités (80 tonnes / an pour cette réserve de 13 km²) et ne pourraient avoir d'effet sensible que dans le voisinage de la réserve.

Encart 7 : Effet spillover sur les communautés des récifs coralliens de la réserve intégrale d'Apo Island, Philippines

L'île Apo est située au centre des Philippines (Figure 10). Il s'agit d'une île volcanique habitée par une communauté de 700 personnes. L'île présente un récif de corail d'environ 1.06 km². La pêche traditionnelle sur les récifs et le tourisme représentent les principales sources de revenus pour les communautés.

Figure 10 : Carte de l'île d'Apo et de la Réserve intégrale (Russ et al. 2003)



La réserve intégrale côtière (catégorie I, UICN) de l'île d'Apo, longue de 0.45 km couvre le sud-est de l'île sur une surface de 0,74 km² (environ 10 % des récifs coralliens). Une protection efficace est assurée depuis 1982 grâce aux efforts conjugués de la communauté de pêcheurs, des autorités locales et des universités. Dès sa création, la réserve intégrale a fait l'objet d'un suivi scientifique régulier, à la fois sur les ressources halieutiques et les pêcheries.

La biomasse à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve est étudiée de 1982 à 2001. L'effet de la réserve est étudié au travers de l'analyse des évolutions de la biomasse de l'espèce *Naso vlamingii* de la famille des poissons chirurgiens.

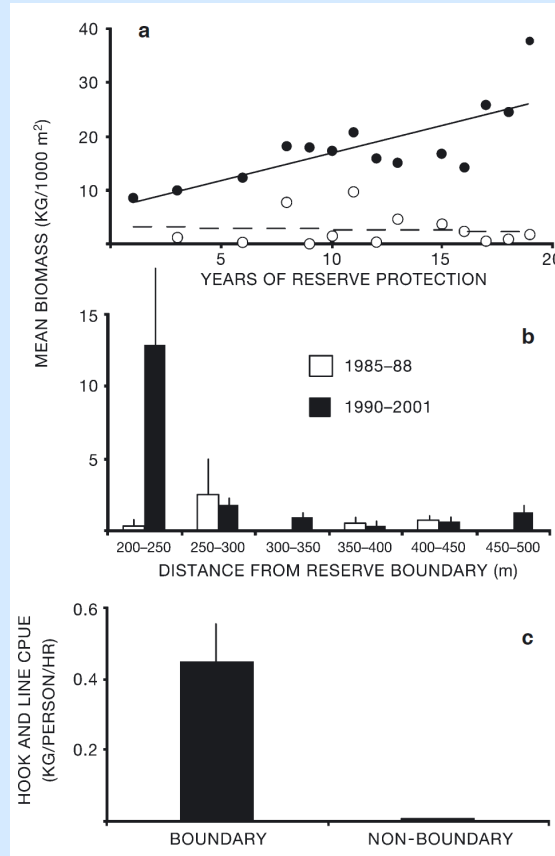
Les effets sur les ressources halieutiques

La biomasse du poisson chirurgien *Naso vlamingii* a triplé de 1983 à 2001 à l'intérieur de la réserve. Puis la biomasse des *N. vlamingii* a augmentée d'un facteur 40 en dehors des frontières de la réserve intégrale dans une zone proche de la réserve – jusqu'à 200-250 m des frontières. A plus de 250 m des frontières de la réserve, aucune augmentation de biomasse n'est identifiée.

Les effets sur les pêcheries

En 2000/2001, les captures par unité d'effort de la ligne trainante pour l'espèce *N. vlamingii* étaient 45 fois supérieures dans la zone des 200 m aux frontières de la réserve par rapport aux autres zones de pêche de l'île. Ainsi, ces années là, 62.5% des captures de *N. vlamingii* ont été réalisées dans la bande des 200 m aux frontières de la réserve, ce qui ne représente, à l'échelle de l'île que 11% des récifs coralliens (cf. Figure ci-après).

Figure 11 : *Naso vlamingii*. (a) Biomasse à l'intérieur de la réserve intégrale (•) et à l'extérieur (o) sur l'île d'Apo entre 1983 et 2001 ; (b) Biomasse à l'extérieur de la réserve à différentes distances des frontières aux premières étapes 1985-1988 et 1990-2001 de la mise en place de la protection ; (c) captures par unité d'effort des lignes trainantes proches (dans la bande des 200 m) et plus éloignées (>250 m) des frontières de la réserve en 2000-2001 (Russ et al. 2003)



Cet exemple illustre donc l'effet spillover et ses conséquences positives pour les pêcheries. Les effets bénéfiques de la réserve sur la pêche mais aussi sur le tourisme ont permis d'améliorer le niveau de vie des communautés de l'île.

Source : Russ et al. 2003

1.3.2 La mise en évidence des effets de débordement par l'analyse des répartitions spatiale des captures

La distribution de l'effort de pêche aux alentours des réserves est également un indice intéressant d'un effet sur l'extérieur. En effet, dans de nombreux cas, les réserves permettent une augmentation des captures et des rendements dans les zones avoisinantes.

Nous avons vu que soustraire à la mortalité par pêche une partie des stocks halieutiques qu'abrite la réserve de pêche peut favoriser le développement des ressources halieutiques au sein de la réserve et peut conduire à moyen terme à un accroissement global de l'abondance des stocks concernés. On peut en attendre un transfert net vers la zone périphérique (spillover), de nature à accroître les captures totales et les captures par unité d'effort. Cet effet dépend de paramètres propres aux stocks considérés (recrutement, taux de mortalité naturelle, mobilité) et de l'intensité de la mortalité par pêche (donc de l'effort de pêche) au sein de la zone périphérique (Boncoeur 2004).

Une étude portant sur six aires marines protégées de Méditerranée (incluant des espaces fermés à la pêche) établies depuis plus de huit ans (Cerbère-Banyuls, Carry-le-Rouet, Medes, Cabrera, Tabarca et Cabo de Palos) a mis en évidence une augmentation de l'effort de pêche et de la production à proximité des frontières des réserves pour les 14 métiers pris en compte (pêcheries artisanales). Ces bénéfices diminuent avec la distance aux réserves (ils s'étendent de 700 à 2 500 m pour des réserves de taille réduite) ce qui est indicatif de l'export de biomasse de réserves vers les zones adjacentes et de l'effet spillover (Goñi et al. 2008).

De même, l'étude des réserves de petite taille de Santa Lucia aux Etats-Unis montre que la mise en réserve a permis d'augmenter les captures de 46 à 90 % (en fonction des métiers) des pêcheries artisanales adjacentes (Roberts et al. 2001). Les réserves côtières représentent donc un outil de gestion locale pour les pêcheries artisanales dans ces régions. Ces effets positifs sur les captures, ont des conséquences directes sur les revenus des pêcheurs malgré la fermeture d'une zone de pêche.

1.3.3 Les effets sur le transport des œufs et des larves

Les mouvements de juvéniles et d'adultes peuvent s'accompagner de transports de larves et d'œufs lorsque la réserve est une zone de frayère ou de nourricerie.

Dans les réserves intégrales, l'augmentation de la biomasse des individus à fort potentiel reproducteur peut entraîner l'émission d'un grand nombre d'œufs pendant les périodes de frai. Ces œufs et/ou larves seront dispersés au gré des courants vers l'extérieur de la réserve. Les bénéfices d'une diffusion larvaire dans les zones ouvertes à la pêche sont donc dépendants de l'efficacité des réserves à l'intérieur de leurs frontières et de leurs effets sur le potentiel reproducteur des espèces protégées (Botsford et al. 2006, Kaplan 2009).

De plus, au-delà des caractéristiques de la réserve marine, il est important de souligner que toutes les espèces ne produisent pas nécessairement des larves à forte diffusion larvaire. Dans de tels cas, les larves produites dans la réserve y resteront et ne contribueront pas à l'ensemencement des populations dans les zones non protégées. Pour de telles espèces, les mesures de gestion conventionnelles de l'effort de pêche et/ou des captures sont plus efficaces en termes de rendement de pêche que la gestion spatialisée (Kaplan 2009).

L'effet du transport de larves et d'œufs est généralement plus impactant que l'effet spillover (déplacements d'adultes) pour les pêcheries : l'ensemencement larvaire des zones adjacentes apparaît plus efficace que la diffusion d'adultes (Russ et al. 2003).

1.3.4 Impacts relatifs du mouvement des adultes, de la dispersion larvaire et de la distribution de l'effort de pêche sur l'efficacité des réseaux de réserves marines

L'étude de Grüss et al. (2011) analyse les impacts relatifs de la dispersion larvaire et des mouvements d'adultes sur la persistance (présence de l'espèce suivant un seuil fixé) et les captures des populations protégées. Cette étude tend à répondre aux nouveaux enjeux en lien avec le développement des réserves marines pour les espèces pélagiques et/ou à grande mobilité.

Un simple modèle conceptuel de métapopulation permet de comparer le fonctionnement des réseaux de réserves pour des populations présentant différentes caractéristiques en termes de dispersion larvaire et de mouvement d'adultes. Les résultats du modèle montrent que les mouvements d'adultes entraînent une persistance moins importante que la dispersion larvaire pour les populations, tous les autres facteurs étant égaux. De plus, la redistribution de l'effort de pêche à l'extérieur des réserves et le long des frontières, réduit considérablement la persistance

et les captures pour les populations mobiles d'adultes, alors qu'elle ne change que marginalement les résultats pour les populations présentant une dispersion larvaire.

Les résultats du modèle montrent aussi que les mouvements d'adultes et la dispersion larvaire ne sont pas de simples processus additifs : les populations possédant les deux modes de mouvements ont une persistance plus faible que des populations équivalentes présentant la même « quantité » de mouvements totaux (somme des mouvements des larves et des adultes à l'échelle spatiale) mais réalisé uniquement par dispersion larvaire ou par déplacement des adultes. Les résultats de la modélisation montrent donc que les populations présentant des mouvements importants d'adultes requièrent, pour être plus persistantes, plus de surfaces de protection et / ou des réserves plus grandes qu'une population équivalente présentant une dispersion larvaire avec la même aire de répartition que les adultes de l'autre population (Grüss et al. 2011).

Encart 8 : ce qu'il faut retenir sur les effets des réserves intégrales à l'extérieur d'une AMP

Les effets des réserves intégrales à l'extérieur de leurs frontières sont moins étudiés et plus difficiles à mettre en évidence que les effets internes. Néanmoins, certains effets ont été mis en évidence : d'une part, le déplacement des individus adultes vers l'extérieur (effet spillover) et, d'autre part, la diffusion des larves qui peut contribuer à l'amélioration du recrutement aux alentours. Les réserves peuvent également contribuer à limiter le risque d'effondrement des stocks et améliorer les rendements de certaines pêcheries artisanales adjacentes.

L'effet de débordement (spillover), même s'il est difficile à étudier, peut être mis en évidence par l'analyse des répartitions des captures des pêcheries adjacentes. L'importance de l'effet peut ainsi être mesurée en fonction de la distance aux frontières de la réserve.

L'effet de transport des larves est très variable en fonction des espèces et de leur mode de vie (potentiel de dispersion larvaire, potentiel reproducteur, zone de frayère spécifique, etc.).

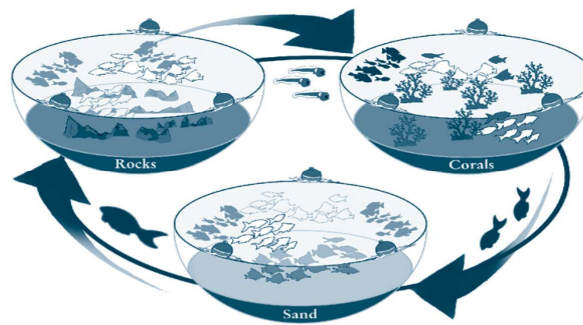
A l'échelle d'une population, l'effet du transport (exportation) de larves et d'œufs est généralement plus impactant que l'effet spillover (déplacements d'adultes et de juvéniles).

1.4 Les effets des réseaux d'aires marines protégées

Un réseau d'AMP comprend deux ou plusieurs AMP complémentaires. L'UICN définit les réseaux d'AMP comme une « collection d'AMP ou de réserves opérant en coopération et en synergie, à diverses échelles spatiales, et avec une gamme de niveaux de protection conçus pour répondre aux objectifs qu'une seule réserve ne peut pas atteindre » (traduction libre) (IUCN-WCPA 2008). On parle également de réseau écologique lorsque les connections entre et au sein des différents sites entraînent de nouvelles fonctions écologiques.

L'environnement marin est constitué d'espaces géographiques très variés présentant des paramètres physiques, chimiques et biologiques très différents et peuplés par des communautés marines en interaction permanente avec leur environnement. Certaines espèces mobiles vont ainsi se regrouper dans certaines zones au moment de la ponte, d'autres sont plus sédentaires et associées à un habitat spécifique mais leurs larves, mobiles, entreront en interaction avec les populations voisines au moment de la dispersion (Figure 12).

Figure 12 : Protection de différents stades du cycle de vie au travers des réseaux d'AMP (FAO 2011)



La mise en place d'un réseau d'AMP peut donc améliorer les bénéfices des AMP en facilitant la mise en place de connections bénéfiques entre elles (FAO 2011). Cependant, si la détection de l'effet des AMP est difficile, la détection de l'effet additionnel « réseau » est encore plus difficile.

En 2002, lors du Sommet mondial sur le développement durable, le besoin de mettre en place d'ici 2012 des réseaux d'AMP a été formellement reconnu. Pourtant, le nombre d'études démontrant les effets bénéfiques de tels réseaux est faible. La revue de la littérature présente quelques exemples de réseaux d'aires marines protégées, cependant, ces réseaux regroupent principalement des réserves intégrales.

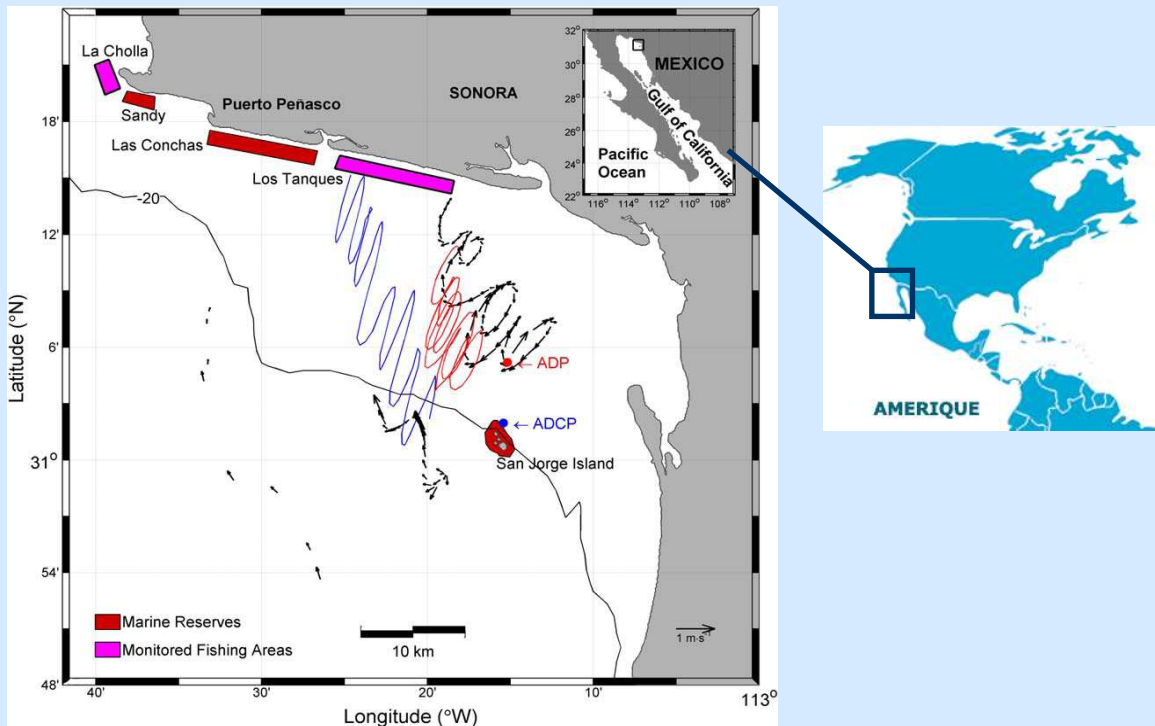
Il est important de garder à l'esprit que les déplacements des organismes marins varient considérablement en fonction des espèces et selon les stades de développement. La structuration d'un réseau d'AMP (taille, éloignement des réserves) doit tenir compte de ces spécificités mais également de la dispersion larvaire. En effet, si une réserve unique est trop petite, les larves seront en grande partie dispersées en dehors de la réserve, ce qui ne permet pas de réensemencer la population protégée. La mise en place d'un réseau de réserves (même de petites tailles) peut permettre la protection des larves et l'amélioration du recrutement sur l'ensemble de la zone (à l'intérieur et à l'extérieur des réserves) (Bergen & Carr 2008). L'étude menée par Cudney et Bueno (2002) sur le réseau d'AMP du golfe de Californie au Mexique montre que la protection d'une zone au large apporte des bénéfices à l'ensemble du réseau au travers de l'exportation de larves. Ce réseau inclut une réserve intégrale au large (San Jorge Island), deux réserves intégrales côtières (Sandy et Las Conchas) et deux aires de gestion des pêches (Los Tanques et La Cholla) (cf. Encart ci-après).

Encart 9 : L'effet rapide de dispersion de larves dans un réseau d'AMP - exemple du réseau d'AMP du golfe de Californie, Mexique

Le réseau d'AMP de Puerto Penasco, du golfe de Californie au Nord Ouest du Mexique, (cf. Figure 13) a été mis en place en 2002 afin de préserver deux espèces de mollusques menacées : l'huître épineuse (*Spondylus calcifer*) et le murex (*Hexaplex nigritus*).

Le réseau inclut une réserve intégrale au large (San Jorge Island), deux réserves intégrales côtières (Sandy et Las Conchas) et deux aires de gestion des pêches (Los Tanques et La Cholla). Les réserves côtières couvrent environ 18 km de côte constituée de plages composées de roches sédimentaires calcaires (type coquina) et falaises de granite séparées par des bancs de moules.

Figure 13 : Réseau d'aires marines protégées (en rouge) et d'aire de gestion des pêches (en fuchsia). Les trois diagrammes au centre représentent les mouvements et la vitesse d'une particule de surface (en noir), à 18 mètres de profondeur (en rouge) et à 25 mètres de profondeur (en bleu) (Cudney-Bueno et al. 2009)

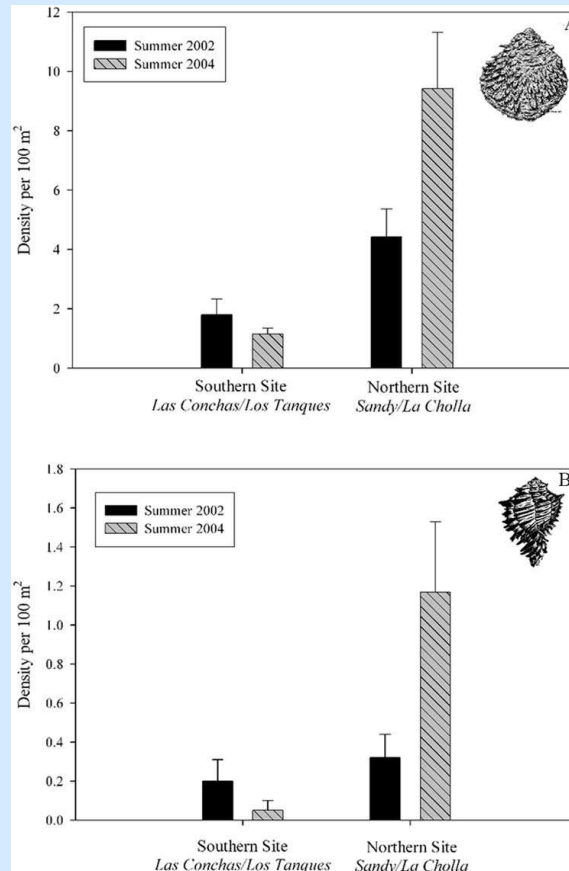


Afin d'évaluer les effets (théoriques) du réseau d'AMP sur les transports de larves, l'étude de Cudney-Bueno et al. (2009) propose de modéliser les transports de larves au sein du Golfe de Californie et de coupler ces résultats aux données de densité de juvéniles récoltées deux fois par an *in situ* lors de campagnes océanographiques réalisées depuis l'établissement des réserves.

Le modèle (tri-dimensionnel, barocline - fonction de la pression et de la densité), basé sur des données de circulations en été (période de ponte des deux espèces étudiées) a pour objectif d'évaluer si le réseau d'AMP peut bénéficier des larves provenant du sud de la zone d'étude (Figure 13) et de prévoir les modèles de recrutement de larves au sein du réseau.

Les caractéristiques des deux espèces étudiées présentant une mobilité restreinte permettent d'évaluer le seul effet de dispersion des larves sur l'abondance et la densité des populations (excluant les possibilités d'effet de spillover des adultes). Les résultats montrent un effet bénéfique de la protection et du réseau sur la dispersion des larves (Figure 14).

Figure 14 : Différences de densités de juvéniles d'huîtres épineuses (a) et de murex (b) sur les sites nord et sud avant (été 2002) et après (été 2004) la mise en place du réseau d'AMP (Cudney-Bueno et al. 2009)



L'augmentation de densité de larves au sein du réseau d'AMP apparait rapidement après la mise en place des réserves avec des densités pouvant tripler dans certaines zones de pêche adjacentes (La Cholla). Cependant d'autres zones de pêche au sein du réseau ne sont pas affectées (Los Tanques) ; dans les zones sud (Las Conchas et los Tanques) on n'observe pas d'augmentation de densité, mais plutôt une légère diminution.

Les échantillonnages sur l'île de San Jorge et les prédictions du modèle montrent que l'île représente une zone clé du réseau puisqu'elle représente une source importante de larves pour les réserves côtières et les aires de pêche adjacentes.

La protection de cette zone au large apporte des bénéfices à l'ensemble du réseau au travers de l'exportation de larves. Cependant, ces bénéfices sont très variables au sein même de la zone couverte par le réseau d'AMP. Ainsi, les effets d'un réseau d'AMP, positifs ou négatifs, doivent être évalués très précisément afin d'éviter, en limitant l'analyse à une petite zone isolée, d'identifier des effets biologiques non représentatifs à l'échelle du réseau entier.

Source : Cudney-Bueno et al. 2009

La distance moyenne qui sépare les AMP d'un réseau, pour qu'il soit efficace, doit être adaptée en fonction de la connectivité entre les sites. C'est l'un des principaux critères à prendre en compte pour concevoir des réseaux cohérents d'AMP. L'espacement entre les AMP peut être évalué par la mesure de la distance marine (en km ou en milles marins) la plus courte, de la limite d'une AMP à celle de l'AMP voisine la plus proche. **Cet espacement peut être utilisé pour évaluer la connectivité écologique potentielle entre les sites d'un réseau.** L'étude menée par Abdulla et al. (2008) montre que la distance qui sépare les AMP de Méditerranée est trop grande pour garantir la connectivité larvaire. En effet, elle atteint $55 \pm 5,7$ km ($n = 93$, Sanctuaire Pelagos non inclus) et 62 % des AMP sont distantes de plus de 20 km. En utilisant une approche de précaution, cette distance est trop importante pour que la dispersion larvaire de la plupart des espèces non sessiles et une exportation efficace de poissons puissent avoir lieu. Cependant, Abdulla et al. (2008) prennent en compte une distance plus importante, de 20 à 150 km, et montrent que 92 % des AMP ont une connectivité potentielle avec au moins une autre AMP.

Ainsi, en utilisant une approche prudente, la connectivité écologique d'un réseau d'AMP peut théoriquement être assurée, à condition que les sites des AMP soient distants de 20 km au plus (Abdulla et al. 2008, Halpern 2003) et que les caractéristiques océanographiques et les courants soient prises en compte. Toutefois, d'autres auteurs ont suggéré que les aires espacées de 20 à 150 km peuvent maintenir suffisamment de relations pour assurer un échange génétique (Palumbi 2003 et Cowen et al. 2006 in Abdulla et al. 2008).

Encart 10 : ce qu'il faut retenir sur les effets des réseaux d'AMP

Il existe peu d'exemples d'analyse des effets biologiques de la mise en réseau d'AMP. En théorie, la mise en place de réseaux d'AMP doit permettre d'augmenter les effets de la protection. Cependant, plus que pour des raisons écologiques, les projets de réseaux de réserves résultent souvent de compromis socio-économiques : par exemple le maintien de la petite pêche côtière, la prise en compte des activités de loisir, la recherche d'une minimisation des possibles conflits entre usagers ou encore les opportunités pour une surveillance efficace. D'un point de vue pratique, la création de plusieurs petites réserves est souvent la seule option envisageable le long des côtes urbanisées où l'environnement marin est exploité par une multitude d'usagers différents (Francour et al 2001).

1.5 Les effets des aires marines protégées à usages multiples

Il est essentiel d'appréhender aussi, de manière plus succincte, les effets des autres formes d'aires marines protégées appelées également « aires multi-usages », c'est-à-dire des zones qui ne sont pas fermées à des activités humaines régulées. Peu d'études empiriques sont disponibles pour évaluer les effets de ce type AMP. Ce manque de connaissances est en partie dû à la complexité de ces systèmes et la diversité des usages impactant les zones protégées. En effet, contrairement aux réserves intégrales, l'établissement d'aires multi-usages n'implique pas l'interdiction de toutes les activités de pêche et autres activités économiques compatibles avec les objectifs de conservation des AMP dans la zone désignée. Elles peuvent concilier une pêche limitée et d'autres activités sous un régime spécifique de gestion. L'usage de certaines zones délimitées peut être restreint à une catégorie d'usagers (in Mesnildrey et al. 2010).

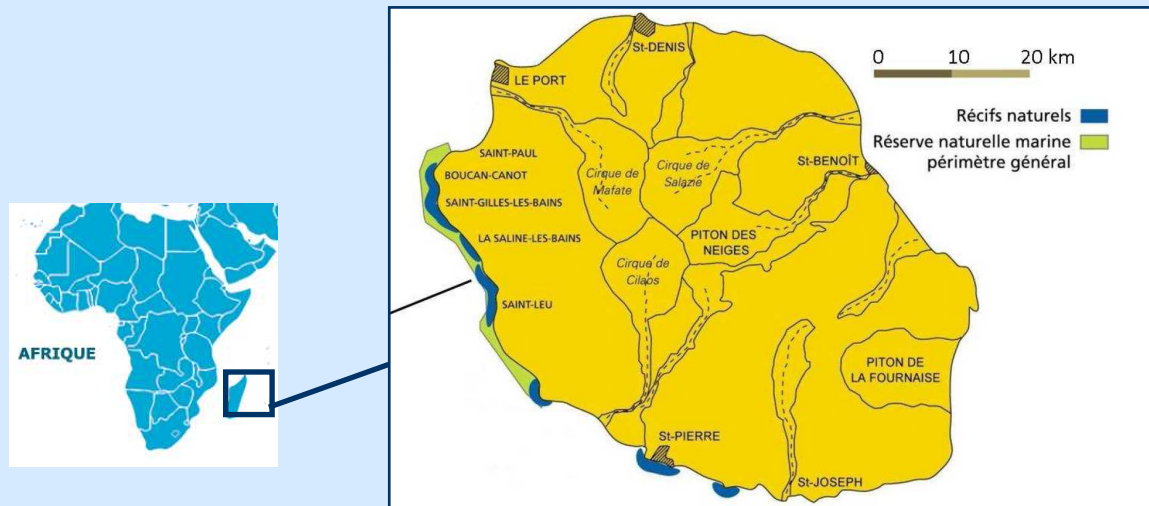
1.5.1 Zonage des aires marines protégées côtières à usages multiples

Les AMP peuvent être organisées en plusieurs zones (cf. Encarts ci-après). Dans les exemples trouvés, le zonage consiste souvent en un gradient de deux ou trois niveaux, avec une zone centrale où toutes les activités humaines sont interdites (à l'exception des contrôles et des activités de recherche). Ces zones de protection correspondent à des réserves intégrales de petite taille. Elles sont entourées d'une zone intermédiaire, ou espace tampon, où seulement certaines activités sont sujettes à limitation. La pêche professionnelle est fréquemment autorisée dans la zone tampon mais strictement réglementée. L'AMP se prolonge ensuite en une troisième zone où la régulation des activités est moins restrictive.

Encart 11 : Zonage d'une aire marine protégée de petite taille - exemple de la réserve naturelle marine de l'île de la Réunion, France

La réserve naturelle marine de l'île de la Réunion, créée en 2007, est organisée en plusieurs zones, certaines sont interdites à toutes activités tandis que d'autres sont réservées à la pêche professionnelle (cf. Figure 15).

Figure 15 : Réserve naturelle marine de l'île de la Réunion (Mesnildrey et al. 2010)



Cette réserve concerne les récifs coralliens de la côte ouest (à l'exception de la zone de Saint-Pierre). La réserve s'étend sur 44 km de linéaire côtier dont 22 km de récifs. Elle couvre une surface d'environ 35 km². La réserve est organisée en plusieurs zones : un périmètre général, des zones de protection renforcée où la pêche aux espèces de fonds est interdite (45 %), des zones réservées à la pêche professionnelle et des sanctuaires où la pêche est proscrite (5 %). Des licences de pêche dans la réserve sont attribuées par le comité régional des pêches et des élevages marins (sans limitation de nombre pour l'instant). Un plan de gestion sur cinq ans est en cours de mise en place.

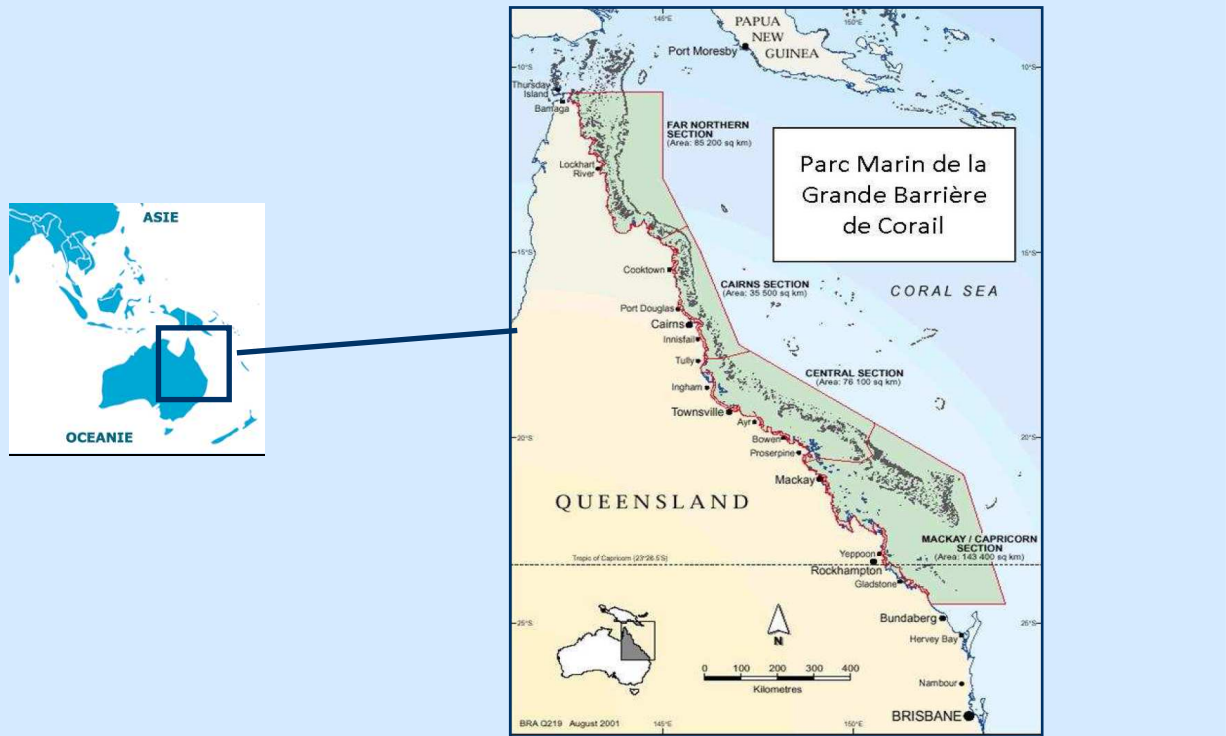
La réserve étant récente, aucun suivi scientifique ne permet pour le moment d'évaluer ses effets sur les ressources halieutiques et sur les pêcheries. Trois ans après la mise en place de la réserve marine de la Réunion, les pêcheurs professionnels concernés y sont plutôt favorables même si aucune évaluation n'a encore été réalisée sur ce sujet. Certaines techniques de pêche (traîne calmars, balances aux crabes-girafe, etc.) leur sont désormais réservées. Ils observent les prémices d'un effet réserve (retour des captures de mérours de plus grandes tailles en bordure de réserve). Toutefois, concernant le zonage de la réserve, les pêcheurs professionnels seraient plus favorables à une grande réserve intégrale unique qui permettrait une simplification et une certaine équité entre les catégories d'utilisateurs. De plus, les contrôles ne sont pas encore assez importants et l'effort de pêche (des plaisanciers notamment) semble n'être finalement que reporté à l'extérieur des zones d'interdiction.

Sources : Mesnildrey et al. 2010 et site de la Réserve Naturelle Marine de la Réunion <http://www.reservemarinereunion.fr/spip2/>

Encart 12 : Zonage d'une aire marine protégée de grande taille - exemple du Parc marin de la Grande Barrière de Corail, Australie

Le Parc marin de la Grande Barrière de Corail, créé en 1975, est composé de multiples réserves dont la régulation va de l'interdiction de passage aux zones de libre accès. Ce parc couvre 344 400 km² et a été mis en place par le gouvernement australien pour conserver la biodiversité de cette zone inscrite au patrimoine mondial de l'UNESCO depuis 1981.

Figure 16 : Parc Marin de la Grande Barrière de Corail, Australie (Mesnildrey et al. 2010)



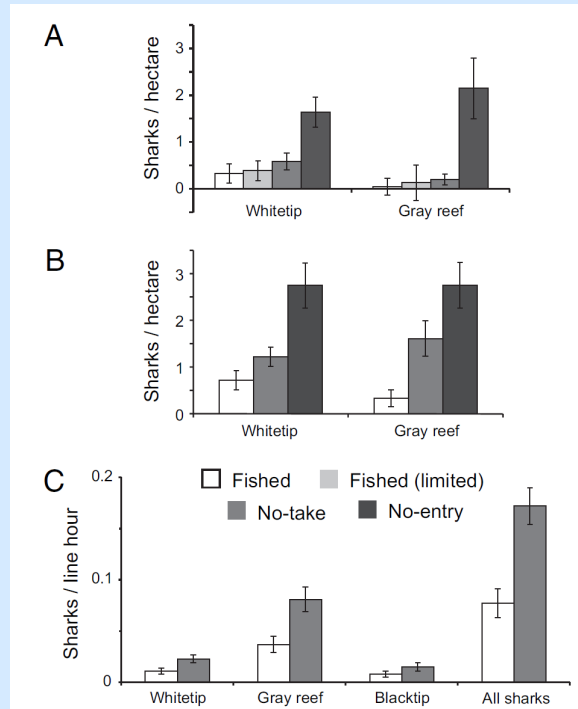
La Grande Barrière de Corail est un exemple de l'efficacité d'un réseau de réserve intégrale (33% en réserve) et de zone de régulation des usages à très grande échelle. La revue de la littérature montre des preuves de cette efficacité et des bénéfices rapides pour les poissons mais aussi les requins ciblés par la protection dans les récifs ou les autres habitats (Russ et al. 2008, McCook et al. 2010). Les espèces mobiles (ex : requins) bénéficient cependant moins de la protection que les espèces attachées à un site.

La densité des principales espèces pêchées à la ligne sur la Grande Barrière de Corail est significativement plus forte dans les réserves intégrales que dans les zones où la pêche est autorisée. Après seulement deux ans de protection, l'abondance et la biomasse de la truite léopard (*Plectropomus leopardus*), espèce emblématique dont l'intérêt halieutique est important, ont notamment doublé (Russ et al 2008). Ces effets positifs sont globalement les mêmes pour les multiples réserves intégrales du parc même s'il existe des variations en fonction des régions et de l'intensité de l'exploitation avant la fermeture. L'augmentation de la taille moyenne au sein des réserves est particulièrement importante : les poissons les plus gros sont particulièrement féconds et contribuent ainsi fortement à l'accroissement des populations futures au sein et à l'extérieur des réserves intégrales (McCook et al. 2010).

