

Analyse des effets des réserves de pêche

VERSION
**Colloque national
des aires marines protégées**
15 - 17 novembre 2010
La Rochelle, France



Remerciements

Nous souhaitons remercier l'ensemble des personnes qui ont contribué à la réalisation de ce rapport.

Merci d'abord aux membres du Comité de pilotage qui ont suivi ce travail et apporté nombre de commentaires constructifs à chacune des phases du projet : les représentants du Comité National des Pêches et des Elevages Marins, des Comités régionaux, des organisations de producteurs ainsi que du conseil supérieur de la navigation de plaisance et des sports nautiques et enfin de la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture.

Merci aussi aux membres du groupe de travail Aires Marines Protégées du Grenelle de la Mer qui ont suivi et contribué à la réalisation de ce rapport de synthèse.

Plusieurs gestionnaires d'Aires Marines Protégées et représentants des organisations professionnelles des pêches nous ont apporté une aide précieuse pour l'analyse des études de cas en France, nous les remercions pour leur disponibilité et leur partage d'expérience.

Merci également à IFREMER et l'IRD qui ont su nous éclairer sur plusieurs aspects scientifiques.

Enfin, nous sommes particulièrement reconnaissants aux membres de l'Agence des Aires Marines Protégées qui ont participé à la réalisation du rapport tout au long de ce projet.

1. Introduction	6
2. Etat des ressources marines exploitées	8
2.1. Situation des stocks halieutiques dans le monde	8
2.2. Situation des stocks ciblés par les pêches françaises	8
2.2.1. Atlantique Nord-Est	8
2.2.2. Méditerranée.....	9
2.2.3. Pêcheries thonières tropicales	11
2.2.4. Pêcheries en Outre-mer	13
3. Principaux effets des activités anthropiques sur les écosystèmes marins.....	15
3.1. Principaux effets de la pêche sur les écosystèmes	15
3.1.1. Effets sur les populations exploitées	15
3.1.2. Effets sur les peuplements et les habitats.....	16
3.2. Effets des autres activités anthropiques.....	18
3.2.1. Destruction d'habitats	18
3.2.2. Dégradation de la qualité des habitats.....	19
3.2.3. Introduction d'espèces invasives.....	19
3.2.4. Changement climatique.....	19
4. Réserves de pêche : un engagement du grenelle de la mer	21
5. Les effets attendus des réserves de pêche : etude de la littérature scientifique	23
5.1. Effets écologiques des réserves intégrales	23
5.1.1. Effets des réserves intégrales à l'intérieur de leurs frontières.....	23
5.1.2. Effets des réserves intégrales en dehors de leurs limites	27
5.2. Effets des réserves de pêche intégrales sur les pêcheries.....	30
5.2.1. Effets négatifs	30
5.2.2. Effets positifs	31
5.3. Effets des autres types de réserves de pêche (hors réserves intégrales).....	33
6. ETUDES DE CAS : Analyse des effets observés des réserves de pêche sur les ressources halieutiques et les pêcheries.....	35
6.1. Réserves ciblant les ressources benthodémersales	36
6.1.1. Le banc Georges – Etats-Unis	36
6.1.2. L'île de Man – Mer d'Irlande	40
6.1.3. Les cantonnements à crustacés de Basse-Normandie - France	43
6.1.4. La Plaise box – Mer du Nord.....	47
6.1.5. Le box de Trévoise – Mer Celtique	50
6.1.6. Le Parc Marin de la Côte Bleue - France.....	53
6.1.7. La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio – France	56
6.1.8. Les Channel Islands – Californie (Etats-Unis).....	59
6.1.9. Le réseau de réserves de Tasmanie – Australie.....	62
6.1.10. La mer des Wadden	65
6.2. Les réserves de pêche en zone tropicale	68
6.2.1. Les cantonnements de pêche - Martinique.....	68
6.2.2. Le Parc du Grand Nouméa – Nouvelle-Calédonie	70
6.2.3. La Réserve Naturelle Marine de l'île de La Réunion.....	73
6.2.4. La Grande Barrière de Corail - Australie	75
6.2.5. Les réserves des îles d'Apo et de Sumilon – Philippines	78

6.3. Les réserves de pêche en zone pélagique.....	80
6.3.1. Le box maquereau	80
6.3.2. Le cas des réserves de pêche pour les grands pélagiques.....	82
6.4. Synthèse des études de cas	85
7. Bilan sur l'étude des réserves de pêche : effets écologiques et halieutiques, critères d'efficacité	89
7.1. Effets écologiques et socioéconomiques des réserves de pêche	89
7.1.1. Effets sur les ressources halieutiques.....	89
7.1.2. Effets sur les pêcheries	89
7.2. Critères d'efficacité des réserves de pêche	90
7.2.1. Degré de protection des réserves de pêche.....	90
7.2.2. Temps de réponse	91
7.2.3. Influence de la taille des réserves	92
7.2.4. Organisation spatiale des restrictions d'accès dans les réserves de pêche	93
7.2.5. Intégration dans un système de gestion	95
7.2.6. Définition concertée des objectifs des réserves de pêche.....	95
7.2.7. Suivi des réserves de pêche.....	95
7.2.8. Contrôle des réserves de pêche	96
7.3. Limites de la connaissance.....	96
8. Glossaire	98
9. Bibliographie	100

1. INTRODUCTION

Au cours des décennies écoulées, l'intensification de l'exploitation des ressources marines a conduit à la surexploitation de nombreux stocks d'intérêt commercial et à la dégradation de certains écosystèmes marins. L'état de ces ressources vivantes et de leur environnement a amené la communauté internationale à prendre des résolutions pour remédier à cet état de fait et préserver durablement les écosystèmes halieutiques et leur potentiel d'exploitation. En 2002, lors du Sommet Mondial sur le Développement Durable (Johannesburg), des engagements ont été pris notamment pour tendre vers un Rendement Maximal Durable (RMD, MSY) et mettre en place une approche écosystémique des pêches.

Pendant ce Sommet, les Etats participants se sont engagés à mettre en place des réseaux représentatifs d'Aires Marines Protégées (AMP) d'ici 2012. En 2003, les accords de Durban (5^e congrès mondial des parcs) ont conduit à la nécessité de créer et d'étendre les réseaux d'AMP devant couvrir 20 à 30 % des océans d'ici 2012. Jusqu'à présent, environ 5 000 AMP ont été créées dans le monde. L'ensemble couvre une surface de 2,85 millions de km², représentant 0,8 % des océans, ou encore 2 % des océans sous juridiction nationale (Laffoley, 2008). La Figure 1 met en évidence l'évolution de la surface des AMP au niveau planétaire au regard des objectifs mis en avant par la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique (CBD, Rio, 1992).

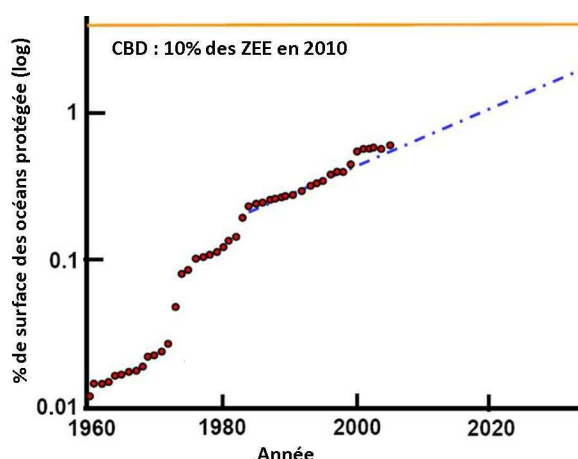


Figure 1 : Evolution de la surface d'aires marines protégées dans le monde (d'après Wood *et al*, 2008). La ligne pointillée représente la courbe de tendance de création d'AMP.

La France, possédant le 2^e domaine maritime au monde établi sur trois océans de la planète, est l'un des Etats les plus concernés par les enjeux de gestion et de protection de la biodiversité marine. Les eaux territoriales françaises métropolitaines et d'Outre-mer concernent 8 des 64 grands écosystèmes marins. Elles abritent notamment 10 % des écosystèmes récifo-lagonaires et 20 % des atolls du monde. Cinq ans après le Sommet Mondial sur le Développement Durable à Johannesburg, la France a créé, en 2007, l'Agence des Aires Marines Protégées (AAMP), institution ayant un rôle d'appui aux politiques publiques pour la création de ces aires marines. Elle intervient aussi dans l'animation du réseau des AMP, l'allocation de moyens aux Parcs naturels marins, la mise en place de Natura 2000 en mer et le renforcement du potentiel français dans les négociations internationales sur la mer.

En 2009, le Grenelle de la mer a conduit à la fixation d'objectifs chiffrés pour le développement des AMP en France. L'engagement 14a prévoit la création d'ici 2020 d'AMP concernant 20 % des eaux sous juridiction nationale dont la moitié en réserves de pêche. L'engagement 21a propose de reconnaître les cantonnements de pêche pérennes comme outil de gestion de la pêche, joignant les objectifs de gestion durable des ressources naturelles et de préservation de la biodiversité.

Ce rapport a pour objectif d'apporter un éclairage scientifique et d'alimenter la réflexion engagée sur les suites à donner aux propositions du Grenelle de la mer relatives aux réserves de pêche. Dans ce rapport, le terme « réserve de pêche » sera utilisé en lieu et place de « zone interdite à tout ou partie des activités de pêche de manière pérenne, de façon permanente ou saisonnière (saisonnalité couvrant tout ou partie des engins et navires) ». Une première partie sera consacrée à l'état des ressources marines exploitées et aux effets des activités anthropiques, et notamment de la pêche, sur les écosystèmes. Puis, les avancées scientifiques sur les effets des réserves de pêche seront présentées. Dans un premier temps, seuls les effets écologiques et économiques des réserves intégrales (forme de réserve de pêche particulièrement étudiée dans la littérature scientifique) seront analysés. Puis, dans un second temps, les effets des autres formes de réserves de pêche seront abordés. Ce bilan bibliographique, basé sur l'analyse de publications scientifiques, sera ensuite illustré par des études de cas concrets. Il s'agira d'analyser les mesures mises en place et leurs conséquences sur les ressources vivantes, les écosystèmes et l'exploitation halieutique. A cette fin, des réserves de différentes natures (type d'écosystème, modalités d'accès, taille, objectifs) seront prises en compte. Enfin, l'analyse conjointe de la littérature scientifique et des acquis des études de cas permettra de dresser un bilan des conséquences de la mise en place de réserves de pêche et de mettre en évidence les critères d'efficacité tant du point de vue des écosystèmes que de leur exploitation.

2. ETAT DES RESSOURCES MARINES EXPLOITEES

Les pêcheries françaises sont dispersées sur une grande partie des océans. Leur stabilité économique et sociale est intimement liée à l'état des ressources qu'elles exploitent. Dès lors, avant d'analyser l'influence des réserves de pêche sur les ressources marines et la pêche, il convient de faire un point sur l'état des principales ressources exploitées au niveau planétaire puis, plus spécifiquement, pour les pêcheries françaises.

2.1. Situation des stocks halieutiques dans le monde

La mise en exploitation des océans est une affaire récente. Jusqu'au début du XX^e siècle, à quelques exceptions, la pêche maritime reste cantonnée aux espèces et aux mers côtières. Dans les années 50 et 60, la production s'accroît de presque 7 % par an et passe de 20 millions de tonnes à plus de 50 millions (FAO, 2008). L'exploitation des ressources halieutiques mondiales atteint ses limites dans les années 90 : elle stagne aux environs de 82 millions de tonnes. En 2007, environ 28 % des stocks évalués sont soit surexploités (19 %), soit épuisés (8 %) ou en cours de reconstitution (1 %) et produisent donc moins que leur rendement potentiel maximal compte tenu de la surpêche. Plus de la moitié des stocks sont pleinement exploités, générant des captures dont le volume est proche du seuil d'équilibre. Enfin, la proportion de stocks sous-exploités, évaluée à environ 20%, diminue depuis plus de 30 ans (Figure 2) (FAO, 2008).

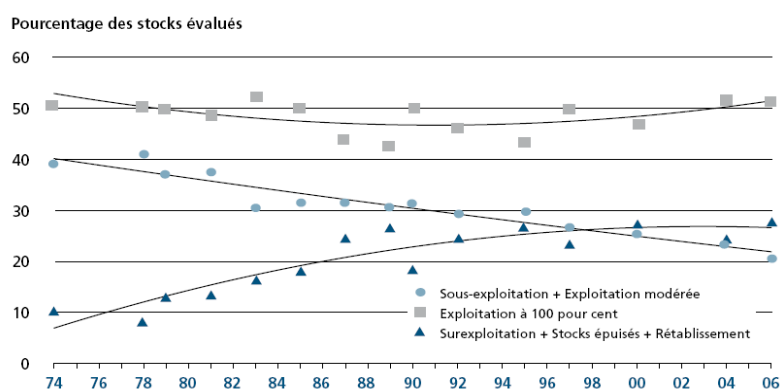


Figure 2 : Situation des ressources mondiales : tendances depuis 1974 (FAO, 2008).