Après la mise en place des réserves intégrales, la fréquence des invasions d'étoiles de mer, cause de mortalité importante des coraux, était près de quatre fois plus faible dans les réserves intégrales par rapport aux zones ouvertes à la pêche. Ce phénomène pourrait en partie résulter d'effets en cascade et d'une augmentation de la prédation sur les juvéniles d'étoiles de mer dans les réserves (McCook et al 2010).

Les populations de requins de récif, prédateur apex ou super prédateur des récifs coralliens, montrent un effet important dû au zonage avec des bénéfices importants en termes d'abondance au sein des réserves intégrales dont l'accès est strictement interdit (cf. Figure 17).

Figure 17 : Abondance des requins de récif dans différentes zones au nord et au centre de la Grande Barrière de Corail (en blanc : abondance dans les zones pêchées, en gris clair : abondance dans les zones de pêche limitée, en gris foncé : abondance dans les zones de pêche interdite, en gris foncé : abondance dans les zones d'accès interdit). Abondances de requins basées sur des observations visuelles (A) (Ayling & Choat 2008) et (B) (Robbins et al. 2006). (C) représente les taux de captures de requins (données issues d'échantillonnages par pêche à la palangre) (McCook et al. 2010)



L'étude des zones de récifs avant 1992 montre que le requin de corail (*Triaenodon obesus*) et le requin gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*) étaient respectivement 4 et 8 fois plus abondants dans les réserves dont l'accès est interdit que dans les zones pêchées au centre de la Grande Barrière. Les requins gris de récifs étaient 30 fois plus abondants dans les zones interdites que dans les zones pêchées du nord de la Grande Barrière (Figure 17 A). L'abondance dans les réserves interdites à la pêche est intermédiaire dans les réserves du centre de la Grande Barrière (Figure 17 B). L'analyse des données d'échantillonnage par pêche à la palangre montre que les taux de captures de requins sur les récifs historiquement ouverts à la pêche sont environ moitié moins importants que les captures dans les zones fermées à la pêche depuis les années 80 (Figure 17 C). De plus, l'analyse des récifs profonds au sud de la Grande Barrière par système d'observation vidéo montre une abondance supérieure de requins gris de récif dans les réserves intégrales nouvellement créées (2004) comparées aux zones adjacentes pêchées.

Le zonage appliqué pour la protection de la Grande Barrière de Corail semble donc bénéfique et contribue au maintien de la biodiversité en impactant plusieurs espèces attachées au site (étoiles de mer, coraux, truite léopard, etc.) ou mobiles (exemple des requins). Cependant, les effets écologiques dans les zones où tout accès est interdit semblent beaucoup plus marqués que ceux observés dans les réserves intégrales où l'accès est autorisé mais la pêche prohibée. La comparaison des zones de libre accès, des réserves intégrales et des zones totalement interdites d'accès confirme l'effet positif des réserves intégrales mais a aussi mis en évidence que les truites léopard et certains lutjanidés étaient nettement plus abondants et plus grands dans les zones interdites d'accès. Ce résultat serait dû à un manque de respect des réserves intégrales, dont l'accès est autorisé, par les pêcheurs, les zones d'accès interdits étant plus faciles à surveiller (Ayling & Choat 2008).

L'étude de McCook et al. (2010) montre qu'un simple réseau de réserves intégrales n'aurait pas permis d'obtenir les mêmes effets sur l'écosystème dans son intégralité. Le zonage du Parc et la gestion de l'effort de pêche permet de ne pas simplement déplacer l'effort à l'extérieur des réserves intégrales. Par ailleurs,

si le zonage du Parc Marin contribue à une gestion spatialisée de l'effort de pêche, il est largement complété par un système de gestion non spatialisé des pêcheries dans les zones autorisées et d'un effort de réduction des captures accidentelles.

Sources : Mesnildrey et al. 2010, McCook et al. 2010 et Russ et al. 2008

L'étude menée par Valls et al. (in press) montre les effets du zonage d'une AMP sur les écosystèmes au travers de l'exemple du Parc national marin de Port Cros en Méditerranée. Comme pour la plupart des AMP méditerranéennes, le Parc national marin de Port Cros est constituée de plusieurs zones et seule une portion est interdite à la pêche professionnelle. L'étude modélise les interactions trophiques (par les approches Ecopath et Eco Troph) au sein et à l'extérieur de l'AMP sur une période de 10 ans (de 1998 à 2008). Les auteurs montrent que l'AMP a des effets positifs sur la biomasse à l'intérieur de ses frontières et des effets limités et locaux à l'extérieur. En effet, le potentiel d'export total de l'AMP est d'environ 80 tonnes par an (soit 7.7 tonnes par km² et par an) ; il ne peut avoir un impact positif significatif qu'à l'échelle locale, dans les zones proches de la réserve. Cela signifie également que plus de 25% de la production totale des 12 groupes d'espèces identifiées comme migratrices peut être exporté en dehors de l'AMP. Les simulations montrent que la part de la production résultant de l'effet de réserve potentiellement exportable augmente avec le niveau trophique.

La mise en place d'une AMP organisée en plusieurs zones permet d'obtenir des effets de protection qu'un simple réseau de réserves intégrales n'aurait pas permis puisque la pêche est également régulée à l'extérieur des zones de réserve. Ce type d'organisation est efficace pour les ressources halieutiques mais également pour les pêcheries. Il est fréquent que les ressources marines bénéficient de la protection dans les zones tampon où certaines pêcheries sont autorisées ce qui permet une augmentation des captures (in Mesnildrey et al. 2010). Le zonage des aires marines protégées correspond donc à une spatialisation des activités dont les effets sont d'autant plus difficiles à évaluer que le nombre d'activités autorisées est important.

1.5.2 Des Aires Marines Protégées en haute mer ?

Les AMP de haute mer peuvent être conçues pour protéger des ressources démersales (ex. sur les monts sous-marins) ou pélagiques (et souvent grands migrateurs). La revue de la littérature montre qu'il existe peu d'aires marines protégées ciblant les ressources de grands pélagiques. Leurs effets pour la protection de ces stocks sont de ce fait encore hypothétiques et controversés. La dimension importante que doivent avoir ces réserves pour des espèces mobiles à large emprise spatiale renforce les craintes des pêcheurs sur l'impact potentiel sur leurs activités. Cependant, l'intérêt de telles AMP commence à être discuté (Game et al. 2009).

Les AMP sont de plus en plus utilisées dans les zones côtières pour réduire les impacts négatifs des pressions anthropiques sur les stocks côtiers et les écosystèmes marins. Les AMP de haute mer correspondraient quant à elles, à des zones de protection dont l'objectif serait de protéger non seulement les stocks de grands pélagiques mais également les fonds marins et la colonne d'eau ou une partie de celle-ci, afin de préserver la biodiversité dans son ensemble (Game et al. 2009).

Parce que les systèmes pélagiques ne sont pas statiques comme la plupart des habitats marins benthiques, l'utilisation d'aires marines protégées pour la préservation des ressources pélagiques soulève de nombreuses questions quant à leur utilité.

Pour le moment, les scientifiques ne s'accordent pas sur les modalités de mise en place de telles AMP en haute mer. Ils reconnaissent cependant que la mise en réserve aurait un impact direct sur les biomasses des grands pélagiques du fait de la réduction globale de l'effort de pêche sur les juvéniles et/ou les grands reproducteurs (dans la mesure où celles-ci seraient effectivement respectées).

En particulier, Kaplan et al. (2010) mettent en évidence le fait que la grande mobilité de la plupart des grands pélagiques (certains pouvant parcourir des milliers de kilomètres par an), obligerait les réserves pélagiques à être soit excessivement grandes (coûts très importants en termes d'impact sur les pêcheries et de contrôle) soit à cibler des zones où la sensibilité à l'exploitation est forte, comme les nourriceries ou les zones de reproduction. Pour que des mesures ciblant une phase précise du cycle de vie fonctionnent, une AMP pélagique doit être spécifique à l'espèce à protéger. En outre, la population ciblée par la protection doit être très fidèle au site protégé ce qui n'est pas le cas de toutes les espèces de grands pélagiques.

D'autres scientifiques suggèrent qu'une manière de palier le manque de fidélité aux sites de reproduction chez les grands pélagiques consisterait à mettre en place des réserves aux frontières dynamiques. En effet, bien que la distribution de telles espèces ne soit pas statique, elle peut, pour certaines d'entre elles, être prédite sur la base des connaissances sur les conditions environnementales (Game et al. 2010).

Des AMP comme outil de gestion des pêcheries thonières et de conservation des écosystèmes pélagiques de haute mer ?

La réflexion de Fonteneau (2007) sur les bénéfices potentiels de l'emploi des AMP comme un outil de gestion des pêcheries thonières et de conservation des écosystèmes pélagiques hauturiers est en faveur de la création de telles zones bien choisies et grandes, car elles pourraient avoir un impact positif à la fois pour la conservation des ressources et comme outil de recherches sur le fonctionnement des écosystèmes pélagiques hauturiers. La taille minimale de telles réserves est difficile à évaluer. Toutefois, afin d'atteindre les objectifs de réduction de l'exploitation de certains stocks de thons et de conservation des écosystèmes pélagiques les estimations minimales de taille en termes de surface sont de l'ordre de 10 % des écosystèmes exploités et 20 % en termes de captures (Fonteneau 2007).

Les principales hypothèses relatives aux choix de ces zones hauturières potentiellement fermées à la pêche thonière en fonction des objectifs sont (Fonteneau 2007) :

Hypothèse n°1 : protéger les juvéniles

Un des effets attendus des réserves pélagiques serait que la baisse des captures de juvéniles de thons entraîne une augmentation du rendement par recrue. Il conviendrait donc de protéger les zones de nourriceries. Néanmoins, les avis concernant l'intérêt d'une telle protection diffèrent selon les commissions thonières. L'estimation du rendement par recrue pour ces espèces est basée sur des paramètres souvent incertains (comme la mortalité naturelle et par pêche en fonction des âges). La protection des zones de nourriceries serait donc mise en place essentiellement sur la base d'une approche de précaution, sans données empiriques pour étayer les effets (Fonteneau, 2007). De plus, les nurseries sont souvent placées dans un pays (les Philippines, le Ghana, etc.) qui en supporterait le poids principal et posent donc le problème de la compensation éventuelle des pêcheurs nationaux.

Hypothèse n°2 : protéger les reproducteurs

Une seconde hypothèse serait que de telles réserves permettraient d'augmenter la biomasse de reproducteurs. Néanmoins, pour la plupart des stocks de thons, la relation entre la taille du stock de reproducteurs et le niveau de recrutement est floue (très faible déclin du recrutement à de faibles biomasses de reproducteurs) ce qui modère les arguments en ce sens. Néanmoins, la baisse des stocks observée sur l'ensemble des océans devrait être stoppée sans attendre les premiers symptômes d'une surexploitation de recrutement. Si on pouvait les faire respecter, la fermeture des zones où les individus adultes, potentiellement reproducteurs, sont massivement pêchés entraîneraient une réduction de la mortalité par pêche et un effet positif sur la taille du stock reproducteur. Il s'agirait donc de mettre en place une réserve en alternative à une

réduction d'effort ou de volume de captures autorisé. L'effet sera bien évidemment différent selon la biologie de l'espèce (Fonteneau, 2007).

Cet exemple illustre le manque de connaissance sur l'emploi des AMP en haute mer. Leurs effets pour la protection des stocks de grands pélagiques restent hypothétiques et controversés. De plus, la dimension importante que doivent avoir ces réserves pour des espèces mobiles à large emprise spatiale renforce l'impact potentiel de telles AMP sur les activités de pêche et suppose la mise en place d'accords internationaux.

Encart 13 : ce qu'il faut retenir sur les effets des AMP

De manière générale, la régulation de l'ensemble des activités anthropiques au sein des AMP à usages multiples permet de prévenir et de limiter les effets négatifs sur les habitats sensibles et sur les ressources vivantes. La mise en place d'aires multi-usages, effectivement gérées, permet (devrait permettre) de maintenir le bon état écologique des ressources. Les mesures de protection peuvent porter non seulement sur l'exploitation mais aussi sur les autres activités anthropiques et contribuer à la durabilité des ressources vivantes marines et des activités halieutiques qui en dépendent.

Par ailleurs, le terme général d'AMP recouvre des réalités contrastées en ce qui concerne leurs effets sur les écosystèmes. L'étude des effets biologiques en fonction du zonage appliqué au sein du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail, montre que les principaux effets bénéfiques pour les populations (benthiques ou mobiles) sont observés au sein des réserves intégrales dont l'accès est strictement interdit. Cependant, un simple réseau de réserves intégrales n'aurait pas permis d'obtenir les mêmes effets sur l'écosystème dans son intégralité car le cadre offert par l'AMP multi-usage permet d'optimiser la gestion des aires situées entre les réserves.

Il est important de noter que dans le cas d'espèces migratrices, la mise en place d'une réserve assurant leur protection n'aura d'effet que si cette AMP contribue à une réduction de la mortalité par pêche globale. Dans le cas contraire, la réserve (non pêchée) aura pour unique effet de déplacer l'effort de pêche à l'extérieur de ses frontières.

1.6 Les effets des restrictions spatio-temporelles de la pêche

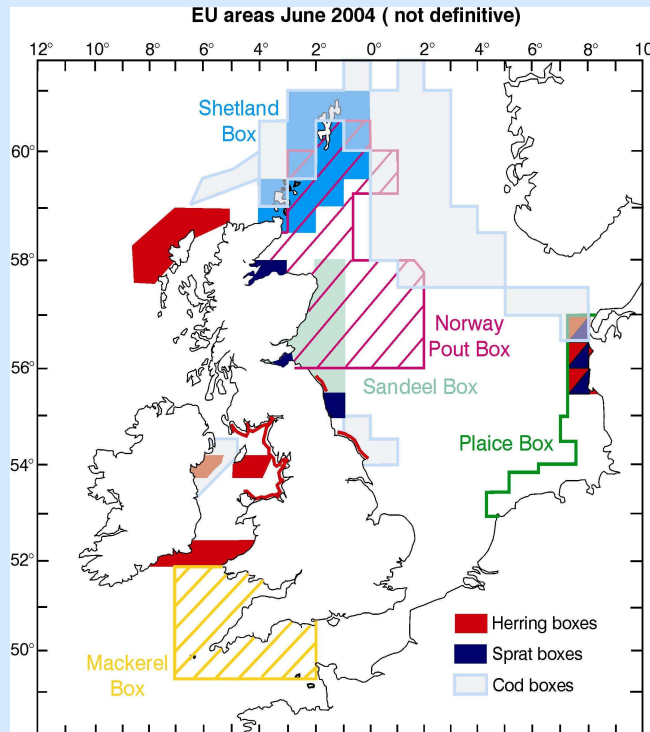
La gestion spatialisée des ressources marines peut être organisée sous la forme de fermetures permanentes (réserves de pêche), saisonnières (fermeture) ou temporaires (fermeture ad hoc). Ces restrictions spatio-temporelles dans la pêche visent à contrôler l'exploitation d'une ressource spécifique sur un espace donné, fixe ou mobile, pour une période donnée. Il s'agit d'un outil de gestion des pêches ayant pour objectif de maintenir de façon durable les ressources, un stock ou des habitats d'intérêt pour les ressources exploitées. Ces fermetures peuvent être introduites pour plusieurs raisons: biologiques, sociales et économiques. Dans la gestion moderne des pêches, les fermetures font le plus souvent partie d'un ensemble de mesures prises pour atteindre une gestion durable des pêcheries en préservant les stocks ou certains aspects des écosystèmes (ICES 2007b).

Les restrictions spatio-temporelles sont des outils de gestion locale des pêches largement utilisés, par exemple en Mer du Nord et en Atlantique Nord. Dans cette zone, on dénombre ainsi 28 fermetures concernant différents stocks et espèces. (cf. Encart ci-après) (ICES 2007b).

Encart 14 : Des exemples de fermetures temporaires ou permanentes en Europe

Un grand nombre de fermetures partielles, permanentes ou temporaires ont été mis en place en Europe (cf. Figure 18).

Figure 18 : Zone de fermeture de l'Union Européenne (ICES. 2007b)



Les fermetures présentent des objectifs spécifiques en fonction des espèces et des zones : protection des stocks de reproducteurs, protection des nurseries ou des juvéniles et amélioration de la sélectivité et enfin la protection de prédateurs dépendants (cf. Tableau 1).

Tableau 1 : objectifs des fermetures de pêche de l'Atlantique Nord et de la Mer du Nord

Protection des stocks de reproducteurs	Protection des nurseries ou des juvéniles et amélioration de la sélectivité	Protection de prédateurs dépendants
Cabillaud zone VIa	Tacaud de Norvège	Lançon – Nord Est Royaume Uni
Cabillaud de Mer d'Irlande	Merlu	
Hareng – Est de l'Angleterre	Hareng - Clyde	
Hareng – Butt of Lewis	Hareng – Mer d'Irlande	
Hareng – Mer d'Irlande	Anchois pour la protection des harengs	
Hareng – Côte sud de l'Irlande	Conservation des maquereaux	
Hareng zone IIa	Eglefin zone VI	

Beaucoup de ces fermetures présentent un objectif secondaire commun de réduction de l'effort de pêche sur le stock ciblé. Par exemple, si l'objectif spécifique de la fermeture de la pêche au Lançon au Nord Est des Royaumes Unis est la protection des oiseaux pêcheurs dépendants de ce stock, parallèlement, cette fermeture a contribué à la modification du régime d'exploitation sur ce stock surexploité (mais pas forcément du niveau d'exploitation).

Ces fermetures sont rendues effectives par la mise en œuvre de mesures de gestion : restriction temporaires, permanentes de capture, interdiction d'utilisation d'engins de pêche, restriction de maillage, etc. (cf. Tableau 2).

Tableau 2 : exemple de mesures pour la mise en œuvre de restrictions spatio-temporelles en Atlantique Nord et en Mer du Nord

Espèce/stock ciblé	Mesures
Cabillaud zone VIa	Interdiction de l'utilisation de tout chalut de fond, senne ou filet remorqué similaire, tout filet maillant, trémail ou filet similaire statique ou tout engin de pêche muni d'hameçons dans une zone définie de la division CIEM VI a. Des dérogations sont prévues pour les sennes coulissantes et certaines catégories de chaluts pélagiques.
Cabillaud de Mer d'Irlande	Interdiction de l'utilisation de tout chalut de fond, senne ou filet remorqué similaire, tout filet maillant, trémail ou filet similaire statique ou tout engin de pêche muni d'hameçons dans une zone définie de la division CIEM VIIa du 14 Février au 30 avril. Des dérogations sont prévues pour les chaluts à langoustines de 70-79mm dans une zone définie de la fermeture, et pour les mêmes chaluts équipés de panneaux de sélection pour les poissons, dans une autre partie de la zone de fermeture.
Tacaud de Norvège – pour la protection des juvéniles de cabillauds, d'églefins et de merlans capturés avec le tacaud	Interdiction au cours de l'année de conserver plus de 5% des captures de tacauds provenant de la zone de fermeture afin de diminuer la mortalité des juvéniles.
Merlu – Sud Ouest Irlande	Dans les eaux communautaires, une taille de maillage minimal (100 mm) a été introduite pour les chalutiers où le merlu représente plus de 20% du volume total des organismes marins conservés à bord, avec une dispense pour les navires de moins de 12 m de longueur et qui rentrent au port dans les 24 heures. Deux zones ont été définies, l'une au Sud Ouest de l'Irlande et l'autre dans le golfe de Gascogne, où une taille de 100 mm maillage minimal est requise pour tous les chalutiers, indépendamment de la proportion de merlu capturé. Pour les filets maillants, un maillage de 100 mm ou plus est nécessaire dans un secteur du Sud Ouest de l'Irlande et un maillage de 120 mm ou plus est nécessaire dans une autre.
Conservation des maquereaux (Box Maquereau)	Restrictions sur la pêche du maquereau dans une zone de la Manche occidentale et de la mer Celtique : interdiction de conserver à bord du maquereau provenant de la zone, sauf lorsque le poids de maquereaux n'excède pas 15% en poids vif des quantités totales de maquereaux et d'autres organismes marins qui ont été capturées dans cette zone
Lançon – Nord Est Royaumes Unis	Restriction des pêcheries de lançons Autorisation pour pêches scientifiques

Le CSTEP (Comité scientifique, technique et économique de la pêche) s'est réuni en octobre 2007 en Italie afin d'évaluer les zones de fermetures établies en Atlantique Nord et en Mer du Nord. L'objectif était de déterminer, pour chaque zones, l'efficacité de la protection et de faire des recommandations pour la gestion future de cette fermeture (renouvelée, modifiée, annulée). L'évaluation de ces fermetures montre qu'un manque de lisibilité dans les objectifs fixés lors de l'établissement des fermetures ne permet pas toujours de conclure sur leur efficacité. **Les objectifs sont souvent vagues, et lorsque les fermetures sont couplées avec d'autres mesures, il devient très difficile de travailler avec précision sur ce que visait une fermeture particulière.** Certaines fermetures (ou des détails précis sur les fermetures), ont été couvertes par des processus complexes de négociation politique, et finalement, si une proposition de fermeture était basée sur une recommandation biologique, l'ajout du processus politiques peut avoir changé la fermeture effective en quelque chose de très différent, qui n'a plus de bases solides pour atteindre l'efficacité biologique souhaitée.

Il est donc indispensable, lors de l'établissement d'une fermeture, d'établir clairement les objectifs et les systèmes de suivis adaptés à leur évaluation.

Sources : ICES. 2007b

Les restrictions spatio-temporelles sont généralement choisies dans des lieux où les populations sont particulièrement vulnérables (notamment les frayères). L'interdiction de pêcher peut s'adresser à l'ensemble des métiers exerçant sur cette zone ou à certains métiers ciblant les espèces à protéger. C'est par exemple le cas du box de Trévoise en mer Celtique dont l'objectif est de protéger une zone d'agrégation de reproducteurs (cf. Encart 15). Pendant un trimestre, l'accès à cette zone est interdit à une partie de la flottille ciblant le cabillaud, ce qui permet de réduire la mortalité par pêche sur le stock de reproducteurs à cette période (sans forcément diminuer la mortalité par pêche globale). Sur la zone du Banc Georges, l'objectif des réserves saisonnières, organisées en rotation, est de protéger le stock de cabillaud. Cependant, les réouvertures successives des zones protégées provoquent une concentration de l'effort de pêche ce qui se traduit par une forte diminution de la biomasse et une quasi dispersion des individus hors des zones protégées.

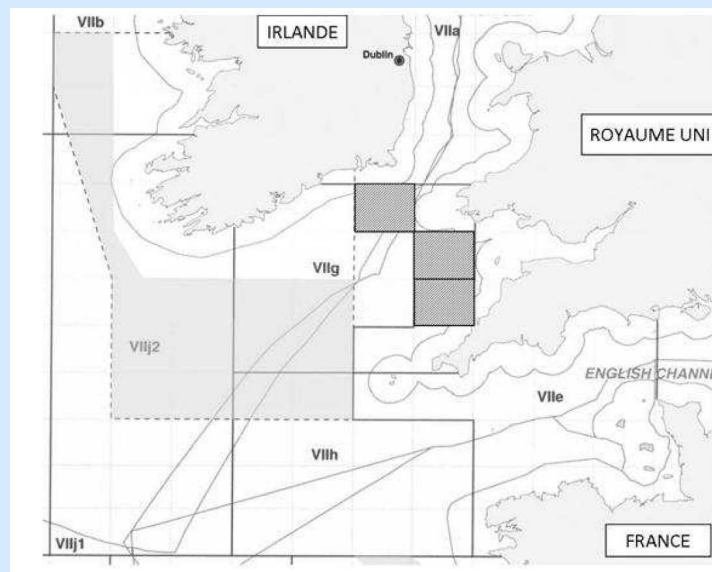
Encart 15 : Effets biologiques d'une fermeture partielle et saisonnière sur une espèce benthodémersale - exemple du Trévoise Box en Mer Celtique

Le Box de Trévoise est une réserve de pêche partielle et saisonnière située en mer Celtique, mise en place dans le cadre du plan de gestion du stock de cabillaud pour limiter la mortalité par pêche.

Le cabillaud de mer Celtique a un taux de croissance élevé et est mature plus tôt que les autres stocks ce qui lui confère un potentiel d'exploitation important. Or, depuis le milieu des années 80, la mortalité par pêche du stock atteint des niveaux inquiétants. C'est pour répondre à cette problématique qu'en 2004, les organisations professionnelles des différents pays membres de l'Union Européenne ayant une activité sur le stock (France, Irlande, Royaume-Uni et Belgique) se sont concertées pour proposer une mesure alternative pour réduire la pression de pêche (alternative aux mesures de gestion par quotas ou par réduction de la flotte) et réduire la mortalité par pêche de 20 % par des fermetures saisonnières. Un box a été défini afin de réduire les débarquements, en limitant l'effort de pêche sur des zones d'agrégation pendant la période de reproduction (Figure 19) : trois rectangles statistiques ont été fermés (30E4, 31E4 et 32E3) à la pêche pendant le premier trimestre 2005 (à l'exception des navires utilisant casiers, nasses ou filets à maille inférieure à 55 mm). Une dérogation a été accordée aux chalutiers à perche pour le mois de mars. Depuis 2006, la fermeture a été reconduite, pour la même zone, pour les mois de février et mars, mais sans dérogation.

Le stock de cabillaud de mer Celtique s'étend sur les divisions VIIe-k. Les trois rectangles représentent 2,5% de cette zone. Toutefois, les plus importantes concentrations de cabillaud ont lieu dans la division VIIlg où se trouve le box de Trévoise.

Figure 19 : Box de Trévoise composé de trois rectangles statistiques (grisés) (ICES 2007)



Les effets de la fermeture du box de Trévoise ont été évalués par le Conseil international pour l'Exploration de la Mer en 2007 et en 2008 en réponse à une demande de la Commission européenne. Bien que les changements dus aux effets du box ne puissent être distingués des changements dus à d'autres facteurs, il semblerait que l'éloignement et la diminution globale de l'effort de pêche sur les rassemblements de reproducteurs aient contribué à **réduire la mortalité par pêche du cabillaud mature au cours de la saison de reproduction**.

Avant l'introduction de la fermeture, 18% des débarquements de cabillaud de mer Celtique provenaient des rectangles fermés. Bien que la mortalité par pêche soit difficile à estimer, des données montrent qu'elle a diminué de 11 % entre 2003 et 2004. En 2005, un an après l'établissement du box, la mortalité par pêche a diminué de 4 % par rapport à 2004. Une simulation, basée sur le comportement des flottilles ciblant le cabillaud dans le box, a estimé à environ 13 % la baisse de la mortalité par pêche sur le stock, comparée à la mortalité par pêche s'il n'y avait pas eu de fermeture (ICES 2007).

La fermeture peut donc constituer un élément positif pour la reconstitution du stock de cabillaud de la

mer Celtique. Néanmoins, il semblerait que la fermeture ait eu un impact négatif sur les autres stocks de la zone (langoustine, hareng, baudroie et cardine). En effet, la fermeture a entraîné un déplacement de l'activité de pêche des navires français sur d'autres espèces telles que la baudroie et la cardine. La fermeture semble avoir eu moins d'effet sur l'églefin et sur le merlan que sur le cabillaud puisqu'on n'observe aucune augmentation des captures à l'intérieur des rectangles sous protection (ICES 2007).

Sources : Mesnildrey et al. 2010 et ICES 2007b

Cet exemple illustre le fait qu'une fermeture partielle et saisonnière peut être une mesure efficace pour réduire la mortalité par pêche appliquée sur le stock. Cependant, les conséquences en termes d'abondance et de recrutement restent mal connues et la baisse de l'effort de pêche peut être accompagnée d'un report de certains navires vers d'autres zones et/ou espèces. De plus, dans de nombreux cas de fermeture temporaire en période de reproduction, si la mortalité par pêche diminue pendant cette période, il reste cependant difficile de savoir si cela impacte réellement la mortalité par pêche annuelle. **Trop souvent, les bénéfices de ces fermetures courtes sont dilapidés par la surcapacité dès la réouverture**

Ces restrictions peuvent également être appliquées à des zones de pêche dans l'objectif de protéger des espèces mobiles - exemple du Marlin de Baja Californie et du box maquereau (cf. Encarts ci-après).

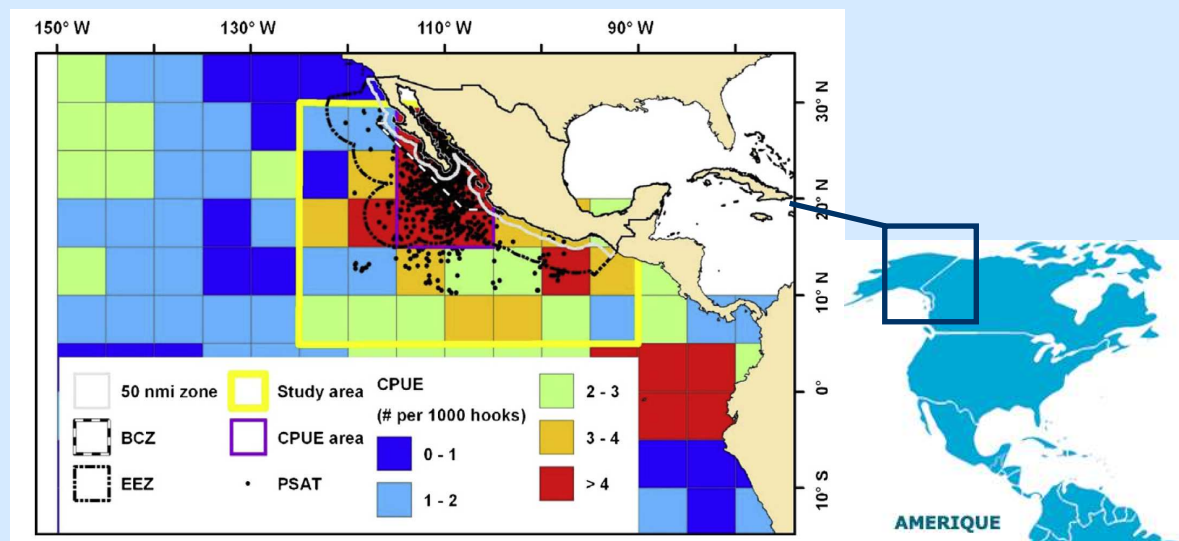
Encart 16 : Les effets biologiques d'une fermeture partielle et temporaire sur une espèce migratrice - exemple du Marlin de Baja California, Mexique

Les populations de marlins ont fortement diminué ces dernières années dans tous les océans. Ces espèces sont menacées et pêchées en grande quantité, en tant que prise accidentelle, par les pêcheries palangrières pélagiques. La pêche récréative peut également entraîner de fortes mortalités pour les populations de marlins, même si les pratiques qui consistent à relâcher volontairement et systématiquement les poissons pêchés se développent de plus en plus (avec un taux d'environ 99% pour les marlins blancs dans les pêcheries récréatives des Etats-Unis) (Jensen et al. 2010).

En 1977, une série de fermetures de la pêche à la palangre a été mise en place afin de réduire la mortalité par pêche des marlins de Baja California dans la zone économique exclusive du Mexique (Figure 20). L'étude de Jensen et al. (2010) met en place une analyse rétrospective des dynamiques de population de marlins afin d'examiner l'impact de ces fermetures successives. Les résultats montrent que les interdictions temporaires de pêche à la palangre dans la zone exclusive économique du Mexique entre 1977 et 1980 et entre 1984 et 1985 ont entraîné un effet rapide sur l'abondance local de Striped Marlin (*Tetrapturus audax*) : augmentation de 12 à 22% après la fermeture de quatre ans et de 6 à 12% suite à la fermeture de deux ans.

L'étude montre également que le marlin répond aux effets des épisodes extrêmes de El Nino (courant chaud) en étendant leur distribution à des zones qui sont habituellement trop froides ce qui peut également expliquer certaines variations de captures et ainsi s'ajouter à l'effet de réserve.

Figure 20 : Captures de marlin par unité d'effort (CPUE) des pêcheries palangrières moyennées sur la période 1964-1975. Zone des 50 miles nautiques du Mexique (trait gris). Zone de protection des marlins (BCZ, traits d'union noir et blanc). Zone économique exclusive mexicaine (traits d'union noirs) (Jensen et al. 2010)



Les résultats de l'analyse montrent que les mesures locales de gestion (fermeture) impactent directement les populations de marlins. Les effets des restrictions spatialisées appliquées aux pêcheries palangrières ont donc un effet direct sur une population migratrice dont l'aire de répartition dépasse largement l'échelle locale de gestion. Cet exemple illustre le fait que des mesures adaptées de gestion des pêches (restrictions spatialisée temporaires) peuvent avoir des conséquences bénéfiques pour des espèces migratrices sur lesquelles s'applique une forte mortalité par pêche dans les zones ciblées par ces mesures.

Source : Jensen et al. 2010

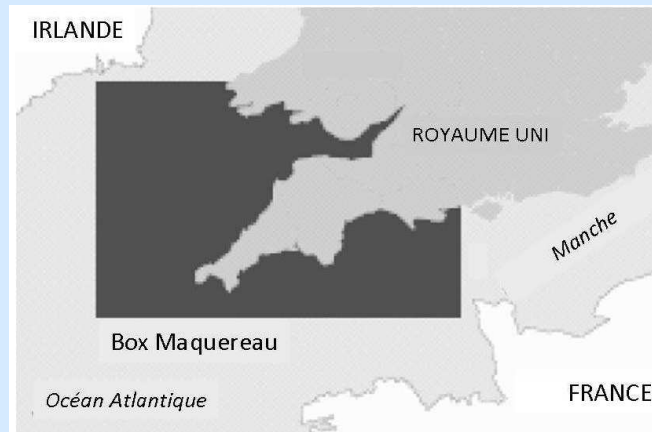
Encart 17 : Effets biologiques d'une fermeture partielle et permanente sur une espèce pélagique - exemple du Box Maquereau, Europe

Le Box maquereau est une restriction spatio-temporelle partielle et permanente. Il a été mis en place par la Commission Européenne au début des années 80 afin de protéger les juvéniles de maquereaux des prises accidentelles. Ce box couvre une surface de 67 000 km² au Sud-Ouest de l'Angleterre (cf. Figure 21).

Le box maquereau a pour objectif de protéger les populations de juvéniles de maquereaux capturés par les pêcheries ciblant les adultes dans la même zone. Les métiers ciblant cette espèce (senne, chalut pélagique) sont interdits à l'exception de la petite pêche côtière. Dans cette zone, les captures accessoires de maquereau réalisées par les autres métiers sont limitées (pas plus de 15 % en poids).

De récentes réglementations autorisent l'utilisation d'autres engins que les lignes et les filets maillants, sous réserve qu'au moins 75 % des captures à bord ne comprennent pas d'anchois, de hareng, de maquereau, de céphalopodes et de sardines. Pendant la saison du maquereau (octobre-avril), des mesures considérables sont prises pour assurer le respect de la réglementation à l'intérieur du box.

Figure 21 : Box maquereau (Mesnildrey et al. 2010)



Il est souvent délicat d'attribuer des frontières géographiques à des stocks capables de se déplacer sur de longues distances. Malgré les changements observés dans la distribution géographique des juvéniles de maquereau depuis la mise en place de box, la proportion des juvéniles localisés à l'intérieur du box par rapport à l'ensemble de la population non mature a augmenté et la mortalité des individus âgés de 0, 1 et 2 ans a été réduite de respectivement 83 %, 60 % et 20 %. Cet effet significatif est un argument de poids pour le maintien du box (Sweeting & Polunin, 2005). En 2002, le CIEM a jugé qu'il était préférable de maintenir le box maquereau afin de limiter les pertes de rendement potentiel et les risques pour le stock de reproducteurs.

Sources : Mesnildrey et al. 2010 et Sweeting & Polunin 2005

Encart 18 : ce qu'il faut retenir sur les restrictions spatio-temporelles

Les restrictions spatio-temporelles de pêche couvrent diverses situations et leurs effets varient en fonction des échelles, des espèces ou du groupe d'espèces ciblés du degré de protection, etc. D'une manière générale, ces restrictions ont pour objectif de réduire la mortalité par pêche sur certaines phases du cycle biologique d'une ou plusieurs espèces. L'exemple du Box de Trévoise, montre que si les effets sur le stock de morue semblent positifs, il est cependant difficile de dissocier ces effets dus à la protection d'autres facteurs tels que les conditions environnementales, le comportement des flottilles, etc. Ce mode de gestion n'est pas efficace de façon systématique et il convient dans ces systèmes de prévoir un encadrement adapté lors de la réouverture de la pêche pour ne pas perdre le bénéfice de l'effet de la fermeture (ICES 2007). Il s'agit de mesurer l'impact global et annuel (voire pluriannuel dans le cas de fermeture prolongées) de ces fermetures et non pas l'impact local sur la période de clôture afin de mesurer les effets réels de ces mesures sur les stocks et les écosystèmes.

1.7 Synthèse des limites et contraintes des mesures des effets

L'identification des effets biologiques des AMP présentés ci-dessus repose sur une revue de la littérature montrant qu'il existe une très grande variété d'AMP. Cependant, tous les types de réserves n'ont pas fait l'objet d'un suivi systématique sur le long terme et de nombreuses informations restent manquantes ou peu généralisables. On identifie ainsi un certain nombre de contraintes et limites pour l'analyse des effets des AMP :

■ Le manque d'information harmonisée

La revue de la littérature révèle un manque important d'informations dans certaines régions du globe. Des AMP existent dans ces régions mais aucune étude ne permet d'analyser leurs effets biologiques. La plupart des études disponibles se concentrent sur certains types d'habitats (récifs coralliens, rocheux, etc.) et peu concernent les zones sableuses par exemple (Lester et al. 2009). De plus, les réserves étudiées ciblent généralement les ressources récifales (souvent sédentaires) et les ressources benthodémersales (espèces modérément mobiles). Très peu d'AMP ont été mises en place pour préserver les ressources pélagiques, particulièrement mobiles. Il est donc difficile d'évaluer l'efficacité des AMP pour les espèces ne passant qu'un temps limité dans la zone protégée. Finalement, l'étude de réserves de tailles différentes mais contenant les mêmes groupes d'espèces au sein d'une même région serait également essentielle à la compréhension de l'influence de la taille des réserves sur les (leurs) effets biologiques.

■ L'absence de point 0

Dans beaucoup de cas, peu de données ont été collectées avant l'instauration des AMP ce qui entraîne l'absence de point de référence ou point 0. Pour pallier cet inconvénient, les études se basent sur une comparaison des données entre l'AMP et d'autres sites non protégés. Dans ce cas, l'effet réserve se trouve confondu avec la variabilité spatiale, voire spatio-temporelle des variables observées propre au milieu naturel (variation d'habitat, de peuplements, de profondeur, etc.). Certaines études justifient cette démarche en comparant les assemblages spécifiques selon les sites et les habitats (Edgar & Barrett 1999), ce qui permet d'écartier de l'analyse des sites ou des habitats dont les peuplements diffèrent trop fortement. Une autre manière de réaliser l'analyse est de prendre en compte des variables auxiliaires comme la saison, l'habitat, la profondeur ou la nature du substrat (Castilla & Bustamante 1989). Malheureusement, l'absence de contrôle expérimental sur ces variables auxiliaires empêche parfois une analyse rigoureuse de leurs effets conduisant à des résultats essentiellement descriptifs.

■ Les limites de l'évaluation des effets de la protection

Lorsque les réserves ne sont pas intégrales, autrement dit lorsque certaines activités, dont la pêche, sont autorisées, les effets observés peuvent ne pas être seulement le résultat de l'effet réserve. Dans tous les cas, il est très difficile d'identifier les effets dus à la réserve des changements environnementaux et climatiques (in Mesnildrey et al. 2010).

En effet, les liens entre les relations des espèces avec leur environnement et la réponse de ces espèces à la protection sont peu connus. Cependant, les objectifs de conservation des AMP seraient plus susceptibles d'être atteints si ces relations étaient connues.

Principaux enseignements : Ce qu'il faut retenir sur les effets biologiques des AMP

Malgré une variabilité importante selon les AMP (taille, degré de protection, etc.) et les espèces (notamment en fonction de leur mobilité), de nombreuses publications scientifiques montrent les effets bénéfiques des réserves intégrales et des AMP sur les populations exploitées à l'intérieur de leurs limites.

Dans le cas des réserves intégrales, les articles recensés mettent généralement en évidence des différences de richesse spécifique, d'abondance et de taille moyenne des poissons et des invertébrés marins entre les zones protégées et non protégées. Peu d'études ont collecté des données avant l'instauration des réserves. Aussi, l'« effet réserve » est évalué en comparant les données prélevées au sein de la réserve à des données provenant de zones similaires non protégées. De nombreuses études mettent également en évidence l'augmentation du potentiel reproducteur, le maintien des traits d'histoire de vie et l'augmentation de la résilience au sein des réserves intégrales.

Les effets des réserves intégrales à l'extérieur de leurs frontières sont moins étudiés. Néanmoins, certains effets ont été mis en évidence : le déplacement des individus adultes vers l'extérieur (effet de débordement ou effet spillover) et la diffusion des larves produites à l'intérieur de la réserve peuvent contribuer à l'amélioration du recrutement aux alentours. Les réserves peuvent également contribuer à limiter le risque d'effondrement des stocks et améliorer les rendements de certaines pêcheries artisanales adjacentes.

Les études scientifiques mettent en évidence le fait que les AMP, notamment les réserves intégrales, permettent de protéger les écosystèmes marins dans leur ensemble. Elles fournissent un refuge pour les espèces vulnérables et entraînent une augmentation des niveaux trophiques, de la diversité des habitats marins, de la richesse spécifique et de la résilience aux perturbations environnementales (in Mesnildrey et al. 2010). L'étude des effets biologiques des AMP sur les stocks et les écosystèmes au travers d'études de cas montre que, comparé à d'autres outils de gestion, les AMP ne peuvent être considérées comme un outil généralisable mais sont plutôt utilisées pour traiter des problèmes spécifiques ; leurs objectifs et leurs caractéristiques sont (ou doivent être) adaptés en fonction de la spécificité de chaque zone.

Il est important de faire la distinction entre les effets biologiques à court terme et ceux à long terme. Les bénéfices d'une AMP ne sont généralement pleinement observés qu'au bout d'une longue période (10 à 40 ans). La prise en compte des effets à court terme reste cependant indispensable pour la mise en place d'une nouvelle AMP. De plus, il faut noter qu'en cas de réouverture de l'AMP, la biomasse accumulée est rapidement consommée ; ainsi 5 à 10 ans de protection peuvent être annulés en 1 an de pêche (Russ & Alcalá, 1996).

Des effets secondaires peuvent apparaître à l'intérieur des AMP et il n'est donc nullement garanti que l'écosystème retourne à son état initial, même après une longue protection. De plus, les conséquences de la combinaison des changements induits sur les dynamiques des ressources et de l'exploitation sont difficiles à appréhender, notamment dans les zones situées à l'extérieur de l'AMP.

Le terme général d'AMP recouvre donc des réalités contrastées du point de vue de leurs effets potentiels sur les peuplements, les habitats, les écosystèmes, etc.



2. État de l'art des outils de mesures des impacts des AMP – Les dispositifs de suivi, les indicateurs

Les indicateurs et dispositifs de suivis doivent servir la gestion, aider l'ensemble des acteurs à prendre des décisions liés à la spatialisation des restrictions (zonage) ou à la régulation de l'effort de pêche, ...et à se concerter, pour faire évoluer les plans de gestion des AMP.

Le pilotage d'une AMP dans le temps requière la constitution d'une base de données organisée autour d'un ensemble d'indicateurs qui serviront pour le suivi et l'évaluation périodique des performances ainsi que pour le pilotage en continu. Ces indicateurs eux-mêmes servent de tableau de bord aux responsables de la gestion de l'AMP, en relation avec les objectifs recherchés.

Chaque pays de la CSRP dispose d'un système de suivi des ressources et de l'activité de pêche. Des données sont régulièrement collectées qui concernent les flottes, l'effort, l'emploi, les captures, les rendements, et les prix. La grande difficulté réside dans le fait qu'il manque généralement à ces systèmes de collecte et d'analyse des données, une dimension spatiale propre au suivi et à l'évaluation des AMP. Il en est de même pour ce qui concerne le suivi environnemental. Une application spécifique est donc nécessaire.

Dans sa dimension socio-économique, une telle application doit prendre en compte le suivi de l'activité de pêche à l'intérieur et à l'extérieur de l'AMP. Concernant le suivi à l'intérieur de l'AMP, il doit concerner l'ensemble des activités humaines et les effets possibles de l'AMP sur les communautés et autres parties prenantes directement et indirectement concernées.

Toute appréciation des effets et impacts repose sur une identification préalable des effets potentiels ou perçus, recherchés ou non. Une seconde étape consiste à établir une liaison robuste entre les objectifs généraux et spécifiques recherchés par la création d'une AMP et les composantes d'un système de suivi et d'évaluation. Cette démarche peut s'effectuer par l'identification d'indicateurs.

Par exemple, si l'un des objectifs spécifiques est d'avoir un impact positif ou neutre sur la sécurité alimentaire ou sur les moyens d'existence durable des communautés concernées, différents indicateurs peuvent être identifiés comme : la perception de la disponibilité du poisson, la distribution des revenus des ménages, la structure occupationnelle des ménages, l'accès au capital et la structure des investissements. Si l'un des objectifs de l'AMP est la protection totale de certaines zones, d'autres indicateurs peuvent être utilisés comme le niveau d'impact d'une telle disposition sur la ressource ou la perception des valeurs non marchandes et de non usage de la zone protégée.

2.1 Les indicateurs bio-écologiques

L'intérêt des aires marines protégées comme outil de gestion durable des pêches est toujours débattu dans la littérature. L'utilisation efficace des AMP comme outil de gestion des pêches requiert une étude spécifique des répartitions spatiales des espèces impactées, des écosystèmes et des communautés humaines. **Les AMP, couplées à d'autres outils de gestion peuvent permettre d'atteindre des objectifs de conservation des pêches et de la biodiversité mais leurs effets doivent être évalués de façon pertinente et adaptée (Hilborn et al. 2004).**

Deux approches principales permettent de fournir des indicateurs potentiels des effets des AMP. Ces deux approches sont utilisées pour évaluer les effets des AMP sur les pêcheries et la conservation biologique (Pelletier et al. 2008) et permettent de renseigner les indicateurs (sur leur valeur ou leur tendance):

1. l'analyse statistique de données de terrain fournissant un diagnostic sur l'impact des AMP sur les écosystèmes et les ressources,
2. la modélisation mathématique qui quantifie les conséquences des AMP sur la dynamique des populations, des communautés et des pêcheries et permettant d'explorer les conséquences de différentes configurations d'AMP et d'autres mesures de gestion (détaillé dans la partie 3).

Les indicateurs sont largement utilisés en écologie, et peuvent être regroupés sous le terme d'indicateurs écologiques ou d'indicateurs biologiques. Un indicateur est alors défini comme une variable qualitative ou quantitative qui peut être obtenue à partir de mesures directement sur le terrain ou indirectement à partir de modèles, et dont l'interprétation permet d'établir un diagnostic sur un effet écologique étudié (Boureau 2009, Pelletier et al. 2008). La FAO (Food and Agriculture Organisation) définit un indicateur comme le résultat d'une observation ou les sorties d'un modèle dont la valeur « indique » (renseigne) l'état présent et / ou les dynamiques du système écologique étudié (FAO 1999).

Les indicateurs écologiques sont largement utilisés dans l'approche écosystémique des pêches pour évaluer l'impact de la pêche sur les communautés (Rochet et al. 2003, Nicholson et al. 2004) mais également pour évaluer les performances de la gestion au regard des objectifs retenus.

L'utilisation des indicateurs écologiques dans l'évaluation de l'efficacité des AMP est plus récente et s'inspire largement des indicateurs mis en place et jugés cohérents dans l'évaluation des impacts de la pêche (Pelletier et al. 2008). On distingue les indicateurs de gestion (directement connectés à un objectif et à des valeurs de références) et les « indicateurs non formels » utilisés par les écologistes et les économistes pour leurs études.

Il est donc intéressant, avant de discuter de l'utilité des indicateurs biologiques dans la gestion des AMP, de s'intéresser dans un premier temps aux indicateurs existants et utilisés dans un contexte plus large de gestion des écosystèmes.

2.1.1 Utilisation des indicateurs bio-écologiques dans l'approche écosystémique des pêches

De nombreuses études ont été réalisées ces dernières années sur les indicateurs et leur utilisation dans l'Approche Ecosystémique des Pêches (AEP). En effet, les indicateurs sont nécessaires pour soutenir la mise en œuvre d'une AEP, en fournissant des informations sur l'état de l'écosystème, l'étendue et l'intensité de l'effort de pêche ou de la mortalité par pêche et les progrès de la gestion par rapport aux objectifs. Le nombre et le type d'indicateurs utilisés pour soutenir l'AEP varient en fonction des régions et selon les ressources disponibles pour le suivi, la mise en œuvre et la mesure de l'impact réel de la pêche (Rochet et al. 2007, Shin et al. 2005, Jennings 2005, Cury & Christensen 2005). Nous nous limiterons dans cette section aux indicateurs biologiques et écologiques. La vision globale de l'AEP appelle à considérer également une dimension économique et sociale dans les objectifs de gestion ; cette dimension est abordée dans le rapport dédié.



2.1.1.1 *Les indicateurs bio-écologiques existants*

A l'échelle du stock, les deux indicateurs les plus utilisés sont la **mortalité par pêche** et la **biomasse du stock reproducteur**, en lien avec l'objectif plus ou moins explicite de conserver une pression de pêche à un niveau soutenable en permettant le maintien de la capacité de reproduction du stock. Y sont parfois associés des indicateurs de répartition spatiale (barycentre, inertie, agrégation, etc.) ainsi que des indicateurs de mouvement (diffusivité, intensité des migrations, etc.) qui pourraient à l'avenir s'avérer utile pour le suivi des AMP. A l'échelle des écosystèmes, plusieurs indicateurs sont généralement nécessaires pour évaluer l'état d'une composante de l'écosystème. A l'inverse, un indicateur unique est parfois proposé pour évaluer l'état de plusieurs composantes (Shin et al. 2005). Ainsi, lorsque les composantes ne sont pas directement mesurables, l'indicateur permet de les estimer (Jennings, 2005). Cet indicateur doit permettre d'évaluer l'état des composantes de l'écosystème directement ou indirectement impactées par la pêche.

Les études sur les indicateurs recensent deux types d'indicateurs utiles dans l'approche écosystémique des pêches : les indicateurs d'état et les indicateurs de pression (Jennings 2005, Rochet et al. 2007). Les premiers décrivent l'état des composantes et des attributs de l'écosystème et les seconds fournissent de l'information sur les pressions affectant ces composantes et ces attributs. Les classifications existantes sont principalement basées sur des classes d'indicateurs (Rice 2000), les niveaux d'organisation (Rochet & Trenkel 2003) ou les objectifs de gestion poursuivis (Gislason et al. 2000).

De longues listes d'indicateurs ont été proposées par les scientifiques. Des groupes de travail internationaux (exemple du SCRO/IOC Working group – ICES 2005) ont été constitués dans le but d'établir et de développer des bases scientifiques pour l'utilisation des indicateurs dans la gestion écosystémique des pêches (Cury 2005, ICES 2005, Rochet & Trenkel 2003). Ces études passent en revue des descripteurs de population, de communauté ou d'habitats qui pourraient être utilisés comme indicateurs de l'impact de la pêche. A titre d'exemple, dans l'étude de Rochet et Trenkel (2003) les critères utilisés pour l'évaluation de divers indicateurs sont leur signification, leur sensibilité à la pêche, la spécificité de leur réponse à la pêche, et leur mesurabilité. Les indicateurs de population comme le taux de mortalité totale, le taux d'exploitation ou la taille moyenne sont, pour ces auteurs, les indicateurs les plus opérationnels car leur signification est claire, l'effet de la pêche sur leurs variations est bien compris et des points de référence peuvent être fixés. En revanche, les indicateurs fondés sur la composition spécifique des assemblages, comme les indices de diversité ou les analyses multivariées des abondances d'espèces, sont difficiles à interpréter et l'effet de la pêche sur eux est parfois imprévisible. De nouveaux indicateurs potentiels sont aussi proposés : le changement de mortalité par pêche nécessaire pour inverser le taux de croissance de la population, la proportion d'espèces non commerciales dans la communauté, et la taille moyenne dans la communauté (en poids ou en longueur). Shin et al. (2005) s'intéresse à l'utilité et à la pertinence des indicateurs basés sur des tailles moyennes dans l'approche écosystémique des pêches. Leur pertinence est évaluée suivant la quantité de données nécessaires à leur élaboration, les biais potentiels, la disponibilité des séries temporelles, et leur réactivité ou modalité d'évolution en réponse à la pression de pêche. Ces indicateurs incluent la taille moyenne à l'échelle des communautés et des populations, la taille moyenne maximale dans une communauté, et l'analyse des spectres de taille.

Les listes d'indicateurs écosystémiques étant très nombreuses (et non stabilisées à l'heure actuelle), il est évidemment impossible d'en faire une présentation exhaustive.

A titre d'illustration représentative, 2 exemples sont présentés :

- une liste minimale de 3 indicateurs identifiés comme pertinents pour l'étude des écosystèmes finistériens (Chassot 2005) (cf. Encart 19),

- une liste plus complète d'indicateurs écosystémiques (Shin & Shannon 2010) (cf. Encart 20).

Encart 19 : Exemple et caractérisation de quelques indicateurs pertinents dans l'approche écosystémique des pêches

La diversité

Le concept de diversité est intimement lié à l'émergence de l'écologie, visant principalement à la compréhension des facteurs responsables de la structuration et de l'organisation des espèces et des communautés. Le maintien de la biodiversité constitue l'un des objectifs majeurs revendiqué par de nombreux traités et codes internationaux (pour exemple FAO 1995). La biodiversité renvoie à la notion de résilience et de capacité de résistance des écosystèmes à des impacts anthropiques ou environnementaux (Garcia et al. 2003). Un grand nombre d'indices ont été développés afin de mesurer la diversité (Rochet & Trenkel 2003). Les indicateurs de diversité sont sensibles aux techniques et à l'effort d'échantillonnage, aux échelles de mesure et varient généralement plus sous l'influence des facteurs naturels qu'anthropiques, ce qui limite leur pertinence pour évaluer les effets de la pêche (Rochet & Trenkel 2003).

Le spectre de taille

Le spectre de taille en biomasse (ou en nombre) représente la distribution de la biomasse (ou de l'effectif) par unité de surface en fonction de la taille des organismes d'un écosystème. Dans l'environnement marin, la forme du spectre de taille est caractérisée par une grande stabilité malgré la variabilité de la composition spécifique des communautés. En affectant les poissons de grande taille, favorisant éventuellement un relâchement de prédation sur les individus de petite taille, la pêche est supposée modifier la pente et l'ordonnée à l'origine du spectre de taille.

Les indicateurs trophodynamiques

Des indicateurs « trophodynamiques » ont été dérivés des nombreux travaux portant sur la structure trophique et les flux de matière et d'énergie au sein des écosystèmes marins (exemple de Rochet & Trenkel 2003). Certains de ces indicateurs ont pour objectif de décrire les changements de composition trophique dus à l'impact de la pêche. En particulier, le ratio entre les débarquements des espèces pélagiques et démerso-benthiques (P/D) tend généralement à diminuer lorsque l'intensité de pêche augmente. En affectant à chaque espèce un niveau trophique moyen, Pauly et al. (1998) ont mis en évidence une diminution significative au cours du temps du niveau trophique moyen des captures, à l'échelle du globe.

Les modifications de la composition spécifique des débarquements montrent une tendance progressive à exploiter des espèces situées de plus en plus bas dans la chaîne trophique.

Enfin, on notera que le niveau trophique moyen peut également être calculé, non pas sur les captures, mais directement sur les biomasses présentes dans l'écosystème à partir de données des campagnes d'observation scientifique. Le niveau trophique moyen pour tous les organismes supérieurs à $M=3.5$ constitue le « Marine Trophic Index » (MTI), qui est considéré comme une mesure de la biodiversité fonctionnelle présente au sein de l'écosystème (Pauly & Watson 2005). Le MTI fait aujourd'hui parti des indicateurs d'impact anthropique, retenu par la Convention sur la Diversité Biologique (CBD).

Finalement, toujours dans les métriques trophiques, la construction de spectres trophiques (Gascuel et al. 2005) met en évidence les éventuels changements de distribution de la biomasse en fonction du niveau trophique.

Sources : Chassot 2005, Pauly et al. 1998, Rochet & Trenkel 2003, Garcia et al. 2003, Gascuel et al. 2005, Pauly & Watson 2005.



Encart 20 : Exemple d'une liste d'indicateurs écosystémiques

Shin et al. (2010) proposent une liste d'indicateurs pour l'évaluation, la comparaison et la communication sur le statut écologique des ressources exploitées. Il s'agit de traduire les changements et les impacts sur les écosystèmes en mesures de gestion qui pourraient être évaluées pour leur efficacité.

Un groupe de travail, Indiseas a été mis en place en 2005, sous la supervision du réseau Eur-Oceans, Réseau européen d'excellence, afin d'étudier et de revoir les indicateurs de l'AEP existants (grande diversité et nombreux critères de sélection). Dans sa première phase, Indiseas a sélectionné 8 indicateurs pour l'évaluation de 19 écosystèmes sélectionnés et pour l'évaluation de leurs évolutions dans le temps.

L'objectif du Groupe de travail IndiSeas n'était pas de développer de nouveaux indicateurs, mais plutôt d'utiliser des critères de sélection spécifiques afin de sélectionner un ensemble représentatif, réalisable en pratique et significatif d'indicateurs parmi ceux existants.

Les critères de sélection retenus sont :

- l'importance écologique (c'est à dire les processus sous-jacents essentiels à la compréhension du fonctionnement et de la structure des écosystèmes marins et aquatiques)
- la mesurabilité : la disponibilité des données nécessaires au calcul des indicateurs
- la sensibilité à la pression de pêche
- la sensibilisation du grand public

En plus de ces critères de sélection pratiques, les indicateurs ont été sélectionnés pour répondre à quatre objectifs de gestion spécifiques : la conservation de la biodiversité (CB), la stabilité des écosystèmes et leur capacité de résistance aux perturbations (SR), la structure des écosystèmes et leur fonctionnement (SF) et le potentiel des ressources (PR).

Le critère le plus contraignant a été celui de la disponibilité des données (à partir d'observations ou de modèles). En effet, dans certains écosystèmes, les données requises pour calculer les indicateurs retenus n'ont pas été recueillis ou encore ne sont pas facilement disponibles.

Tableau 3 : Liste minimal des indicateurs écosystémiques avec les objectifs de gestion correspondant (conservation de la biodiversité (CB), stabilité des écosystèmes et capacité de résistance aux perturbations (SR), structure des écosystèmes et fonctionnement (SF) potentiel des ressources (PR))

Indicateurs	Utilisation (Etat (E) ou Tendance (T))	Objectif de gestion
Biomasse totale des espèces étudiées	T	PR
Inverse de la pression de pêche [1/(débarquements / biomasse)]	T	PR
Taille moyenne des individus de la communauté	E, T	SF
Niveau trophique des débarquements	E, T	SF
Proportion des stocks sous-exploités ou modérément exploités	E	CB
Proportion des prédateurs	E, T	CB
Durée de vie moyenne	E, T	SR
Stabilité de la biomasse [1/Coefficient de variation de la biomasse totale]	E	SR

La méthodologie et les résultats de cette étude sont détaillés sur le site .

Sources : Shin & Shannon 2010.



A titre d'exemple, il est intéressant d'évoquer les premières étapes de mise en place d'une liste harmonisée d'indicateurs vers l'évaluation des écosystèmes menée dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).

La DCSMM définit le bon état écologique des écosystèmes fondé sur l'étude des 11 descripteurs qualitatifs suivants (cf. Encart ci-après) : biodiversité, abondance des espèces non indigènes, abondance des poissons et crustacés d'intérêt halieutique, structure des réseaux trophiques marins, niveau d'eutrophisation, intégrité des fonds marins, concentration des contaminants, qualité des produits destinés à la consommation humaine, propriété et quantité des déchets marins, niveau d'énergie y compris sources sonores sous-marines. Cette liste de descripteurs devra aboutir à la définition d'indicateurs restant largement à définir.



Encart 21 : Un exemple de description du bon état écologique - les descripteurs définis dans la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

La directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) 2008/56/CE du 17 juin 2008 établit un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin. Elle a été publiée le 25 juin 2008. **L'objectif de la directive cadre stratégie pour le milieu marin est de prendre toutes les mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin au plus tard en 2020**, en appliquant à la gestion des activités humaines, une approche fondée notamment sur la notion d'écosystème. Il s'agit également de prévenir le déclin de la biodiversité. Pour atteindre ce bon état écologique des écosystèmes d'ici 2020, une programmation en 4 étapes a été établie dans la DCSMM, valable pour chaque état membre :

- Diagnostic – évaluation des écosystèmes (échéance 2012)
- Définition du bon état écologique (échéance 2012)
- Définition d'objectifs environnementaux et indicateurs associés (échéance 2012)
- Programme de surveillance (échéance 2014)

La liste des descripteurs du bon état écologique devant aboutir à la définition d'indicateurs comprend 11 descripteurs (Annexe I de la DCSMM) :

n°	descripteurs
1	La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.
2	Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes.
3	Les populations de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock
4	Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités rep
5	L'eutrophisation d'origine humaine, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond, est réduite
6	Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés.
7	Une modification permanente des conditions hydrographiques ne nuit pas aux écosystèmes marins.
8	Le niveau de concentration des contaminants ne provoque pas d'effets dus à la pollution.
9	Les quantités de contaminants présents dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine ne dépassent pas les seuils fixés par la législation communautaire ou autres normes applicables.
10	Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin.
11	L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin.

Ces descripteurs généraux peuvent être utile dans l'évaluation de l'état de conservation des écosystèmes et doivent être priorisés en fonction des objectifs de gestion de cet écosystème afin d'évaluer l'efficacité du système mis en place.

Source : Texte résumé <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-mise-en-oeuvre-de-la-directive>

2.1.1.2 Un bon « Etat zéro » : l'importance des points de référence

Le choix des indicateurs est principalement basé sur les objectifs opérationnels de gestion spécifiques à chaque écosystème. Les progrès dans la gestion sont donc mesurés à partir des valeurs enregistrées ou des tendances des différents indicateurs comparés à un point de référence (FAO 2003). Une référence « idéale » ou absolue serait la situation à l'état vierge, soit en l'absence d'exploitation et plus généralement de tout impact anthropique. Il est cependant rare de pouvoir disposer d'information sur cette situation. En outre, il est généralement admis que l'homme faisant partie de l'écosystème, il est logique qu'il ait un impact ; la situation dite « vierge » ne peut dès lors plus être considérée comme la référence à rechercher. Un point de référence indique donc un état particulier d'un indicateur appliqué à une pêcherie, correspondant à une situation jugée désirable (Point de Référence Cible, PRC) ou indésirable et nécessitant une action immédiate (Points de Référence Limite et Seuil, PRL et PRS). Les points de référence se rapportent directement aux objectifs de gestion de l'écosystème (PRC) ou aux contraintes appliquées au système (par exemple les PRL). La cible et la limite peuvent être quantitatives (par exemple une valeur cible à laquelle la valeur de l'indicateur devrait être maintenue, ou une limite spécifiée que la valeur de l'indicateur ne devrait pas dépasser). Les indicateurs peuvent exprimer une tendance (par exemple l'indicateur devrait augmenter pendant la durée du plan). La position et la tendance de l'indicateur par rapport aux points de référence ou valeurs cibles ou limites indique et qualifie la situation présente et la dynamique du système (FAO 2003).

De nombreuses études se concentrent sur la définition de points de référence. Cependant, il est important de souligner que les valeurs seuils ainsi déterminées sont susceptibles d'évoluer. L'AEP stipule qu'il convient dans chaque situation concrète de rechercher un impact minimum sur les ressources exploitées et les écosystèmes. Ce principe de minimisation doit évidemment être compris en référence à une situation d'exploitation et climatique donnée et est donc susceptible d'évoluer constamment dans le temps sans que l'on puisse définir de valeur seuil stable sur le long terme (Gascuel 2009).

Face à la complexité des écosystèmes et de leurs dynamiques, une approche envisagée est donc de s'intéresser à certaines de leurs propriétés supposées nécessaires et caractéristiques de leur fonctionnement. Une part importante du travail sur les indicateurs dans l'approche écosystémique des pêches porte sur les effets de la pêche sur des indices d'écologie des communautés et sur la définition de points de référence (Jennings 2005, Chassot 2005, Rochet et al. 2008).

2.1.2 Utilisation des indicateurs bio-écologiques dans la gestion des Aires Marines Protégées

Dans une approche d'évaluation de l'efficacité des AMP sur la durabilité des écosystèmes, les indicateurs sont utilisés pour montrer, notamment, les impacts de l'absence de pêche en comparaison aux zones adjacentes pêchées ou en comparaison avec la situation antérieure à la mise en réserve. Les indicateurs utilisés sont de ce fait et assez logiquement très proches de ceux utilisés dans une approche écosystémique des pêches.

Après la mise en place d'une AMP, la revue des principaux effets biologiques des AMP sur les écosystèmes montre que les écosystèmes sont affectés à l'intérieur des frontières de l'AMP dans un premier temps puis à une plus large échelle ensuite. L'évaluation de l'efficacité écologique des AMP repose donc sur une analyse des effets biologiques à l'intérieur et à l'extérieur des frontières de la réserve à court et à long terme. L'échelle spatiale dépendra directement de la connectivité des écosystèmes de la zone d'étude et de la réponse à la protection.



La diversité des effets des AMP sur les écosystèmes et leurs ressources requiert généralement de nombreux indicateurs.

Un indicateur bio-écologique de performance des AMP se doit d'être suffisamment complexe pour capturer les principales informations écologiques mais également suffisamment simple pour être compréhensible et mis à jours régulièrement.

Plusieurs programmes de recherche récents identifient des listes d'indicateurs potentiellement intéressants pour l'évaluation de la performance des AMP. Nous en présenterons ici 3 principaux.

- (1) Dans le guide de l'UICN « Comment va votre AMP ? » (Pomeroy et al. 2006)⁶, une liste des principaux indicateurs pour l'évaluation de l'efficacité d'une AMP est proposée.
- (2) Dans le projet Liteau II-AMP, PAMPA (Développement d'outils diagnostics et exploratoires d'aide à la décision pour évaluer la performance d'Aires Marines Protégées)⁷, les indicateurs biologiques potentiels sélectionnés sont classés en fonction de l'échelle de temps (à laquelle l'effet ainsi évalué se réfère) et de l'effet qu'ils renseignent : un même indicateur peut permettre d'évaluer plusieurs effets attendus de l'AMP et un effet peut être évalué par plusieurs indicateurs.
- (3) Le projet AMPHORE (Aires Marines Protégées et gestion Halieutique par Optimisation des Ressources et des Ecosystèmes)⁸, propose une sélection et une hiérarchisation des indicateurs en fonction des objectifs spécifiques des AMP.

2.1.2.1 Les indicateurs biologiques potentiels définis par Pomeroy et al.

Les 10 indicateurs biologiques et physiques présentés dans ce guide se rapportent à l'une des trois catégories suivantes : biotique, abiotique et aérienne. Les six premiers indicateurs (B1 – B6) sont utilisés pour évaluer le contexte biotique à l'intérieur et à l'extérieur de l'AMP. Les indicateurs B1 et B2 permettent d'examiner l'état des populations d'espèces. Les indicateurs B3 à B6 visent à caractériser les conditions écologiques. L'indicateur B7 est un indicateur quasi-biotique qui mesure le niveau de certains des produits biologiques générés à partir du milieu marin (à l'intérieur et à l'extérieur de l'AMP). Il évalue les tendances concernant les méthodes d'exploitation, le rendement et les efforts dans le domaine de la pêche de façon à refléter la productivité et la santé des stocks exploités. B8 est le seul indicateur présenté dans ce guide qui permet d'évaluer les conditions abiotiques du milieu marin. Enfin, les indicateurs B9 et B10 sont des mesures localisées des changements biophysiques observés.

Ces indicateurs peuvent être classifiés en fonction des objectifs et buts biophysiques pour lesquels ils apportent une information contribuant à leur évaluation : maintien ou protection des ressources marines, restauration des zones dégradées, etc. (Pomeroy et al. 2006).