La plus grande partie des stocks des dix principales espèces commercialisées, qui représentent 30 % de la production totale des pêches, est pleinement exploitée ou surexploitée. Le niveau d'exploitation diffère selon les régions : les zones où les proportions de stocks pleinement exploités sont les plus élevées sont l'Atlantique Nord-Est, l'océan Indien occidental et le Pacifique Nord-Ouest (FAO, 2008).

2.2. Situation des stocks ciblés par les pêches françaises

Les pêcheries françaises concentrent leurs captures sur quatre zones principales que sont l'Atlantique Nord-Est (dont fait partie la mer du Nord), les eaux tropicales de l'océan Atlantique et de l'océan Indien pour les pêcheries thonières, la Méditerranée et l'Outre-mer français (FAO, 2008).

2.2.1. Atlantique Nord-Est

Tout comme l'ensemble des pêcheries européennes de l'Atlantique Nord-Est, les pêcheries françaises ont connu une expansion rapide entre la fin du XIX^e et le début du XX^e siècle. Leurs captures sont passées de 335 000 tonnes en 1950 à un pic de près de 640 000 tonnes en 1973. Depuis, ces captures ont diminué progressivement pour atteindre 370 000 tonnes en 2008 (Figure 3) (FAO, 2010).



Figure 3 : Evolution des captures françaises en Atlantique Nord-Est entre 1950 et 2008 (FAO, 2010).

L'Atlantique Nord-Est fait partie des zones où la proportion de stocks pleinement exploités est la plus élevée. Globalement, plus de 80 % des stocks communautaires évalués sont pleinement exploités ou surexploités (FAO, 2008).

Concernant la pêche française, les évaluations régulières ne sont disponibles que pour certains stocks et la situation des principales ressources exploitées est variable d'une région ou d'une espèce à l'autre. Certains stocks montrent des signes de reconstitution, mais leur exploitation est très loin d'être optimale soit du fait d'un effort de pêche trop élevé soit parce que la taille des poissons capturés est trop petite compte tenu des potentialités de croissance. Parmi les stocks en bonne santé, on peut citer le lieu noir en mer du Nord et Ouest Ecosse qui, après un effondrement dans les années 1980, a connu un rétablissement consécutif à une forte réduction de la mortalité par pêche ; ce stock est aujourd'hui proche du Rendement Maximal Durable (RMD). Dans cette catégorie, on trouve également l'églefin, la plie de mer du Nord et la sole de mer Celtique. Il existe des stocks que l'on peut considérer comme fragiles, c'est à dire proches des seuils de précaution. C'est le cas de la sole du golfe de Gascogne. Le hareng en mer du Nord, la sole de mer du Nord et de Manche Est, la morue de mer Celtique, le merlu du Nord, le maquereau sont également dans cette situation. Enfin, il existe des stocks présentant une très faible quantité de reproducteurs et des recrutements très bas ; c'est le cas de la morue de mer du Nord, de la morue de l'ouest de l'Ecosse, de l'anchois du golfe de Gascogne ou encore de la sole de Manche Ouest (Anonyme, 2009).

Sans modification du diagramme d'exploitation (distribution de la mortalité par pêche selon les âges ou les tailles), les réductions d'effort de pêche pour atteindre le RMD sont très importants (pour la plupart des stocks pour lesquels il est possible de les calculer). Ainsi pour des stocks comme la morue de mer du Nord, la sole de Manche Est et de Manche Ouest, la langoustine et la sole du golfe de Gascogne, le thon rouge, il faudrait diviser l'effort de pêche par trois ou plus (jusqu'à cinq dans certains cas). Pour la plupart des autres stocks, les réductions d'effort de pêche nécessaires pour atteindre l'objectif sont certes moins importantes mais conséquentes puisqu'il faudrait le diviser par deux (Anonyme, 2009).

2.2.2. Méditerranée

Au début des années 50, les captures annuelles françaises en Méditerranée atteignaient 10 000 tonnes, dont 75 % de poissons de fond. Elles ont progressivement augmenté pour atteindre près de 50 000 tonnes au début des années 90 (Figure 4) (FAO, 2010). En 2008, la production française s'élevait à environ 22 000 tonnes dont environ 31 % de sardine commune, 12 % de thon rouge et 18 % d'anchois commun (FranceAgriMer-DPMA, 2009). Il est important de garder à l'esprit qu'une grande partie des captures ne passe pas en criée et que ces dernières sont entachées d'incertitudes.



Figure 4 : Evolution des captures françaises en Méditerranée entre 1950 et 2008 (FAO, 2010).

Sur le plan juridique, la mer Méditerranée se caractérise par l'absence de Zone Economique Exclusive (ZEE). Une partie significative des espèces commerciales, de valeur marchande élevée (stocks démersaux), est inféodée aux eaux sous juridiction française. Cependant, beaucoup de stocks halieutiques de la Méditerranée (démersaux, grands et petits pélagiques) peuvent être considérés comme des stocks transfrontaliers dont la gestion ne peut s'envisager que dans le respect de la réglementation juridique internationale de la pêche, qui implique que les Etats coopèrent (Breuil, 1997). Afin d'assurer une meilleure protection de la façade méditerranéenne, une zone de protection écologique (ZPE) a été mise en place en 2004 afin de permettre, en l'absence de zone économique exclusive, des poursuites pénales à l'encontre d'auteurs de pollutions par rejets dans cette zone.

La plupart des stocks de poissons démersaux y sont considérés comme étant pleinement exploités voire surexploités (cas du rouget barbet et du merlu européen). Les stocks de petits pélagiques sont soumis à une forte variation interannuelle de leur abondance, principalement pour des raisons environnementales. En général, ces stocks sont considérés comme étant pleinement exploités, en particulier en ce qui concerne les anchois pour lesquels la demande sur les marchés s'est accrue. Les stocks de sardines ne sont pour leur part pas toujours pleinement exploités (Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée, 2006).

En Méditerranée, les stocks de grands pélagiques, notamment celui de thon rouge, sont surexploités. L'évaluation du stock de thon rouge était jusqu'à très récemment considérablement affectée par le manque de données (captures, effort...) et par la sous déclaration des captures totales. Néanmoins, la combinaison d'une mortalité par pêche élevée, d'une faible biomasse de reproducteurs et d'une importante surcapacité des flottilles conduit à un risque élevé d'effondrement des pêcheries et du stock de thon rouge en Méditerranée (ICCAT, 2009). Des mesures de gestion radicales ont été prises depuis deux ans mais il est encore trop tôt pour en évaluer les effets.

En ce qui concerne l'état des stocks de poissons en Atlantique Nord-Est et en Méditerranée, il est important de garder à l'esprit qu'une proportion considérable d'entre eux n'est pas évaluée. Par exemple, dans les différentes zones de pêche de l'Atlantique Nord-Est, environ la moitié des stocks d'importance économique majeure ne font pas l'objet d'une évaluation. Cette absence de connaissances sur l'état des stocks est particulièrement importante en Méditerranée où plus des trois-quarts des stocks ne sont pas évalués (Figure 5).

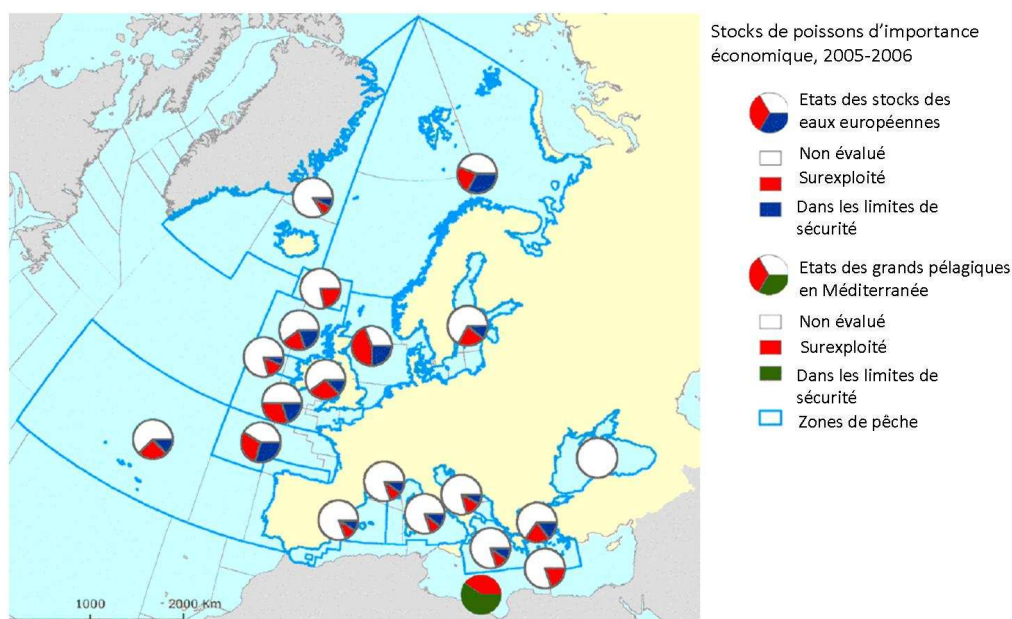


Figure 5 : Niveau de connaissance sur les principaux stocks exploités en Atlantique Nord-Est (EEA, 2010).

2.2.3. Pêcheries thonières tropicales

Les flottilles thonières tropicales sont réparties sur l’océan Atlantique et l’océan Indien.

Océan Atlantique

La pêche thonière a commencé dans l’Atlantique tropical vers 1955. Jusqu’à 69 canneurs français ont été en activité mais leur nombre a rapidement décliné. Il ne reste actuellement plus qu’un canneur français en activité. Parallèlement à l’augmentation du nombre de senneurs (32 en 1972), les prises totales se sont accrues pour se stabiliser autour de 60 000 tonnes au début des années 80 (Figure 6). En 1984, une anomalie climatique a été la cause de très mauvais rendements, incitant l’essentiel de la flottille à quitter l’océan Atlantique pour l’Indien où les prospections étaient prometteuses. En 2008, il restait cinq unités ayant pêché environ 20 000 tonnes. Mi 2009, ce nombre est passé à dix suite au transfert de cinq navires de l’océan Indien vers l’Atlantique du fait de la piraterie. Les captures se composaient d’albacore (60 %), de listao (32 %) et de patudo (7 %). La période récente a été caractérisée à la fin des années 80 par le développement des pêches sur épaves et débris flottants au début puis, de plus en plus souvent, sur des DCP (Dispositifs Concentrateurs de Poissons). Cette technique a permis d’augmenter les prises de listaos, mais a entraîné également un accroissement des captures de juvéniles d’albacore et de patudo, associés aux listaos (Anonyme, 2009).

Depuis 2001, les prises de thon tropical ont chuté chaque année (et en particulier celles d’albacore). Cette diminution des captures est liée à une baisse de l’effort de pêche total et se traduit par une amélioration de l’état d’exploitation du stock d’albacore de l’Atlantique. Même s’il faut faire preuve de prudence en ce qui concerne la généralisation de l’état des différentes fractions du stock de l’Atlantique Est, il est peu probable que le listao y soit surexploité (ICCAT, 2009). Suite à une baisse constante des captures de patudo depuis 1994, des mesures de gestion ont été prises dont la mise en place volontaire d’un moratoire de la pêche sur DCP par les armateurs européens (ainsi qu’une réduction de l’effort des palangriers qui réalisent l’essentiel des captures de cette espèce secondaire pour les senneurs). Depuis, le stock de patudo semble se reconstituer (ICCAT, 2009).

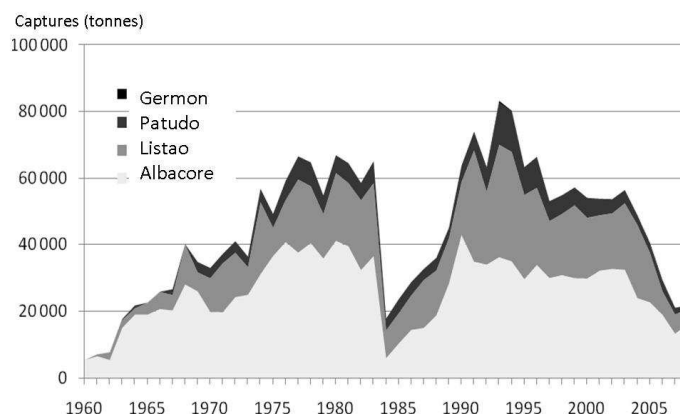


Figure 6 : Captures françaises par espèce dans l'océan Atlantique (Anonyme, 2009).