⁶ Document disponible sur : <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/PAPS-012-Fr.pdf>

⁷ Projet Liteau II-AMP (Développement d'outils diagnostics et exploratoires d'aide à la décision pour évaluer la performance d'Aires Marines Protégées) financé par le Ministère français de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement et mis en place en aout 2004 pour une durée de deux ans

⁸ Projet financé par l'ANR (Agence Nationale de la Recherche) et mis en place en 2008 pour une durée de quatre ans

Correspondance entre les indicateurs biophysiques et les buts et objectifs communs

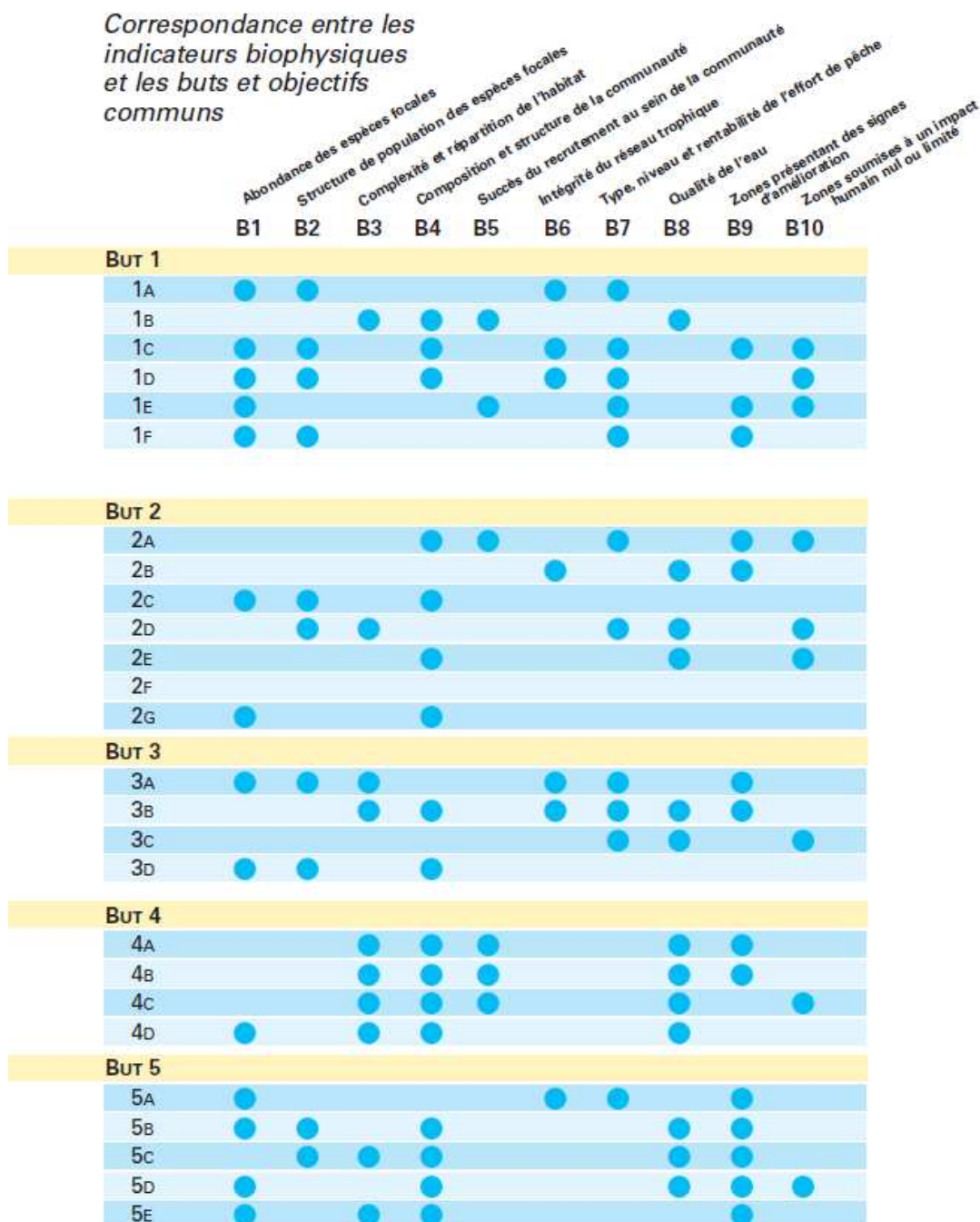


Figure 22 : Liste des indicateurs biophysiques potentiels pour l'évaluation de l'efficacité des AMP (Pomeroy et al. 2006)

■ **BUT 1 Maintien ou protection des ressources marines**

1A Rétablissement ou maintien à des points de référence choisis des populations d'espèces cibles utilisées à des fins extractives ou non extractives

1B Prévention des pertes de diversité biologique et de la dynamique et de la structure de l'écosystème

1C Protection des populations d'espèces cibles utilisées à des fins extractives ou non extractives contre les captures sur sites et/ou au cours des stades biologiques où elles deviennent vulnérables

1D Réduction, prévention ou interdiction totale de la surexploitation des ressources marines vivantes ou non vivantes



1E Amélioration ou maintien du rendement des captures dans les zones de pêche situées à proximité immédiate de l'AMP

1F Accroissement ou maintien du taux de régénération des stocks halieutiques au sein de l'AMP

■ BUT 2 Protection de la diversité biologique

2A Représentation et protection suffisante des écosystèmes, communautés, habitats, espèces et patrimoines génétiques locaux

2B Maintien des fonctions de l'écosystème

2C Protection des espèces rares, à distribution restreinte ou endémiques

2D Protection des zones essentielles pour les différents stades biologiques des espèces

2E Élimination ou diminution des menaces et des impacts anthropiques à l'intérieur et/ou à l'extérieur de l'AMP

2F Juste répartition sur l'ensemble de l'AMP des risques de perturbations ingérables

2G Éradication ou prévention de l'établissement d'espèces et génotypes étrangers et envahissants

■ BUT 3 Protection des espèces individuelles

3A Accroissement ou maintien de l'abondance des espèces focales

3B Rétablissement ou maintien de l'habitat et des fonctions de l'écosystème nécessaires à la survie des espèces focales

3C Élimination ou diminution des menaces et des impacts anthropiques à l'intérieur et/ou à l'extérieur de l'AMP

3D Éradication ou prévention de l'établissement d'espèces et génotypes étrangers et envahissants

■ BUT 4 Protection des habitats

4A Rétablissement et/ou maintien de la qualité et/ou de la quantité des habitats

4B Protection des processus écologiques indispensables à l'existence des habitats

4C Élimination ou diminution des menaces et des impacts anthropiques à l'intérieur et/ou à l'extérieur de l'AMP

4D Éradication ou prévention de l'établissement d'espèces et génotypes étrangers et envahissants

■ BUT 5 Restauration des zones dégradées

5A Rétablissement des populations d'espèces indigènes à des points de référence choisis

5B Restauration des fonctions de l'écosystème

5C Restauration ou réhabilitation de la qualité et/ou de la quantité des habitats

5D Élimination ou diminution des menaces et des impacts anthropiques à l'intérieur et/ou à l'extérieur de l'AMP

5E Éradication ou prévention de l'établissement d'espèces et génotypes étrangers et envahissants

Les auteurs soulignent la complexité et le besoin en donnée en lien avec l'utilisation de certains de ces indicateurs.

Il est donc nécessaire de disposer, pour certains indicateurs, d'un grand nombre de données, fiables, aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'AMP.

2.1.2.2 *Les indicateurs biologiques potentiels définis dans le projet PAMPA*

La synthèse de Pelletier et al. (2008) établit une liste des indicateurs potentiellement intéressants pour l'évaluation des effets biologiques des AMP (Tableau 4). Ces indicateurs peuvent reposer à la fois sur des modèles dynamiques ou sur l'analyse des données de terrain.

Du point de vue de la gestion des pêches, les métriques basées sur des modèles des pêches spatialement explicites et structurés en âge peuvent être utiles afin d'évaluer les conséquences des AMP et des mesures de gestion des pêches adjacentes sur les populations. L'abondance, la biomasse et la distribution par âges renseignent sur l'état de la population ; alors que le taux de croissance asymptotique, le risque d'effondrement et les variations d'abondance renseignent sur sa dynamique.

Tableau 4 : Liste des indicateurs écologiques potentiels pour l'évaluation de l'efficacité des AMP issue d'une revue de la littérature. Des métriques additionnelles (non issues de la littérature) sont suggérées en italique (Pelletier et al. 2008)

Echelle de temps	Effets	Indicateurs empiriques	Indicateurs basés sur les modèles mathématiques
Effets à court terme	Protection des stocks critiques de reproducteurs	Biomasse totale, biomasse par famille	Biomasse (totale ou par patch)
		Densité totale, densité des espèces exploitées, densité par groupe trophique, par famille ou par stade de maturité des espèces	Abondance (totale, par patch ou par sous-population)
		Distribution des espèces par groupe de taille	Abondance et biomasse de reproducteurs
		<i>Biomasse par espèce ou par genre, densité par espèce ou par genre, CPUE par espèce</i>	Taux de croissance asymptotique (modèle de Leslie) Risque d'effondrement de la population (performance)
	Réhabilitation de la structure d'âge des populations	Distribution des espèces par groupe de taille	Abondance et biomasse de reproducteurs
		<i>Taille moyenne par espèce ou par genre</i>	Distribution stable par âge (modèle de Leslie)
		<i>Biomasse par espèce ou par genre</i>	
	Restauration de la structure d'assemblage	Profil de densité par espèce	Capture ou biomasse par composante des communautés (modèles trophodynamiques)
		<i>Richesse spécifique par famille</i>	Spectres de taille ou de biomasse
	Exportation de biomasse	Données de mouvements, domaine vital, fidélité aux sites	
			Biomasse (par sous-population ou par patch)
			Captures par patch
Effets à moyen terme	Protection de la biodiversité	Richesse spécifique totale	Captures ou biomasse (totales ou par groupe)
		<i>Autre indice de diversité</i>	Spectres de taille ou de biomasse
	Effets indirects sur les algues et les invertébrés	Couverture benthique	<i>Abondance des invertébrés</i>
		<i>Densité par espèce ou par genre</i>	<i>Abondance des algues</i>
	Augmentation des rendements par pêche	<i>CPUE par espèce</i>	Rendement à l'équilibre (basé sur des modèles de rendement par recrue), rendements à court terme en fonction de l'effort et métriques économiques
	Augmentation de la stabilité et de la résilience des populations	<i>Variation de densités</i>	Risque d'effondrement des populations
		<i>Variation des CPUE</i>	Taux de croissance asymptotique (modèle de Leslie)

Si les indicateurs empiriques et ceux obtenus à partir de modèles apparaissent identiques (la biomasse peut être obtenue à partir de données d'observation ou d'un modèle) (cf. Tableau 4), ils diffèrent par leur échelles spatiales, temporelles et écologiques. Les approches empiriques (observation visuelle ou vidéo, pêches expérimentales) sont largement contraintes par l'échelle d'observation le plus souvent locale. Ces approches permettent d'observer une grande partie des espèces présentes et d'estimer les métriques (et ainsi les indicateurs) à l'échelle des communautés. Ils permettent généralement de caractériser l'état présent et (si les données historiques comparables existent) d'analyser les évolutions observées dans le passé. A l'inverse, les modèles dynamiques se concentrent sur les effets sur le système dans son ensemble, que le



système se réfère aux pêcheries, aux communautés de poisson ou à une population unique de poissons. Ils couvrent une période de temps généralement plus longue et permettent généralement de faire des prévisions ou de simuler les effets potentiels de différentes mesures de gestion ou de différentes évolutions possibles des caractéristiques de l'environnement. Ils permettent donc d'obtenir un aperçu de la durabilité des ressources et de l'exploitation qui ne peuvent être appréhendés à l'échelle locale uniquement (in Pelletier et al. 2008).

Ainsi, on distingue deux types d'indicateurs, les indicateurs empiriques (observés et calculés à partir des observations) et les indicateurs simulés (modélisés). Les premiers sont « locaux » dans l'espace mais aussi dans le temps, alors que les seconds sont « globaux » dans l'espace (ils englobent le plus souvent toute la communauté) et peuvent couvrir tout le vecteur du temps (passé et futur).

2.1.2.3 Les indicateurs biologiques potentiels définis dans le projet AMPHORE

La réflexion menée dans le cadre du projet AMPHORE propose une sélection et une hiérarchisation des indicateurs en fonction des objectifs spécifiques des AMP. Au total sept indicateurs ont été sélectionnés, et répartis selon l'objectif « annoncé » lors de la mise en place de l'AMP : objectif de conservation de la biodiversité ou objectif d'exploitation durable des ressources halieutiques. Ils sont ensuite divisés en deux catégories suivant l'échelle d'estimation : échelle des populations ou des communautés.

Tableau 5 : Définition des indicateurs selon le principal objectif de la mise en place de l'AMP - Projet AMPHORE

	Objectif de « Conservation »	Objectif de « Exploitation durable »
Population	Ln de l'abondance de chaque population i ($\ln(N_i)$)	Ln de l'abondance de chaque population i ($\ln(N_i)$)
	Longueur moyenne de chaque population i (L_{bari})	Longueur moyenne de chaque population i (L_{bari})
Communauté	Ln de l'abondance de l'ensemble des populations ($\ln(N)$)	Ln de l'abondance de l'ensemble des populations ($\ln(N)$)
	La diversité de Simpson (1-D) au sein de la communauté	Longueur moyenne des individus dans la communauté (L_{bar})
	Biomasse totale des espèces vulnérables (W_{vuln}) ⁹	Biomasse totale des espèces cibles (W_{cible}) ¹⁰

Les données nécessaires au calcul des indicateurs sont des suivis d'abondance, de biomasse et de taille des espèces. Toutes les espèces commerciales et non-commerciales devraient être prises en compte. Parmi les indicateurs sélectionnés, deux d'entre eux nécessitent une certaine connaissance de l'écosystème (W_{vuln} et W_{cible}). Ces indicateurs sont basés respectivement sur la liste des espèces vulnérables et celles des espèces cibles.

Les données doivent provenir de mesures réalisées avant et après la mise en réserve mais aussi à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve. Ce suivi doit contenir un nombre suffisant de stations

⁹ Espèces sur les listes locales des espèces vulnérables et espèces présentant de faibles ratio P/B (Production/Biomasse)

¹⁰ Les 10 espèces / genres les plus pêchées (calculé sur la biomasse totale d'espèces sur l'ensemble des années et / ou des zones du jeu de données contraintes par l'engin de pêche)

d'échantillonnage (en fonction de la taille de l'AMP) comparables entre elles (contexte environnementaux similaires) afin de réduire au maximum les effets de la variabilité environnementale, et d'analyser au mieux les effets de la protection.

Une fois les indicateurs calculés, le projet AMPHORE propose une méthode de combinaison de ces indicateurs, puis de standardisation afin d'aboutir à un diagnostic final pluridisciplinaires. L'intégration de l'ensemble des diagnostics provenant des trois disciplines (la bio-écologie, la socio-économie et la gouvernance) s'effectue à l'aide d'un outil de représentation commune : le radar plot.

Encart 22 : ce qu'il faut retenir sur les indicateurs bio-écologiques

La mesure d'indicateurs écologiques permet donc de caractériser les écosystèmes et leurs évolutions sous l'effet de la protection potentiellement introduite par la création d'une AMP. Il existe de nombreux indicateurs pouvant être regroupés en fonction de l'échelle de temps qu'ils couvrent, et des effets qu'ils renseignent. Une liste d'indicateur pertinent peut être définie au regard des objectifs de l'AMP (exemple du projet AMPHORE).

Les interférences entre les effets directs de la protection et la variabilité naturelle des systèmes peut biaiser l'évaluation de l'efficacité d'une AMP. Cependant, des méthodes d'échantillonnages réguliers avant et après la mise en place de l'AMP à la fois à l'intérieur et à l'extérieur de ces frontières et en plusieurs points de contrôle permettent de limiter ces biais. Ainsi, de multiples points de contrôle doivent être mis en place pour isoler l'effet de la variabilité naturelle de celui de l'AMP. L'importance de la différence entre la moyenne des relevés au sein de l'AMP et la moyenne sur les points de contrôle extérieurs est donc analysée en intégrant la variabilité naturelle du système, elle-même estimée au travers des différences entre les points de contrôle extérieurs (Edgar et al. 2004, Micheli et al. 2005, Pelletier et al. 2008).

Une autre amélioration réside dans la prise en compte des habitats. En effet, les habitats représentent une source importante de variabilité pour les communautés de poissons (Micheli et al. 2005, Pelletier et al. 2008). Ainsi, les informations sur l'habitat, et de manière plus générale, les composantes de la variabilité spatiale, doivent être intégrées dans les modèles et dans les interprétations afin de réduire la variabilité (Micheli et al. 2005, Ferraris et al. 2005).

Il est important de préciser que la mesure de ces indicateurs nécessite des capacités, des disponibilités et des ressources humaines importantes. De plus, tous ces indicateurs ne sont pas appropriés à l'ensemble des AMP.

Enfin, il faut noter qu'il est souvent préférable de se limiter à un nombre restreint d'indicateurs, à vocation synthétique et aisément reproductibles dans le temps.

2.2 Suivi bio-écologique des AMP et des pêches et dispositifs de suivi

- Le suivi joue un rôle essentiel dans la gestion des AMP. Il fournit l'information indispensable à la prise de décision de gestion et à la mesure des impacts de ces décisions. Le suivi biologique vise à mesurer l'évolution de l'état de santé des milieux, des populations et de la biodiversité à l'intérieur mais aussi à l'extérieur des AMP et ainsi à renseigner une liste d'indicateurs définie suivant les objectifs spécifiques de la réserve.
- La méthode d'évaluation des effets des AMP doit être choisie en fonction des objectifs et du type de l'AMP. En effet, le suivi scientifique des réserves intégrales, lorsque les restrictions d'accès sont bien respectées, est relativement aisé à analyser : toutes les activités étant



prohibées il est généralement possible de savoir si les effets observés sont dus à un effet réserve. Lorsque les AMP ne sont pas des réserves intégrales, autrement dit lorsque certaines activités, dont la pêche, sont autorisées, les effets observés peuvent ne pas être le résultat de la mise en réserve. Dans tous les cas, il est très difficile de séparer les effets dus à la protection de ceux dus à des changements environnementaux.

2.2.1 Deux méthodes de suivi des effets biologiques

Afin de renseigner les indicateurs et le suivi, il est nécessaire de mettre en place une méthodologie d'évaluation des effets. Deux approches existent et se complètent : l'approche empirique basée sur des données de terrain et l'approche par modélisation mathématique.

2.2.1.1 *Evaluer les effets biologiques des AMP par l'analyse des données de terrain*

L'analyse des effets bio-écologiques est souvent réalisée au travers d'études de données de terrain (Pelletier et al. 2008). De nombreuses études ont évalué l'impact des AMP sur les populations de poissons et sur les organismes marins (Russ et al. 2002, Halpern et al. 2003, Stockwell et al. 2009, Shears et al. 2003, etc.). La majorité de ces études se rapporte aux données d'observation pour évaluer les effets de la mise en place d'AMP sur les écosystèmes. La plupart des documents se sont intéressés à évaluer les effets directs des AMP (souvent des réserves intégrales) sur la restauration des populations et la structure des assemblages au sein des réserves, qui sont couramment étudiés au travers des réponses biologiques (telles que les densités, les biomasses, les tailles moyennes, la richesse spécifique et d'autres indices de diversité) analysées au sein des réserves et à l'extérieur dans des zones comparables.

La plupart des études mettent en œuvre une analyse statistique des réponses biologiques. Les techniques les plus souvent utilisés sont les tests paramétriques et non paramétriques univariés et des modèles univariés linéaires généraux impliquant des facteurs de conception tels que la localisation et le temps (Babcock et al. 1999, Chiappone et al. 2000, Willis et al. 2003). Certaines études récentes utilisent des méthodes inférentielles multivariées (Micheli et al. 2005, Claudet et al. 2006).

Méthodes d'acquisition de données de terrain

Afin de renseigner les métriques, il est indispensable d'effectuer de nombreux relevés réguliers sur le terrain. Il existe pour cela différentes méthodes d'acquisition de données.

Certaines méthodes d'acquisition de données sont très techniques et nécessitent des moyens financiers importants et des compétences spécifiques alors que d'autres sont adaptés à tous type d'utilisateurs.

La synthèse réalisée par Boureau (2009) sur le suivi des ressources et de la biodiversité au sein des AMP (projet PAMPA - <http://wwwz.ifremer.fr/pampa>) présente une liste non exhaustive mais qui met en évidence les diverses techniques d'acquisition de données biologiques et qui permet d'envisager les techniques les plus adaptées au suivi et à la gestion des AMP (cf. Tableau 6).

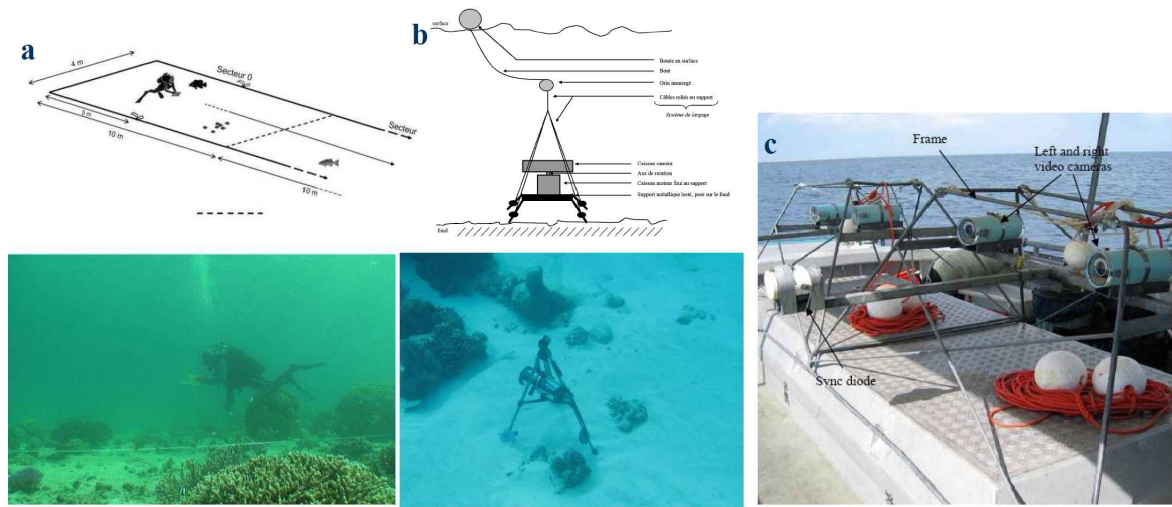
Tableau 6 : Tour d'horizon des techniques de suivi des peuplements de poissons (Boureau 2009)

Catégories	Techniques	Avantages	Inconvénients
Captures scientifiques et pêches expérimentales	<ul style="list-style-type: none"> ➤ explosifs/ichtyocides ➤ pièges ➤ filets, chaluts ➤ ligne 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Donne des informations précises (age, sexe, taille, poids, reproduction, alimentation) ➤ Permet un marquage pour une recapture (quand ils sont capturés vivants). ➤ Permet d'échantillonner à des profondeurs importantes. ➤ Ne nécessite pas de plongeurs 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Destruction du milieu et des organismes inféodés ➤ Grande variabilité des espèces capturées et des taux de capture ➤ Pas forcément représentatif des communautés de poissons ➤ Aire échantillonnée difficile à déterminer
Suivi et évaluation des pêches	<ul style="list-style-type: none"> ➤ suivi de la pêche professionnelle : capture et effort ➤ suivi de la pêche récréative ou de subsistance : capture et effort 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Pas de prélèvements supplémentaires uniquement à but scientifique ➤ Donne des informations précises (age, sexe, taille, poids, reproduction, alimentation) ➤ Echantillonnages pouvant être importants 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Contraintes imposées par les pêcheurs ➤ Grande variabilité des espèces capturées et des taux de capture
Observations in situ	<ul style="list-style-type: none"> ➤ comptages visuels sous-marins (UVC) ➤ comptage visuels en surface ➤ photo sous-marine ➤ vidéo sous-marine 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ méthodes non invasives, non destructives ➤ Simples, rapides d'exécution ➤ Peu chères ➤ Vision plus globale des assemblages de poissons et mesure de densités ➤ Grandes couvertures spatiales (vidéo) ➤ Stockage des données (vidéo), réutilisation possible. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Informations moins précises (identification, taille) ➤ Nécessite des plongeurs avec un certain niveau d'expertise (UVC) ➤ Demande du temps d'analyse (vidéo) ➤ Profondeur d'échantillonnage limitée

Le suivi des AMP requiert des méthodes non destructives d'observation. Ainsi, l'utilisation d'explosifs, le chalutage et l'utilisation d'ichtyocides (roténone) ne semblent pas appropriés dans le contexte d'AMP et sont interdits dans la plupart des réserves intégrales. Les méthodes d'observation in situ sont les plus utilisées pour les suivis des effets des AMP sur les peuplements.

Les techniques visuelles d'observation sous-marine et de recensements sont les plus utilisées (en eaux suffisamment claires et pour les espèces observables). Elles permettent l'observation des habitats et des peuplements. La synthèse de Boureau (2009) illustre les différentes techniques visuelles d'acquisition de données (cf. Figure 23). Elles introduisent cependant des incertitudes liées à l'effet observateur mais permettent d'éviter le biais inhérents aux pêches expérimentales : les espèces capturées sont uniquement celles sensibles aux appâts et/ou capturables par les engins de pêche (Boureau 2009). La vidéo, encore peu utilisée, se développe peu à peu et semble être une bonne alternative au recensement visuel lorsque celui-ci ne peut pas être réalisé (Pelletier et al. 2011).

Figure 23 : Techniques de suivi des peuplements de poissons (a) comptages visuels sous-marins (UVC) - (b) Station vidéo sous-marine simple - (c) Station de stéréo-vidéo



Plusieurs études (Pelletier et al. 2011, Francour et al. 1999, Boureau 1999) ont comparé plusieurs techniques d'observation (recensements visuels, observations vidéo, pêches expérimentales, etc.) et montrent l'intérêt de chacune des méthodes qui sont le plus souvent jugées comme étant complémentaires.

Une autre méthode basée sur des relevés hydroacoustiques est fréquemment utilisée pour les suivis de peuplement de poissons en mer, en lac, mais aussi en rivière, voir en estuaire tropical (Guillard et al. 2004) notamment en Afrique de l'Ouest dans l'estuaire de Gambie (Guillard et al. 2004) et au Sénégal dans l'Aire Marine Protégée du bolong de Bamboung (Sow & Guillard 2004). Outre sa rapidité d'investigation et sa capacité fine de description sur de grandes échelles spatiales, l'hydroacoustique est une méthode non destructive, sans conséquence sur le comportement des populations de poissons et donc potentiellement utile pour le suivi des AMP. Deux protocoles peuvent être appliqués : relevé en parcours mobiles (transects en zigzag) ou en stations ancrées. Cette méthode permet d'obtenir les biomasses et l'histogramme de taille des poissons détectés par analyse des indices de réflexion (Guillard et al. 2004).

Il peut être intéressant de combiner des suivis scientifiques très détaillés aux suivis réalisés par les gestionnaires ou les usagers (savoirs traditionnels) puisqu'ils peuvent être complémentaires. De plus, ces dispositifs de suivi doivent être mis en place le plus tôt possible voire avant même la mise en place de l'AMP (ce qui est rarement le cas).

2.2.1.2 *Evaluer les effets biologiques des AMP par modélisation dynamique*

Une autre approche pour l'évaluation de l'efficacité des AMP consiste à utiliser des modèles mathématiques dynamiques. Il existe un grand nombre de modèles dynamiques des pêcheries et des populations exploitées. Ces modèles dynamiques sont détaillées dans la partie 3. Cette méthode d'évaluation est discutée ici pour sa capacité à fournir des indicateurs des effets des AMP.

Les modèles conceptuels simples souvent utilisés pour l'évaluation des AMP doivent permettre d'appréhender les conséquences possibles des AMP sur la dynamique des ressources et de leur exploitation. Il existe également des modèles plus complexes, spatialement explicites incluant des pêcheries mixtes, ou trophodynamique qui permettent de prendre en compte d'autres processus importants. Ces modèles nécessitent cependant de nombreux paramètres d'entrée et sont plus incertains (cf. partie 3). Dans le but de définir des indicateurs des effets des AMP, les modèles conceptuels sont utilisés afin d'estimer simplement les conséquences des AMP sur les pêcheries et les populations marines alors que les modèles guidés par les données, plus

complexes, fournissent des indicateurs quantitatifs sur la dynamique des ressources et de l'exploitation dans des cas concrets d'étude (Pelletier et al. 2008).

Pour fournir des indicateurs utilisables par les gestionnaires des AMP, les modèles doivent prendre en compte les divers composants de la mortalité par pêche, la répartition des ressources et des pêches, afin que les scénarios incluant les changements de régulation des populations de poissons puissent être évalués.

Les métriques communes à l'ensemble des modèles dynamiques sont les captures totales, l'abondance totale et la biomasse totale. D'autres métriques peuvent être utilisées en fonction des variables du modèle, des hypothèses de départ, de la paramétrisation et des dimensions du modèle (spectre de taille, abondance par sous-population, risque d'effondrement des populations, abondance des reproducteurs, etc.) (Pelletier et al. 2008). De plus, les métriques calculées varient en fonction du modèle utilisé : les captures totales issues d'un modèle démographique de population ne correspondent pas aux captures totales obtenues par modélisation trophodynamique. Ainsi, la façon dont une métrique est calculée influence directement ces propriétés. Il s'agit donc de préciser, pour une métrique, la façon dont elle a été obtenue.

2.2.1.3 Complémentarité des deux approches

Il existe parfois un fossé entre les approches d'évaluation par modélisation ou par étude empirique. La première approche peut être considérée comme trop théorique par les écologues de terrain alors que la seconde n'est pas suffisamment utilisée par les modélisateurs pour calibrer leurs modèles. Pourtant, les modèles dynamiques sont indispensables pour évaluer les conséquences des AMP à l'échelle des pêcheries et des écosystèmes, et pour fournir des indicateurs cohérents à ces échelles. Le développement de modèles plus réalistes, basés sur des données de terrain, montre la complémentarité des approches. Les principales améliorations à apporter à cette approche mathématique sont d'atteindre un compromis entre parcimonie (principe consistant à n'utiliser que le minimum de causes élémentaires pour expliquer un phénomène) et complexité et de paramétrer et de calibrer les modèles sur des données réelles d'observation.

Les approches empiriques fournissent principalement des indicateurs centrés sur la biodiversité et la conservation, sachant que l'intérêt pour les pêcheries est plus récent dans ce domaine. Les indicateurs ainsi fournis se limitent à une échelle d'observation locale pour différentes métriques alors que les indicateurs pour les ressources et les pêcheries nécessitent la prise en compte des dynamiques à l'échelle des pêcheries et de la distribution spatiale de l'effort de pêche. Les indices d'abondance sont le plus souvent basés sur des analyses ne prenant pas en compte les effets de la pêche mais peuvent également être calculés au travers de modèles intégrant les dynamiques de population et l'effort de pêche (exemple des modèles utilisés dans l'évaluation des stocks par le CIEM). De plus, l'utilisation de modèles dynamiques permet de tester divers scénarios de gestion des AMP (modification de taille, du zonage, etc.). L'approche empirique quant à elle peut être utilisée pour valider les résultats de la modélisation en vérifiant la cohérence des échelles spatiales de chacune des approches : il est important que les échelles du modèle correspondent à l'échelle de collecte des données. Cependant, les modèles doivent également être considérés comme des outils d'intégration des connaissances de terrain et ainsi permettre leur transfert à de plus larges échelles spatiales et de temps (Pelletier et al. 2008, Pelletier & Mahévas 2005, Pelletier et al. 2001).



2.2.2 Les dispositifs de suivis existants à différentes échelles

De nombreux réseaux de surveillance existent à l'échelle mondiale, nationale ou locale. Ces réseaux de suivi peuvent être mis en place par les scientifiques, les gestionnaires ou les populations locales. Quelque soit l'échelle ou les responsables, ces dispositifs de suivi ont tous les mêmes objectifs : guider les gestionnaires dans la prise de décision, alarmer les décideurs et sensibiliser les acteurs et les usagers. Il est cependant difficile d'obtenir les détails des méthodes de suivi effectivement appliquées. Ainsi, cette partie présente essentiellement les réseaux existants sans toujours préciser les méthodes en place au sein de ces réseaux.

2.2.2.1 Exemple de réseaux transnationaux

Le réseau RAMPAO (Réseau Régional d'Aires Marines Protégées d'Afrique de l'Ouest) est un exemple de réseau transnational de suivi des AMP. Il est présenté comme « un réseau cohérent d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest, gérés par des institutions fortes, de façon participative, qui valorisent la diversité naturelle et culturelle pour contribuer au développement durable de la région » ().

Figure 24 : Carte du réseau d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest - RAMPAO



Le RAMPAO a pour mission d'assurer, à l'échelle de l'écorégion marine de l'Afrique de l'Ouest, le maintien d'un ensemble cohérent d'habitats critiques nécessaires au fonctionnement dynamique des processus écologiques indispensables à la régénération des ressources naturelles et la conservation de la biodiversité au service des sociétés. Il s'agit notamment de mettre en réseau un ensemble d'AMP représentatives d'écosystèmes et d'habitats critiques nécessaires au renouvellement des ressources halieutiques, à la réhabilitation et à la restauration de ces habitats critiques et à la préservation de la biodiversité. Le projet couvre 10 parcs nationaux, un parc naturel, 6 réserves naturelles et 2 aires communautaires.

Plusieurs AMP du Pacifique sont impliquées dans le programme CRISP (Initiative corail pour le Pacifique) – programme de suivi de l'effet des AMP sur les populations de poissons et de coquillages réalisé directement par les populations locales (exemple de l'AMP de Vanuatu, Salomon, Samoa, etc.) (<http://www.crisponline.info/>). Les suivis sont basés sur des méthodes simples de comptage par des volontaires formés.

L'objectif du réseau MedPAN (Réseau des gestionnaires d'aires marines protégées en Méditerranée) est d'améliorer l'efficacité de gestion des aires marines protégées en Méditerranée. Le réseau MedPAN est constitué à ce jour de plus de 27 membres, principalement de gestionnaires d'aires marines protégées de tout le bassin méditerranéen, et de 16 partenaires désireux de contribuer à la création et au renforcement du réseau. Ces partenaires gèrent plus de 30 aires marines protégées et travaillent à la création de plusieurs sites. Devenue association loi 1901 fin 2008 et dotée d'un secrétariat permanent depuis peu, MedPAN a pour objet de promouvoir la création, la pérennisation et le fonctionnement d'un réseau méditerranéen d'aires marines protégées. L'association contribue ainsi à atteindre les objectifs spécifiques fixés par la Convention sur la Diversité Biologique (Rio de Janeiro, 1992) de créer et maintenir des systèmes nationaux et régionaux d'aires marines protégées complets, bien gérés et écologiquement représentatifs. Elle contribue également à la mise en œuvre de programmes de recherche, de suivi et d'échange d'informations scientifiques et techniques, à préparer des plans de gestion et à élaborer des programmes de coopération. L'association peut contribuer à toute autre convention, accord ou initiative poursuivant le même objectif (<http://www.medpan.org/>).

2.2.2.2 Exemple d'un réseau européen

Natura 2000 est un réseau de sites naturels ou semi-naturels de l'Union européenne ayant une grande valeur patrimoniale, par la faune et la flore spécifiques qu'ils contiennent. La constitution du réseau européen Natura 2000 a pour objectif de maintenir la diversité biologique des milieux, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales dans une logique de développement durable. Le maillage de sites s'étend sur toute l'Europe de façon à rendre cohérente cette initiative de préservation des espèces et des habitats naturels. Les Etats sont chargés de mettre en place le réseau Natura 2000 aux échelles locales. Le réseau de sites terrestres a été complété en 2008 puis 2010 par un ensemble de sites maritimes, grâce à la démarche de l'Europe « Natura 2000 en mer ». Ce réseau est constitué pour répondre aux exigences de deux directives européennes : les directives « Habitats » (92/43/CEE) et « Oiseaux » (79/409/CEE). Ce réseau est ainsi constitué de deux types de zones naturelles (<http://www.natura2000.fr/>) :

- les Zones Spéciales de Conservation (ZSC) issues de la directive européenne « Habitats » (avant leur classement officiel en ZSC, ces zones sont dénommées Sites d'Importance Communautaire (SIC)).
- les Zones de Protection Spéciale (ZPS) issues de la directive européenne « Oiseaux ». L'objectif global de ce réseau de sites est en premier lieu de stopper la perte de biodiversité en préservant un échantillon représentatif des espèces et des habitats menacés et/ou remarquables à l'échelle de l'Union européenne, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales et culturelles.

Le réseau contribue au suivi et à la protection d'espèces d'intérêt à l'échelle européenne. Cette protection n'interdit pas la pratique d'activités humaines de production ou de loisir si ces activités sont compatibles avec les objectifs de conservation sur les espèces ciblées. Le réseau contribue ainsi à la mise en cohérence et l'harmonisation des outils de protection (ZSC et ZPS) à l'échelle européenne.

2.2.2.3 Exemple d'un réseau national

En France, les aires marines protégées (Réserves marines, Parcs Marins, Parcs Naturels Régionaux, Parc, etc.) sont fédérés au sein d'un réseau national : le Réseau des Aires Marines Protégées Françaises – Réseau technique favorisant l'échange et la valorisation d'expériences entre les chargés de projets et les partenaires impliqués dans la gestion, la protection, la valorisation économique durable de sites sensibles ou remarquables du milieu marin et côtier



(<http://www.airesmarines.org/accueil/>). Parmi les thématiques abordées au sein de ce Réseau, le suivi est l'une des principales. Il s'agit en effet de coordonner les techniques de suivis scientifiques avec les experts et les acteurs (mesures de l'effort de pêche, évaluation de l'effet réserve, etc.) afin de mettre en œuvre des protocoles de suivi performants, communs mais aussi adaptés à chaque réserve (comptage au sol, aériens en ULM, participation au réseau d'échouage, etc.). Ce réseau met en œuvre des suivis phares centrés sur des espèces ou des habitats à fort enjeux écologiques (exemple du suivi des oiseaux limicoles, etc.). Ces échanges d'expériences et de connaissances ont notamment permis le développement de guides méthodologiques de suivis scientifiques et ont abouti à l'utilisation d'un logiciel commun de saisie des données naturalistes (Serena, avec masques de saisie pour les protocoles communs) pouvant être intégrées au SINP – Système d'Information sur la Nature et les Paysages - Volet mer (cf. Encart ci-après).

Encart 23 : Exemple d'un système de collecte de donnée à l'échelle mondiale décliné à l'échelle nationale (France) - Le Système d'Information sur la Nature et les Paysages - Volet Mer

Partant du constat de l'érosion de biodiversité établi notamment en 1992 à Rio, lors du sommet de la Terre, l'idée d'un nécessaire mécanisme de suivi des patrimoines naturels est née. C'est dans ce cadre qu'a été créé, en 2001, le Global Biodiversity Information Facility, système d'information mondial sur la biodiversité dans le but de permettre aux responsables politiques, aux décideurs, aux chercheurs et au public en général, et ce partout dans le monde, d'accéder au stock mondial de données primaires sur la biodiversité afin d'en améliorer la connaissance et la gestion. Parallèlement, le programme Census of Marine Life était mis en place en 1999 pour engager un inventaire mondial de la biodiversité marine. Ce programme devait rapidement développer une base de données mondiale sur la biodiversité marine : OBIS.