Océan Indien

Avec l'arrivée massive des senneurs (26 senneurs français) sur un stock vierge au début des années 80, les prises totales françaises se sont rapidement accrues pour dépasser 100 000 tonnes en 1988, puis fluctuer depuis entre 80 et 100 000 tonnes (Figure 7). L'effectif de navires a ensuite décliné pour se stabiliser dès 1991 entre 15 et 20 senneurs ; seuls les thoniers les plus récents et performants sont restés. La pêche sur DCP est plus fréquemment pratiquée dans l'océan Indien, d'où une proportion importante de listao dans les prises.

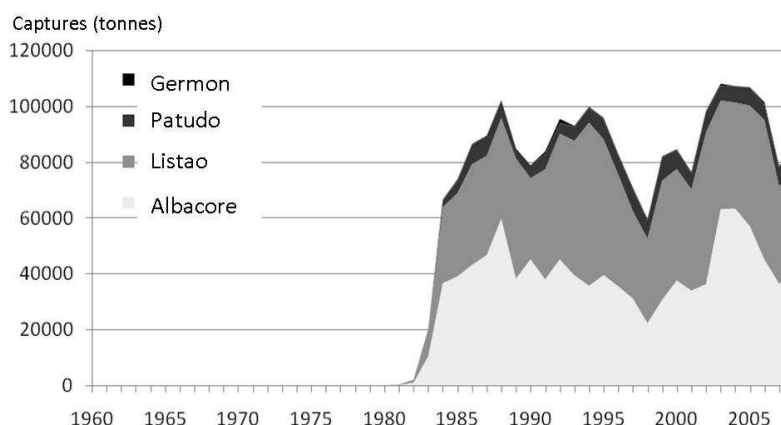


Figure 7 : Captures françaises par espèce dans l'océan Indien (Anonyme, 2009).

Les évaluations dans l'océan Indien montrent que la majorité des stocks de thonidés sont pleinement exploités. L'albacore est proche de la pleine exploitation voire surexploité. La forte productivité du listao et ses caractéristiques biologiques font que cette espèce est particulièrement résiliente à la surpêche. Cependant, l'analyse de certains indicateurs suggère que la situation du stock doit être étroitement suivie en 2010. Le patudo est pleinement exploité. Enfin, aucune indication ne montre que le thon germon est surpêché (CTOI, 2009).

Le développement récent des actes de piraterie au large de la Somalie a empêché les thoniers d'accéder à une large zone du Nord-Ouest de l'océan Indien et perturbe toujours considérablement leurs activités malgré une protection embarquée. Un transfert de cinq thoniers senneurs vers l'océan Atlantique tropical (maximum autorisé par les plafonds d'effort de pêche et de licences) a eu lieu en juin 2009 (Orthongel, *comm. pers.*) et la situation dans ces deux océans est susceptible d'évoluer à court terme.

2.2.4. Pêcheries en Outre-mer

L'Outre-mer apporte à la France la plus grande part de sa ZEE (97 %) et représente donc un potentiel de ressources de pêche considérable. La pêche est une activité importante pour les collectivités d'Outre-mer pour la plupart insulaires (à l'exception de la Guyane) avec une tradition de pêche de subsistance ; la pêche hauturière ne s'y est développée que récemment (à l'exception de Saint-Pierre-et-Miquelon). La pêche en Outre-mer se caractérise par la coexistence d'une pêche artisanale, plus ou moins informelle, peu encadrée et peu contrôlée, et d'une pêche hauturière récente.

La quantité vendue des produits de la pêche des Départements et Territoires d'Outre-mer (DOM-TOM) ne peut être évaluée que de manière très globale. En Guyane, la production est dominée par la pêche à la crevette (3 933 tonnes, 2008). En Martinique, les captures sont principalement réalisées sur le plateau insulaire (4 182 tonnes, 2008) et plus au large à la ligne de traîne et sur DCP (5 773 tonnes, 2008) (Francil, *comm. pers.*). En Guadeloupe, la production des pêches est estimée à 10 000 tonnes (FranceAgriMer-DPMA, 2009). A la Réunion, trois types de pêche dominant : la petite pêche sur les vingt milles nautiques autour de l'île (502 tonnes en 2007, espèces démersales et grands pélagiques autour des DCP), la pêche palangrière dans la ZEE de la Réunion et des pays tiers sous licence UE (3 319 tonnes, grands pélagiques) et la pêche australe (6 088 tonnes débarquées ; voir § TAAF) (Guyomard, *comm. pers.*). En Nouvelle-Calédonie, les pêches vivrières et plaisancières représentent une part importante des activités de pêche. Leur production halieutique est plus élevée que celles de la pêche professionnelle lagonaire (estimée à 845 tonnes en 2008) et de la pêche hauturière (2 389 tonnes) (Affaires Maritimes, 2010). En moyenne, l'exploitation des ressources récifales est de l'ordre de 0,2 mt/an/km² ce qui est très en dessous du RMD recommandé pour ces pêcheries (5mt/an/km²) (David *et al.*, 2010). En Polynésie française, la production de la pêche palangrière est estimée à 5 000 tonnes, dont la majorité des captures est constituée de thon germon, la pêche côtière à 2 500 tonnes et la pêche lagonaire à 4 300 tonnes (Ministère des ressources maritimes de Polynésie française, 2010).

Dans ces secteurs, globalement, la pression de pêche est inférieure au seuil de conservation ce qui assure aux pêcheries artisanales un potentiel de développement significatif (Guillemot *et al.*, 2009 ; David *et al.*, 2010).

Dans l'ensemble des collectivités d'Outre-mer, la production est mal connue parce qu'elle sert à l'autoconsommation et qu'elle est écoulee sur des circuits de commercialisation qui ne sont pas organisés. Elle échappe donc au suivi statistique d'autant qu'elle est peu encadrée et peu contrôlée. L'évaluation de la ressource est par conséquent délicate et la fiabilité des données souvent contestée.

Les Terres Australes et Antarctiques Françaises (TAAF) disposent d'une ZEE considérable (2,39 millions de km²), comportant des ressources halieutiques importantes. La pêche cible principalement la légine, poisson de grand fond à haute valeur marchande. Ce stock est en voie de reconstitution grâce à des mesures de gestion draconiennes (arrêt de la pêche illégale et non réglementée, arrêt de pêche au chalut, taille légale de capture élevées, fonds inférieurs à 500 mètres interdits à la pêche, régulation de l'effort de pêche, contrôleurs de pêche embarqués, contraintes de respect environnemental, débarquements contrôlés, etc.). Sur les zones de Kerguelen et de Crozet, six armements français se partagent un TAC de 6 000 tonnes (TAAF, 2010).

CE QU'IL FAUT RETENIR :

L'état des ressources marines exploitées par les pêcheries au niveau planétaire est globalement mauvais. La surexploitation des stocks concerne plus d'un quart des stocks évalués. Bien qu'un certain nombre d'exemples démontrent que certaines ressources sont en cours de reconstitution, la surexploitation touche une partie des stocks exploités par les flottilles françaises que ce soit en Atlantique Nord-Est, en Méditerranée ou, dans une moindre mesure, dans les zones tropicales. Il est important de préciser que de nombreux stocks ne sont actuellement pas évalués.

3.1. Principaux effets de la pêche sur les écosystèmes

Toutes les études scientifiques s'accordent sur le fait que l'exploitation intensive des océans a conduit à des changements importants sur la structure et la productivité des écosystèmes marins. La pêche fait partie des activités ayant un impact déterminant sur ces écosystèmes : outre les effets directs sur les espèces cibles, elle peut entraîner de nombreuses perturbations. Cette partie a pour objectif de recenser les impacts de la pêche, et notamment de la surpêche, identifiés dans la littérature scientifique.

3.1.1. Effets sur les populations exploitées

Dans la majorité des pêcheries, la première conséquence résultant d'une surexploitation se traduit par une diminution de la biomasse, de l'abondance des espèces exploitées ainsi que de la taille moyenne des individus du fait d'une troncature de la structure démographique liée à la disparation des grands individus. C'est en particulier le cas pour certaines espèces benthodémersales dont les stocks ont été divisés par cinq, voire par dix, du fait de leur exploitation (AFH, 2009). De manière générale, les espèces prédatrices (de haut niveau trophique) sont les plus affectées par la pêche (Christensen *et al*, 2003).

Il est important de souligner que même si les biomasses actuelles de certains stocks sont relativement stables depuis des dizaines d'années, leur niveau est loin d'être proche de leur état initial. Prenons l'exemple de la zone du Golfe de Gascogne et de la Mer Celtique : la vision à long terme montre une très forte diminution de l'abondance des ressources dans les années 50, 60 et 70 ; depuis, cette abondance stagne voire augmente très légèrement dans les années récentes (baisse de l'effort de pêche en parallèle) mais en restant à un niveau historiquement bas (Figure 8).

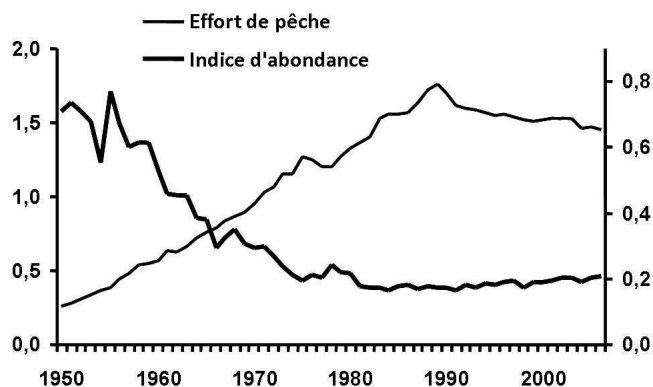


Figure 8 : Evolution de l'indice d'abondance des ressources marines et de l'effort de pêche dans la mer Celtique et le Golfe de Gascogne, (d'après Guénette & Gascuel, soumis).

Bien évidemment, toutes les espèces ne réagissent pas à la pression de pêche de la même manière. Ainsi, le comportement et les traits d'histoire de vie des espèces (notamment le taux de croissance et le potentiel reproducteur) déterminent quelle pression de pêche peut supporter le stock exploité (Jennings *et al*, 2001). Ainsi, certaines espèces sont particulièrement sensibles à la surexploitation, c'est notamment le cas des espèces très peu fécondes comme les sélaciens.

En situation d'exploitation intense, la diminution de l'abondance des espèces cibles peut s'accompagner de phénomènes de troncature des structures démographiques. Ainsi lorsqu'un stock est surexploité, un changement de la structure en âge et en taille des populations exploitées peut se produire (en ciblant préférentiellement les poissons grands et âgés). Dans ce cas, les effets de la pêche sur la structure démographique contrebalancent la sélection naturelle. Dans la nature, les

petits individus à croissance faible sont plus sujets à la mortalité naturelle que les individus à croissance plus rapide. Ces derniers sont sélectionnés, ce qui conduit à une augmentation de la croissance, de la taille des individus et du potentiel reproducteur de la population. A l'inverse, en surexploitant les gros poissons d'un stock, les pêcheries sélectionnent les poissons de faible taille, à croissance lente et à fécondité précoce. La Figure 9 représente l'évolution des taux de mortalité naturelle (ligne) et par pêche (pointillés) en fonction de la taille des individus. La mortalité naturelle décroît généralement avec la taille des individus. La surpêche augmente fortement la mortalité des gros poissons. Les flèches représentent la direction de la sélection de la taille des poissons en l'absence (flèche continue) ou en présence de pêche (flèche pointillée) (Conover, 2007).

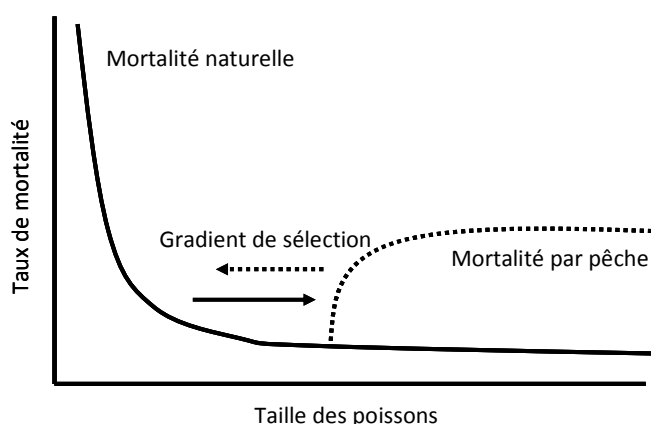


Figure 9 : Sélection naturelle versus sélection par la pêche (d'après Conover, 2007).

La diminution excessive de la biomasse des grands individus, généralement les plus féconds, entraîne une réduction du potentiel reproducteur de la population ciblée par la pêche. Ce phénomène est particulièrement important chez les populations à taux de croissance faible et dont l'âge à la première reproduction est élevé. Ceci a pour conséquence une variabilité accrue de l'abondance des stocks fortement exploités, très dépendants des jeunes poissons et du succès de la reproduction annuelle. La diminution de l'étendue de la structure en âge se traduit donc par une augmentation de la sensibilité aux aléas climatiques (Jennings *et al*, 2001).