En 2004, la France, participant à la convention sur la diversité biologique de 1992, a publié sa stratégie nationale pour la conservation de la biodiversité. Cette stratégie nationale s'est déclinée en plusieurs plans d'actions dont le plan cadre d'action sur le patrimoine naturel en 2005. Ce plan visait alors 4 objectifs parmi lesquels l'organisation du suivi de l'évolution de la biodiversité et des paysages et la mise à disposition de ces connaissances via un observatoire national de la biodiversité comprenant :

- un Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) ;
- un Observatoire Statistique de la Biodiversité, aujourd'hui organisé par le Service statistique du MEDDTL (SOeS);
- des indicateurs nationaux de biodiversité pression état réponses
- des observatoires régionaux de la biodiversité mis en œuvre par les DREAL et les Conseils régionaux.

Le SINP est avant tout une organisation dont le but est de rechercher une synergie entre les acteurs, pour la production, la gestion, le traitement, la valorisation et la diffusion des données sur la nature et les paysages partant du constat que la connaissance n'est pas à ce jour suffisamment organisée, durablement bancarisée, accessible et partagée pour jouer le rôle fondamental qui est attendu d'elle.

Le SINP est un projet de l'Etat, pilier de l'Observatoire National de la Biodiversité, porté par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, mais également au service de plusieurs autres ministères et secrétariats d'Etat tels que le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche ou le secrétariat d'Etat à l'Outre mer.

Le Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) a pour objectifs :

- de structurer les connaissances sur la biodiversité (faune, flore), les paysages, les habitats naturels ou semi-naturels et les données traduisant la réglementation ou des objectifs de gestion des espaces naturels,
- de mettre à disposition ses connaissances selon des modalités différenciées entre le niveau local, régional, national et selon les publics concernés,
- de faciliter la mobilisation des connaissances sur la biodiversité pour élaborer ou suivre les politiques publiques, évaluer les impacts des plans, programmes, projets des différents aménageurs,
- de permettre le rapportage correspondant aux engagements européens et internationaux.

Le SINP est utile à l'élaboration, le suivi et l'évaluation des politiques en matière de préservation et de restauration de la biodiversité et de protection, d'aménagement et de gestion des paysages.

Source : Texte résumé de <http://www.naturefrance.fr/sinp>

Il existe donc divers réseaux de suivi à différentes échelles (nationale, régionale, européenne, transnationale). Ces réseaux contribuent à la mise en cohérence des différents sites protégés afin d'établir des réseaux d'aires marines protégés cohérents d'un point de vue écologique, cependant on dispose de peu d'information concernant les dispositifs de suivi et les techniques mis en place.

3. État de l'art des modèles biologiques

3.1 Les modèles biologiques

Les études et le suivi empiriques présentés dans la section précédente nous donne des informations sur les effets des AMP après leur établissement, mais ils ne permettent pas de répondre aux questions basiques posées lors de la mise en place d'une AMP : combien ?, quelle taille ?, à quelle distance ?, etc. Ils ne permettent pas non plus d'anticiper des évolutions futures. Les observations se concentrent majoritairement sur les questions d'augmentation d'abondance, de biodiversité, de taille, etc. à l'intérieur des AMP et ne permettent pas de répondre aux questions telle que « pourquoi et quand ces facteurs augmentent-ils à l'intérieur et à l'extérieur des AMP ? », « comment peuvent-ils être affectés par tel ou tel changement des paramètres de l'environnement ou par telle ou telle mesure de gestion ? ».

La mise en place d'une AMP vise très généralement au maintien ou à la conservation d'espèces ou d'habitats ciblés. Cependant des effets secondaires peuvent apparaître à l'intérieur et à l'extérieur d'une AMP et il n'est donc nullement garanti que l'écosystème retourne à son état initial, même après une longue protection. De plus, les conséquences de la combinaison des changements induits sur la dynamique des ressources et de l'exploitation sont difficiles à appréhender, notamment dans les zones situées à l'extérieur de l'AMP. C'est pourquoi, **le recours à des modèles est nécessaire pour tenter de prédire quantitativement les conséquences de l'établissement d'une AMP** (Pelletier et al. 2008, Pelletier & Mahévas 2005, Botsford 2006). De plus, dans de nombreux cas, les gestionnaires s'attendent à obtenir des effets positifs significatifs de la protection peu de temps après l'établissement de l'AMP (Airamé (2003) propose une période de 5 ans entre l'établissement de la réserve et l'évaluation de son efficacité dans le cas du sanctuaire marin de Channel Island en Californie - Etats-Unis). Le développement d'approche théorique par modélisation doit donc permettre de prédire des intervalles de temps biologiquement raisonnables à la fin desquels les AMP peuvent être considérées comme un outil de gestion efficace des écosystèmes (Gerber et al. 2003).

Les modèles d'AMP peuvent également être utilisés dans la conception et la planification des AMP pour aider au choix de la zone au sein de l'écosystème, au choix de la surface (taille, limites, zonage, etc.) et du nombre de réserve à mettre en place en modélisant l'impact de ces facteurs sur les populations ou les habitats ciblés par l'AMP afin d'atteindre une protection optimale (Gerber et al. 2003).

Enfin, **les modèles d'AMP peuvent être des outils de prédiction et d'aide à la décision.** Fondé sur une compréhension des processus dont ils rendent compte, ils permettent d'explorer, de tester les effets d'un changement de valeur d'un ou plusieurs des paramètres du modèle. Ils sont alors utilisés comme un laboratoire virtuel, où sont réalisées diverses expériences de nature diverses. Naturellement ce qui peut être testé dépend de la nature du modèle, mais dans certains cas il est ainsi possible de simuler différentes stratégies de gestion ou différentes modifications des usages, et d'en évaluer les effets dans et hors de la réserve. Dans le cas de modèles dynamiques, le modèle est généralement calé sur des séries d'observations qui concernent le passé proche. Il est ensuite utilisé hors de son intervalle d'ajustement pour simuler différents scénarios possibles, potentiellement rattachés à différents scénarios de gestion ou d'évolution naturelle (changement climatique par exemple).

Pour être utile, les modèles utilisés pour la conception des AMP comme dans la simulation de scénarios doivent inclure des variables de contrôle sur lesquelles il est possible d'agir au travers de mesures de gestion : le nombre de réserves, leur taille, l'effort de pêche à l'extérieur de la

réserve, etc. De plus, les approches développées pour la compréhension de l'utilité des réserves ou des AMP doivent être incluses dans un contexte précis en lien direct avec les objectifs de l'AMP. Les objectifs pouvant être évalués par la modélisation sont notamment : maximiser l'abondance, minimiser le pourcentage de populations en déclin ou minimiser le risque d'extinction d'une population. Beaucoup de modèles d'AMP se concentrent sur l'augmentation de capture des pêcheries adjacentes, d'autres évaluent l'évolution de la persistance des populations mais peu de modèles s'intéressent à minimiser les risques d'extinction ou à maintenir la biodiversité (Gerber et al. 2003).

Les modèles biologiques présentent donc un intérêt dans la gestion des AMP ; soit en renseignant sur les possibilités pour la mise en place d'une AMP ; soit en informant sur les effets et les conséquences de l'AMP sur les écosystèmes ; soit en éclairant les gestionnaires sur les conséquences de telle ou telle mesure de gestion.

L'objectif de cette partie est de synthétiser les grandes approches de la modélisation biologique afin d'identifier l'adéquation de chacune pour répondre aux enjeux en lien avec la conception ou la gestion des AMP (évaluation des effets, suivi biologiques, etc.).

Un point clé à noter est qu'il n'existe pas de modèles biologiques exclusivement dédié à l'étude des AMP. Tous les modèles considérés ont une vocation plus large d'analyse des ressources et des écosystèmes. Ce sont donc ces modèles biologiques « généralistes » qui seront passés en revue ici, avant de revenir plus spécifiquement sur leur adéquation à une problématique AMP.

3.1.1 Les modèles biologiques monospécifiques

3.1.1.1 *Les modèles non spatialisés monospécifiques*

Les **modèles monospécifiques** d'évaluation des stocks ne considèrent que la population ou le stock d'une seule espèce ou d'un seul groupe d'espèces à la fois; elles partent en général du principe que la dynamique de la population (recrutement, croissance, mortalité) dépend principalement de l'abondance de ce stock et de l'incidence de la pêche sur ce dernier. Le modèle ne tient pas compte des effets que l'environnement et d'autres populations, par exemple les prédateurs et les proies, ont sur le stock. Les résultats du modèle se rapportent donc à un environnement moyen. **Il mesure les seuls effets directs des paramètres du modèle (généralement la pêche) et non les effets indirects liés par exemple aux effets de cascade sur l'écosystème et aux boucles de rétroactions induites sur le stock lui-même. Néanmoins, dans la plupart des cas où de bonnes estimations monospécifiques sont faites sur la base de données fiables, elles fournissent de précieux renseignements pour l'aménagement de ce stock (Cochrane 2005).**

Les modèles monospécifiques sont utilisés depuis des décennies comme outils d'évaluation des stocks et d'aide à la gestion des pêches ; il existe à l'heure actuelle de nombreuses approches différentes selon les situations et les types de poissons. Les méthodes d'évaluation peuvent être classées en deux catégories: d'une part **les modèles dits globaux, ou modèles de production**, basés sur l'étude des séries historiques de capture et d'effort de pêche, et d'autre part **les modèles analytiques ou structuraux**, basés sur la modélisation de la structure démographique de la population étudiée. Les premiers, très utilisés en Afrique de l'Ouest, dans un contexte de pêcheries en phase de développement, n'ont que peu d'applications et sans doute peu d'utilité pour évaluer les effets biologiques d'une AMP. Ils sont en revanche à la base de nombreux modèles bioéconomiques, très utiles pour comprendre de manière théorique, les possibles effets économiques induits par une AMP (cf. Modèles bioéconomiques « volet Socio-économique » du rapport Technique). Les seconds sont à la base de très nombreux développement notamment en matière de modèles spatialisés, et méritent donc d'être succinctement présentés.

La famille des modèles structuraux comporte en réalité quatre catégories d'approche :

- **L'analyse des cohortes** (ou VPA d'après l'appellation anglaise) basée sur des données de « Nombre de poissons capturés par classe d'âge ». Il s'agit de l'une des méthodes d'évaluation les plus efficaces disponibles, qui fournit des estimations sur l'abondance des stocks dans le passé, sur les taux de mortalité par pêche intervenus dans le passé, sur la sélectivité par taille dans la pêcherie et sur le recrutement pour la pêcherie.
- **Les modèles de rendement et de biomasse par recrue** sont des outils de diagnostic sur l'état présent du stock et de l'exploitation. Ils permettent notamment de savoir si le stock est sur- ou sous-exploité, mais également d'estimer les potentiels de capture et les niveaux d'effort de pêche qui permettraient de les atteindre. Ils contribuent ainsi à la définition de cibles de gestion.
- **Les modèles de simulation court terme** permettent de simuler l'évolution du stock (biomasse et structure démographique) et des captures **dans les années à venir**, sous différentes hypothèses d'évolution des pêcheries. Ce sont de puissants outils d'aide à la gestion des pêches qui permettent par exemple d'estimer les quotas de pêche ou les efforts par flottilles requis pour atteindre telle ou telle cible de gestion.
- L'étude des **relations stocks- recrutement** vient compléter les deux précédentes étapes. Elle conduit en particulier à définir des valeurs de précaution (biomasse reproductrice minimale et effort maximal) qu'il faut éviter à tout prix de dépasser sous peine de risquer un effondrement du stock.

On notera que ces modèles structuraux sont à la fois très puissants (ils fournissent de nombreux outils d'aide à la gestion des stocks) et très couteux. Ils exigent en effets des données exhaustives, en particulier sur les captures par âge des différentes flottilles, et supposent des systèmes d'observation et d'échantillonnage extrêmement développés.

3.1.1.2 *Les modèles monospécifiques spatialisés*

Les modèles monospécifiques spatialisés sont pour l'essentiel des outils de recherche peu utilisés dans les procédures usuelles d'évaluation et de gestion des pêches, mais qui présentent un intérêt potentiel majeur pour analyser les effets d'une AMP sur l'état d'un stock ou d'une pêcherie.

Ces modèles sont fondés sur trois principaux types de formalisme mathématique.

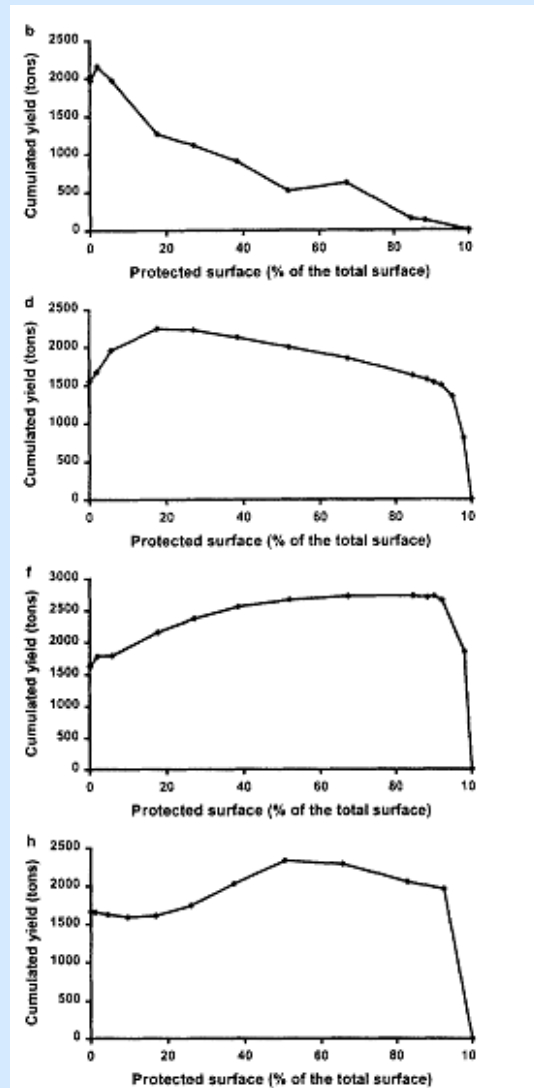
(1) **Les modèles de Diffusion-Advection-Réaction (DAR)** expriment la densité de population observée en chaque point de l'espace et à chaque instant à partir d'une équation différentielle qui inclue trois termes modifiant cette densité : le terme de diffusion qui quantifie les déplacements aléatoires de chaque individu dans toutes les directions de l'espace ; le terme d'advection qui quantifie les déplacements orientés liés aux migrations de l'animal ; et le terme de réaction qui quantifie les changements de densité liés aux phénomènes de mortalité et de recrutement intervenant en chaque point. Un des exemples les plus abouti de ce type de modèle est le simulateur SHADYS développé par Maury (1998) et appliqué soit à des populations virtuelles (et à une thématique AMP – cf. Encart 24) soit à des populations de thons se déplaçant à l'échelle de l'océan Atlantique.

Encart 24 : Le modèle SHADYS - exemple d'application

Le simulateur SHADYS (simulateur halieutique de dynamiques spatiales) est **un outil de représentation des processus spatiaux en jeu dans la dynamique des pêcheries**. Il met en relation de manière **spatio-temporellement explicite** trois entités fondamentales: l'environnement, les populations représentées et la flottille de pêche. Il est fondé sur des mécanismes simples, réalistes et clairement identifiés (sélection densité-dépendantes de l'habitat, advection et diffusion d'une population de poissons, stratégies de recherche développées par les pêcheurs, etc.) mis en œuvre grâce au couplage de modèles numériques et d'un système d'informations géographiques (SIG).

SHADYS permet, par exemple, d'évaluer **les effets à court terme, de la mise en place d'une réserve marine sur la production** et peut être appliqué à des espèces « diffuses ou migratrices » (cf. Figure ci-après).

Figure 25: Captures cumulé sur l'ensemble de la vie de la cohorte en fonction de la surface protégée. (b) espèce résidents. (d) espèce à faible diffusion. (f) espèce à forte diffusion. (h) espèce migratrice



Pour les espèces diffusive, les réserves marines se comportent alors comme des « sources » et les zones exploitées comme des « puits ». À l'inverse, pour des populations sédentaires, plus la taille de la réserve est importante, plus les captures par recrue sont faibles

Source : Maury & Gascuel 1999

(2) **Les modèles en boîte** reposent sur une discrétisation de l'espace marin en différentes zones (ou boîtes). Selon les modèles, les boîtes peuvent être plus ou moins grandes depuis une large

portion de l'océan (découpé en quelques grandes zones) jusqu'à des fractions de rectangles statistiques couvrant la zone de manière fine par un grand nombre de cellules. Dans chaque boîte un modèle de dynamique des populations décrit l'évolution de la fraction de stock qui y est présente. Dans les versions du modèle les plus complètes c'est un modèle structuré en âge, auquel se rajoute pour chaque classe d'âge et à chaque pas de temps des taux d'échange entre la boîte considérée et les boîtes adjacentes. Comme ces échanges sont généralement assez rapides, le modèle doit être construit sur des temps courts, très inférieurs à l'année (de quelques jours à quelques semaines le plus souvent). Ceci impose en retour d'avoir des estimations de tous les paramètres pour tous les pas de temps, tenant compte en particulier des changements liés à la saisonnalité des phénomènes biologiques (et de certaines pêcheries).

(3) **Les modèles IBM** (Individual Based Models) sont une variante des modèles en boîte.

L'espace y est en effet discrétisé de la même manière, mais chaque boîte n'est plus occupée par une fraction de stock. Le modèle représente le comportement de chaque stock, ou plutôt de chaque banc de poissons se déplaçant dans l'espace de boîte en boîte A chaque pas de temps, là aussi généralement assez court, chaque banc est potentiellement soumis aux différents événements représentés dans le modèle : déplacement orienté ou non vers une boîte adjacente, mortalité naturelle ou par pêche, recrutement, croissance, etc. Ces modèles ont été utilisés pour des populations monospécifiques mais sont également repris dans des modèles plurispécifiques ou écosystémiques. Ils sont en particulier à la base du modèle OSMOSE présenté plus loin.

Quelque soit le formalisme adopté, la principale difficulté inhérente à ces modèles spatialisés est le fait qu'ils requièrent un très grand nombre de paramètres. D'une part, il faut en principe connaître tous les paramètres démographiques de manière spatialisée (capture, mortalité, croissance, recrutement) et généralement sur des pas de temps fins intégrant la variabilité saisonnière. Dans un certain nombre de cas cependant on simplifie le problème en supposant certains de ces paramètres constants en tout point de l'espace et / ou en toute saison (par exemple la mortalité naturelle ou saisonnière ou la croissance ; en revanche les statistiques de pêche par zone restent généralement requises). D'autre part, il est évidemment nécessaire de connaître les paramètres de déplacement : coefficient de diffusion et d'advection, ou taux d'échange entre boîte. Et ceci pour chacun des groupes d'âge, chaque pas de temps et chaque boîte ou point de l'espace. Là aussi le modèle est généralement simplifié en négligeant toute ou partie de cette variabilité spatio-saisonnière. En outre dans certains cas il est possible de déduire les paramètres de déplacement d'un modèle d'habitat. C'est par exemple ce que fait le simulateur SHADYS (cf. Encart 24) avec des coefficients de diffusion et d'advection déduits d'un paramètre de préférendum d'habitat, qui est lui-même fonction des paramètres de l'environnement (température, oxygène dissous, mais potentiellement aussi nature du fond, abondance des proies, etc.). **Il n'en reste pas moins qu'il est évidemment impossible de construire des modèles spatialisés sans une connaissance relativement précise des paramètres de déplacement.** Ceci suppose généralement une connaissance précise de la répartition spatio-saisonnière du stock (de type cartographie des répartitions en fonction de l'habitat) et des schémas de migration.

Il y a donc nécessité en amont de programmes de recherche très importants : d'une part pour analyser les répartitions spatiales (et les relations ressource / habitat) à partir de campagnes d'observation scientifique ; et d'autre part pour étudier et quantifier les déplacements et migrations à partir de campagnes de marquage / recapture de grande ampleur.

3.1.1.3 *Les modèles spatialisés couplés biologiques / physiques*

Le couplage entre modèle biologique et modèle de circulation océanique est une approche en plein développement, qui permet de construire des modèles spatialisés en contournant assez largement les problèmes de paramétrage évoqués ci-dessus. C'est également une voie qui paraît extrêmement prometteuse pour analyser les effets de spillover et de dispersion larvaire induits par les AMP, même si nous n'en avons pas identifié d'applications spécifiques.

Dans ce type de couplage, le modèle biologique est généralement un modèle structuré en âge assez simple, avec des paramètres démographiques du stock qui sont supposés identiques en tout point de l'espace. On admet également que les animaux sont passifs et se déplacent au gré des courants, ceux-ci étant eux-mêmes représentés par un modèle de circulation océanique. Bien évidemment cette hypothèse de déplacement passif n'est pas satisfaisante pour tous les stades biologiques et notamment pour les adultes. On couple alors différents type de modèles : un modèle spatialisé de dérive larvaire qui représente la répartition des larves et son évolution au cours du temps, un modèle de circulation océanique qui détermine le déplacement des larves à chaque pas de temps, et un modèle de dynamique temporelle généralement non spatialisé pour la phase recrutée (cf. Encart 25).

Encart 25 : Les modèles spatialisés couplés - exemple d'utilisation en zone d'estuaire et côtière pour la Sole commune

Les populations de poissons marins sont sous l'influence de diverses pressions naturelles et anthropiques intervenant à tous les stades du cycle de vie et déterminant les taux de survie des individus et la taille des populations. Appréhender les conséquences de ces différentes pressions est un point d'entrée essentiel de l'approche écosystémique des pêches. Les nourriceries côtières et estuariennes sont des habitats essentiels pour le cycle de vie des espèces de poissons plats, comme la sole. **L'objectif des travaux menés par Rochette (2011) est d'évaluer les conséquences de la dégradation de ces habitats sur la population de soles de Manche Est.** Cette étude s'est intéressée en particulier aux effets des perturbations anthropiques subies par l'estuaire de la Seine au cours des 150 dernières années. **Dans cette thèse, l'auteur conjugue différentes approches de modélisation permettant de quantifier les mortalités d'origine naturelle ou anthropique à différents stades du cycle de vie et d'évaluer leurs conséquences à l'échelle de la population.**

Ce travail a d'abord nécessité d'étudier la répartition spatiale actuelle des nourriceries de soles en Manche Est. L'approche se base sur une **modélisation statistique** à partir de données de campagnes scientifiques de chalutage ciblant les juvéniles, réalisées au cours des 30 dernières années le long des côtes de la Manche Est. L'analyse de ces données permet de quantifier la variabilité spatiale des indices d'abondance en fonction de différents facteurs environnementaux. L'absence de juvéniles de soles dans la majorité des traits de chalut (67%) a conduit à utiliser un modèle statistique de type Delta pour analyser les données (modèle adapté aux données de type "zero-inflated" – données proches de zéro). Les conséquences de la dégradation des habitats dans l'estuaire de Seine au cours des 150 dernières années ont notamment été évaluées, montrant ainsi que la destruction de ses vasières estuariennes a entraîné **une perte de 40% de sa capacité de production.** Par ailleurs, la faible productivité en juvéniles de ce secteur pourrait être liée à la contamination chimique des eaux. La conjonction de la réduction de surface des vasières et des faibles densités sur les habitats résiduels de cet estuaire a des conséquences significatives à l'échelle de la Manche Est, en termes de production de juvéniles sur des nourriceries qui alimentent une population commune.

Les travaux analysent ensuite la dispersion larvaire de l'espèce depuis la ponte jusqu'à l'établissement sur les nourriceries grâce à un modèle de transport de particules simulant les conditions hydro-climatiques de la Manche Est et incluant l'histoire de vie individu-centrée de ces jeunes stades. Ce modèle a permis de montrer que les variations d'abondance de larves parvenant sur les nourriceries sont fortement déterminées par les conditions hydrodynamiques, leur influence étant notamment supérieure à celle des variations de la biomasse féconde et du volume de ponte. Par ailleurs, les faibles densités de juvéniles constatées en estuaire de Seine dans la première phase du travail ne peuvent s'expliquer par des apports larvaires inférieurs, ce qui met l'accent sur des mortalités plus fortes qui pourraient être liées à la qualité du milieu.

Enfin, ces acquis, ainsi que les effets de la pêche sur la partie adulte de la population, ont été inclus dans **un modèle de cycle de vie Bayésien à espace d'états.** Ce modèle, structuré en âge et spatialisé pour les stades juvéniles, permet **la description du cycle de vie dans son intégralité et la quantification de l'effet des différentes pressions anthropiques.** Il permet de quantifier les sources d'incertitudes et de sensibilité afin d'identifier les zones d'incohérence et les points à explorer pour une meilleure compréhension des processus régissant la dynamique des populations.

Cette combinaison de modèles a permis de poser des fondements méthodologiques permettant de nombreux développements et offrant des perspectives pour quantifier l'effet respectif des différentes pressions et envisager les conséquences de mesures de gestion spatialisées des milieux, des ressources et de leur exploitation.

Source : Rochette 2011

Ce type de modèle monospécifique couplé est de toute évidence l'outil à privilégier pour étudier les effets de la mise en réserve de zone de reproduction ou de nurricerie sur le recrutement et la dynamique d'un stock ainsi que les impacts extérieurs (pollution, dégradation, etc.) sur la pêche. Il suppose néanmoins que les zones de reproduction et de nurricerie soient connues avec une précision suffisante (en s'appuyant donc sur des campagnes spécifiques d'observation en zone côtière). Il nécessite également qu'un modèle de circulation océanique soit disponible couvrant l'ensemble de la zone où la dérive larvaire et le recrutement interviennent. Concernant ce dernier aspect, on notera qu'il existe désormais de nombreux modèles océaniques (disponible librement sur le web) concernant les zones du large. En revanche, les modèles côtiers sont plus rares et difficiles d'accès. A notre connaissance, il n'en existe actuellement aucun couvrant la zone CSRP.

3.1.2 Les modèles biologiques plurispécifiques et écosystémiques

Les modèles plurispécifiques et écosystémiques sont extrêmement divers et en plein développement. Nous en citerons ici **quatre grandes familles** : les modèles NPZD de production primaire, les modèles plurispécifiques de type MSVPA (Magnusson 1995), les modèles écosystémiques de type OSMOSE (Travers et al. 2006), et les modèles écosystémiques de type Ecosim with Ecosim (EwE, Walter et al. 1997).

Basés sur les interactions trophiques, les modèles trophodynamiques plurispécifiques décrivent l'état ou les dynamiques des communautés et des écosystèmes. Les interactions sont modélisées à l'échelle de groupes spécifiques de taille ou d'âge de poissons ou à l'échelle de groupes fonctionnels basés sur les flux de biomasses ou sur des équations d'équilibre des masses (groupes trophiques).

3.1.2.1 Modèles de production primaires

Le bas du réseau trophique, les producteurs et les consommateurs primaires, est généralement modélisé de façon uniforme dans l'espace par des modèles biogéochimiques. Ces modèles simulent des flux d'éléments (carbone et azote, comme principaux éléments limitant dans les écosystèmes marins) entre plusieurs compartiments représentant des groupes fonctionnels importants de l'écosystème. La structure classique de ces modèles de type NPZD permet de simuler la dynamique des nutriments (N), du phytoplancton (P), du zooplancton (Z) et des détritiques (D) qui représente indirectement l'activité bactérienne du système. Certains modèles permettent de simuler les dynamiques spatio-temporelles du plancton au sein d'un environnement abiotique variable par la prise en compte des effets du courant sur le plancton mais aussi par l'intégration de divers variables abiotiques spatialisées (salinité, température, intensité lumineuse, etc.). Cependant, ces modèles ne modélisent qu'une partie de l'écosystème dont le plus grand représentant en taille est souvent le zooplancton (in Travers 2009).

Ces dernières années, plusieurs études visant à coupler ces modèles de plancton avec des modèles de poissons au plus haut niveau trophique ont été développées; nous y reviendrons dans les paragraphes suivants.

3.1.2.2 MSVPA et MSFOR

Le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) utilise deux modèles plurispécifiques structurés en âge intégrant les interactions trophiques directes entre un petit nombre d'espèces. Fondamentalement ces modèles sont construits par juxtaposition de modèles structurés en âge (un pour chacun des stocks pris en compte), en distinguant dans la mortalité naturelle de chaque stock, un terme dû à la prédation par tous les autres stocks pris en compte dans le modèle.

Le premier, baptisé **MSVPA** ("Multi-Species Virtual Population Analysis" - Analyse des populations virtuelles plurispécifique) est un modèle déterministe, fondé sur l'âge. Il s'appuie sur le modèle de la mer du Nord conçu par Andersen et Ursin (1977) et sert à estimer a posteriori les effectifs des stocks, les coefficients de mortalité par prédation et les coefficients de mortalité par pêche. Ses principales données d'entrée sont : le nombre total de prises par groupe d'âge effectuées par l'ensemble des flottes de pêche, le taux de consommation alimentaire et les proies préférées des poissons prédateurs et le poids individuel par âge des individus de chacune des espèces. L'analyse de plusieurs espèces (MSVPA) se compose d'une analyse des cohortes ordinaire pour chaque espèce avec un pas de temps trimestriel et une équation décrivant la mortalité due à la prédation (Magnusson 1995).

Le second modèle, baptisé **MSFOR** ("Multi-Species Forecast" - modèle de prédiction multispécifique), sert à prévoir les rendements, les effectifs et la biomasse des stocks et le coefficient de mortalité par prédation en se fondant sur les résultats fournis par le modèle MSVPA (effectifs des stocks, prédation et autres paramètres définis), le recrutement estimé, et la mortalité par pêche supposés ou envisagée dans le cadre d'un scénario de gestion (Magnusson 1995).

Les groupes de travail du CIEM appliquent régulièrement la MSVPA à la mer du Nord et à la mer Baltique. En général, ces modèles requièrent beaucoup de données, et donc un grand nombre d'échantillons d'estomac, permettant de calculer chaque année la prédation exercée sur chaque classe de chaque proie par chacune des classes d'âge de chacun des prédateurs. En matière de prévision (MSFOR), les modèles peuvent tenir compte d'un changement de régime alimentaire, grâce à une modélisation de la mortalité due à la prédation. Mais cette modélisation exige à son tour beaucoup de données (FAO 1995¹¹).

3.1.2.3 Modèle « OSMOSE »

Le modèle OSMOSE est un **modèle écosystémique individus-centré** (IBM) qui prend en compte l'ensemble des compartiments de l'écosystème, mais en mettant l'accent sur les poissons (Shin & Cury 2001, 2004). Il suppose une **prédation opportuniste** centrée sur la présence spatiale simultanée et la taille convenable du prédateur et de ses proies (prédation opportuniste centrée sur la taille). Il s'appuie sur un formalisme de type IBM et représente **les individus regroupés en bancs**, caractérisés par leur taille, poids, âge, taxonomie et emplacement géographique (modèle bidimensionnel) et passant par les différentes étapes du cycle vital (croissance, prédation, mortalité naturelle, famine, reproduction et migration). Le niveau de mortalité par pêche de chaque espèce est différent.

OSMOSE a été appliqué pour la première fois à l'écosystème d'upwelling du courant du Benguela, pour lequel 12 espèces de poissons ont été identifiées, de petits pélagiques à de gros démersaux (Shin et al. 2004, Travers et al. 2006). Ce modèle a également été appliqué en zone d'upwelling du Pérou (Marzloff et al. 2009). Les travaux menés par Marzloff et al. (2009) ont notamment permis d'analyser l'impact de différents scénarios de gestion sur les pêcheries de merlu (*Merluccius gayi peruanus*) dans la zone d'upwelling du Pérou. Les dynamiques et les cycles de vie de 8 espèces majeures de l'écosystème sont considérés dans ce modèle simulant les structures trophiques sur la période allant de 2000 à 2006. Deux scénarios de restauration de l'anchois sont ainsi simulés : (1) une réduction sur le long terme de l'effort de pêche des flottes ciblant l'anchois, (2) un moratoire sur la pêche à l'anchois. Les simulations doivent permettre de mieux comprendre l'échec du moratoire mis en place depuis 20 mois sur la pêcherie de l'anchois.

Les paramètres de base requis sont souvent disponibles pour une vaste gamme d'espèces dans FishBase (www.fishbase.org), par exemple les paramètres de croissance (modèle de von

11 FAO – 1995 - Déclaration et plan d'action de Kyoto sur la contribution durable des pêches à la sécurité alimentaire

Bertalanffy) et de reproduction. Des cartes de répartition spatiale de chaque espèce, selon le stade de vie et la saison, sont également requises pour forcer le modèle (Shin et al. 2004, Travers et al. 2006).

OSMOSE peut être utilisée pour analyser des questions relatives à la taille, comme les effets de la pêche sur des gammes de tailles (structures de taille) ou le degré auquel la taille limite la prédation. Au contraire des modèles MSVPA et EwE, le modèle OSMOSE est spatialisé et la prédation intervient si les prédateurs et leurs proies sont présents simultanément au même endroit et s'inscrivent dans un rapport de tailles précis et adéquat.

Il n'existe aucune version conviviale, clé en main, d'OSMOSE; cette approche requiert avant tout des compétences assez avancées en programmation si l'on veut modifier des processus ou programmer des modules additionnels. Bien que les données d'entrée soient guidées par des concepts, les sorties du modèle peuvent être compliquées et volumineuses. Elles peuvent être analysées dans Excel ou R¹². Il reste que c'est un outil facile à utiliser si l'on possède les compétences en programmation nécessaires.

3.1.2.4 Modèles « *Ecopath et EcoTroph* »

ECOPATH

Le modèle trophodynamique Ecopath permet de comprendre l'organisation et le fonctionnement trophique d'un écosystème en le considérant dans sa totalité. L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ainsi répartie entre différentes « boîtes » trophiques, définissant les groupes fonctionnels du modèle. Chaque boîte regroupe les espèces (ou stades biologiques) qui ont sensiblement les mêmes proies, les mêmes prédateurs et les mêmes caractéristiques biologiques (production, consommation, mortalité...). Le modèle permet de représenter et quantifier les interactions et flux trophiques entre différents groupes trophiques, en supposant un état d'équilibre des masses. Ce modèle peut être utilisé pour (Christensen et al 2005):

- Poser des questions d'ordre écologique
- Evaluer les impacts de la pêche sur tout l'écosystème
- Explorer des options de gestion sur une zone
- Evaluer l'impact et la position d'AMP
- Evaluer l'impact de changements environnementaux.

Ecopath repose sur deux équations clés de production et de consommation (cf. Ecart ci-après).

¹² R est un langage de programmation et un environnement mathématique utilisés pour le traitement de données et l'analyse statistique. Il s'agit d'un logiciel en libre accès disponible sur :

Encart 26 : Détail du modèle Ecopath

Ecopath repose sur deux équations.

1. L'équation de production : Production = Prédation + Captures + Accumulation de biomasse + Exportations + Autres mortalités

La production d'un compartiment est égale aux pertes de ce même compartiment, à l'accumulation de biomasse et à la migration. C'est l'équation des flux sortant. Soit :

$$B_i \times \frac{P}{B_i} \times EE_i = \sum_j^{\text{prédateurs}} B_i \times \frac{Q}{B_i} \times DC_{ij} + Y_i + BA_i + E_i$$

Indice i	Compartiment du réseau trophique
Indice j	Prédateurs du compartiment i
B _i	Biomasse
P/B _i	Productivité
EE _i	Efficacité écotrophique (proportion de la production qui n'alimente pas la boîte détritique)
Q/B _{ij}	Consommation relative du prédateur j
DC _{ij}	Proportion de i dans le régime alimentaire du prédateur j
Y _i	Capture
BA _i	Accumulation de biomasse
E _i	Migration nette
P _i *(1-EE _i)	Autres mortalités

2. L'équation de consommation (équation des flux entrants, elle indique comment est utilisée la consommation de chaque boîte) : Consommation = Production hétérotrophe + Respiration + Nourriture non assimilée.

$$Q_i = Ph_i + Resp_i + \frac{U}{Q_i} \times Q_i$$

Cette équation s'écrit aussi sous la forme (Valls et al. in press):

Q	Consommation
Ph	Production hétérotrophe (quantité de biomasse produite non issue de la production primaire)
Resp	Respiration
U/Q	Rapport de l'alimentation non assimilée sur la consommation
Q	Consommation

Ph s'écrit aussi : $Ph = P \times (1 - PP)$

$$Resp_i = - \frac{P}{B_i} \times B_i \times (1 - PP_i) + \frac{Q}{B_i} \times B_i \times \left(1 - \frac{U}{Q_i}\right)$$

On obtient ainsi :

Une fois les compartiments définis, trois des quatre paramètres suivants doivent être entrés dans le modèle : la biomasse B, la productivité P/B, le taux de consommation Q/B et l'efficacité écotrophique EE. Le paramètre manquant est estimé par le modèle utilisant les deux équations énoncées ci-dessus. Le modèle nécessite également en entrée une matrice des régimes alimentaires et une estimation des captures.

Une des principales difficultés du modèle Ecopath (et des modèles Ecosim et Ecospace qui en dérivent) est le très grand nombre de paramètres requis. Pour chaque groupe fonctionnel, il faut en principe disposer d'une estimation de la biomasse, des captures, de la productivité, et des taux de consommation. Les deux derniers paramètres peuvent être déduits de formules empiriques mais il faut alors connaître des grandeurs telles que les paramètres de croissance, le niveau trophique ou la mortalité naturelle de chaque groupe. Il faut par ailleurs connaître la matrice des diètes, c'est-à-dire le régime alimentaire de chaque groupe.

Dans certains cas, une partie des paramètres peut être déduite : de la littérature scientifique (autres études dans des écosystèmes équivalents), des bases de données désormais disponibles sur le net (notamment Fishbase et Sealifebase), ou d'une connaissance experte acquise par les

acteurs de terrain. Il reste cependant clair que le recours excessif à ce type de connaissance empirique peut conduire à des modèles hautement spéculatifs dont les enseignements potentiels deviennent totalement incertains.

A contrario, la construction rigoureuse d'un modèle Ecopath peut être hautement informative et conduire à des avancées de connaissances majeures, à condition qu'elle s'appuie sur un très vaste corpus de données, incluant notamment une connaissance approfondie de la biologie et de l'écologie des principaux groupes de communautés écologiques. Il est essentiel de ce point de vue que ces connaissances concernent non seulement les différents groupes exploités (poissons, mollusques, crustacés) mais également les autres compartiments de l'écosystème et notamment les compartiments phytoplancton, zooplancton, benthos, etc. Enfin, là où elles existent, des données peuvent être requises sur les mammifères ou les oiseaux marins.

ECOTROPH

EcoTroph est un modèle récemment incorporé à la famille des modèles Ecopath (Gascuel 2005, Gascuel et al. 2008, 2009). Il comprend deux outils principaux, ET-Transpose et ET-Diagnosis, permettant d'analyser l'impact de la pêche en utilisant les sorties d'un modèle Ecopath.

1. L'outil ET-Transpose

Afin de construire un modèle EcoTroph, il est nécessaire d'utiliser certains des paramètres estimés ou entrés dans le modèle Ecopath : le niveau trophique moyen τ_i de chaque groupe fonctionnel, sa biomasse B_i , sa productivité $(P/B)_i$ et les captures Y_i . L'outil ET-Transpose permet de construire des spectres trophiques de biomasse, de production et de captures, en les redistribuant sur une plage de niveaux trophiques. Ces paramètres sont donc représentés graphiquement en fonction du niveau trophique. Ceci permet de modéliser les flux de biomasse entre les niveaux trophiques. Les spectres permettent également de calculer des valeurs de vitesse de transit $V\tau = P\tau/B\tau$, de mortalité par pêche $F\tau = Y\tau/B\tau$, et de pertes par pêche $\nu\tau = Y\tau/P\tau$ pour chaque classe trophique.

2. L'outil ET-Diagnosis

L'outil ET-Diagnosis est utilisé pour simuler l'effet de différents scénarii de gestion sur les spectres trophiques issus de l'outil ET-Transpose. Pour cela, plusieurs multiplicateurs d'effort mF allant conventionnellement de 0 à 5 sont appliqués à la mortalité par pêche ($F\tau$) initiale. Un mF de 0 correspond à un arrêt de la pêche. Il est nécessaire de renseigner un paramètre d'accessibilité de la biomasse B pour chaque groupe trophique, défini comme la proportion de la biomasse qui est accessible par la pêche.

Des équations de flux permettent de calculer pour chaque mF les biomasses $B\tau$, les productions $P\tau$ et les captures $Y\tau$ obtenues à l'équilibre. On obtient ainsi des spectres trophiques représentant la situation à l'équilibre pour chaque mF (cf. Encart 27- exemple d'application).

Lorsqu'il est utilisé en prolongement d'un modèle Ecopath¹³, le modèle EcoTroph présente donc les mêmes limites, et notamment celles liées au grand nombre de paramètres requis. En revanche, il présente l'avantage d'être un outil de simulation et de diagnostic très simple. Alors qu'Ecopath ne représente que la situation présente (et le passage à une version dynamique de type Ecosim requière de nombreux paramètres additionnels et notamment l'ajustement sur des séries historiques de biomasses et de captures), EcoTroph permet de simuler différents niveaux

¹³ Il existe également une version d'EcoTroph indépendante de tout modèle Ecopath, basé sur la « Catch Trophic Spectrum Analysis (CTSA) (Gascuel & Chassot 2008, Gascuel et al. 2011). Cette approche semblant peu adaptée à la problématique AMP, elle ne sera pas développée ici.

d'effort de pêche. C'est ainsi un outil complémentaire d'Ecopath, particulièrement utile lorsque toutes les données requises par Ecosim ne sont pas disponibles.

Encart 27 : Les modèles trophodynamiques - exemple d'EwE appliqué à l'étude de la réserve du bolong de Bamboung, Sénégal

Les travaux menés par Colleter et al. (in review) ont permis d'analyser les impacts de la réserve du bolong de Bamboung au Sénégal sur l'écosystème. L'étude doit permettre de répondre aux questions suivantes :

Comment la mise en réserve impacte elle la biomasse des espèces antérieurement exploitées dans le bolong ?

Comment les impacts se répercutent ils sur les autres compartiments biologiques au travers du réseau trophique ?

Comment l'ensemble de ces impacts modifient ils les caractéristiques générales de l'écosystème ?

Les modèles trophodynamiques (Ecopath et Ecotroph) permettent ici d'analyser et de quantifier l'effet d'une aire marine protégée sur la dynamique trophique de l'écosystème sous jacent (i.e. dans l'AMP), en allant de la production primaire jusqu'aux grands prédateurs. Le couplage d'Ecopath à un modèle EcoTroph permet d'analyser l'impact de la pêche (en utilisant les sorties d'un modèle Ecopath).

MÉTHODE ET ÉTAPE DE L'ANALYSE

Estimation d'indices d'abondance annuels

L'une des premières étapes de cette analyse a été de calculer des indices d'abondance pour chaque groupe Ecopath défini dans le modèle. Les données de campagne ont ainsi été utilisées pour l'ensemble des groupes de poissons (cf. Encadré 1). Le calcul d'indices d'abondance s'est fait grâce à une méthode statistique basée sur des modèles linéaires généralisés (glm), l'approche delta.

Cette méthode met en évidence l'importance d'un suivi scientifique par pêches expérimentales pour pouvoir calculer des indices d'abondance mais aussi connaître la composition spécifique du peuplement ichthyologique du Bamboung.

La même démarche n'a malheureusement pas pu être menée sur les compartiments benthiques et des données issues de précédents travaux ont été reprises (Villanueva 2004) pour les besoins de l'étude. Le modèle Ecopath a permis d'estimer l'abondance de ces compartiments (crevettes, crabes, macro- et meio-benthos, zoo et phytoplancton ainsi que le phytobenthos).

Néanmoins des données de terrain auraient été très utiles et il est donc conseillé en marge des campagnes de pêche expérimentale d'effectuer des échantillonnages pour connaître la composition spécifique et la biomasse du benthos.

Construction du modèle Ecopath pour l'année 2003 (avant mise en réserve)

Une fois les biomasses calculées, elles ont été rentrées, ainsi que d'autres paramètres de production et de consommation, dans le logiciel de modélisation Ecopath. Ce modèle nécessite également une matrice des régimes alimentaires mise au point grâce à des travaux antérieurs, notamment des contenus stomacaux déjà exploités par Villanueva en 2004. Une fois le modèle paramétré et ajusté, il permet de donner plusieurs informations sur l'écosystème dans son ensemble. Plusieurs indices peuvent être calculés et analysés et le réseau trophique peut être représenté dans sa globalité (Colléter et al. in review).

Ce modèle a notamment permis de mettre en évidence l'importance de la chaîne benthique, en comparaison de la chaîne planctonique, dans le réseau trophique du Bamboung. En effet, on se situe dans une zone d'estuaire sur un substrat vaseux où le macrobenthos se développe bien et est très disponible pour l'ensemble des prédateurs.

Une autre conclusion est la mise en valeur des prédateurs supérieurs. En effet, le modèle Ecopath calcule un niveau trophique et, dans le cas du Bamboung, on peut identifier 5 groupes au sommet du réseau trophique : les requins, les dauphins, les barracudas, les grands capitaines et enfin les otolithes.

Enfin le modèle permet de quantifier l'impact de l'augmentation d'un groupe sur un autre avec le calcul de Mixed Trophic Impact (MTI). Dans le cas du Bamboung, les auteurs ont noté que l'effort de pêche a un impact direct négatif sur les grands prédateurs mais positif pour certains petits pélagiques qui par effet de cascade voient leur biomasse augmenter (effet top-down : moins de prédateurs, plus de proies).

Simulation des effets de l'AMP par Ecotroph

Un nouveau modèle Ecopath a ensuite été construit pour la période 2006-08 à partir du modèle 2003. Ceci est fait notamment en remplaçant les biomasses calculées en 2003 par la moyenne de celles calculées pour la période 2006-08. Une première comparaison de ces modèles, faite sur la base des indices calculés par Ecopath, met en évidence une hausse du niveau trophique moyen des poissons de 0.4 ce qui traduit un changement dans le peuplement du Bamboung avec plus de prédateurs. Plusieurs autres indices mettent en évidence un système plus mature mais pas encore stable.

L'outil de modélisation **EcoTroph** (ET) permet de tracer les spectres trophiques de ces modèles Ecopath, et de mettre ainsi en évidence une augmentation des prédateurs ($3,2 < TL < 4,2$) d'un facteur de 2,5 et une diminution des proies ($2,4 < TL < 2,9$) d'un facteur 1.7. Ceci coïncide bien avec les effets attendus au regard de l'analyse des MTI (cf. point 2). L'analyse de sensibilité sur le calcul des indices d'abondance a montré que l'augmentation des prédateurs était au minimum d'un facteur 1,4. Cette augmentation est donc bien validée de même que la diminution des proies.

L'outil ET permet également de simuler l'impact d'un changement de la pêche sur les spectres trophiques. Dans le cas du Bamboung, des simulations de fermeture de la pêche ont été menées à partir du modèle de 2003 et ont montré que l'augmentation des hauts niveaux trophiques correspond au moins pour partie à un effet direct de l'AMP sur le réseau trophique. L'arrêt de la pêche provoque l'augmentation en biomasse des prédateurs. Cependant, l'augmentation simulée est plus faible que l'augmentation observée. Il faut dès lors admettre que d'autres processus que ceux pris en compte dans le modèle de simulation interviennent. Autrement dit, l'augmentation des prédateurs n'est pas seulement liée à une baisse de mortalité par pêche ou à l'augmentation des proies. Il est probable que la réserve induit un effet refuge, caractérisé par l'arrivée depuis l'extérieure de certains poissons. De plus, la diminution des proies telle qu'elle a été observée est également mal reproduite par les simulations qui ne prédisent pas une telle décroissance. Cependant, l'étude montre que ceci peut s'expliquer par le fait que les espèces représentant les proies sont des espèces pélagiques dont la reproduction se fait en mer et dont le recrutement est fortement dépendant de l'environnement.

Cet effet environnement intervient donc aussi dans les évolutions du Bamboung. De plus la période prise en compte dans l'analyse est assez courte alors même que des études ont montré que plus d'une dizaine d'années étaient nécessaires pour identifier les effets d'une AMP sur les proies dont les évolutions ne sont pas que directement liées à l'arrêt de la pêche mais aussi à des effets indirects de prédation (Babcock et al. 2010).

Ces simulations valident donc un effet AMP provoquant une partie de l'augmentation des hauts niveaux trophiques. Cependant, un effet environnemental est aussi sûrement à prendre en compte, ainsi possiblement que d'autres effets liés notamment à des changements de comportement (zone de refuge).

Comparaison entre l'AMP du Bamboung et une zone exploitée (Sangako)

La dernière étape de ce travail a été de comparer l'AMP du bolong de Bamboung avec un autre bolong proche et pêché, le bolong Sangako. Un modèle Ecopath a également été utilisé avec cependant moins de groupes car plusieurs prédateurs n'étaient pas observés dans le Sangako. L'analyse des spectres trophiques a permis de montrer que la biomasse du Sangako était très faible en comparaison de celle du Bamboung en 2003 et en 2006-08. La simulation d'un très fort effort de pêche ($F=1.6$) sur le Bamboung en 2003 permet de rejoindre les niveaux de biomasse observés pour les prédateurs dans le Sangako mais pas pour les proies. Ceci montre bien qu'avec une pêche intensive sur le Bamboung, on peut arriver à rejoindre un pseudo état Sangako. Cependant cet effort de pêche simulé est exagérément élevé et ceci montre bien que la pêche n'est pas le seul effet intervenant dans les distributions de biomasse observées. Le Sangako aurait subi un effet de fuite des poissons suite à une pêche exercée en ce lieu. Au contraire le Bamboung, pour lequel l'effort de pêche était déjà faible en 2003 selon l'avis d'expert, aurait eu un effet refuge et ce donc dès 2003.

Le modèle Ecotroph permet donc, au-delà d'une validation de l'effet de la pêche ou de sa fermeture de mettre en valeur d'autres effets, environnementaux ou autres.

Source : Colléter et al. in review

L'hypothèse d'équilibre d'Ecopath étant considérée comme limitante, un module dynamique appelé **Ecosim** a été développé par Walter et al. (1997) aussi appelé **EwE**. Cette version implémente un ensemble d'équations différentielles simulant la dynamique temporelle de la biomasse de chaque compartiment soumise à différents processus : production, mortalité par pêche, par prédation naturelle, émigration et immigration depuis et vers le système. Ecosim permet également de simuler une production primaire variable, représentant ainsi

indirectement les effets de l'environnement sur le réseau trophique. L'action de la pêche est quant à elle explicitement représentée par une mortalité par pêche pour chaque compartiment, éventuellement variable dans l'espace quand le module spatial est utilisé (Ecospace). Ce dernier permet de modéliser une distribution spatiale de la biomasse des compartiments en 2 dimensions, suivant les habitats préférentiels de chacun.

Ecospace repose sur l'approche proposée par le modèle Ecopath pour sa paramétrisation. Les données d'entrée supplémentaires sont les taux de mouvement utilisés pour modéliser les échanges entre les boîtes, l'estimation de l'importance des interactions trophiques (entre des contrôles du type descendant (top-down) ou ascendant (bottom-up)), et les habitats préférentiels pour chaque groupe fonctionnels inclus dans le modèle. Le module Ecospace permet ainsi de prédire l'effet de cascade trophique de manière spatialisée dans des zones où les prédateurs sont abondants et les proies peu abondantes par exemple. Ecospace peut également être utilisé pour montrer les effets des déplacements des populations, ou de la concentration de l'effort de pêche au frontière des réserves, etc. sur l'efficacité d'une AMP (Walter et al. 1999).

Les différentes applications et modules du modèle Ecopath sont utilisés pour répondre à de nombreux objectifs, notamment dans l'évaluation de la gestion des pêches. Il permet de mettre en évidence des effets environnementaux, mais Ecopath ne permet pas de modéliser les effets directs de l'environnement.

Les principaux avantages de l'approche EwE sont sa polyvalence, sa facilité d'utilisation et son adaptabilité. Le fait que EwE soit facile à apprendre et à utiliser est potentiellement un désavantage car elle se prête à l'usage abusif lorsqu'elle est appliquée mal à propos à des fins de gestion. Le manque de connaissances écologiques sur la mécanique des réactions à de nouvelles situations et le fait que la structure du modèle soit incapable de prendre en charge les espèces invasives sont également des limites à l'utilisation d'EwE.

3.1.3 Les modèles couplés intégrés

Depuis la mise en œuvre de l'approche écosystémique des pêches, de nombreux modèles ont été développés pour représenter une part de plus en plus complète des écosystèmes. Il existe en effet un grand nombre de modèles dynamiques des pêcheries et des populations exploitées permettant également d'évaluer les effets des AMP.

Les **modèles end-to-end (de bout en bout)** sont utilisés dans l'approche écosystémique des pêches. Ces modèles doivent permettre de représenter l'ensemble du réseau trophique ainsi que son environnement abiotique en intégrant les processus physiques et biologiques à différentes échelles. Des interactions à double sens sont implémentées entre les composants de l'écosystème. **Les effets anthropiques et climatiques sont modélisés de façon dynamique et affectent plusieurs niveaux trophiques.** La complexité de ces modèles augmente donc très rapidement avec le nombre de composants à représenter, leur diversité biologique et le nombre et la nature des interactions liant ces composants. Historiquement, les bas et les hauts niveaux trophiques des écosystèmes marins ont été modélisés séparément et différemment (cf. modèles primaires et modèles des hauts niveaux trophiques dans les paragraphes précédents). Les modèles biogéochimiques ont été mis en place pour mieux comprendre les dynamiques planctoniques soumises à différents facteurs environnementaux. Les grands organismes quant à eux, ont été étudiés pour leur importance sociale et économique et les modèles étudient principalement la dynamique de certaines espèces exploitées. Ces deux approches ont convergées pour mettre en place des couplages entre les deux types de modèles permettant ainsi de représenter l'écosystème dans son ensemble. Parallèlement, depuis quelques décennies, **des modèles intégrés**, ne nécessitant pas de couplage, (exemple des modèles end-to-end) se sont développés pour étudier l'écologie marine dans son ensemble (in Travers 2007). Ce sont ces modèles intégrés qui sont détaillés ici.

3.1.3.1 Les modèles couplés

Plusieurs études ont été développées ces dernières années pour relier des modèles de plancton avec des modèles de poissons. Il s'agit de mieux comprendre le succès reproducteur des petits pélagiques notamment en déterminant la survie des larves en fonction de différents facteurs abiotiques et biotiques. Cependant ces modèles ne considèrent que la première partie du cycle de vie des poissons et sont monospécifiques. D'autre, permettent d'intégrer le cycle de vie d'une espèce dans sa totalité (exemple du modèle développé par Rochette (2011) cité plus haut).

Dans le cadre d'une modélisation écosystémique, il est important de représenter le cycle de vie entier des organismes de haut niveau trophique, comme le fait, par exemple, le modèle développé dans la thèse de Travers (2009) pour étudier les effets combinés de la pêche et du climat sur les écosystèmes marins.

Dans cette étude, le modèle end-to-end utilisé combine un modèle de plancton ayant une structure homogène du type NPZD, forcé¹⁴ par un modèle hydrodynamique représentant les caractéristiques abiotiques du système, avec un modèle OSMOSE concernant les hauts niveaux trophiques (espèces ciblées et non ciblées par la pêche) basé sur une prédation opportuniste. Le couplage d'OSMOSE avec un modèle biogéochimique par le processus de prédation permet de représenter le réseau trophique du haut jusqu'en bas, avec une discrétisation adéquate à chaque niveau : en groupes fonctionnels pour le plancton et de façon taxonomique pour les hauts niveaux trophiques, constitués d'espèces ciblées par la pêche ou non. L'environnement et la pêche sont tous deux représentés, par des variables abiotiques en trois dimensions et par une mortalité par pêche appliquée aux poissons recrutés. Chaque modèle à sa propre échelle spatio-temporelle correspondant aux organismes modélisés : plus petite pour le modèle biogéochimique et plus grande pour OSMOSE. Finalement grâce à une prédation opportuniste comme processus de couplage, les perturbations peuvent se propager vers le haut et vers le bas du réseau trophique et ainsi représenter les effets indirects des facteurs forçant (Travers 2009).

3.1.3.2 Les modèles intégrés

Nous aborderons ici la notion de modèle intégré au travers de deux exemples de modèles utilisés ou non dans la gestion et l'étude des AMP : le modèle ISIS FISH (Lehuta 2010, Pelletier 2005b) ; Atlantis (Fulton et al. 2001).

EXEMPLE DU MODELE ISIS FISH

ISIS-FISH est un **modèle spatialement explicite** intégrant les **processus biologiques et la dynamique des flottes de gestion** (Pelletier 2005b). Il est un **simulateur de pêche complexe** (<http://isis-fish.labs.libre-entreprise.org/>) Il s'agit d'un modèle déterministe dynamique avec un pas de temps mensuel. Il s'appuie sur **trois sous-modèles** qui interagissent : modèle de population, de l'activité de pêche, et des règles de gestion. Le sous-modèle de population permet la description de la distribution spatiale et des migrations, la croissance, la mortalité naturelle et la reproduction des populations. Le sous-modèle des pêches ou de l'exploitation est basé sur une segmentation de l'activité des flottes et des métiers (combinaison de l'ensemble des espèces cibles, des engins utilisés et des zones d'activités) et la description explicite de la répartition de l'effort (ou allocation de l'effort). Le sous-modèle de gestion permet de modifier l'allocation de l'effort en fonction de contraintes réglementaires. Le modèle est un outil flexible dans lequel les processus sont considérés comme des modules qui peuvent être plus ou moins facilement informés (Lehuta 2010).

Le logiciel comprend une base de données qui permet d'intégrer la connaissance sur la pêche tout en étant facilement modifiable. Cette connaissance comprend les paramètres décrivant

¹⁴ Le forçage entre modèles correspond à une situation où les sorties du modèle A sont utilisées pour forcer le modèle B sans rétroaction de B vers A. Dans un couplage, il y a rétroaction entre le modèle A et le modèle B.

chaque population et chaque activité de pêche. Les données utilisées pour le paramétrage du modèle sont multiples : données de la littérature, échantillonnage du marché, données issues de recherches, de modèles biologiques et de bases de données nationales.

ISIS-FISH permet de comparer les impacts respectifs de mesures de gestion conventionnelles comme les Totaux Autorisés de Capture (TAC), des contrôles sur l'effort de pêche, des mesures techniques sur les engins et des mesures comme des Aires Marines Protégées (AMP) au sens large, soit un ensemble de mesures de gestion spatialisées. ISIS-Fish est aussi générique que possible afin d'être applicable à différents types de pêcherie.

ISIS-Fish permet une grande flexibilité pour plusieurs hypothèses du modèle, notamment les relations entre stock de géniteurs et reproduction, les relations de sélectivité, etc. ; et ce afin de garantir une utilisation pour un grand nombre de pêcheries démersales et benthiques. Les mesures de gestion et la réponse des pêcheurs à ces mesures et aux conditions économiques et environnementales peuvent être codées interactivement grâce à un langage de script (<http://isis-fish.labs.libre-entreprise.org/>).

EXEMPLE DU MODELE ATLANTIS

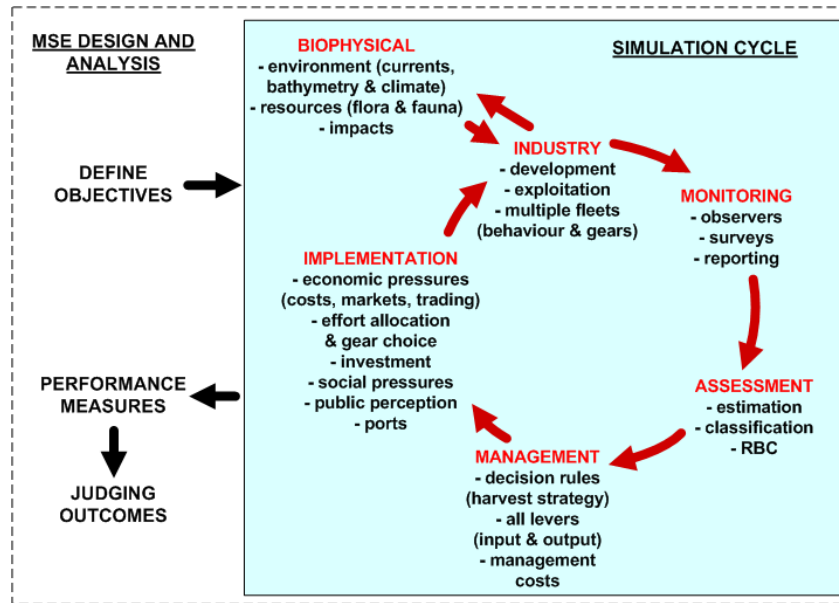
Le modèle d'écosystème **Atlantis, modèle bio-géochimique déterministe**, comprend des modules pour chacune des principales étapes du cycle de gestion adaptative.

Le **sous-modèle biophysique** d'Atlantis est grossièrement résolu à l'échelle spatiale en trois dimensions. Une série de polygones (et de couches) concordant aux principales caractéristiques géographiques et biorégionales du système marin simulé est utilisée pour représenter le milieu physique. Les propriétés environnementales (caractéristiques des sédiments et de la colonne d'eau) sont fournies pour chaque cellule (chaque couche de chaque polygone) et les composantes biologiques du modèle sont aussi dupliquées dans chaque cellule, le déplacement entre les polygones par transfert advectif ou les déplacements dirigés dépendant de la variable en question. Le modèle dépiste aussi le transfert de nutriments (habituellement l'azote et la silice) entre les principaux groupes biologiques du système et boucle les cycles des nutriments. La consommation, la production, la production de déchets, les migrations, la prédation, le recrutement, la mortalité et la dépendance à l'habitat sont les processus écologiques primaires modélisés. La résolution trophique se situe au niveau du groupe fonctionnel. Les invertébrés sont typiquement représentés comme des bassins de biomasse et les vertébrés, à l'aide d'une formule explicite structurée selon l'âge (Fulton et al. 2011).

Des niveaux de détail semblables sont inclus dans le **sous-modèle d'exploitation**, centré sur le secteur des pêches (y compris les pêches récréatives), mais il prend aussi en charge le potentiel d'impact de la pollution, le changement environnemental (p. ex. changement climatique) à grande échelle et l'aménagement du littoral. Le modèle admet des flottilles multiples, chacune pouvant avoir ses propres structures de sélectivité d'engin, d'association d'habitat, de cible et d'allocation d'effort. Les autres modèles de dynamique de flottille vont de simples équations de calcul des prises ou des taux de mortalité par pêche à des formules tenant compte explicitement de l'économie de la pêche, des décisions de conformité, de la pêche exploratoire et d'autres préoccupations compliquées du monde réel, comme l'échange de quotas.

La structure globale du modèle est conçue pour permettre l'évaluation ex-ante des stratégies de gestion (MSE (Management Strategy Evaluation)). Il existe ainsi un sous modèle (ou module) pour chacune des étapes majeures du cycle adaptatif de gestion (cf. Figure 26).

Figure 26 : Structure du modèle Atlantis basée sur le cycle d'évaluation des stratégies de gestion (<http://atlantis.cmar.csiro.au/>)



Atlantis est un outil stratégique. Il a été appliqué à des questions reliées à la théorie de la modélisation (les effets de la complexité sur la performance), à l'identification d'indicateurs, aux changements au niveau d'un système et aux mécanismes d'entraînement, à la vulnérabilité d'espèces à des perturbations, ainsi qu'à l'exploration de formes robustes et efficaces de gestion écosystémique. Atlantis peut être utilisé pour identifier des indicateurs et des points de référence, peut contribuer à l'élaboration et à l'évaluation de règles de pêche, et peut simuler des objectifs de haut niveau d'intervenants divers. Sa capacité d'établir les risques que les objectifs de gestion ne seront pas atteints est considérée comme étant gauche à moyenne.

Toute application d'Atlantis repose sur un nombre considérable d'hypothèses, dont la nature exacte dépend des options choisies. Comme les modèles Atlantis contiennent souvent de nombreuses composantes et des niveaux moyens de détails des processus, il faut d'importantes quantités de données pour les paramétrer, bien que cela dépende du but du modèle. Les modèles théoriques réduisent typiquement la liste des données essentielles car des généralisations peuvent être faites. Il est malgré tout possible de prioriser les données requises. Les données écologiques requises incluent l'abondance (la biomasse) par cellule, les indices vitaux, les régimes alimentaires, la dépendance à l'habitat et des cartes de l'habitat. Pour les pêches, des données sur les prises et l'effort sont requises, ainsi que des données sur le potentiel de capture, la sélectivité des engins, l'emplacement des ports, les règles de gestion, l'accès à l'habitat, les rejets, les espèces ciblées et les prix. Si le sous-modèle socioéconomique est utilisé, les autres données requises incluent les coûts, le nombre de membres d'équipage, la durée des sorties et les dépenses d'entretien. Pour l'étalonnage, des séries chronologiques de données sur les prises et l'abondance historiques sont également recherchées.

EXEMPLE DU MODELE MARXAN

Marxan est un outil d'analyse spatiale et d'aide à la décision, utilisé pour identifier des conceptions de réserves optimales. L'utilisation du modèle permet d'inclure des composantes clés des systèmes marins et d'examiner l'impact d'une gamme de scénarios de création d'AMP.

Marxan a été développé pour tenter de concevoir des réseaux d'AMP optimaux. L'espace concerné est subdivisé en unités spatiales élémentaires (appelées unités de gestion) pour lesquelles une série de paramètres sont disponibles. Chaque unité de planification est examinée

individuellement pour la valeur qu'elle contient en termes de conservation. Le programme peut sélectionner une série de ces unités de planification permettant d'atteindre les objectifs de conservation fixés. La particularité de MARXAN est qu'un algorithme ayant une composante aléatoire ajoute et enlève des unités de planification dans le but d'augmenter l'efficacité des réserves (Ardon et al. 2002).

Marxan recherche la combinaison idéale des unités de planification permettant de répondre au mieux aux objectifs cibles, mais le modèle considère aussi deux autres facteurs : le coût de la gestion et la cohérence spatiale. Premièrement, chaque unité de planification se voit attribuer un coût, et Marxan tend à minimiser la combinaison entre la planification et le coût, mais certaines unités de planification même coûteuses peuvent être sélectionnées si elles sont nécessaires pour atteindre les objectifs. Le coût peut être une mesure de toutes les composantes de l'unité de planification soit la zone sélectionnée ; par exemple le risque d'être affecté par des impacts anthropiques ou les coûts d'opportunité résultant de la protection.

Par ailleurs, Marxan peut être ajusté pour sélectionner les unités de planification adjacentes (dans l'espace) préférentiellement, plutôt qu'une série d'unités sans lien qui pourrait être moins écologiquement viable et plus difficile à gérer (Smith et al. 2009).

Marxan est connu pour son utilisation dans la conception de réseaux d'AMP dans les écosystèmes récifaux tropicaux et subtropicaux (Fernandes et al. 2005 in Smith et al. 2009).

Toutefois, la récente législation européenne a encouragé son utilisation dans plusieurs études exploratoires pour la planification de la conservation dans les eaux britanniques par exemple (Smith et al. 2009).

3.2 L'utilisation des modèles dans la gestion des AMP

L'utilisation des modèles dans la gestion des AMP revient à discuter de l'utilisation des modèles dans la gestion spatialisée. Il s'agit d'évaluer l'utilité des AMP en termes de conservation (habitats, diversité, etc.) et / ou en termes d'outil de gestion des pêches. Ici, nous nous intéressons au deuxième volet, car l'objectif est bien de modéliser des pêcheries en interaction avec les AMP et d'étudier leurs évolutions.

3.2.1 Caractéristiques générales requises par les modèles d'évaluation du rôle des AMP dans la gestion des pêches

Les mesures de gestion spatialisées (réserves intégrales, fermetures saisonnières, et AMP en partie fermée à la pêche) produisent sur les pêcheries des effets différents de ceux des mesures traditionnelles (réglementation des maillages, limitations des captures et de l'effort, etc.) (Guénette et al. 1998 ; Pelletier & Mahévas 2005). Ces effets attendus, observés ou simulés (à l'aide de modèles) à la fois à l'échelle des populations marines mais également à l'échelle des flottilles sont entre autres (in Lehuta 2010) :

- la restauration de la biomasse féconde, de la structure démographique et de la taille moyenne dans la réserve (pour les populations pêchées sélectivement), de la fécondité et de la diversité spécifique à l'intérieur de l'AMP ;
- l'exportation des larves et d'adultes à l'extérieur de l'AMP (spillover) ;
- l'augmentation des rendements de la pêche ;
- l'amélioration de la stabilité et la résilience des populations ;
- la protection contre des évènements stochastiques comme les échecs de recrutement, contre le manque de connaissance et contre l'incertitude de la gestion.

Cependant ces effets sont reconnus comme étant dépendants notamment des espèces et des sites. Les processus clefs influençant l'efficacité des AMP sont (in Lehuta 2010) :

- les schémas de dispersion larvaire, de distribution spatiale, de dispersion et de migration, l'existence de phénomènes densité-dépendants.
- le régime de gestion en dehors de l'AMP et en particulier la réaction des pêcheurs à la mesure et la prise en compte des autres espèces potentiellement ciblées.
- la qualité de la mise en œuvre, en particulier les procédures de contrôle assurant le respect de la législation et qui pour les mesures spatialisées sont plus coûteuses que le contrôle des débarquements et plus difficiles car la pêche sur d'autres espèces peut être autorisée dans la zone.

Les modèles d'évaluation de mesures de gestion spatialisées de la pêche doivent donc prendre en compte ces caractéristiques. Guénette et al. (1998), Gerber et al. (2003), Pelletier & Mahévas (2005) et Pelletier et al. (2008) ont réalisé des revues des modèles utilisés pour évaluer l'impact de réserves et des AMP multi-usages sur les écosystèmes et sur les pêches. Il en ressort que pour **évaluer l'impact et la performance des mesures spatialisées sur la gestion des pêches, les modèles doivent posséder les caractéristiques suivantes** (in Lehuta 2010):

- prise en compte de la structure en âge ou en taille des populations ;
- description spatialement explicite des processus permettant de tenir compte des hétérogénéités spatiales dans la dynamique de la population mais aussi de l'exploitation ;
- prise en compte du comportement de pêche en particulier du report d'effort sur les autres zones et espèces cibles de la pêcherie.

Le nombre de processus à intégrer fait des modèles d'évaluation d'AMP des modèles complexes. Leur résolution analytique est généralement impossible et impose le recours à la simulation (Pelletier and Mahévas 2005). Enfin, le niveau d'incertitude des sorties du modèle ayant tendance à augmenter avec sa complexité, le niveau de complexité doit être un compromis entre, d'une part, l'information disponible et les coûts de calculs ou de développement acceptables et, d'autre part, l'échelle de description nécessaire à l'étude du phénomène (in Lehuta 2010).

3.2.2 Une typologie des modèles biologiques de réserves de pêche et d'AMP multi-usages

La revue des modèles d'AMP réalisée par Pelletier et al. (2008) propose une classification des modèles d'AMP existant en fonction de leur complexité et de **leur utilisation dans l'analyse du rôle des AMP dans la gestion des pêches**. Les auteurs identifient ainsi 5 catégories (auxquelles il faudrait ajouter les modèles intégrés non considérés ici).

LES MODELES NON SPATIALISES MONO-SPECIFIQUES

Ces modèles reposent sur des données de croissance des populations et supposant une dispersion homogène des individus dans la zone entière de pêche et une mortalité par pêche uniforme. **Ils sont principalement utilisés pour l'étude des réserves intégrales permanentes couvrant une partie de l'océan et donc l'intégralité du stock considéré ou au moins une partie significative** (in Pelletier et al. 2008). Ils permettent principalement d'analyser les impacts de la réserve en fonction de sa taille sur des indices biologiques de référence (le rendement maximal durable ou le ratio entre la biomasse actuelle et celle à l'état vierge).

LES MODELES SOURCE-PUITS

Ces modèles font des suppositions sur les schémas de dispersion larvaire en considérant les dynamiques locales de chaque patch (zone relativement homogène qui diffère de ces environs). Les sources correspondent à des zones pour lesquelles le succès de reproduction est supérieur à la mortalité locale ; les puits sont des zones où les organismes se reproduisent mais où le taux de reproduction net est négatif (pas de remplacement). **Ces modèles permettent d'explorer les différentes possibilités pour la conception d'une réserve intégrale en fonction du nombre, de la taille et de la localisation des sources et des puits** (in Pelletier et al. 2008).