La surexploitation d'une population engendre également des risques de dérive génétique. Ce phénomène aboutit à une baisse de la diversité liée à la pression de sélection de la pêche. Plus une population est exploitée et la taille de la population réduite, plus le risque de perte d'allèles est grand et moins l'adaptation de l'espèce à un changement est possible (Hauser *et al*, 2002).

Enfin, le prélèvement excessif de la biomasse par la pêche peut provoquer des changements dans la répartition spatiale des espèces ciblées. De même que la biomasse diminue avec la surexploitation, l'aire de répartition se réduit, limitant les interactions avec d'autres espèces, proies ou prédateurs. Par exemple, l'étude de la distribution spatiale des communautés de poissons du banc Georges soumis à une exploitation intense pendant plusieurs décennies montre qu'en même temps que l'abondance des espèces surexploitées diminuait (morue, églefin), l'étendue de leur répartition spatiale et le degré de recouvrement avec d'autres espèces déclinait (Garrison & Link, 2000).

3.1.2. Effets sur les peuplements et les habitats

Bien que la plupart des pêcheries ciblent des espèces particulières, la sélectivité de certains engins de pêche est loin d'être optimale. Des espèces non ciblées ainsi que des individus hors taille sont capturés et souvent rejetés à la mer. Certains modes de pêche ont par conséquent des impacts qui vont au-delà des espèces ciblées. De nombreuses incertitudes persistent concernant la proportion des prises accessoires et des rejets. La FAO estime à 7,3 millions de tonnes par an les rejets moyens au cours de la période 1992-2001, au niveau mondial (Kelleher, 2008). La proportion de prises accessoires et de rejets dépend essentiellement des engins utilisés.

La surexploitation des ressources halieutiques peut induire une modification des écosystèmes dans leur ensemble. Ainsi, la pêche des espèces prédatrices à forte longévité peut avoir des effets en cascade sur le reste de la chaîne trophique. Globalement, les espèces de bas niveau trophique et les espèces à faible durée de vie sont favorisées. Depuis les années 50, le niveau trophique moyen des principaux groupes d'espèces exploitées en zone tempérée diminue (Figure 10). Ceci reflète, globalement, une transition des captures de poissons à forte longévité, de haut niveau trophique, piscivores, démersaux et benthiques vers des groupes de poissons à durée de vie plus courte, de bas niveau trophique et pélagiques (Pauly *et al*, 1998).

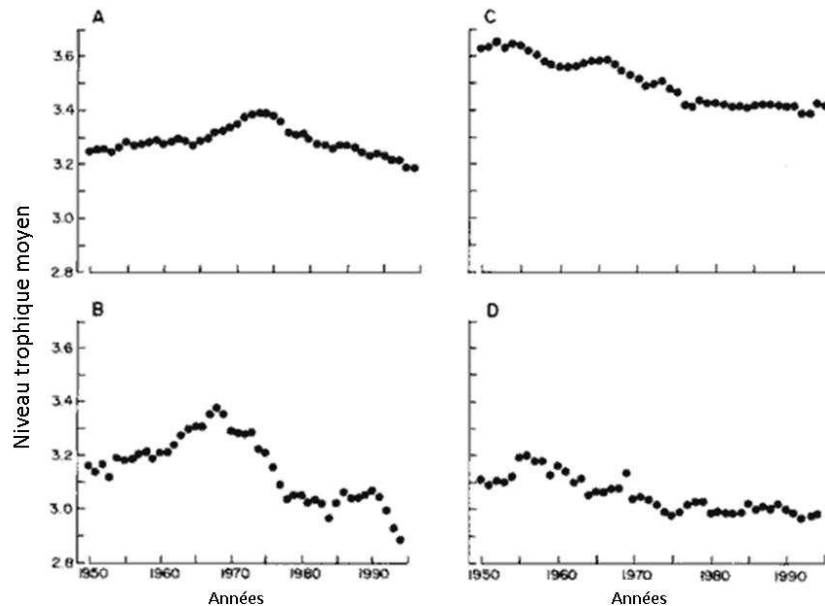


Figure 10 : Evolution du niveau trophique moyen des captures en zone tempérée de 1950 à 1994. (A) Pacifique Nord, (B) Atlantique centre Ouest, Nord-Ouest, (C) Atlantique Nord-Est et (D) Méditerranée. (Pauly *et al*, 1998).

Ce phénomène de diminution globale des niveaux trophiques s'est manifesté en premier lieu sur les côtes des pays industrialisés de l'hémisphère Nord puis s'est répandu au large et à l'hémisphère Sud (Pauly & Watson, 2005). Il est souvent désigné sous l'expression « *Fishing down marine food webs* » et peut s'avérer irréversible. L'abondance croissante des espèces de bas niveau trophique entraîne donc une augmentation de la prédation sur les larves et œufs des prédateurs supérieurs empêchant ainsi tout rétablissement à la situation initiale. Le renouvellement des grosses espèces dominantes de poissons qui sont essentielles à de nombreuses pêcheries peut ainsi dépendre d'un « effet cultural » (« *cultivation effect* ») : les adultes s'alimentent d'espèces fourrage qui sont des concurrents ou des prédateurs potentiels de leurs propres juvéniles. Lorsque l'abondance des adultes est fortement réduite par la pêche, l'augmentation des espèces fourrage peut causer une diminution de la survie des juvéniles de leurs prédateurs. Ces effets peuvent alors retarder ou empêcher le rétablissement des stocks. L'effet cultural peut par exemple expliquer le faible succès récurrent du recrutement qui prolonge durablement le déclin prononcé de certains grands stocks marins comme la morue (*Gadus morhua*) de Terre-Neuve (Walters & Kitchell, 2001).

Le prélèvement massif de prédateurs peut également induire indirectement un changement des habitats. Ainsi, dans les îles Fidji, la proportion de poissons prédateurs a fortement diminué (61 %) alors que l'abondance de leurs proies corallivores a été multipliée par trois. Suite à une augmentation de leur consommation, les récifs coralliens ont diminué et ont été remplacés par des algues filamenteuses (Dulvy *et al*, 2004).

Par ailleurs, certains modes de pêche ont des effets directs sur les habitats des espèces marines, que celles-ci soient exploitées ou non. Ainsi, une méta-analyse de 101 études relatant les effets des engins de pêche sur les habitats marins souligne que de tous les impacts causés par les engins de pêche, ceux occasionnés par les engins traînants, et plus particulièrement par les dragues, sont les

plus néfastes (Kaiser *et al*, 2006). Les coraux profonds, les herbiers et les bancs de maërls sont particulièrement vulnérables à ces engins de pêche. Le temps de résilience varie selon le type de structure endommagée, il s'étend de plusieurs années à plusieurs dizaines d'années pour les coraux profonds. La destruction des habitats essentiels aux organismes marins, liée à la pêche mais aussi à d'autres activités anthropiques (extraction, aménagement côtier), est une des causes majeures du déclin de certaines populations (Kaiser *et al*, 2006).

Les impacts de la pêche sur les populations et leurs habitats conduisent à une diminution de la biodiversité des écosystèmes marins. En plus de la biodiversité spécifique, il convient de s'intéresser à la biodiversité fonctionnelle. De ce point de vue, la baisse d'abondance des gros poissons et des prédateurs supérieurs représente une perte des fonctions de prédation au sein des écosystèmes. La diminution des niveaux trophiques moyens est ainsi reconnue comme une perte de biodiversité. Elle s'accompagne d'une plus grande instabilité des écosystèmes et d'une plus grande sensibilité à la variabilité de l'environnement (Gascuel, 2009).

3.2. Effets des autres activités anthropiques

Bien qu'il existe des disparités entre les espèces, la plupart des ressources halieutiques ont un cycle de vie marqué par des phases distinctes au cours desquelles elles fréquentent des habitats différents : ces espèces naissent sur les zones de frayère ; les œufs et les larves sont ensuite transportés sur les zones de nurseries où se concentrent les juvéniles. Puis, à maturité, les populations sont généralement plus étendues dans l'espace, avec des périodes de concentration marquées pour pondre sur les zones de reproduction. Chacune de ces phases de la vie détermine en partie le renouvellement des ressources. Il est donc indispensable de prendre en compte l'ensemble des pressions anthropiques pouvant agir sur les habitats essentiels au renouvellement des espèces, lors des différentes phases du cycle de vie des populations. Plus particulièrement, les écosystèmes côtiers et estuariens, extrêmement riches et productifs d'un point de vue biologique, jouent un rôle essentiel pour le renouvellement des ressources halieutiques du plateau continental. De nombreuses espèces de poissons ont notamment une écophase qui leur impose de passer, au stade juvénile, par des aires de nurseries situées dans ces secteurs. Ainsi, selon l'OCDE, 87 % de la valeur des pêches provient d'espèces dont la réalisation du cycle de vie dépend d'habitats situés près des côtes. Le caractère déterminant de cette phase de croissance permet d'expliquer que la dégradation et la destruction de ces habitats halieutiques essentiels, limités et fragiles, sont l'une des principales causes de diminution ou d'extinction des espèces marines (Le Pape, 2005).

Bien que ne faisant pas l'objet de ce rapport, les principaux impacts des activités anthropiques, autres que la pêche, sur les ressources vivantes sont rapportés ci-dessous brièvement.

3.2.1. Destruction d'habitats

La destruction des habitats essentiels aux espèces marines est une des plus importantes menaces pour le renouvellement des populations exploitées. Cette perte d'habitat est généralisée à l'échelle de la planète dans les milieux côtiers et estuariens : elle touche les récifs coralliens, les mangroves, les herbiers, les vasières, les marais salés, etc. Depuis le début de l'ère moderne, en moyenne à l'échelle planétaire, trois-quarts de ces habitats ont disparu et leur destruction se poursuit aujourd'hui au rythme de 10 % environ par décennie. La destruction de ces habitats a un impact irréversible sur les espèces qui vivent, transitent ou grandissent dans les zones affectées. La perte d'habitat entraîne une perte de capacité à assurer des fonctions écologiques essentielles au renouvellement des ressources vivantes ainsi qu'une perte de biodiversité.

3.2.2. Dégradation de la qualité des habitats

Les fleuves transportent des nutriments, de la matière organique et des xénobiotiques qui parviennent en mer au niveau des estuaires. Ces rejets proviennent en grande partie de la croissance démographique, de l'urbanisation accrue en zone côtière, de l'intensification de l'agriculture et de l'industrialisation. Deux facteurs principaux entraînent la diminution de la qualité des zones côtières et estuariennes : (1) l'enrichissement excessif en nutriments et en matière organique et (2) les pollutions par les xénobiotiques.

(1) A travers l'urbanisation, l'industrialisation et le développement de l'agriculture intensive, les apports en nutriments dans les zones côtières ont augmenté. Cet apport excessif peut conduire à des phénomènes d'eutrophisation entraînant une anoxie du milieu. Le nombre d'espèces peuplant le milieu est réduit et seules quelques espèces, dites opportunistes, se développent. Ainsi, les anoxies conduisent aussi à une baisse de biodiversité (Ménésguen, 2001) et affectent le renouvellement des ressources halieutiques.

(2) Les conséquences néfastes des xénobiotiques sur les êtres vivants peuvent aller de la modification du génome jusqu'à une limitation de la croissance, une altération de la fécondité ou encore une augmentation de la mortalité. Les xénobiotiques peuvent avoir un impact à l'échelle des populations en diminuant le nombre d'individus qui les composent.

L'augmentation des activités humaines le long des cours d'eau, des estuaires et des zones côtières affecte donc quantitativement (destruction) et qualitativement (dégradation de la qualité) les habitats essentiels aux ressources halieutiques et par conséquent, le renouvellement de ces ressources. Par exemple, la destruction des habitats dans l'estuaire de la Seine a entraîné une diminution de la capacité de nourricerie de cet estuaire pour les juvéniles de sole de plus de 40 %. A l'échelle de la population exploitée en Manche Est, l'impact de cette destruction des vasières de l'aval de l'estuaire et de la dégradation de la qualité des habitats résiduels de nourricerie a conduit à une réduction de l'abondance de sole, et de fait des captures potentielles, de l'ordre de 15 à 20 % (Rochette *et al*, 2010).

3.2.3. Introduction d'espèces invasives

L'introduction intentionnelle ou accidentelle de nouvelles espèces par les activités anthropiques est aussi une cause de perte de biodiversité. Certaines invasions biologiques peuvent en effet altérer la composition des communautés, modifier les fonctions d'un écosystème et avoir des conséquences halieutiques et économiques considérables (Stachowicz *et al*, 1999). Par exemple, les crépidules (*Crepidula fornicata*) ont été introduites en Europe à la suite de transferts d'huîtres au début du siècle dernier. Cette espèce n'a pas de prédateurs et prolifère depuis sur les côtes françaises. Dans les zones côtières infestées, la propagation des crépidules s'accompagne d'une diminution de la densité de poissons plats et d'une réduction des surfaces colonisées par ces espèces (Kostecki *et al*, soumis). De la même façon, la prolifération de roselières sur le littoral a considérablement réduit les habitats essentiels au renouvellement des populations marines de poissons sur la côte Est des Etats-Unis (Able & Hagan, 2003), mais aussi en estuaire de Seine.