Compte tenu de leur niveau d'agrégation, ces deux types de modèles simples ne permettent pas de répondre aux questions soulevés par les gestionnaires concernant la gestion des réserves ou des AMP. De plus, ces modèles mono-spécifiques ne prenant pas en compte la structure démographique des populations ne permettent pas d'évaluer les effets des AMP ayant pour principal objectif de protéger les juvéniles ou les reproducteurs (in Pelletier et al. 2008).

LES MODELES DEMOGRAPHIQUES SPATIALISES

Ces modèles représentent la croissance, la reproduction, la mortalité naturelle et par pêche et les mouvements des poissons. Ils peuvent être utilisés dans la conception d'AMP en renseignant sur la taille, la localisation mais aussi les périodes de fermeture de la pêche potentiellement intéressantes dans le cas où le modèle inclut des variations intra-annuelles (in Pelletier et al. 2008).

LES MODELES DE PECHERIES SPATIALISES

Ils incluent des détails sur l'exploitation des ressources, en particulier sur l'effort décrit au travers des engins utilisés, du nombre de navires et de leurs caractéristiques, de la dynamique des flottilles. **Ces modèles permettent d'évaluer des AMP multi-usages au-delà des réserves intégrales fermées à la pêche en analysant les effets de l'AMP sur la structure des populations et leur potentiel de reproduction.** Les AMP dont l'objectif est, entre autre, de protéger les stades sensibles d'une population, peuvent être évaluées par ce type de modèles spatialisés. Ces modèles permettent également d'explorer des enjeux en lien avec la gestion de pêcheries mixtes (multi-espèces ou multi-flottilles) comme les rejets. Finalement, ils permettent d'intégrer le comportement des pêcheurs et leur réponse aux mesures de gestion. En général ces modèles ne permettent pas d'évaluer les conséquences à l'échelle des communautés (in Pelletier et al. 2008).

LES MODELES TROPHODYNAMIQUES

Ces modèles sont principalement utilisés pour explorer l'efficacité des réserves intégrales. La complexité des interactions trophiques ne permet pas d'intégrer à ces modèles des composantes supplémentaires au modèle telles que les processus démographiques ou les comportements de pêche. Par conséquent, ils ne peuvent pas être facilement utilisés pour explorer différentes modalités de mise en œuvre d'une AMP ou leur comparaison avec d'autres mesures de gestion des pêches (in Pelletier et al. 2008).

Les modèles conceptuels simples, tels que ceux décrits dans les deux premières catégories, visent à comprendre les effets potentiels de l'AMP sur la pêche et ses ressources. Ils fournissent un aperçu théorique sur la dynamique des ressources et l'exploitation au sein d'une AMP multi-usage ou en relation avec une AMP-réserve. Ils sont généralement peu exigeants en termes de données d'entrée et de mise en œuvre et ne posent en principe pas de problèmes de stabilité structurelle ou d'identification des paramètres. Les modèles plus complexes tels que les modèles spatialisés, les modèles de pêcheries mixtes ou les modèles trophodynamiques permettent d'envisager d'autres processus clés, et peuvent faciliter la mise en œuvre de mesures de gestion comme outil d'aide à la décision. Cependant, parce qu'ils ont plus de paramètres et sont très demandeurs en données, ils sont plus sujets à de nombreuses incertitudes et leurs résultats doivent être soigneusement analysés.

3.2.3 Les critères de choix des modèles

Un continuum de modèles (conceptuels, heuristiques, tactiques, stratégiques) peut être utilisé pour répondre aux besoins des gestionnaires des AMP. Pour analyser un problème donné, il est préférable d'appliquer plusieurs approches de modélisation de niveaux de complexité différents qu'un seul modèle. Les modèles les plus appropriés dépendent des propriétés des questions posées (Botsford 2006).

CRITERE DE CHOIX ET DISPONIBILITE EN DONNEES

Dans une situation riche en données, la modélisation peut être utilisée pour évaluer la robustesse des différentes alternatives de gestion des pêches dans l'AMP et de relations entre la pêche et l'AMP. Des combinaisons de réserves peuvent ainsi être proposées ainsi qu'une gestion adaptée de l'effort de pêche à l'extérieur de la réserve. Des modèles de simulations plus complexes peuvent être utilisés pour évaluer la performance du système de gestion en fonction de différents scénarios de mouvement des poissons, du comportement des pêcheurs et de l'incertitude. Lorsqu'on dispose de peu de données, la mise en place d'un modèle ayant le niveau requis de complexité est plus difficile (Botsford 2006).

Il s'agit donc dans un premier temps de répondre à la question fondamentale : **de quel type d'information a-t-on besoin pour quel modèle ?** Et ainsi à la question sous-jacente : de quel type d'information dispose-t-on ?

CRITERES DE CHOIX ET ENJEUX DE GESTION

La revue des différents modèles biologiques d'AMP existant montre qu'il existe différents types de modèles pouvant répondre à des objectifs multiples. Le choix des modèles dépend donc non seulement de la disponibilité en données mais aussi des questions à l'étude. **L'objectif ici est de répondre aux enjeux en lien avec la gestion des pêches et l'utilité des AMP dans ce contexte de gestion.**

Il est indispensable d'identifier les questions prioritaires auxquelles il semble indispensable de répondre : quel est le fonctionnement de l'écosystème ? Quel est l'impact d'une mesure de gestion sur une espèce ciblée ? Quels sont les impacts d'une modification d'habitats... Il n'existe pas une liste précise des modèles en fonction des questions et enjeux auxquels ils répondent. Cependant, la revue des effets biologiques attendus des AMP et des modèles biologiques existants permet de proposer la classification suivante : cf. Tableau 7.

Tableau 7 : Résumé des modèles pouvant être appliqués à une gamme d'enjeux de gestion susceptibles d'être rencontrés dans le cadre de la gestion des AMP (adapté de Plaganyi et al. 2007)

Question à l'étude	Modèles mono-spécifiques	Modèles mono-spécifiques spatialisés ou couplés	MSVPA	OSMOSE	EwE	ISIS-FISH	Atlantis
Fonctionnement d'un écosystème				X	X	X	X
Changement d'état d'un écosystème				X	X		X
Impact sur l'espèce ciblée	X	X	X	X	X	X	X
Reconstitution de stocks décimés	X	X	X	X	X	X	X
Modification de l'habitat							X
Dispersion larvaire		X					
Effet spillover		X					
Forçage trophodynamique			X	X	X		X

Encart 28 : ce qu'il faut retenir sur les modèles biologiques

Il n'existe donc pas de modèle parfait, transposable à tout site car pour chaque situation. Les modèles et combinaisons de modèles sont à développer en fonction des caractéristiques spécifiques des zones et surtout des questions posées (objectifs). Les données nécessaires pour alimenter les modèles sont souvent manquantes ou très insuffisantes et les dispositifs de suivis restent souvent insuffisants pour alimenter régulièrement des modèles.

4. Synthèse des enseignements sur le volet bio-écologie

Généralités sur l'analyse bioécologique des AMP

Les AMP sont diverses et il existe une grande variété de situations et d'effets en fonction du statut, des dimensions de l'AMP, du degré de conservation, de l'étendue de la protection et du mode de régulation. Il est important de noter qu'il existe généralement une grande différence entre les effets théoriques des AMP et les effets réels, en conditions actuelles, souvent loin des prédictions théoriques. De plus, les impacts observés pour un exemple donné ne sont pas forcément reproductibles pour un autre site. Il est donc difficile de généraliser et il ne faut en aucun cas espérer la somme de tous les effets décrits dans ce rapport pour un même site d'étude.

Les effets biologiques peuvent varier en fonction de plusieurs facteurs propres à l'AMP elle-même (localisation, taille, niveau de conservation) ou en fonction des espèces protégées (groupe taxonomique, pression de pêche exercée sur l'espèce, mobilité, potentiel de dispersion, longévité, fécondité, interaction avec d'autres espèces, etc.) mais aussi d'autres facteurs qui peuvent également impacter les effets (facteurs humains, respect des réglementations, moyens d'existence alternatifs des populations, pauvreté, etc.).

Les effets biologiques des AMP sont principalement étudiés dans le cas de réserves intégrales (car plus faciles à analyser). Les résultats de l'étude mettent en évidence les éléments suivants sur les AMP-réserves:

- La protection d'une zone conduit à une augmentation de la richesse spécifique, de l'abondance et de la taille moyenne des poissons et des invertébrés marins au sein des AMP-réserves. Ces effets sont nets pour les espèces subissant une forte pression de pêche (hors réserve) et pour les espèces en haut de la chaîne trophique (prédateurs).
- L'augmentation du potentiel reproducteur, l'accroissement de l'abondance des prédateurs et le maintien des traits d'histoire de vie participe à une meilleure résilience des populations au sein des réserves intégrales et peut contribuer à une meilleure stabilité de l'écosystème.
- Le déplacement des individus adultes vers l'extérieur (effet spillover ou effet de débordement) et la diffusion des larves produites à l'intérieur de la réserve peuvent contribuer à augmenter les biomasses aux alentours des réserves.
- L'effet de débordement, bien que difficile à étudier, peut être mis en évidence par l'analyse des répartitions des captures en fonction de la distance aux bords de la réserve. Néanmoins ces exports sont limités et n'ont d'effets sensibles pour la pêche que dans le voisinage ; soit dans les 200 m à quelques centaines de mètres pour les récifs coralliens ou pour les petites AMP (exemple de la réserve du bolong de Bamboung) et entre 500 m à quelques kilomètres pour des AMP de grande taille (exemple du Banc d'Arguin).
- L'effet de transport des larves est très variable en fonction des espèces et de leur mode de vie (potentiel reproducteur, zone de frayère, etc.) Plus que le phénomène de débordement, la diffusion des larves à l'extérieur de l'AMP-réserve peut contribuer à la limitation du risque d'effondrement des stocks et à l'amélioration des rendements de certaines pêcheries.

Il est cependant, indispensable de garder à l'esprit que si les effets positifs des réserves sont largement observés, ils ne se produisent pas dans chacune des réserves. Les interactions entre espèces induisent des effets complexes (cascade trophique,...). Dès lors, la mise en réserve de

certaines zones, peut avoir des effets inattendus et très variables d'un site à un autre. De même, l'effet des réserves sur les habitats est difficile à appréhender et reste aujourd'hui mal connu.

Plusieurs travaux montrent qu'un rétablissement/stabilisation des biomasses à la capacité de charge nécessite une protection sur une période longue (plusieurs décennies). De plus, les effets positifs peuvent être supprimés en un an en cas de suppression de l'AMP-réserve et ce quelque soit la durée de gestion de l'AMP (5-10 ans, plus). Ainsi, les mécanismes de gestion des réserves doivent être à la fois efficaces et maintenus sur le long terme.

La mise en place dans des grandes AMP multi-usages de zones d'AMP-réserve et de zones gérées peut permettre d'améliorer l'impact d'une AMP sur la pêche (ex : Grande Barrière de Corail, Australie) et peut représenter une alternative à une grande AMP-réserve. Le développement de réseaux de petites AMP reste le plus réaliste dans un contexte de fortes contraintes sur l'espace littoral. Néanmoins, les AMP d'un tel réseau doivent présenter une justification en matière de relations fonctionnelles et de connectivité (proximité entre AMP variable en fonction des espèces, des milieux, des courants et permettant la diffusion larvaire et de juvéniles).

Les restrictions spatiotemporelles (RST) ad hoc et saisonnières (protection du recrutement) sont efficaces si elles sont placées correctement (lieux, dates d'ouverture/fermeture adaptées). Les fermetures saisonnières de protection des reproducteurs peuvent apporter un répit temporaire mais ne règlent pas les problèmes liés à la surcapacité de pêche. Les fermetures plus longues (réserves temporaires) utilisées parfois pour reconstituer des réserves d'exploitation sont apparemment également efficaces. Les fermetures saisonnières, même parfaitement placées, sont condamnées à terme à échouer si la capacité de pêche n'est pas contrôlée/limitée efficacement.

De manière générale, la régulation de l'ensemble des activités anthropiques au sein des AMP permet de prévenir et de limiter les effets négatifs sur les habitats sensibles et sur les ressources vivantes. La mise en place d'aires multi-usages ou de réserves, effectivement gérées, permet (ou devrait permettre) de maintenir le bon état écologique des ressources. Les mesures de protection peuvent porter non seulement sur l'exploitation mais aussi sur les autres activités anthropiques et contribuer à la durabilité des ressources vivantes marines et des activités halieutiques qui en dépendent.

Analyse bio-écologique des AMP en tant qu'outils de gestion des pêches

Du strict point de vue de la pêche, l'instauration ou le développement d'Aires Marines Protégées peut globalement avoir les conséquences suivantes :

- Un accroissement des **biomasses exploitables**, lié à l'effet spillover et sensible surtout à proximité immédiat de la réserve. Naturellement cet effet sera d'autant plus important que l'AMP est de grande taille et qu'on s'intéresse à des espèces qui migrent ou se déplacent entre la zone de réserve et l'extérieur. Il faut cependant noter que cet effet spillover apparait le plus souvent limité. Il est globalement peu probable qu'il puisse être très significativement supérieur au potentiel de capture intra-réserve, auquel les pêcheurs renoncent avec l'instauration de la réserve.
- Un accroissement et une plus grande stabilité du **recrutement** lié à la protection des reproducteurs dans la réserve ou à l'exportation de larves, œufs ou premiers stades juvéniles. Cet effet peut être significatif pour les espèces fortement surexploitées, à condition que la réserve soit très judicieusement localisée sur les zones d'habitat essentiel pour ces espèces (zone de concentration de reproducteurs ou zone de nourricerie des larves et premiers stades juvéniles). Il est également dépendant des conditions hydrodynamiques locales, susceptibles de déterminer l'intensité des dérives larvaires.

- Une réduction globale de la **mortalité par pêche**, lorsque la réserve concerne des zones de forte concentration des biomasses et/ou des zones de forte capturabilité. Même à effort de pêche constant (donc en admettant des reports de l'effort de pêche en bordure de la réserve), l'AMP conduit en quelque sorte le pêcheur à être « moins efficace » et réduit donc son impact sur la ressource. L'AMP peut alors être un outil de régulation collective de la pression de pêche, qui peut justifier le maintien en activité d'un plus grand nombre de pêcheurs. Autrement dit encore, en réduisant la puissance de pêche l'AMP contribue à réduire la surcapacité. Naturellement, ce raisonnement a ses limites et cette réduction est d'autant plus efficace que l'instauration de l'AMP est complétée par des mesures de limitation du report de l'effort de pêche ou de régulation directe des capacités de pêche.
- La constitution d'une **biomasse de réserve**. Cette biomasse peut, en quelque sorte, jouer un rôle « d'assurance risque ». On imagine alors (les cas d'étude observés sont rares) qu'en cas de surexploitation brusquement aggravée ou d'évènement bioclimatique inattendu, la biomasse de réserve pourrait contribuer à la reconstruction du stock, en évitant notamment les effets de piégeage en situation d'équilibre de très faible abondance. (effet « cultural » de prédation des larves par les proies, perte de diversité génétique, ...). Il faut cependant noter que cette biomasse de réserve ne peut jouer un tel rôle que si elle est relativement importante, ce qui suppose des AMP de grande taille.
- La protection d'espèces d'intérêt halieutique fragiles. Cette fonction potentielle des AMP peut s'avérer importante pour des espèces exploitées qui présenteraient une fragilité particulière (faible fécondité, habitat spécifique fragile, ...), en particulier lorsqu'elles sont prises accessoires des différentes pêcheries en présence et peuvent donc difficilement faire l'objet de mesure de gestion spécifique. Aux effets précédemment cités (baisse de mortalité par pêche, protection du recrutement, biomasse de réserve), qui jouent alors à plein, se rajoute un effet de régulation de ces prises accessoires particulières.

Globalement, on notera que l'ensemble des effets cités ci-dessus peut être obtenu non seulement par l'instauration ou le développement de réserves, mais également par des mesures de restrictions spatiaux-temporelles de l'activité de pêche (RST). Du strict point de vue de la pêche l'AMP apparaît dès lors comme **un outil parmi d'autres**, pas nécessairement plus efficace que d'autres et qui ne prend pleinement son sens qu'en étant intégré dans une démarche globale de gestion de la pression de pêche (capacité de pêche, quotas de pêche et/ou quotas d'effort de pêche), du diagramme d'exploitation (maillages, tailles légales,...) et de la stratégie d'exploitation écosystémique (quelles espèces, compte tenu de leur rôle dans l'écosystème). A moyen terme cette gestion globale devra s'inscrire dans une démarche de planification spatiale dont les différentes formes d'AMP (réserve, multi-usages) constitueront l'une des modalités, au côté des RST.

Il reste donc vrai que **les AMP sont d'abord et avant tout des outils dédiés à la conservation**. De ce point de vue, nous avons vu que la littérature scientifique mondiale démontre très largement leur efficacité avec des effets significatifs clairement démontrés à l'intérieur des zones protégées. Même si les pêcheurs n'en tirent pas un bénéfice direct, ce qui risque d'être le cas dans de très nombreuses situations, ils ont un intérêt objectif à ce que leur activité se développe en même temps que des outils de conservation, autant que possible efficaces, se mettent en place. Dans une situation où les préoccupations environnementales deviennent (à juste titre) de plus en plus prégnantes, il en va en effet de l'acceptabilité sociale de leur activité d'exploitation. Le fait que les AMP puissent avoir un effet au moins neutre sur la pêche est donc en soit un résultat remarquable. Elles autorisent ainsi, et même très certainement elles favorisent, des objectifs de bonne gestion de la pêche. Autrement dit, en « réconciliant » des impératifs de conservation et des objectifs de production halieutique, le développement des AMP doit jouer un rôle majeur pour le développement d'une pêche responsable, acceptée et reconnue comme telle par la société et par les consommateurs.

Généralités sur les indicateurs et les modèles

La mesure d'indicateurs écologiques permet de caractériser les écosystèmes et leurs évolutions sous l'effet de la protection potentiellement introduite par la création d'une AMP. Il existe de nombreux indicateurs pouvant être regroupés en fonction de l'échelle de temps qu'ils couvrent, et des effets qu'ils renseignent. Une liste d'indicateur pertinent peut être définie au regard des objectifs de l'AMP et il n'existe pas de liste unique d'indicateurs prédéfinie.

Les interférences entre les effets directs de la protection et la variabilité naturelle des systèmes peut biaiser l'évaluation de l'efficacité d'une AMP. Cependant, des méthodes d'échantillonnages réguliers avant et après la mise en place de l'AMP à la fois à l'intérieur et à l'extérieur de ces frontières et en plusieurs points de contrôle permettent de limiter ces biais. Ainsi, de multiples points de contrôle doivent être mis en place pour isoler l'effet de la variabilité naturelle de celui de l'AMP. L'importance de la différence entre la moyenne des relevés au sein de l'AMP et la moyenne sur les points de contrôle extérieurs est donc analysée en intégrant la variabilité naturelle du système, elle-même estimée au travers des différences entre les points de contrôle extérieurs. Il est important de préciser que la mesure de ces indicateurs nécessite des capacités, des disponibilités et des ressources humaines importantes. De plus, tous ces indicateurs ne sont pas appropriés à l'ensemble des AMP. Enfin, il faut noter qu'il est souvent préférable de se limiter à un nombre restreint d'indicateurs, à vocation synthétique et aisément reproductibles dans le temps.

L'ensemble des modèles et leurs différences sont présentées dans l'étude. Il n'existe pas de modèle parfait transposable à tout site car pour chaque situation, les modèles et combinaisons de modèles sont à développer en fonction des caractéristiques spécifiques des zones et surtout des questions posées (objectifs). Les données nécessaires pour alimenter les modèles sont souvent manquantes ou très insuffisantes et les dispositifs de suivis restent souvent insuffisants pour alimenter régulièrement des modèles.

5. Recommandations (Volet bio-écologique)

L'ensemble des recommandations sont présentées dans un document spécifiques « ETUDE SUR L'ETAT DE L'ART DES AMP DANS LA GESTION DES PECHEES - Recommandations à la CSRP ».

Parmi ces recommandations, il nous semble important de résumer ici celles qui nous paraissent essentielles d'un point de vue bioécologiques.

5.1 Recommandations de cadrage général

5.1.1 L'AMP-réserve : un outil de gestion des pêches intéressant et un outil parmi d'autres

Constats : Les AMP montrent, lorsqu'elles sont gérées effectivement sur une longue période (plus de 10 ans), des effets à l'intérieur des zones sanctuarisées d'augmentation de biomasse (+250 à 446%), de densité, et dans un moindre mesure de taille d'individus mais aussi de biodiversité. Des phénomènes de débordement significatif peuvent alors exister dans un périmètre restreint (surtout dans les 500 m) à l'extérieur des AMP ce qui explique une accentuation de la pression de pêche aux abords de ces AMP. Néanmoins la fin temporaire de surveillance ou de gestion sur une AMP a pu supprimer les effets mesurés au bout de plusieurs années de gestion. Par ailleurs, certaines AMP ont produits des effets différents de ceux attendus dus à des changements écosystémiques liés à la protection d'une zone (cf. exemples de protection des ormeaux aux USA).

De plus les AMP (réserves voir même parfois multi-usages) ont souvent été affichées comme la solution aux problèmes de la pêche sans mesurer la complexité de ces problèmes et les limites des AMP qui ne peuvent être qu'un outil parmi d'autres. L'étude des AMP montre que, dans le contexte de la CSRP, il peut être intéressant de mettre en œuvre une politique ambitieuse de renforcement des AMP comme outil performant à la fois de conservation et susceptible de contribuer à la gestion des pêches. Cet outil permet en effet de concilier les objectifs de conservation et les objectifs spécifiques de gestion durable des pêches.

Néanmoins, les conditions de gouvernance des AMP multi-usage qui intègrent ou pourraient intégrer la pêche varient fortement d'un pays à l'autre et au sein de chaque pays, conditionnant leur efficacité et le rôle que peuvent jouer les autorités chargées de la pêche. Dans ces conditions toute généralisation serait dangereuse. Une approche positive mais prudente est nécessaire, par pays puis au cas par cas.

Ainsi, l'analyse des effets biologiques des AMP sur les stocks et les écosystèmes, de même que l'analyse de la gouvernance présentées dans les documents techniques montrent que les AMP ne peuvent être considérées comme un outil « à tout faire » mais devraient plutôt être utilisées pour traiter des problèmes spécifiques de nature écosystémique et spécifiques (AMP-réserves) à adapter à chaque pêcherie ou des cadres de gestion spatiale intégrée (AMP multi-usage) dans lesquels la pêche et d'autres activités sont intégrées et adaptées à chaque zone.

Recommandation 1. CONSIDÉRER L'AMP-RÉSERVE COMME UN OUTIL INTÉRESSANT ET UN OUTIL PARMIS D'AUTRES :

Les AMP, à plusieurs conditions et notamment celle d'être gérées efficacement sur la durée, peuvent permettre à la fois la conservation et une gestion durable des pêches.

L'AMP n'est toutefois pas une solution miracle/unique pour la gestion durable des pêcheries et ne permet en aucun cas de faire l'économie de mesures de régulations de l'activité de pêche (mesures de gestion de la surcapacité et de l'accès, mesures de gestion de l'effort de pêche, législation sur les engins, les tailles légales, etc.).

L'AMP est un outil parmi d'autres qu'il faut sélectionner quand il présente des avantages évidents pour la pêche par rapport à d'autres instruments, en l'adaptant aux circonstances (taille minimale de l'AMP, objectifs, mesures de contrôle, etc.). Les chances de succès d'une AMP seront certainement accrues si, parallèlement à sa création, on peut limiter la progression de la pression de pêche dans les zones adjacentes. Cet exercice peut s'avérer particulièrement délicat dans les pays où la surcapacité du secteur halieutique constitue un problème dépassant largement les limites sectorielles pêches (arbitrage socio-politique délicat caractéristique d'un certain nombre de pays du Sud).

Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :

- *Tous et, en particulier les autorités nationales de la pêche et des AMP et les ONG de l'environnement mais aussi les financeurs*

5.1.2 L'AMP-multi-usage : un cadre de gestion spatiale intégré parmi d'autres

Constats : Dans la plupart des zones rurales marines de la CSRPT, les activités économiques déployées sont la pêche, l'agriculture côtière, l'exploitation des mangroves, etc. Dans certaines conditions, il pourrait être avantageux pour la pêche de se placer dans un cadre d'intégration spatiale de la gestion, par exemple pour profiter d'une protection environnementale vis-à-vis d'autres secteurs d'exploitation agressifs (pollution pétrolière, extraction des sables et graviers) et de certaines formes de tourisme, ou pour bénéficier des effets de débordement d'une réserve intégrée dans ce cadre. Les mesures de gestion élaborées pour la pêche à l'intérieur de grandes AMP où se côtoient zones sanctuaires (réserves) et zones de prélèvement gérées représentent des alternatives utiles à des réseaux de petites AMP proches et apportent des bénéfices durables aux acteurs économiques (cf. chapitre Effets).

Recommandation 2. EXAMINER LES CONDITIONS DE LA PÊCHE DANS LES AMP MULTI-USAGE EXISTANTES

Compte tenu des résultats sur les effets des zones sanctuaires et de certaines AMP multi-usages bien gérées, il serait utile d'améliorer les règles et le dispositif de respect des règles de gestion des pêches dans les AMP multi-usages existantes.

Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :

- *Principalement les autorités de la pêche en collaboration avec les acteurs locaux mais aussi les autorités en charge des AMP, gestionnaires d'AMP et ONG de conservation*

5.1.3 Spatialisation de l'information sur les usages et les ressources à l'échelle régionale

Constats : Le manque de données spatialisées sur la pêche et les écosystèmes exploités (habitats, ressources, acteurs,...) est important et peut contribuer à des erreurs en matière de localisation

d'AMP, de justification, de gestion des pêches et des AMP. La question des AMP et des Restrictions Spatio-Temporelles (RST) (y compris les réserves de pêche) et de leurs rôles respectifs, ainsi que la perspective de leur insertion dans une planification spatiale maritime pose avec acuité et une certaine urgence le problème de la spatialisation de la gestion des pêches. Préconisée de longue date mais rarement mise en œuvre, cette spatialisation est à la base de la gestion écosystémique et de l'allocation de droits d'usage territoriaux dans la zone côtière et de l'articulation entre pêche et AMP. Il est donc urgent de commencer le processus de collecte de l'information sur les structures spatiales des pêcheries (distribution et migration des stocks, distribution et migration des flottilles, nurseries, zones de reproduction), écosystèmes marins vulnérables (EMV), zones de concentration d'espèces vulnérables, zones d'interdiction diverses, etc. L'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) est indispensable.

Le zonage et les limites juridiquement inscrites doivent être adéquats pour englober correctement la ressource à protéger. Ils doivent également correspondre à la structure des usages et de la gestion (problème de cohérence fonctionnelle). Enfin, ils doivent faire l'objet d'une information formelle auprès des usagers.

Recommandation 3. PROMOUVOIR LE DÉVELOPPEMENT D'UNE GESTION SPATIALISÉE ET LA PRODUCTION D'ATLAS NATIONAUX COORDONNÉS AU NIVEAU RÉGIONAL

Promouvoir des Atlas (sous format SIG) pour la pêche, les ressources naturelles (y compris espèces en danger), les habitats critiques (y compris AMP, nurseries, zone de reproduction en particulier), les territoires des communautés, les parcours des pêcheurs migrants, les AMP existantes. Il s'agit d'inscrire les AMP dans une gestion spatialisée des zones côtières (création d'atlas, collecte de données spatialisées, etc.)

Pour les zones très côtières, coopérer avec les communautés locales pour obtenir et formaliser les savoirs traditionnels. Il est important de combiner l'information scientifique (multidisciplinaire) et traditionnelle disponible pour anticiper et réduire les risques supplémentaires imposés aux populations et aux ressources par la gestion.

Des observatoires peuvent aussi être créés à ces occasions (cf. chapitre sur les suivis).

Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :

- *Autorités de la pêche et en charge des AMP : mise en œuvre, organisation, financement, partenariat, vérification des cahiers des charges*
- *Organismes internationaux, CSRP : promotion, voir « Maitrise d'ouvrage »*
- *Gestionnaires d'AMP et ONG de conservation, Organismes de recherche: promotion, appui à la mise en œuvre*
- *Chercheurs, organismes scientifiques : partage de données, collaboration, production de données, maîtrise d'œuvre*
- *Financeurs : promotion, financement*

5.2 Evaluation de la pertinence de l'établissement d'une AMP pour la gestion de la pêche

Constats : Dans une majorité de cas, les AMP ont été mises en place d'une manière opportuniste, résultant d'un choix politique ou de stratégies d'ONG. Leurs limites voire leur zonage n'ont en grande majorité pas tenu compte des liens fonctionnels ou d'enjeux essentiels pour les écosystèmes et les pêcheries et ne sont pas définis sur des bases scientifiques argumentées. Par ailleurs, le manque de connaissance spatialisée ou de synthèse, voire la difficulté de mise à

disposition des données par des institutions ou chercheurs est presque systématique en dehors des régions riches et développées (Atlantique Nord ; Australie) et de quelques efforts de type « approche éco-régionale et analyse des lacunes (gap analysis) » (Mésoméridie, Océan Indien).

Recommandation 4. RENFORCER LA PRODUCTION DE BASES DE DONNÉES LOCALES SPATIALISÉES SUR L'INTÉRIEUR ET L'EXTÉRIEUR DE L'AMP ET AMÉLIORER LES CONNAISSANCES EN APPUIS AUX PRISES DE DÉCISION CONCERNANT L'AMP CONCERNÉE.

Cette recommandation affine la recommandation ci-dessus au niveau local. Dans le cas où des campagnes de mesures seraient difficiles à réaliser, entreprendre la cartographie par des groupes d'experts croisés avec les populations locales reste possible pour produire des cartes préliminaires, préciser les faiblesses et les lacunes en matière d'information spatialisée à corriger à l'avenir. Harmoniser les échelles de cette cartographie avec celles des atlas régionaux éventuels. Il s'agit de se concentrer en priorité sur les points suivants :

- Digitalisation de l'information : la cartographie sous format SIG valorisera les données régionales collectées et la production d'Atlas.
- Zonage bio-écologique – (1) Identification des habitats vulnérables et des habitats essentiels (nurseries, zone de reproduction, corridor écologiques fonctionnels,...) ; (2) définition des zones de forte abondance, des échelles géographiques des stocks concernés, des zones de forte biodiversité, de forte productivité, les taux d'échange et les migrations, les zones et l'effort de pêche et les captures ; (3) Zonage des espaces où des effets de débordement (spillover) au-delà des frontières de l'AMP.

Ces zonages doivent valoriser les connaissances déjà acquises et les savoirs locaux.

- Zonage socio-économique et administratif en mer : les zones de pêche par métier, les unités de gestion et de réglementation, les saisonnalités et éléments de migration, restrictions aux autres usagers.
- Zonage socio-économique et administratif à terre : typologie des sites de débarquement (apports, nombre bateaux,...), des centres de transformation, aires de déplacement et principaux bassins économiques (activités, emplois,...) au delà de la zone AMP elle-même, les unités administratives règlementaires, les principaux postes clés d'organisation administrative (environnement-pêche-surveillance en mer : préfectures, centre d'observation, administrateur régional, local,...)

Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :

- *Autorités de la pêche et celle en charge des AMP en priorité : promotion, mise en œuvre, mutualisation, encadrement des politiques de recherche*
- *Financier et ONG : promotion, intégration de cette recommandation*
- *Chercheurs, organismes de recherche nationaux : Mise en œuvre, mutualisation des informations, vulgarisation et cartographie*

Recommandation 5. ANALYSER LA PERTINENCE ET LA FAISABILITÉ DE L'ÉTABLISSEMENT D'UNE AMP ASSOCIÉE À LA GESTION DES PÊCHES

Avant tout établissement d'AMP il est nécessaire de conduire une étude d'opportunité et d'impact qui permet d'explicitier les raisons de la création d'une AMP et ses intérêts halieutiques (que la préoccupation « pêche » soit sur sa totalité ou sur une partie de l'AMP) et les avantages d'une AMP plutôt qu'une RST conventionnelle devrait être créée. Ce travail doit nécessairement conduire à préciser les objectifs de la gestion des pêches et de l'AMP et à proposer une délimitation cohérente au regard des objectifs.

Les objectifs seront définis et surtout hiérarchisés après l'analyse et la réponse aux groupes de questions ci-après.

Quel sont les problèmes et objectifs de protection principaux?

La mise en place d'une AMP devrait permettre :

- La réduction de la pression de pêche, globalement ou à défaut sur des phases critiques du cycle vital
- La protection du recrutement (zones de concentration de juvéniles) et de la biomasse de reproducteurs (zones de concentration de reproducteurs)
- Des rendements et une productivité améliorés – protection d'une biomasse significative d'un stock (rôle tampon dans le maintien de la biomasse d'un stock)
- Le maintien d'un réseau trophique et de la biodiversité – protection de zones de forte production primaire – protection des habitats (mangroves, herbiers en particulier)

→ Vers l'identification d'une zone spécifique à protéger

Quelle taille minimale pour produire les effets souhaités ci-dessus ?

Au-delà de l'identification d'une zone spécifique d'importance, l'effet significatif (sur les pêcheurs, le territoire et la ressource) pourrait dépendre de la taille de la zone de protection. De plus, il s'agit, avant d'établir une zone de protection de répondre aux questions fondamentales suivantes :

- Compte tenu de sa taille, l'AMP est-elle susceptible de diminuer la mortalité par pêche globale (à l'échelle des stocks) ? et dans quels délais ?
- Y a-t-il des exemples proches qui permettent d'envisager les possibles reports de l'effort sur d'autres zones de pêche ?
- Est-ce que du point de vue socioéconomique, la taille de l'AMP est pertinente compte tenu des migrations et parcours de pêche, des cadres administratifs et de l'organisation socioculturelle ? (s'appuyer sur une analyse des pêcheurs et acteurs inféodés à la zone et dépendants de la zone)

L'AMP a-t-elle une chance d'être viable financièrement ?

- Est-ce qu'une AMP de la taille envisagée peut être réaliste en matière de coûts de gestion ? Evaluer de façon réaliste une première ébauche des coûts de gestion et des sources de financement, explorer les contraintes et les possibilités de mutualisation de moyens pour assumer les coûts de gestion et les possibilités de développement des ressources propres de l'AMP
- Dans quelle mesure les coûts de l'AMP peuvent-ils être pris en compte par la pêche dans son budget de gestion ? Y aurait-il des mesures conventionnelles moins coûteuses ou d'un meilleur rapport qualité-prix ?
- Présenter une analyse des risques permettant de justifier également financièrement la faisabilité en période de construction de l'AMP.

Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :

- *Autorités de la pêche et celle en charge des AMP en priorité : mise en œuvre en appui à l'évaluation de la faisabilité*
- *ONG ou acteur en charge de l'élaboration du dossier en appui à la déclaration de création de l'AMP : intégration de cette recommandation*
- *Financeurs: financement et intégration en appui à l'évaluation de financements futurs*

- *Chercheurs, organismes de recherche nationaux, prestataires : accompagnement, appui à la justification*

5.3 Mise en œuvre et suivi d'une AMP « pêche »

5.3.1 Etat de référence biologique sérieux et indicateurs de suivi

Constats : La grande faiblesse des connaissances sur les « états zéro » des AMP (situation de référence au départ) est presque systématique ce qui limite les possibilités d'effectuer des évaluations de la performance de la gestion, rend difficile la valorisation des AMP et affecte grandement les échanges avec les populations concernées sur les modalités de gestion. La faiblesse des données de référence sur la mobilité spatio-temporelle des espèces exploitées mais aussi sur les éléments socio-économiques sont les plus préoccupantes, mais aussi la faiblesse des données hors des limites de l'AMP où les effets sont les plus attendus par les acteurs de nos jours. Lors des rares réalisations d'état zéro, l'échelle géographique des données collectées est souvent limitée au périmètre de l'AMP alors que les interactions entre les poissons, les pêcheurs, usagers de l'AMP se déroulent sur des espaces plus larges et que les préoccupations sur les effets des AMP concernent souvent l'extérieur de l'AMP (effet « export ou de débordement » (spillover)).