3.2.4. Changement climatique

Le changement climatique a également un impact sur la biodiversité marine à travers des changements dans la distribution des espèces. Le changement climatique pourrait en effet conduire à un effondrement de certains stocks dans les régions subpolaires, tropicales et dans les mers semi-fermées. Dans le même temps, les invasions biologiques s'intensifient dans l'océan Arctique et les océans de l'hémisphère Sud. Ces effets réunis pourraient résulter en un *turnover* de plus de 60 % de la biodiversité actuelle entraînant ainsi des perturbations écologiques des écosystèmes (Cheung *et al*, 2009). En mer du Nord par exemple, la distribution et la richesse spécifique des poissons ont été

fortement modifiées suite aux récentes augmentations de température. Le nombre d'espèces de poissons a été multiplié par 8 en 22 ans. Cette augmentation est due à l'extension de l'aire de distribution d'espèces de petite taille pour lesquelles la mer du Nord est la limite septentrionale de répartition. A l'inverse, les espèces de grande taille, d'intérêt halieutique généralement plus fort, ont tendance à diminuer (Hiddink & Hofstede, 2008).

Il est difficile d'estimer l'impact respectif de la pêche et des autres pressions anthropiques sur les ressources vivantes marines et leur exploitation. Toutefois, l'analyse des extinctions d'espèces conduit au constat suivant : parmi les impacts anthropiques pouvant entraîner la perte de biodiversité, la pêche est responsable de 55 % de ces extinctions d'espèces marines, suivie par la perte d'habitats (37 %). Les autres pertes sont principalement dues aux invasions biologiques, au changement climatique, aux pollutions (dont plus de 80 % sont d'origine terrestre) et maladies (Dulvy et al, 2003).

CE QU'IL FAUT RETENIR :

La pêche, notamment lorsqu'elle est excessive, a un impact déterminant sur les populations qu'elle exploite. Elle peut provoquer une diminution de l'abondance des stocks (en particulier des grands prédateurs), un changement des structures démographiques (moins d'individus âgés), une baisse du potentiel reproducteur des populations, des modifications génétiques et une perte de diversité, mais également une diminution de l'aire de répartition ainsi qu'une augmentation de la sensibilité aux aléas climatiques.

L'exploitation intensive des ressources marines peut également altérer l'ensemble des écosystèmes marins (prises accessoires et rejets, diminution du niveau trophique moyen, altération des habitats, diminution de la diversité spécifique et fonctionnelle).

La pêche, et plus particulièrement la surpêche, n'est cependant pas la seule activité ayant des effets néfastes sur les écosystèmes. La destruction et la pollution des habitats, les invasions biologiques ou encore le changement climatique réduisent les capacités de renouvellement des ressources vivantes marines.

4. RESERVES DE PECHE : UN ENGAGEMENT DU GRENELLE DE LA MER

Bien qu'elle ne soit pas, loin s'en faut, la seule activité anthropique ayant des effets sur les écosystèmes marins, la pêche présente un impact déterminant sur les espèces qu'elle exploite mais également sur l'environnement marin dans son ensemble. Aujourd'hui, les pêcheurs pâtissent de la dégradation des ressources marines. En France, le nombre total de marins et de navires ne cesse de diminuer. Dans de nombreuses pêcheries, les rendements diminuent, les coûts d'exploitation augmentent. C'est pourquoi il est aujourd'hui primordial de concilier les objectifs de bon état écologique et de développement durable des activités halieutiques.

Loin de s'opposer, les objectifs de conservation écologique et de développement durable sont inextricablement liés. Exprimant le point de vue consensuel d'une large majorité des scientifiques français, l'Association Française d'Halieumétrie indiquait ainsi récemment : « Il n'y a pas d'avenir durable pour le secteur des pêches en France ou en Europe sans restauration d'un état de bonne santé écologique des écosystèmes et sans doute pas de conservation possible de la biodiversité sans l'implication de pêcheurs qui retrouvent toute leur place dans les écosystèmes. Cela implique un changement assez radical des modes de gestion des pêches maritimes » (AFH, 2009).

Depuis des décennies, de nombreux systèmes de gestion ont été élaborés afin de maîtriser les effets de la pêche sur les écosystèmes mais également d'assurer la pérennité de l'activité. Ils ont évolué au fil des ans et des connaissances acquises sur la biologie des espèces et sur le fonctionnement des écosystèmes. Souvent mono-spécifiques, ces méthodes de gestion se sont parfois révélées insuffisantes pour gérer l'ensemble des activités et atteindre à la fois les objectifs de conservation de l'état de bonne santé des écosystèmes et les objectifs de rentabilité économique des pêcheries. Il est aujourd'hui nécessaire d'associer la gestion traditionnelle par stock mono-spécifique avec une approche écosystémique des pêches pour intégrer dans l'analyse et le diagnostic les autres espèces (y compris les espèces non commerciales, non évaluées), les interactions entre espèces, les habitats, les autres sources de perturbations et le changement global.

L'Approche Ecosystémique des Pêches est définie comme « l'approche [qui] a pour objet de planifier, de valoriser et de gérer les pêches, en tenant compte de la multiplicité des aspirations et des besoins sociaux actuels sans remettre en cause les avantages que les générations futures doivent pouvoir tirer de l'ensemble des biens et services issus des écosystèmes marins » (définition adoptée lors de la consultation d'experts organisée en 2002 à Reykjavik, à l'initiative de la FAO, et faisant suite à la Déclaration des chefs d'état de Reykjavik de 2001). L'approche écosystémique des pêches doit ainsi être considérée comme une application des principes du développement durable au domaine de l'exploitation des ressources et des écosystèmes marins. Son application doit mener à un développement qui soit à la fois écologiquement durable, économiquement viable et socialement équitable.

L'objectif préconisé lors du Sommet Mondial sur le Développement Durable (2002) est d'exploiter durablement l'ensemble du système plutôt qu'une espèce ciblée (FAO, 2003). La gestion devra tenir compte plus efficacement des interactions entre la pêche et l'écosystème, ainsi que du fait que l'un comme l'autre sont soumis à des variations naturelles à long terme et aux effets d'utilisateurs et de pressions autres que la pêche (FAO, 2003). Les évaluations, les diagnostics et les mesures de régulation à l'échelle de chaque stock restent évidemment nécessaires, notamment pour atteindre l'objectif de retour au RMD en 2015. Lors de ce Sommet, il a également été convenu de développer et de faciliter l'utilisation de méthodes et d'outils alternatifs pour gérer ces écosystèmes, notamment par la création de zones marines protégées.

Récemment, le Grenelle de la mer (2009/2010) s'est intéressé à la contribution des « réserves de pêche » à la gestion des ressources halieutiques. Les réserves de pêche sont une des formes que pourrait prendre une AMP. Dans ce rapport, les réserves de pêche correspondent à des zones où tout ou partie des activités extractives de ressources vivantes sont exclues, de manière permanente

ou saisonnière. Elles peuvent prendre la forme de réserves intégrales (interdites à la pêche et toutes autres activités) mais aussi de zones où une gamme d'usages est admise et pour laquelle la gestion se fait généralement par zonage et limitation d'accès dans le temps. Toutes les pressions anthropiques (pêche professionnelle, plaisancière, plongée, extraction de granulats, destruction des habitats, introduction d'espèces...) peuvent y être régulées. La mise en place de ces réserves de pêche est préconisée par le Grenelle de la Mer dans le but d'atteindre deux objectifs distincts. D'une part, elles auraient pour objet la conservation de la biodiversité, la préservation des espèces sensibles et la protection des habitats essentiels pour les ressources halieutiques (notamment zones de reproduction et de nurserie). D'autre part, elles pourraient être utilisées afin de contribuer à la limitation de la pression de pêche sur les stocks. C'est à l'analyse des effets des réserves de pêche sur les ressources vivantes et sur les exploitations halieutiques qu'est pour l'essentiel consacré ce rapport.

Le premier objectif de ce rapport est de présenter les principaux effets écologiques et socio-économiques des réserves de pêche à partir de la littérature scientifique. Ensuite, un tour d'horizon d'études de cas sera proposé pour illustrer la mise en place de réserves, leur mode de régulation et leurs effets. Cette partie permettra notamment de vérifier quels sont leurs critères de réussite ou d'échec et leur efficacité pour gérer les ressources vivantes marines et leur exploitation. La dernière partie de ce rapport est un guide méthodologique rappelant les points clés à prendre en compte lors de l'établissement de réserves de pêche.

CE QU'IL FAUT RETENIR :

Afin de maîtriser les effets de la pêche et de garantir sa durabilité, de nombreux outils de gestion ont été mis en place. Une grande partie d'entre eux, utilisés de longue date, s'attachent à gérer individuellement les stocks exploités. S'ils peuvent permettre de gérer durablement une ressource donnée, ces systèmes de gestion sont souvent inadaptés aux pêcheries multisécifiques et ne prennent pas en compte l'écosystème dans son ensemble.

Récemment, le Grenelle de la mer (2009) s'est intéressé à la contribution des « réserves de pêche » à la gestion des ressources halieutiques. Les réserves de pêche sont ici entendues comme des zones où tout ou partie des activités extractives de ressources vivantes sont exclues et ce de manière permanente ou saisonnière.

Elles permettraient d'atteindre deux objectifs :

- (1) La conservation de la biodiversité, la préservation des habitats et des espèces sensibles
- (2) Elles pourraient également être utilisées comme un outil pour limiter la pression de pêche.

C'est à l'analyse des effets des réserves de pêche sur les ressources vivantes et l'exploitation halieutique qu'est pour l'essentiel consacré ce rapport.

5. LES EFFETS ATTENDUS DES RESERVES DE PECHE : ETUDE DE LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE

Les réserves de pêche varient considérablement dans leur mode de régulation et leur degré de protection. Elles peuvent être temporaires ou permanentes ; l'accès peut y être autorisé seulement pour certaines pêcheries, voire totalement interdit. Parmi les réserves de pêche, les zones interdites à toute activité de façon permanente ont été mises en place depuis plusieurs décennies et particulièrement étudiées. L'étude de ces zones, lorsqu'elles sont correctement protégées et que les mesures d'interdiction d'accès sont respectées, a l'avantage de ne pas être biaisée par la présence d'activités prélevant les ressources vivantes et/ou affectant le milieu. Les réserves intégrales peuvent donc être comparées à des expériences où toutes les variables sont contrôlées. Elles constituent donc des modèles d'étude attractifs et font l'objet de nombreuses études scientifiques. C'est pourquoi dans une première partie, seuls les effets des réserves intégrales rapportés dans la littérature scientifique seront analysés. Les effets écologiques des réserves intégrales sur les populations protégées ont été particulièrement étudiés, contrairement aux effets sur les pêcheries qui sont essentiellement théoriques. Dans un deuxième temps, les effets des autres modalités de réserves de pêche seront abordés. A l'inverse des réserves intégrales, la complexité de ces systèmes, où de nombreuses activités, dont la pêche, interagissent, rend difficile l'évaluation précise de leurs effets, d'où un niveau de connaissances inférieur sur leur impact à ce jour.

5.1. Effets écologiques des réserves intégrales

Les réserves intégrales sont des zones de protection où les activités de pêche et autres utilisations du milieu sont interdites. Elles constituent donc des refuges où les populations ainsi que les communautés sont soustraites à l'exploitation halieutique et aux autres pressions anthropiques.

5.1.1. Effets des réserves intégrales à l'intérieur de leurs frontières

De nombreuses études se sont attachées à analyser l'impact écologique des réserves intégrales, qu'elles soient en zone tropicale ou tempérée, au sein de leurs frontières. Cet impact est de fait désormais bien connu.

Effets des réserves intégrales sur les populations exploitées

La compilation des résultats de plusieurs méta-analyses, ce qui revient à étudier plusieurs centaines d'études scientifiques, démontre que les réserves intégrales ont des effets positifs directs sur les populations protégées (Gell & Roberts, 2003 ; Lester *et al*, 2009 ; Halpern, 2003).

Plusieurs publications indiquent que l'interdiction de prélèvement dans les réserves intégrales a pour premier effet l'accroissement de la densité, autrement dit l'augmentation du nombre d'individus. Ainsi, pour les 118 réserves intégrales étudiées, situées aussi bien en zone tropicale que tempérée et concernant différents groupes d'espèces, la densité d'organismes s'accroît en moyenne de 166 % par rapport aux zones non fermées (Figure 11) (Lester *et al*, 2009).

L'interdiction de pêcher dans ces zones laisse également la possibilité aux individus de croître, ce qui a pour conséquence une augmentation de 28 % de la taille moyenne des organismes. Globalement, les individus sont donc plus grands dans les zones protégées (Figure 11) (Lester *et al*, 2009).

L'association d'une augmentation du nombre d'individus et de la taille de ces derniers se traduit logiquement par un accroissement significatif de la biomasse avec une augmentation moyenne, sur les 55 réserves intégrales étudiées, de 450 % environ (Lester *et al*, 2009) (Figure 11).

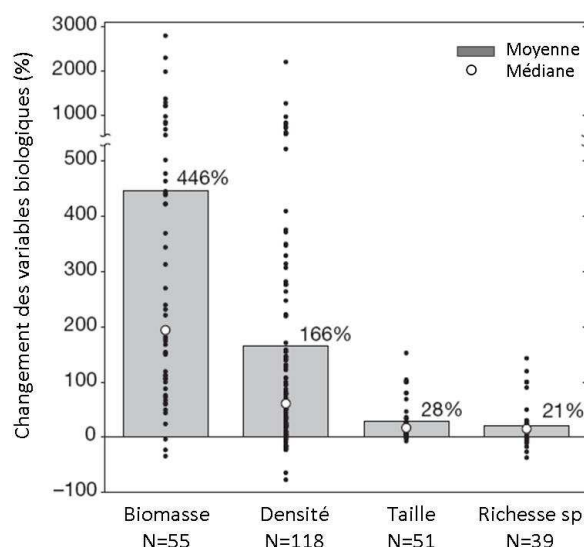


Figure 11 : Pourcentages moyens (histogrammes) et médians (o) de changements de la biomasse, de la densité, de la taille des individus et de la richesse spécifique en réponse à l'établissement de réserves intégrales. (•) Mesures individuelles ; N= nombre de réserves intégrales pour lesquelles les variables ont été mesurées. (Lester *et al*, 2009)¹.

Pour ces trois variables biologiques (densité, taille et biomasse), des réponses du même ordre de grandeur ont été rapportées dans un très grand nombre de publications. Néanmoins, la variabilité entre les sites étudiés est très forte. Les effets des réserves intégrales sont parfois très différents (Figure 11). Par exemple, une étude de onze réserves réparties sur 5 000 km de côtes australiennes a mis en évidence une abondance de poissons de grande taille (> 80 cm) plus élevée dans les zones protégées (x10) que dans les zones pêchées où les plus petits poissons (2,5 cm) sont plus abondants. Par contre, aucune différence significative de densité n'a pu être mise en évidence entre la zone protégée et la zone de pêche voisine (Edgar & Stuart-Smith, 2008). Souvent, un manque notable de changement de densité indique que la réserve n'a pas significativement changé le recrutement (Kaplan, *comm. pers.*). Cette variabilité est la conséquence de nombreux paramètres spécifiques à chaque réserve (espèces étudiées, taille et forme de la réserve, habitats, activités à l'extérieur de la réserve...) qui seront analysés dans la partie 6 portant sur les études de cas et dans la partie 7, synthétisant les facteurs qui conditionnent l'efficacité d'une réserve de pêche.

Malgré cette variabilité, quels que soient les groupes fonctionnels étudiés, qu'il s'agisse de poissons carnivores, herbivores ou encore invertébrés, la tendance générale est la même : la densité, la taille des organismes et leur biomasse augmentent dans les réserves intégrales (Halpern, 2003). Il est toutefois important de noter que les effets des réserves intégrales n'ont pas la même intensité chez toutes les espèces. Ainsi, les espèces d'intérêt commercial ou sujettes à des prises accessoires en dehors de la zone fermée réagissent de manière plus importante à la mise en réserve que les espèces non ciblées par la pêche (Chateau & Wantiez, 2005).

Pour certaines espèces sessiles (attachées sur le fond ou ayant des capacités de mouvements très limitées) comme les huîtres, les ormeaux ou les palourdes, le succès de la reproduction dépend de la densité de la population. Plus les individus sont dispersés, moins le taux de fertilisation est important et moins le nombre d'œufs produits est grand. En augmentant la densité des populations quand l'exploitation préalable était forte, les réserves intégrales permettent d'augmenter considérablement le recrutement pour ces espèces (Roberts & Hawkins, 2000).

¹ 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.

Pour que les espèces bénéficient de la protection d'une réserve, il est nécessaire qu'une fraction de la population passe une partie significative de sa vie à l'intérieur. Cette pré-condition a conduit à l'idée fautive mais largement répandue que seules les espèces sédentaires pouvaient bénéficier de la protection. Il est évident que les individus passant toute leur vie dans une réserve intégrale bénéficieront plus des effets de la protection que ceux n'y résidant que temporairement. Néanmoins, certaines populations d'espèces mobiles bénéficient tout autant des réserves (Gell & Roberts, 2003).

Un autre bénéfice majeur fourni par les réserves intégrales est de laisser l'opportunité aux espèces à croissance lente et plus globalement aux individus habituellement ciblés par la pêche, de se développer. Ainsi, dans une réserve intégrale, la proportion d'individus âgés augmente ce qui permet d'étendre la structure en âge de la population. Ceci contribue en partie à augmenter le potentiel reproducteur des populations protégées. En effet, les gros poissons sont généralement plus féconds : ils produisent plus d'œufs, plus gros et plus viables sur une période de ponte plus longue (Berkeley *et al*, 2004).

L'amélioration du potentiel reproducteur peut assurer une certaine résilience de ces populations face à la variabilité des conditions environnementales. 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. Alors que la pêche peut conduire à fragiliser un stock, le maintien dans les réserves de poissons plus âgés assure le rétablissement plus rapide de la population lorsque les conditions environnementales s'améliorent (Gell & Roberts, 2002).

De plus, les réserves intégrales constituent un moyen de contrebalancer la sélection par la pêche (sélection des individus à croissance lente et à maturité précoce) et de maintenir les traits d'histoire de vie des populations sur une fraction de leur aire de répartition (Law, 2007). 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. 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).

Peu d'études se sont portées sur les effets des réserves de pêche pour les espèces particulièrement mobiles comme les espèces pélagiques, les résultats présentés ci-dessus sont donc plus particulièrement avérés pour les espèces peu mobiles et sédentaires. De plus, les résultats négatifs étant souvent moins publiés que les résultats positifs, les effets nuls voire négatifs des réserves de pêche ne sont pas abordés dans cette partie ; ils seront pris en compte dans la partie consacrée aux études de cas (partie 6). Enfin, l'effet des réserves de pêche est loin d'être transposable d'un cas à l'autre; néanmoins, le nombre de publications scientifiques traitant de ce sujet a permis de dégager un constat général sur l'influence de ce type de fermeture et son niveau de variabilité.

Effets des réserves intégrales sur les peuplements

La littérature scientifique souligne que la protection assurée par les réserves intégrales peut avoir un impact positif sur les peuplements non exploités. Les activités extractrices de ressources étant interdites dans ces réserves, les espèces capturées accidentellement dans les zones pêchées sont protégées. Ces réserves fournissent notamment des refuges pour les espèces particulièrement vulnérables. Par exemple, la grande raie (*Dipturus laevis*), espèce de grande taille et très peu féconde, a été menacée d'extinction par les prises accidentelles des chalutiers sur le plateau continental du Nord-Est des Etats-Unis jusqu'à la mise en place de réserves qui ont permis son rétablissement partiel (Roberts & Hawkins, 2000).

Les réserves intégrales ont des effets sur les communautés écologiques dans leur ensemble. Ainsi, des interactions entre les espèces exploitées par les pêcheries, répondant de manière significative à la protection, et d'autres espèces ont été analysées. Par exemple, dans des réserves intégrales de Tasmanie, l'augmentation des populations de homards a entraîné une baisse par prédation des ormeaux de petite taille (Barrett *et al*, 2009). De la même façon, après vingt ans de protection, des écosystèmes dominés par les oursins 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). L'augmentation de la biomasse des prédateurs entraîne aussi une augmentation du niveau trophique moyen des peuplements de la réserve.

Plusieurs auteurs ont montré que les réserves intégrales permettaient d'augmenter la diversité des habitats marins, de part l'interdiction des activités de pêche, particulièrement les arts traînants, et d'extraction de granulats. Ces réserves assurent une protection contre les dommages physiques sur les habitats et les communautés benthiques (Gell & Roberts, 2003). Par ailleurs, *via* les cascades trophiques, des secteurs totalement dominés par une seule espèce peuvent se reconstituer et fournir des habitats riches et diversifiés. Une étude 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 (Stockwell *et al*, 2009).

La 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 %, Figure 11, Lester *et al*, 2009 ; +23 %, Worm *et al*, 2006²). Les effets sur la richesse spécifique sont toutefois très variables selon les réserves étudiées. Ils sont longs à se mettre en place et sont corrélés à l'ancienneté des réserves. C'est notamment ce que met en évidence une étude portant sur huit réserves méditerranéennes dont l'ancienneté allait de un à vingt-deux ans (Dufour *et al*, 2007).

Enfin, certains auteurs ont montré que les écosystèmes protégés par les réserves peuvent mieux résister et se reconstituer plus rapidement suite à des catastrophes naturelles (cyclones) ou anthropiques (marée noire) que des écosystèmes affaiblis par d'autres pressions. Par exemple, un suivi sur le long terme en Corse montre qu'après un aléa climatique ayant entraîné une perte de richesse spécifique, le rétablissement des communautés à un niveau de richesse spécifique identique à celui observé avant la perturbation est plus rapide dans les réserves que dans les zones non fermées (Francour, 2000). En plus de constituer une protection spatiale, les réserves intégrales ont un rôle sur la variabilité temporelle des ressources vivantes marines. Bien que ces zones de haute protection puissent être touchées par des aléas environnementaux, les fluctuations d'abondance des peuplements y sont moins marquées qu'en dehors de la zone protégée (Francour, 2000). Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que les écosystèmes en bonne santé sont constitués de larges populations à fort potentiel reproducteur ; lors d'une perturbation, il y a moins de risque que la totalité d'une population soit éliminée. La reconstitution des populations est donc plus rapide dans les zones protégées (Roberts et Hawkins, 2000).

² Worm *et al* (2006) ont analysé les données issues de 44 réserves intégrales et 4 zones de grande échelle fermées à la pêche.

5.1.2. Effets des réserves intégrales en dehors de leurs limites

L'effet d'ensemencement ou effet « spillover »

L'effet des réserves intégrales hors de leurs limites est moins bien connu car moins facile à évaluer. Il est toutefois attendu que la mobilité des individus adultes et juvéniles ait une influence considérable sur le fonctionnement d'une réserve intégrale. Il est admis que les mouvements de ces individus peuvent fortement réduire les bénéfices des réserves ayant pour objectif de protéger l'ensemble d'une population (cycle de vie entier) ; dans le même temps, ces mouvements pourraient améliorer l'état des communautés non protégées et les rendements des pêcheries grâce à l'export d'individus au-delà des frontières de la réserve de pêche. Néanmoins, les études portant sur les conséquences de ces mouvements sont encore peu nombreuses (Grüss *et al*, soumis).

Ces mouvements d'individus à l'extérieur des réserves intégrales résultent de plusieurs phénomènes. Ils peuvent être la conséquence d'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 au stade de développement des organismes. En effet, lors de leur développement, certaines espèces migrent vers des habitats particuliers. Il en va de même 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), influence l'effet *spillover*. Une espèce sédentaire dont le domaine vital est situé à l'intérieur de la réserve aura une probabilité plus faible de traverser les limites de la réserve qu'un organisme dont les déplacements sont plus étendus (Moffitt *et al*, 2009).

Ce phénomène de *spillover* 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 que 500 mètres (Harmelin-Vivien *et al*, 2008). Néanmoins, le succès de cet effet dépend de nombreux facteurs (type d'habitat, taille de la réserve, régulation de la pêche à l'extérieur de la réserve...). 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*, soumis).

Une étude portant sur trois réserves intégrales de Méditerranée (Tabarca, Carry-le-Rouet et Cerbère-Banyuls) s'est, par exemple, attachée à analyser les effets de l'habitat sur ce phénomène. Il en ressort que les captures augmentent significativement à proximité des limites de la réserve sur les habitats de posidonie (*Posidonia oceanica*) identiques à ceux trouvés au sein de la réserve, mais pas sur les fonds sableux. Cet effet *spillover* peut être limité par le manque de continuité des habitats à travers les frontières des réserves étudiées (Forcada *et al*, 2009). Le succès de l'effet *spillover* n'est donc pas systématique, il dépend entre autres de l'habitat à l'intérieur et dans la continuité des réserves intégrales.