Recommandation 6. ETABLIR UN ETAT ZÉRO BIO-ÉCOLOGIQUE ET SOCIO-ÉCONOMIQUE MINIMUM ET COOPÉRER POUR SA RÉALISATION

Au moment de la création des AMP et afin de mesurer les performances de l'AMP et appuyer la gestion, il est essentiel d'établir:

- (1) un Etat des lieux (état zéro à l'intérieur et à l'extérieur y compris au-delà des frontières de l'AMP) cohérent avec le suivi ultérieur (cf. recommandations « suivi » - *cartographie/zonage et état précis des zones susceptibles d'être impactées*) et qui s'appuiera sur les mêmes critères d'information et de spatialisation que ceux mentionnés dans la recommandation « *Renforcer la production de bases de données locales spatialisées ...* ».
- (2) une vision dynamique de l'évolution du territoire et des acteurs avant même l'instauration de l'AMP pour préciser comment évoluaient les indicateurs avant la création de l'AMP. Il s'agit en particulier de recenser et caractériser au plan quantitatif et qualitatif, avant instauration de l'AMP, l'évolution des activités se déroulant dans ces zones (nature des activités (industrielle/artisanales): flotte, emplois, métiers, volumes débarqués, saisonnalité, origine géographique des pêcheurs, fréquentations touristiques, etc.) Cette présentation sera réalisée en valorisant la dynamique générale du contexte socioéconomique et légal en s'appuyant sur les données existantes par ailleurs (évolution démographique, crises agricoles, santé, pauvreté, marchés, équipements, etc.).
- **Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :**
 - *Chercheurs /prestataires : protocoles simplifiés, rendus adaptés au contexte et utiles à la gestion (intérieur-extérieur de l'AMP). Anticipation associée aux mesures de suivis opérationnelles, mise à disposition de données, partage de l'information.*
 - *Autorités de la pêche et des AMP gestionnaires: encadrement, cadrage méthodologique avec l'appui des chercheurs et du gestionnaire, mutualisation de moyens, évaluation des résultats, collaboration.*

- *Gestionnaire de l'AMP : Supervision, encadrement, production des cahiers des charges, mobilisation.*
- *Financeurs : contrôle de la qualité, financement/accompagnement, validation*

5.3.2 Soutien à la recherche et importance des suivis

Constats : Les dispositifs de recherche de la zone CSRP restent faibles au regard des besoins en matière de gestion des pêches et du littoral. Les suivis nationaux des systèmes pêche restent très peu associés à la recherche sur les AMP alors que des mutualisations et valorisations de moyens pourraient exister, au bénéfice des deux systèmes de gouvernance.

Recommandation 7. RENFORCER LA RECHERCHE ET LES SUIVIS NATIONAUX DES PERFORMANCES DE GESTION DES AMP ET RENFORCER LA COHÉRENCE ENTRE PÊCHE ET AMP:

- Renforcer les moyens d'intervention des structures nationales chargées des suivis réguliers des pêches afin de fournir l'information utile aux acteurs, à la gestion et à la recherche ;
- Favoriser l'intégration des suivis nationaux et des programmes de recherche avec les suivis sur les AMP locales (mutualisation des moyens, connexion des informations nationales permettant d'éclairer l'évolution de la situation locale et l'effet du local sur le global, suivis réguliers mutualisés). Ces recherches doivent en particulier participer à l'évaluation de la :
 - contribution des AMP à l'état des ressources exploitées et au fonctionnement ou à l'état de santé et la résilience des écosystèmes (suivis des écosystèmes, pêches, stocks, évolution de l'environnement)
 - Contribution des AMP à l'économie nationale et l'économie des pêches et au bien être des populations (suivis socio-économique nationaux : cf. recommandation sur les observatoires)
- Soutenir le développement d'observatoires de la pêche dans les AMP : comme prévu dans le Plan Stratégique 2011-2015, poursuivre les efforts déjà entrepris pour un développement ultérieur des observatoires nationaux de données utiles pour la gestion, harmonisant celles qui concernent les stocks et les AMP transfrontalières. A considérer en priorité, les indicateurs de performance de la gestion conjointe de la pêche et des AMP.

Principaux acteurs concernés/responsabilités sur cette recommandation :

- *Autorités des pêches et des AMP, autorités supérieures de l'Etat : intégrer l'ensemble des recommandations et développer conjointement des moyens.*
- *Gestionnaire de l'AMP: promouvoir des actions de recherche ciblés, alimenter les observatoires*
- *Acteurs transnationaux (CSRP,...), ONG : promouvoir les recommandations*
- *Financeurs : favoriser la coordination et l'application de cette recommandation*
- *Chercheurs-scientifiques: développer des accords de partage de l'information, participer activement et accompagner les observatoires*

5.3.3 Le suivi local basé sur quelques indicateurs fiables, reproductibles, simples

Constats : Pour une AMP, de nombreux indicateurs concernant la pêche ne sont pas renseignés ce qui affecte les décisions de gestion et le fonctionnement de l'AMP mais aussi l'estimation des bénéfices. Les retours d'expérience sur les indicateurs biologiques sont corrects mais ceux sur l'efficacité de gestion et la socio-économie encore faibles. Les suivis socio-économiques basés sur les perceptions des gestionnaires affaiblissent la crédibilité des suivis. Le croisement d'information est souvent manquant pour une bonne analyse des résultats. L'AMP reste un outil de gestion des stocks expérimental et exige des besoins d'informations importants. Les suivis et leur restitution pourraient permettre d'adapter le zonage et de faire évoluer la gestion mais aussi d'assurer la mobilisation des acteurs. Les suivis qui ne sont réalisés qu'à l'intérieur de l'AMP ne sont pas suffisamment pertinents car ils occultent une part majeure des effets sur la pêche qui opère à l'extérieur des zones sanctuarisées (cf. Chapitre sur l'élaboration des AMP).

Recommandation 8. METTRE EN PLACE UN SUIVI BIO-ÉCOLOGIQUE ET SOCIO-ÉCONOMIQUE EN LIEN AVEC L'AMP (INTERIEUR/EXTÉRIEUR) SUR LE LONG TERME S'APPUYANT SUR DES INDICATEURS PERTINENTS :

Les systèmes d'indicateurs devraient :

- **Permettre par souci de coût-efficacité, un suivi annuel et un suivi plus approfondi régulier à l'intérieur et à l'extérieur de l'AMP:** un suivi annuel sur un petit nombre de paramètres simples et peu coûteux à obtenir, et un suivi à moyen terme (par exemple tous les 4-5 ans) plus approfondi permettant de mieux préciser les performances et les effets. Dans tous les cas, ces suivis doivent être définis avec les acteurs et adaptés aux moyens disponibles ;
- **Se concentrer sur des indicateurs minimum :** les adapter aux objectifs et aux spécificités de l'écosystème, des pêcheries et des moyens de recherche disponibles (Le gestionnaire dispose des moyens de simplification (cf. chapitre « Suivis et indicateurs ») :
 - *En ce qui concerne le système naturel :* A l'échelle des populations (stocks) des indicateurs basiques tels que les indicateurs d'abondance, de biomasse, les tailles moyennes, renseignent sur l'état de la population, les rendements. A l'échelle des communautés biologiques, les indicateurs les plus utilisés sont : la richesse spécifique (utile pour comparer les effets), la taille asymptotique moyenne et le niveau trophique. Suivre des espèces associées aux espèces commerciales permet aussi de mieux appréhender les effets.
 - *En ce qui concerne la socioéconomie et la gouvernance* on constate une obligation de compléter les données par des enquêtes. La priorité annuelle consiste à alimenter les indicateurs socioéconomiques utiles concernant: (i) la dynamique spatiotemporelle et la quantification des usages sur les zones préalablement définies (importance de la fréquentation, captures, saisonnalité, activités, conflits, autres acteurs) ; (ii) les perceptions des acteurs sur des effets de l'AMP, obtenus par enquête auprès d'échantillons représentatifs des populations concernées (Relier les indicateurs de perception à la pratique spécifique et aux caractéristiques des acteurs) (iii) procéder à une autoévaluation de la gouvernance par l'équipe d'animation et rendre compte. Tous les 4-5 ans, il est impératif de prendre en compte de manière plus approfondie (iii) Les coûts et les bénéfices ainsi que leur distribution entre les acteurs et (iv) la gouvernance et l'efficacité de la gestion (fonctionnement des instances de concertation, des mesures de contrôle, des moyens alloués,...).
- **S'appuyer sur des valeurs seuils et des valeurs cibles évolutives :** Il peut être nécessaire de fixer pour chacun des indicateurs des valeurs seuils (de précaution, en dessous ou au-dessus desquelles la situation est considérée comme inacceptable) et des valeurs cibles (correspondant aux objectifs retenus). Ces valeurs doivent pouvoir évoluer en fonction des connaissances acquises et des contextes climatiques et socioéconomiques de manière à optimiser la gestion.
- **Assurer un suivi budgétisé sur le long terme, aux résultats centralisés:** Le suivi doit être budgétisé de manière à assurer sa régularité. Les indicateurs présentent au minimum un guide d'interprétation des variations des indicateurs et une matérialisation des résultats (mémoire) qui sera centralisée.

5.3.4 Importants préalables à la modélisation

Constats : 3 constats principaux sont observés quant à la modélisation biologique sur les AMP et la pêche

- **Il n'existe pas de modèle parfait transposable à tout site** : car pour chaque situation, les modèles et combinaisons de modèles sont à développer en fonction des caractéristiques spécifiques des zones et surtout des questions posées (objectifs)
- **Les données nécessaires pour alimenter les modèles sont souvent manquantes ou très insuffisantes** : les dispositifs de suivis restent insuffisants pour alimenter régulièrement des modèles. La région CSRP n'est donc pas à maturité pour développer un modèle spatialisé à utiliser régulièrement (l'Europe n'y arrive pas non plus).
- **Développer une modélisation en zone CSRP est actuellement très complexe : la modélisation de la relation AMP-Pêche est nécessairement complexe.** Pour une AMP, le modèle doit avoir un objectif clair, être spatialisé, or les espaces de restriction (intérieur) comme l'extérieur doivent être mis en évidence. Le modèle doit aussi être dynamique afin de tenir compte des migrations des pêcheurs et des poissons. Les exigences en données restent donc trop importantes pour imaginer dans un avenir proche un modèle opérationnel sur une des AMP de la CSRP. De plus l'alimentation en données et la mise en œuvre de modèles demandent des capacités nationales et régionales de recherche pérennisées sur le moyen long terme, ce qui n'est pas le cas (cf. Etat de la recherche - INTRODUCTION).

Recommandation 9. RÉPONDRE AUX NOMBREUX PRÉALABLES AVANT DE DÉVELOPPER UN MODÈLE À L'ÉCHELLE NATIONALE OU RÉGIONALE SUR LE DOMAINE AMP-PÊCHE:

Il n'est pas recommandé de développer un modèle à l'échelle d'un Pays ou d'une AMP, compte tenu de la situation CSRP, car il dépend trop d'expertises externes et de données manquantes. Le dispositif d'indicateurs (cf. recommandations « indicateurs ») devra être conçu pour fonctionner de façon autonome sans modèle formalisé avec un guide d'interprétation (privilégier l'approche « perceptions » d'un point de vue pratique, établir un plan d'échantillonnage, définir le protocole, la périodicité, le calage des résultats d'enquête)

Avant de mettre en œuvre un modèle, il est nécessaire de :

■ **Préciser les objectifs du modèle qui peuvent être de trois types :**

- Evaluer les impacts d'une AMP sur chacun des stocks – modèles monospécifiques
- Evaluer les effets écologiques sur une fraction de l'AMP – modèles trophodynamiques et écosystémiques
- Evaluer les effets sur les performances économiques des pêcheries – modèles bio-économiques : le modèle devrait également prendre en compte la boucle de rétroaction de l'effet-réserve sur la distribution spatiale de l'effort de pêche, donc notamment de variables socioéconomiques (modèle RUM). Le modèle devrait également permettre de calculer l'effet économique net de la création de la réserve pour la pêche (effet positif dû à la protection, diminuer du coût d'opportunité de la réserve pour les pêcheurs, du coût de la surveillance et des effets négatifs indirect éventuels)

■ **Examiner les conditions de construction et de fonctionnement d'un modèle bioéconomique :**

- les sorties doivent répondre aux questions concernant l'impact de l'AMP sur la pêche
- les données sont-elles accessibles à des coûts acceptables ? A ce stade renforcer l'appareil de recherche national et régional et réaliser des travaux scientifiques importants (campagnes en mer) paraît fondamental afin de répondre aux principales questions doit permettre de fournir les données requises (mobilité, benthos et chaîne alimentaire, captures et productivité zonée, situation à l'intérieur et à l'extérieur des AMP,....)

■ **Envisager uniquement des programmes expérimentaux :** Il reste envisageable de développer un programme de recherche à l'échelle de la sous-région et dans le cadre de collaboration internationale à vocation expérimentale sur l'évaluation et la modélisation du fonctionnement des AMP sur l'écosystème en prenant 1 à 2 AMP aux caractéristiques différentes et dont la gestion existe déjà et est reconnue (en priorité une AMP de grande taille pour avoir un impact sur un système pêche)

6. Remerciements

Le présent document a été réalisé sous la coordination de David de Monbrison (BRLi) et Didier Gascuel (Pôle Halieutique AGROCAMPUS OUEST) au sein d'une équipe composée de, Laura Mars Hénichart (Pôle Halieutique AGROCAMPUS OUEST), Serge Garcia (UICN-FEG-EBCD), Jean Boncoeur (UBO-BRLi), Frédérique Alban (UBO-BRLi).

Nous remercions en particulier Sylvie Guénette, Philippe Tous et Marie Lesueur pour leurs contributions et relectures.

7. Bibliographie

- Abdulla, A., Gomei, M., Maison, E., Piante, C. 2008. Statut des Aires Marines Protégées en Mer Méditerranée. UICN, Malaga et WWF, France. 156pp.
- Abesamis, R., A., & Russ, G., R. 2005. Density dependent spillover from a marine reserve : long term evidence. *Ecological applications*, 15(5), 2005, pp. 1798-1812.
- Airamé, S., Dugan, J.E., Lafferty, K.D., Leslie, H., McArdle, D.A., Warner, R.R. 2003. Applying ecological criteria to marine reserve design: a case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications* 13: S170-S184
- Albaret, J.J., and Simier, M. 2005. Suivi biologique des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine-Saloum, Sénégal). Rapport final. Rapport IRD.
- Amand, M., Pelletier, D., Ferraris, J., Kulbicki, M. 2004. A step toward the definition of ecological indicators of the impact of fishing on the fish assemblage of the Abore reef reserve (New Caledonia). *Aquatic Living Resources*, 17(2), 139-149.
- Apostolaki, P., Milner-Gulland, E.J., McAllister, M.K. and Kirkwood, G.P. 2002. Modelling the effects of establishing a marine reserve for mobile fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 405-415
- Ardon, J.A., Lash, J., et Haggarty, D. 2002. Modelling a network of marine protected areas for the central coast of British Columbia. Version 3.1 (Sointula, BC, Canada : Living Ocean Society).
- Ayling, A.M., Choat, J.H. 2008. Abundance Patterns of Reef Sharks and Predatory Fishes on Differently Zoned Reefs in the Offshore Townsville Region (Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville) , Research Publication No.91.
- Babcock, R.C., Kelly, S., Shears, N.T., Walker, J.W. and Willis, T.J. 1999. Changes in community structure in temperate marine reserves. *Mar Ecol Prog Ser* 189:125-134
- Babcock, R.C., Shears, N.T., Alcala, A.C., Barrett, N.S., Edgar, G.J., Lafferty, K.D., McClanahan, T.R. and Russ, G.R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *PNAS* 2010.107 (43) 18256-18261
- Barrett, N.S., Buxton, C.D., Edgar, G.J. 2009. Changes in invertebrate and macroalgal populations in Tasmanian marine reserves in the decade following protection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol.370, pp.104-119.

- Barrett, N.S., Edgar, G.J., Buxton, C.D., Haddon, M. 2007. Changes in fish assemblages following ten years of protection in Tasmanian marine protected areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol.345, pp.141-157.
- Bergen, L.K. & Carr, M.H. 2003. Establishing marine reserves, how can science best inform policy? *Environment*, vol.45, n°2, pp.8-19.
- Boncoeur, J., Ed. 2004. Activités halieutiques et activités récréatives dans le cadre d'un espace à protéger: le cas du Parc National Marin d'Iroise. Rapport Final. Projet de recherche cofinancé par le Programme National d'Environnement Côtier, le programme « Espaces Protégés » du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et la Région Bretagne. CEDEM-IUEM/UBO, IFREMER, C3EDUVSQ, Brest, 516p.
- Botsford, L.W., Micheli, F. & Parma, A.M. 2006. Biological and ecological considerations in the design, implementation and success of MPAs. In *FAO*, 2007.
- Boureau, M. 2009. Synthèse bibliographique : Suivi des ressources et de la biodiversité au sein des Aires Marines Protégées dans un objectif d'évaluation de leur performance et d'aide à leur gestion au moyen d'un ensemble d'indicateurs écologiques. Master 2 AIEL, Université de la Rochelle. Version de juin 2009. 26p
- Boutou, O. , Leveque, L. 2003. Mini guide des indicateurs et tableaux de bord. Saint Denis La Plaine : AFNOR, 2003. 55 p.
- Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, J.T., Tracey, S.R. 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468:431-435.
- Castilla, J. C. and Bustamante R.H. 1989. Human exclusion from rocky intertidal of Las Cruces, central Chile : effects on *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilleales). *Marine Ecology Progress Series* 50: 203-214.
- Chassot, E. 2005. Approche Ecosystémique des Pêches : de l'utilisation d'indicateurs à la simulation théorique ; vers un modèle couplé écologie / économie appliqué au Finistère. Thèse de Doctorat Halieutique, Ensa-Rennes
- Chassot, E., Rouyer, T., Trenkel, V., Gascuel, D. 2008. Investigating trophic level variability : a case study with Celtic Sea fish predators. *Journal of Fish Biology* , 73: 763-781 [doi:10.1111/j.1095-8649.2008.01938.x]
- Chiappone, M., Sluka, R., Sealey, S. 2000. Groupers (Pisces : Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198, 261-272.
- Christensen, V. & Pauly, D. 1992. The Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61 : 169-185.
- Christensen, V., Walters, C. J. et Pauly, D. 2005. Ecopath with Ecosim : a User's Guide. Vancouver (CA) : Fisheries Centre, University of British Columbia. 154p.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., and others. 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecol Lett* 11:481-489
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.Y., Bachet, F., Galzin, R. 2006. Assessing the effects of Marine Protected Area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve : identifying community-based indicators. *Biol. Conserv.* 130, 349-369.
- Cochrane, K.L. 2005. Guide du gestionnaire des pêcheries. Les mesures d'aménagement et leur application. *FAO Document technique sur les pêches*. No. 424. Rome, FAO. 2005. 235p.

- Colléter, M., Gascuel, D., and De Morais, L.T. (in review). Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of Marine Protected Area (MPA), a case study on the coast of Senegal. X
- Cudney-Bueno, R., Lavín, M.F., Marinone, S.G., Raimondi, P.T., Shaw, W.W. 2009. Rapid Effects of Marine Reserves via Larval Dispersal. PLoS ONE 4(1): e4140. doi:10.1371/journal.pone.0004140
- Cury, P & Miserey, Y. 2008. Une mer sans poissons. Calmann-Levy, Paris
- Cury, P.M. & Christensen, V. 2005. Quantitative ecosystem indicators for fisheries management: an introduction, Editorial. ICES Journal of Marine Science. 62: 307-310.
- Davidson, R.J. 2001. Changes in population parameters and behaviour of blue cod (*Parapercis colias*; Pinguipedidae) in Long Island – Lokomohua Marine Reserve, Marlborough Sounds, New Zealand. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 11, 417-435.
- Davidson, R.J., Villouta, E., Cole, R.G. and Barrier, R.G.F. 2002. Effects of marine reserve protection on spiny lobster (*Jasus edwardsii*) abundance and size at Tonga Island Marine Reserve, New Zealand. Aquatic Conservation and Freshwater Ecosystems 12, 213-227.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J.D. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. pp.25-64. Fish and Fisheries, vol.4.
- Edgar, G.J. & Barrett, N.S. 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, vol.242, pp.107-144.
- Edgar, G.J., Bustamante, R., Farina, J.M., Calvopina, M., Martinez, C., Toral-Granda, M.V. 2004. Bias in evaluating the effects of marine protected areas: the importance of baseline data for the Galapagos Marine Reserve. Env. Conserv. 31, 212-218.
- Fanshawe, S., VanBlaricom, G. R. and Shelly, A. A. 2003. Restored top carnivores as detriments to the performance of marine protected areas intended for fishery sustainability: a case study with red abalones and sea otters. Conserv. Biol. 17: 273-283.
- FAO. 2003. Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4, 112 pp.
- FAO. 2007. Report and documentation of the Expert Workshop on Marine Protected Areas and Fisheries Management: Review of Issues and Considerations. Rome, 12-14 June 2006. FAO Fisheries Report, pp. 21-108. No. 825. Rome, FAO. 2007. 332 pp.
- FAO. 2010. La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2010. Rapport du département des pêches et de l'aquaculture, FAO, Rome
- FAO. 2011. Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 4, Rome, FAO. 2011. 199pp.
- Ferraris, J., Pelletier, D., Kulbicki, M., Chauvet, C. 2005. Assessing the impact of removing reserve status on the Abore Reef fish assemblage, New Caledonia. Mar. Ecol. Progr. Ser. 292, 271-286.
- Fonteneau, A. 2007. Tuna management and closed areas. Col.Vol.Sci.Pap.ICCAT, 60(1), pp.190-223.
- Food and Agriculture Organisation, 1999. Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. Technical Guidelines for responsible Fisheries N°8. FAO, Rome.

- Francour, P., Harmelin, J.G., Pollard, D., Sartoretto, D. 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol.11, pp.155-188.
- Fulton, E. A., Link, J. S., Kaplan, I. C., Savina-Rolland, M., Johnson, P., Ainsworth, C., Horne, P., Gorton, R., Gamble, R. J., Smith, A. D. M. and Smith, D. C. 2011. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: the Atlantis experience. *Fish and Fisheries*, 12: 171-188. doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00412.x
- Game, E., Grantham, H.S., Hobday, A.J., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Beckley, L.E., Gjerde, K., Bustamante, R., Possingham, H. and Richardson, A. J. 2009. Pelagic protected areas: The missing dimension in ocean conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 7: 360-369.
- Game, E., Grantham, H.S., Hobday, A.J., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Beckley, L.E., Gjerde, K., Bustamante, R., Possingham, H. and Richardson, A. J. 2010. Pelagic MPAs: The devil you know. *Trends in Ecology and Evolution*, vol.25, n°2, pp.63-64
- Garcia, S.M., Zerbi, A., Do Chi, T. et Lasserre, G. (2003). *The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook.* FAO, Rome, Italy.
- Gascuel, D. 2005. The trophic-level based model : A theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological Modelling* 189 (3-4) : 315-332.
- Gascuel, D. 2009. Exploitation des ressources marines : quand la crise écologique compromet l'alimentation des pays du sud. *Revue Pour*, n°202, Ed by GREP, Paris, 5pp.
- Gascuel, D., Guenette, S., Pauly, D. 2011. The trophic-level-based ecosystem modelling approach; theoretical overview and practical uses. *ICES Journal of Marine Science*
- Gascuel, D., Morissette, L., Palomares, M. et Christensen, V. 2008. Trophic flows kinetics in marine ecosystems : Toward a theoretical approach to ecosystem functioning. *Ecological Modelling* 217 : 33-47.
- Gell, F.R. & Roberts, C.M. 2002. *The Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures.* WWF-US, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA. 89pp.
- Gerber, L. R, Botsford, L. W., Hastings, A., Possingham, H. P., Gaines, S. D., Palumbi, S. R. and Andelman, S. J. 2003. Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis. *Ecol. Appl.* 13: S47-S64.
- Gislason, H., Sinclair, M., Sainsbury, K. et O'Boyle, R. 2000. Symposium overview : incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 468-475.
- Göni, R., Adlerstein, S., Alvarez-Berastegui, D., Forcada, A., Reñones, O., Criquet, G., Polti, S., Cadiou, G., Valle, C., Lenfant, P., Bonhomme, P., Rérez-Ruzafa, A., Sánchez-Lizaso, J.L., García-Charton, J.A., Bernard, G., Stelzenmüller, V., Planes, S. 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, vol.366, pp.159-174.
- Grüss, A., Kaplan, D.M., Guénette, S., Roberts, C.M., Botsford, L.W. 2011. Consequences of Adult and Juvenile Movement for Marine Protected Areas. *Biol Conserv.* 2011;144:692-702
- Gruss, A., Kaplan, D.M., Hart, D.R. 2011. Relative Impacts of Adult Movement, Larval Dispersal and Harvester Movement on the Effectiveness of Reserve Networks. *PLoS ONE* 6(5): e19960. doi:10.1371/journal.pone.0019960

- Guarderas, A.P., Hacker, S.D., Lubchenco, J. 2011. Ecological effects of marine reserves in Latin America and the Caribbean. *Mar Ecol Prog Ser* 429:219-225
- Guénette, S., T., Lauck, and C., Clark. 1998. Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8:251-272.
- Guillard, J., Albaret, J.J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., Tito de Morais, L. 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: moored and mobile sampling. *Aqu. Liv. Res.*, 17, 47-55
- Halpern, B.S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, vol.13(1), suppl., pp.S117-S137.
- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., Garcia-Charton, J. A., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Renones, O., Sanchez-Jerez, P., Vallec, C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, vol.141 (2008) pp.1829-1839.
- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.J., Smith, T., Botsford, L.W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A., Rice, J., Bell, J., Cochrane, K.L., Garcia, S., Hall, S.J., Kirkwood, G.P., Sainsbury, K., Stefansson, G., Walters, C. 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management*, vol.47, pp.197-205.
- 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 No. 273, 22 pp.
- ICES. 2007. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stock (WGSSDS) 25 juin-7 juillet 2007, ICES Headquarters, Copenhagen, ICES CM 2007/ACFM:28, 675p.
- ICES. 2007b. Report of the Working Group on the evaluation of closed area schemes (SGMOS-07-03) 5-9 novembre 2007, Ispra, ICES, 127p.
- IUCN-WCPA. 2008. Establishing resilient marine protected area networks: making it happen. Washington, DC, IUCN World Commission on Protected Areas (IUCN-WCPA); National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), US Department of Commerce; and The Nature Conservancy. pp.118
- Jennings, S. 2005. Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 212-232. doi: 10.1111/j.1467-2979.2005.00189.x
- Jensen, O.P., Ortega-Garcia, S., Martell, S.J.D., Ahrens, R.N.M., Domeier, M.L., Walters, C.J., Kitchell, J.F., 2010. Local management of a "highly migratory species": The effects of long-line closures and recreational catch-and-release for Baja California striped marlin fisheries. *Prog. Oceanogr.* 86 (1-2), 176-186.
- Kaplan, D.M. 2009. Fish life histories and marine protected areas: an odd couple? *Marine Ecology Progress Series*, vol.377, pp. 213-225.
- Kaplan, D.M., Chassot, E., Gruss, A., Fonteneau, A. 2010. Pelagic MPAs: the devil is in the details. *Trends in Ecology and Evolution*, vol.25, n°2, pp.62-63
- Kelleher, G. 1999. Guidelines for Marine Protected Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xxiv +107pp.
- Law, R. 2007. Fisheries-induced evolution: present status and future directions. *Marine Ecology Progress Series*, vol.335, pp.271-277.

- Lehuta, S. 2010. Impact des mesures de gestion sur la dynamique de la pêche pélagique du golfe de Gascogne: Quelles certitudes? Quels descripteurs?. Thèse de Doctorat Agrocampus Ouest , spécialité Halieutique. 2010-29
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Aïramé, S., Warner, R.R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, vol.384, pp.33-46.
- Magnusson, K. 1995. An overview of the multispecies VPA — theory and applications. *Rev. Fish Biol. Fish.* 5: 195–212.
- Martin, K., Samoilys, M. A., Hurd, A. K., Meliane, I., and Lundin, C. G. 2006. Experiences in the use of marine protected areas with fisheries management objectives - a review of case studies. In *FAO*, 2007.
- Marzloff, M., Shin, Y.-J., Tam, J., Travers, M., Bertrand, A. 2009. Trophic structure of the Peruvian marine ecosystem in 2000–2006: Insights on the effects of management scenarios for the hake fishery using the IBM trophic model *Osmose*. *Journal of Marine Systems*, 75(1-2): 290-304.
- Maury, O. 1998. Modélisation spatiale en halieutique. Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- Maury, O. and Gascuel, D. 1999. SHADYS ("simulateur halieutique de dynamiques spatiales"), a GIS based numerical model of fisheries. Example application : the study of a marine protected area. *Aquatic Living Resources*, 12: 77-88.
- McCook, L.J., Ayling, T., Cappo, M., Choat, J.H., Evans, R.D., De Freitas, D.M., Heupel, M., Hughes, T.P., Jones, G.P., Mapstone, B., Marsh, H., Mills, M., Molloy, F.J., Pitcher, C.R., Pressey, R.L., Russ, G.R., Sutton, S., Sweatman, H., Tobin, R., Wachenfeld, D.R., Williamson, D.H. 2010. Adaptive management of the Great Barrier Reef : A globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *PNAS*.
- Mesnildrey, L., Gascuel, D., Lesueur, M., Le Pape, O. 2010. Analyse des effets des réserves de pêche. Rapport de synthèse. Cellule Etudes et Transfert du Pôle halieutique, AGROCAMPUS OUEST. 109 pp.
- Micheli, F., B. S. Halpern, L. W. Botsford, and R. R. Warner. 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, in press.
- Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L., Gambaccini, S., Bertocci, I., Borsini, C., Chato Osio, G., Romano, F. 2005. Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean fish assemblages. *Ecol. Monogr.* 75, 81-102.
- Mosquera, I., Côté, I.M., Jennings, S. & Reynolds, J.D. 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation*, 4: 321-332.
- Nicholson, M.D., Jennings, S. 2004. Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES. J. Mar. Sci.* 61, 35-42.
- Palsson, W.A. and Pacunski, R.E. 1995. The Response of Rocky Reef Fishes to Harvest Refugia in Puget Sound. *Proceedings, Volume 1: Puget Sound Research '95*. Puget Sound Water Quality Authority, Olympia, Washington.
- Palumbi, S.R. 2001. The ecology of marine protected areas. In: *Marine Community Ecology* (eds Bertness, M.D., Gaines, S.D. and Hay, M.E.) Sinauer Associates, Sunderland, pp. 509-530.

- Pauly, D. and Watson, R. 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360:415-423.
- Pauly, D., Froese, R. et Christensen, V. 1998. How pervasive is "fishing down marine food webs" ?. *Science*, 282, 1383a.
- Pelletier D., Mahévas S., 2005. Spatially-explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish. Fish.* 6, 1-43.
- Pelletier, D., Claudet, J., Ferraris, J., Benedetti Cecchi, L., Garcia Charton, J. 2008. Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 65(4), 765-779.
- Pelletier, D., Leleu, K., Mou-Tham, G., Guillemot, N., Chabanet, P. 2011. Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. *Fisheries Research* Volume 107, Issues 1-3, January 2011, pp. 84-93 .
- Pelletier, D., Mahévas, S., Poussin, B., Bayon, J., André, P., Royer, J.C. 2001. A conceptual model for evaluating the impact of spatial management measures on the dynamics of a mixed fishery. *Spatial Processes and Management of Marine Populations*, Anchorage, pp. 53-66.
- Plaganyi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 477. Rome, FAO. 2007. 108p.
- Planes, S., García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A. (Coord.). 2006. Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union. *EMPAFISH Project, Booklet n° 1*. 158 pp
- Pomeroy, R.S., Parks, J.E. et Watson, L.M. 2006. Comment va votre AMP? Guide sur les indicateurs naturels et sociaux destinés à évaluer l'efficacité de la gestion des aires marines protégées. *UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni*. xvi + 232 pp.
- Pope, J.G. 1991. The ICES Multispecies Assessment Working Group: evolution, insights, and future problems. *ICES Marine Science Symposia*, 193: 22-33.
- Rice, J.C. 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 682-688.
- Roberts, C. M., Bohnsack, J. A., Gell, F., Hawkins, J. P., Goodridge, R. 2001. Effects of Marine Reserves on Adjacent Fisheries. *Science*, vol.294, n°5548, pp.1920-1923.
- Rochet, M.J. & Trenkel, V. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 86-99.
- Rochet, M.J., Trenkel, V. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 86-99.
- Rochet, M.J., Trenkel, V.M., Forest, A., Lorange, P., Mesnil, B. 2007. How could indicators be used in an ecosystem approach to fisheries management? *ICES CM 2007/R: 05 2007*.
- Rochette, S. 2011. Effets des perturbations anthropiques sur la survie des juvéniles de poissons marins dans les nourriceries et conséquences sur le renouvellement des populations. Application au stock de sole commune (*Solea solea*) en Manche Est. Thèse de Doctorat Halieutique, Agrocampus Ouest
- Russ G.R., Alcala A.C., Maypa A.P. 2003. Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, vol.264, pp.15-20.
- Russ, G.R. & Alcala, A.C. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass ? Evidence from Apo Island, central philippines. *Marine Ecology Progress Series*, vol.132, pp.1-9.

- Russ, G.R. and Alcala, A.C. 2004. Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia* 138: 622-627
- Russ, G.R., Cheal, A.J., Dolman, A.M., Emslie, M.J., Evans, R.D., Miller, I., Sweatman, H., Williamson, D.H. 2008. Rapid increase in fish numbers follows creation of world's largest marine reserve network. *Current Biology*, vol.18, n°12, pp.R514-R515.
- Shears, N.T. & Babcock, R.C. 2003. Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series*, vol.246, pp.1-16.
- Shin, Y.-J., and P. Cury. 2001. Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Living Resources*, 14(2): 65-80.
- Shin, Y.-J., and P. Cury. 2004. Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 414-431.
- Shin, Y.-J., Shannon, L.J. 2010. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 1, The IndiSeas project. - *ICES Journal of Marine Science*, 67:686-691.
- Shin, Y.-J., Shannon, L.J., and Cury, P.M. 2004. Simulations of fishing effects on the southern Benguela fish community using an individual-based model: learning from a comparison with ECOSIM, 95-114pp. In: *Ecosystem Approaches to Fisheries in the Southern Benguela*. Shannon, L.J., Cochrane, K.L. and S.C. Pillar (Eds). *African Journal of Marine Science* 26.
- Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J. G., and Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 384e396.
- Smith, R.J., P.D. Eastwood, Y. Ota, and S.I. Rogers, 2009. Developing best practice for using Marxan to locate Marine Protected Areas in European waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 188-194.
- Sow, I., & Guillard, J. 2004. Etude de l'AMP du bolong Bamboung (Sénégal) par hydroacoustique. Rapport I.L. IRD, 259, 15p.
- Stockwell, B., Jadloc, C.R.L., Abesamis, R.A., Alcala, A.C., Riss G.R. 2009. Trophic and benthic responses to no-take marine reserve protection in the Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, vol.389, pp.1-15.
- Travers, M. 2009. Couplage de modèles trophiques et effets combinés de la pêche et du climat. Thèse de Doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie, spécialité Océanographie. Université Paris VI.
- Travers, M., Shin, Y.-J. Shannon, L.J., and Cury, P.. 2006. Simulating and testing the sensitivity of ecosystem-based indicators to fishing in the southern Benguela ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63: 943-956.
- Travers, M., Shin, Y.-J., Jennings, S., Cury, P. 2007. Toward end-to-end models for investigating the effects of climate and fishing in marine ecosystems. *Progress in oceanography*, 75:751-770
- Valls, A., Gascuel, D., Guénette, S., Francour, P. (in press). Modeling trophic interactions to assess the effects of a marine protected areas: case study in the NW Mediterranean Sea.
- Villanueva, M. C. 2004. Biodiversité des relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest : adaptations aux pressions environnementales. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse. 272 p.

- Walter, C., Christensen, V., Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 139-172.
- Walters, C., and Kitchell, J.F. 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1)
- Walters, C., Pauly, D. and Christensen, V. 1999. Ecospace: Prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems*, 2:539-554.
- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C., 2003. Protection of exploited fishing temperate regions : high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J. Appl. Ecol.* 40, 214-227.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern B.S., Jackson, J., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol.314, pp.787-790.