Transport des œufs et des larves

Les populations non protégées peuvent bénéficier des réserves de pêche intégrales grâce à la diffusion des œufs et des larves de la réserve vers les zones adjacentes (Bostford *et al*, 2006). Dans les réserves, 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, œufs et/ou larves qui seront dispersés au gré des courants vers l'extérieur. Les bénéfices d'une diffusion larvaire dans les zones ouvertes à la pêche sont dépendants de l'efficacité des réserves à l'intérieur de leurs frontières et donc variables selon les réserves considérées. En particulier, il a été démontré à plusieurs reprises

qu'il est peu probable que les réserves aient un effet sur les rendements des pêcheries voisines *via* la diffusion larvaire si la mortalité par pêche dans les zones non protégées est inférieure voire égale au niveau du RMD. Cependant, lorsque la mortalité par pêche est très élevée les réserves peuvent conduire à une nette augmentation du recrutement et donc des rendements (Hart, 2006). Peu d'études sont à même de confirmer cet effet sur le recrutement. Les raisons de ce manque d'informations sont en partie dues au fait que les réserves sont souvent petites. Dès lors, même si l'augmentation de la biomasse à l'intérieur est importante, l'apport additionnel de larves sera faible par rapport à la population totale. De plus, la variabilité de la dispersion fait qu'il est souvent difficile d'évaluer l'effet de la réserve sur le recrutement dans les zones non protégées. Il arrive également que l'augmentation de la production de larves ne se traduise pas par une amélioration du recrutement du fait d'effets environnementaux et/ou de phénomènes de densité-dépendance (Kaplan, *comm. pers.*)

L'efficacité des réserves en termes de préservation des ressources marine dépend conjointement des traits d'histoire de vie des espèces (mobilité, relation biomasse féconde/recrutement) et de l'exploitation (niveau de mortalité par rapport au RMD, relation âge à maturité/âge à la première capture). En particulier, toutes les espèces marines 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 terme de rendement de pêche que la gestion spatialisée (Kaplan, 2009).

De récentes études ont évalué la dispersion larvaire des pétoncles présents dans les réserves du banc Georges (au Nord-Est des Etats-Unis) en relation avec la circulation hydrographique. Les résultats montrent que certaines réserves assurent elles-mêmes leur réensemencement tandis que d'autres exportent les larves sur de grandes distances vers les zones ouvertes à la pêche (Murawski *et al*, 2000). Sur les côtes californiennes, une expérimentation a consisté à implanter plus de 4 000 ormeaux adultes (*Haliotis fulgens*) dans une zone où ils étaient devenus rares. Tous les ormeaux ont été placés dans une zone localisée, les densités naturelles étant très faibles dans les zones voisines et le recrutement des populations naturelles quasi nul. Après quatre ans, la densité d'ormeaux a fortement augmenté jusqu'à 8 km de la zone d'implantation, ce qui, en l'absence de recrutement naturel, montre le rôle de la diffusion larvaire pour le recrutement des populations dans les zones ouvertes (Sweeting & Polunin, 2005). Il reste toutefois de nombreuses incertitudes quant à l'effet de la diffusion larvaire sur les zones non protégées et bien qu'une grande majorité des études théoriques s'attendent à cet effet dans les situations de surexploitation avant l'établissement des réserves, peu d'observations l'ont réellement démontré.

Une étude visant à évaluer l'effet respectif du *spillover* et de la dispersion larvaire sur l'enrichissement de zones adjacentes a mis en évidence la contribution plus forte de ce dernier phénomène dans l'accroissement des rendements de capture à l'extérieur de la réserve : l'ensemencement larvaire des zones adjacentes apparaît plus efficace que la diffusion d'adultes (Moffitt *et al*, 2009).

Baisse du risque d'effondrement

Le recrutement des populations exploitées est très variable, à la fois dans l'espace et dans le temps. Cette variabilité rend notamment les petites populations, constituées pour majeure partie de jeunes individus (surexploitées), particulièrement sensibles aux risques d'effondrement (Sale *et al*, 2005). Si ces réserves sont de taille suffisante, elles peuvent contribuer à limiter les risques d'effondrement des stocks, même à des pressions de pêche très fortes en dehors. En effet, des études scientifiques ont démontré qu'en assurant le maintien de la biomasse de reproducteurs et le succès du recrutement à de plus hauts niveaux que dans les zones non fermées, les réserves augmentent la résilience des populations à la surexploitation (Guénette & Pitcher, 1999).

Cependant, peu de travaux se sont attachés à analyser l'impact des réserves de pêche à l'échelle des stocks. En effet, généralement, les études concentrent leurs mesures à proximité immédiate de la réserve. Il s'agit d'une lacune majeure dans l'analyse des effets de ces réserves de pêche.

5.2. Effets des réserves de pêche intégrales sur les pêcheries

Contrairement aux effets écologiques des réserves de pêche abondamment décrits dans la littérature scientifique, les questions relatives aux effets socio-économiques sont encore très peu abordées et essentiellement théoriques. De plus, les modèles développés par les scientifiques pour traiter cette question s'attachent principalement à analyser l'impact des réserves de pêche intégrales.

5.2.1. Effets négatifs

La mise en place de réserves de pêche particulièrement restrictives risque de provoquer un report de l'effort de pêche sur d'autres zones et d'avoir des conséquences socio-économiques et écologiques non négligeables :

L'interdiction de pêcher dans la zone où est créée la réserve de pêche réduit, toutes choses égales par ailleurs et au moins dans un premier temps, les captures des pêcheurs exploitant jusque là cette zone. Cette perte d'exploitation sera d'autant plus élevée que la zone mise en réserve était fortement exploitée (Holland, 2000 ; Boncoeur, 2004). Cet impact varie également en raison directe du degré d'inféodation des pêcheurs à la partie de la zone transformée en réserve de pêche (Boncoeur, 2004). Cet effet pourra ou non être compensé par les éventuels effets positifs de la réserve (cf.5.2.2).

La redistribution spatiale de l'effort de pêche induite par l'établissement de réserves de pêche a une influence sur les coûts. En effet, si les pêcheurs doivent pêcher sur des zones éloignées de leur port d'attache, cela entraînera une augmentation des coûts opérationnels. Les coûts résultant de cette réallocation spatiale de l'effort varient selon le degré de dépendance des pêcheurs à des zones particulières : avec peu d'alternatives, la petite pêche côtière est généralement plus affectée par la fermeture de zones de pêche que les navires hauturiers (Boncoeur, 2004).

D'autre part, la réallocation spatiale de l'effort de pêche peut entraîner, au moins à court terme, un encombrement des zones ouvertes à la pêche. Cela peut conduire à des conflits d'usage pour la ressource. Des conflits peuvent émerger entre des navires interdits de pêcher dans la réserve et se déplaçant vers une nouvelle zone de pêche et les navires exploitant traditionnellement cette zone. Dans ce cas, les coûts d'exploitation augmentent non seulement pour les pêcheurs devant changer de zone de pêche mais également pour les autres pêcheurs qui ne seraient pas directement affectés par la mise en place d'une réserve de pêche (Holland, 2000 ; Sanchirico *et al*, 2002). C'est par exemple ce qui s'est produit en 2001 en mer du Nord suite à la décision de la Commission Européenne de fermer une large zone à tous les navires pêchant le cabillaud. L'effort des chalutiers hollandais s'est reporté à l'ensemble de la mer du Nord (plus particulièrement aux limites des zones fermées et de la Plaice box) ainsi qu'en Manche. Il s'en est suivi des réductions des captures et rendements de l'ensemble des pêcheurs (Rijnsdorp *et al*, 2001).

Enfin, le report vers d'autres zones et/ou d'autres pêcheries peut être impossible du fait de l'indisponibilité de quota ou d'effort de pêche sur l'espèce concernée. Par ailleurs, l'adaptation à de nouveaux métiers et le changement d'engins de pêche peut être trop coûteux, voire totalement impossible selon les caractéristiques techniques des navires concernés. De même, le changement de zone de pêche peut impliquer des temps de trajet trop élevés. Cette difficulté impactera plus particulièrement les flottilles très côtières. Les conséquences socio-économiques peuvent être importantes (notamment si les entreprises sont par ailleurs déjà fragilisées économiquement).

Au-delà des conséquences socio-économiques, les effets de report peuvent conduire à un transfert de la pression de pêche vers d'autres stocks (Sanchirico *et al*, 2002). Dans ce cas, l'augmentation locale des captures et des revenus résultant du bon état écologique des stocks bénéficiant de la protection risque d'être compensée pour partie par la réduction des captures et des revenus d'autres stocks qui absorbent l'effort de pêche réalloué, *a fortiori* si ces stocks sont déjà

pleinement exploités (Holland, 2000). C'est pourquoi l'impact de la réallocation de l'effort sur les ressources halieutiques doit être considéré lors de l'établissement d'une réserve de pêche. En effet, si les quotas ou l'effort de pêche ne sont pas maintenus à un niveau constant à l'extérieur de la réserve de pêche, les stocks sédentaires y seront surexploités du fait du report de l'effort de pêche. Si les mesures de maîtrise des captures ou d'effort de pêche mises en place à l'extérieur et en complément de la réserve permettent de limiter le report, alors, il est probable que les bénéfices de conservation ne soient pas dus uniquement à « l'effet réserve » mais proviendraient principalement des mesures de restriction des captures (Hilborn *et al*, 2004).

Le déplacement de l'effort peut également avoir des conséquences indésirables sur les espèces non ciblées par la pêche et sur les habitats des zones ouvertes à l'exploitation (Hilborn *et al*, 2004). Par exemple, en 2001, lorsque la Commission Européenne a décidé de fermer temporairement une large zone en mer du Nord à tous les navires ciblant le cabillaud pour protéger les reproducteurs, le déplacement de l'effort de pêche s'est traduit par une augmentation du chalutage dans des zones peuplées par des espèces particulièrement vulnérables à ces activités (espèces peu fécondes comme les raies, espèces benthiques à très longue durée de vie comme le bivalve *Artica islandica*) (Rijnsdorp *et al*, 2001).

5.2.2. Effets positifs

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). Si l'instauration de la réserve se traduit par une baisse de la mortalité par pêche effective sur les stocks fortement exploités, on peut s'attendre à un effet positif sur l'état du stock (en considérant un environnement stable) et donc une situation plus favorable pour les pêcheries. Le phénomène de *spillover* dépend de la mobilité des espèces : quasi nul pour les espèces sédentaires, il peut contribuer à l'augmentation des captures pour les espèces mobiles (Maury & Gascuel, 1999). Pour ces espèces, l'effet réserve crée une variabilité de la mortalité par pêche entre les individus restant dans la réserve (mortalité par pêche proche de zéro), ceux restant dans la zone de pêche (forte mortalité par pêche) et ceux se déplaçant entre les deux zones (mortalité par pêche réduite) (Hart, 2006).

Les captures dans la zone de pêche avoisinant la réserve proviennent de deux sources : l'accroissement naturel de la fraction du stock séjournant dans cette zone et le transfert net depuis la réserve (*spillover*). Lorsque l'effort de pêche est peu important, le transfert net depuis la réserve n'assure qu'une faible part des captures. En effet, la faible mortalité par pêche ne crée pas d'écart important de densité entre les deux zones. Par contre, l'importance du transfert depuis la réserve augmente au fur et à mesure que l'accroissement de l'effort de pêche creuse l'écart de densité entre les deux zones. Le rôle de la réserve en tant que pourvoyeuse de ressources pour la pêche devient donc essentiel à partir d'un certain niveau d'effort (Boncoeur, 2004). En théorie, les réserves de pêche devraient donc permettre une augmentation des captures à proximité de leurs limites, contrebalançant ainsi l'impact négatif lié à la diminution de la zone de pêche initiale. Cet effet peut être illustré par l'effet « bordure », c'est-à-dire la concentration des pêcheurs aux limites de la réserve de pêche (Roberts *et al*, 2001). Ce phénomène est néanmoins à nuancer si la zone mise en réserve était fortement exploitée. Il est également important de garder à l'esprit qu'une trop forte pression de pêche aux abords des réserves de pêche peut limiter l'effet *spillover* attendu (Mora *et al*, 2006).

Dans de nombreux cas cependant, des effets positifs sont observés en bordure des réserves. Par exemple, après l'établissement de fermetures permanentes et saisonnières dans les eaux de la Nouvelle-Angleterre, 10 % des navires ciblant les poissons démersaux étaient déployés à moins d'un kilomètre des limites des réserves et 25 % à moins de cinq kilomètres. Des gradients de densité (en accord avec le phénomène de *spillover*) ont été observés pour certaines espèces et le revenu moyen par heure de chalutage était doublé dans la limite des quatre kilomètres (Murawski *et al*, 2005). D'autre part, une étude portant sur six réserves de Méditerranée 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 pour les 14 métiers pris en compte. Ces bénéfices diminuent avec la distance aux réserves (ils s'étendent de 700 à 2 500 mètres pour des réserves de taille réduite) ce qui est indicatif de l'export de biomasse de réserves vers les zones adjacentes (Goñi *et al*, 2008).

Le taux de mise en réserve maximisant les captures varie selon l'effort de pêche. Faible voire nul pour un effort de pêche peu important, ce taux a tendance à augmenter (jusqu'à un certain seuil) avec l'effort de pêche. Dans le cas où l'effort de pêche peut être parfaitement contrôlé, la mise en réserve d'une partie de la zone de pêche ne se justifie pas d'un point de vue strictement halieutique : le maximum des captures est obtenu lorsque le taux de mise en réserve est nul. En revanche, si la maîtrise de l'effort de pêche ne permet pas de faire baisser celui-ci en dessous du niveau limite de durabilité de l'exploitation, l'instauration d'une réserve de pêche peut constituer une alternative dans le cas où l'objectif recherché est la gestion durable des ressources exploitées. A partir d'un certain niveau d'effort, les captures deviennent plus importantes avec réserve que sans réserve. La mise en réserve d'une partie de la zone préalablement exploitée peut ainsi constituer un substitut partiel à la réduction de l'effort de pêche (Maury & Gascuel, 1999 ; Boncoeur, 2004 ; Hart, 2006).

Les réserves de pêche peuvent contribuer à gérer les ressources halieutiques et dans certains cas peuvent d'avérer moins contraignantes que des mesures drastiques de réduction de l'effort de pêche. A titre d'exemple, une étude théorique portant sur la situation du stock de lieu noir de Ouest Ecosse au début des années 90 s'est intéressée à plusieurs scénarii envisagés pour améliorer l'état du stock : (1) une réduction drastique de l'effort de pêche (baisse de plus de 70 %), (2) la protection des reproducteurs ou (3) la protection des aires de répartition des juvéniles. Cette étude a montré qu'il était préférable de protéger les juvéniles plutôt que de cibler la protection sur les adultes reproducteurs ou encore de limiter l'effort de pêche directement. En effet, interdire l'accès aux aires de répartition des juvéniles permettrait non seulement d'améliorer la biomasse totale du stock mais également d'augmenter les captures de lieu noir ce que ne permettraient pas les scénarii (1) et (2) (Pelletier & Magal, 1996).

L'existence d'une zone où la ressource est à l'abri de la mortalité par pêche peut également être considérée comme une application du principe de précaution, réduisant le risque d'effondrement accidentel de la pêcherie par constitution d'un stock « tampon » (Hart, 2006 ; Lauck *et al*, 1998). Théoriquement, alors que la fraction du stock se trouvant dans la zone de pêche tend vers zéro au fur et à mesure que l'effort de pêche augmente, celle qui se trouve dans la réserve de pêche bénéficie d'une protection relative (Boncoeur, 2004). Là où l'effort de pêche est difficile à contrôler, par exemple pour de vastes pêcheries artisanales ou récréatives, la mise en place d'une réserve peut être une solution efficace pour la gestion durable des stocks (Gell & Roberts, 2002 ; Pitchford *et al*, 2007). Sur le long terme, les réserves de pêche pourraient apporter une certaine stabilité des captures en rendant les stocks de poissons moins vulnérables à la surexploitation (Pitchford *et al*, 2007).

L'impact des réserves de pêche sur les prix a rarement été analysé (Alban *et al*, 2006).

5.3. Effets des autres types de réserves de pêche (hors réserves intégrales)

La partie précédente s'est attachée à décrire les effets des réserves intégrales, plus faciles à analyser et faisant l'objet d'un grand nombre de publications. Toutefois, il est essentiel d'appréhender les effets des autres formes de réserves de pêche.

L'établissement de réserves de pêche n'implique pas l'interdiction de toutes les activités de pêche dans la zone désignée. Elles peuvent concilier une pêche limitée et les autres activités sous un régime spécifique de gestion. Des zones peuvent être délimitées et leur usage restreint à une catégorie d'utilisateurs. Ces réserves de pêche peuvent être temporaires, ne s'adresser qu'à certains métiers...

Peu d'études empiriques sont disponibles pour évaluer les effets des réserves de pêche (hors réserves intégrales). Ce manque de connaissances est en partie dû à la complexité de ces systèmes. En effet, à l'inverse des réserves intégrales, une réserve de pêche peut être constituée de zones interdites uniquement à certains engins de pêche, d'autres à la plongée, etc. Il est par conséquent très difficile d'attribuer un impact, qu'il soit négatif ou positif, à telle ou telle mesure de gestion. Les scientifiques ont peu abordé ces aspects par des études de terrain. La littérature scientifique est très pauvre sur ces aspects qui seront de ce fait étudiés à partir d'études de cas réalisées dans la partie suivante de ce rapport.

Toutefois, bien qu'il soit difficile pour l'instant de quantifier les effets des réserves de pêche non intégrales, il faut souligner que la régulation de l'ensemble des activités anthropiques sur ces zones permet de prévenir et de limiter les effets négatifs sur les habitats sensibles, les ressources vivantes ainsi que leur exploitation. La mise en place de réserves de pêche a notamment pour objectif 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.

CE QU'IL FAUT RETENIR :

Effets écologiques des réserves intégrales

Malgré une variabilité importante selon les réserves et les espèces (notamment en fonction de leur mobilité), de nombreuses publications scientifiques montrent que les effets des réserves intégrales (forme de réserve de pêche très étudiée) sur les populations exploitées sont avérés à l'intérieur de leurs limites : augmentation de la taille des individus, augmentation de la densité, augmentation de la biomasse, augmentation du potentiel reproducteur, maintien des traits d'histoire de vie, augmentation de la résilience.

Les études scientifiques mettent en évidence le fait que les réserves de pêche, 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.

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

Effets sur les pêcheries

Peu d'études empiriques se sont attachées à analyser les conséquences de la mise en place de réserves de pêche (intégrales ou partielles) sur les pêcheries.

Dans l'immédiat, l'établissement d'une réserve de pêche conduit à une réduction des captures des pêcheurs exploitant jusque là cette zone, l'ampleur de cette perte d'exploitation variant en fonction du niveau d'exploitation et des pêcheries.

La redistribution de l'effort de pêche vers d'autres zones et/ou d'autres pêcheries peut avoir des conséquences socio-économiques et écologiques. Elle peut entraîner une augmentation des coûts pour les pêcheurs qui doivent se déplacer sur de nouvelles zones ou changer d'équipement mais risque également de provoquer un encombrement des zones de pêche entraînant des conflits d'usage, une augmentation de la pression sur la ressource et les habitats. La redistribution de l'effort est parfois impossible du fait de l'indisponibilité de quotas de capture ou d'effort de pêche sur l'espèce concernée ou de l'augmentation trop importante des coûts opérationnels.

A plus long terme, la reconstitution des ressources halieutiques à l'intérieur des réserves de pêche peut conduire à un transfert net des adultes et des juvéniles vers les zones de pêche (*spillover*). Ce phénomène se traduit généralement par un effet bordure c'est-à-dire par la concentration de l'effort à proximité des limites de la réserve. Rendements et captures s'en trouvent améliorés. L'intensité de cet effet dépend de nombreuses variables propres au stock (mobilité, recrutement...) mais aussi de l'intensité de la mortalité par pêche. Les pêcheurs peuvent également tirer avantage de l'image « écologiquement correcte » pour valoriser leur production.

L'existence d'une zone où une partie des ressources est à l'abri de la mortalité par pêche peut réduire le risque d'effondrement accidentel de la pêcherie en constituant une « assurance ».

Effets des autres réserves de pêche

Les réserves de pêche, autres que les réserves intégrales, bien que moins étudiées, peuvent limiter des conflits d'usage entre les différents usagers du milieu et contribuer à la conservation et à la gestion des ressources halieutiques. Ces réserves seront étudiées dans la partie suivante.

6. ETUDES DE CAS : ANALYSE DES EFFETS OBSERVES DES RESERVES DE PECHE SUR LES RESSOURCES HALIEUTIQUES ET LES PECHERIES

Au vu de la partie précédente, les réserves de pêche ont une influence sur l'état des ressources halieutiques et des pêcheries. Toutefois, la grande variabilité des effets attendus (théoriques) et/ou observés (empiriques) est à souligner. Les conséquences de l'établissement de réserves de pêche varient selon les sites et les modalités des restrictions d'accès mises en place. Ces effets ne sont pas systématiques et cette variabilité ne doit pas être négligée lors de la mise en place de réserves de pêche.

Dans cette partie, des cas concrets de réserves de pêche établies en différents endroits du globe, qu'elles soient intégrales ou partielles, temporaires ou permanentes, sont analysés. L'objectif est de décrire leurs effets sur les ressources halieutiques et les pêcheries. Ces études de cas sont classées selon trois catégories :

- les réserves de pêche en zone tempérée ayant pour objectif la gestion et/ou la conservation des ressources benthodémersales ;
- les réserves de pêche situées en zone tropicale assurant notamment la protection et/ou la gestion des populations marines récifales ;
- les réserves de pêche mises en place pour gérer les stocks de poissons pélagiques.

Dans chacune de ces catégories, les réserves de pêche sont réparties en fonction de leurs objectifs. Certaines d'entre elles ont en effet été mises en place dans le but de gérer les ressources halieutiques et la pêche tandis que d'autres ont pour objectif de protéger les écosystèmes marins. Bien sûr, certaines réserves peuvent avoir à la fois des objectifs de gestion de la pêche et de conservation. Dans chaque catégorie, les études de cas sont classées en fonction de ces trois objectifs.

Les cas présentés dans cette partie sont des réserves de pêche au sens de la définition donnée dans ce rapport :

« Zone interdite à tout ou partie des activités de pêche de manière pérenne, de façon permanente ou saisonnière »

Le terme de « réserve de pêche » n'est pas utilisé systématiquement sur le terrain pour décrire les mesures de restriction d'accès présentées dans cette partie. A la demande des acteurs locaux, les dénominations usuelles sont retenues : cantonnements, box, zone de protection renforcée...

Pour chaque étude de cas, une description synthétique permet de comprendre le contexte dans lequel les réserves de pêche ont été mises en place. Puis, une analyse basée sur la littérature scientifique, la littérature grise (présentations, rapports...) ainsi que, pour les exemples français, des échanges avec des acteurs locaux, permet de souligner les effets des réserves de pêche, positifs ou négatifs, sur les ressources halieutiques et sur les pêcheries. Tous les cas n'ayant pas fait l'objet d'un suivi systématique, certaines informations ne sont pas disponibles partout. A l'issue de chaque présentation de cas, un encart récapitulatif reprendra les quatre items suivants : description et objectifs de la réserve de pêche, effets biologiques, conséquences halieutiques et leçons d'expérience.

6.1.1. Le banc Georges – Etats-Unis

Les réserves de pêche mises en place sur le Banc Georges et étudiées dans ce rapport sont quasi-intégrales et permanentes. Elles ont été mises pour gérer les ressources halieutiques, notamment les stocks de cabillaud et de pétoncles, sur la base du *Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act*, principal texte de loi régissant la gestion des ressources halieutiques aux Etats-Unis.

Description

Le Banc Georges est situé dans le golfe du Maine au Nord-Est des Etats-Unis. Il y a encore quelques décennies, il faisait partie des zones de pêche les plus productives au monde. Cependant, l'exploitation intensive des ressources marines vivantes depuis la 2nd guerre mondiale a conduit au déclin et à l'effondrement de nombreux stocks. Afin d'enrayer cet effondrement, de nombreuses mesures de gestion ont été mises en place dès les années 50 : TAC, quotas, taille limite de capture... En 1970, des fermetures saisonnières (de mars à mai) ont été établies sur les zones de reproduction de l'églefin. Ces fermetures ont progressivement été allongées mais malgré tous les efforts de gestion, les stocks des principales espèces commercialisées (cabillaud, églefin) se sont effondrés vers la fin des années 80 (Fogarty & Murawski, 1998).

Une politique de gestion spatialisée des pêches a donc été mise en place dans le golfe du Maine et plus particulièrement sur le Banc Georges pour faire face au sévère déclin des stocks et des pêcheries. Les premières mesures ont été instaurées en 1994 avec la création de trois réserves de pêche intégrales et permanentes totalisant 17 000 km² soit 30 % du Banc Georges (nommées CA-I, CA-II et NLS sur la carte) (Figure 12). En 1996 puis 1998, deux zones ont été fermées à la pêche dans la partie Ouest et centrale du Golfe du Maine (zones WGOM et CL ; Figure 12). Au total, 22 000 km² sont fermés à la pêche de manière permanente. Avant leur création, 31 % de l'effort de pêche était réparti dans ces cinq zones (Murawski *et al*, 2005). Dans ces réserves de pêche, toutes les pêcheries susceptibles de capturer accidentellement des espèces benthodémersales ou d'endommager leurs habitats (cas des dragues à pétoncles) sont interdites. Seule la ligne de traîne, les caseyeurs ciblant le homard et les chaluts pélagiques ciblant le hareng atlantique sont autorisés. Ces réserves sont uniques de par leur taille et parce qu'elles font partie des zones les plus productives du Banc Georges (Murawski *et al*, 2005).

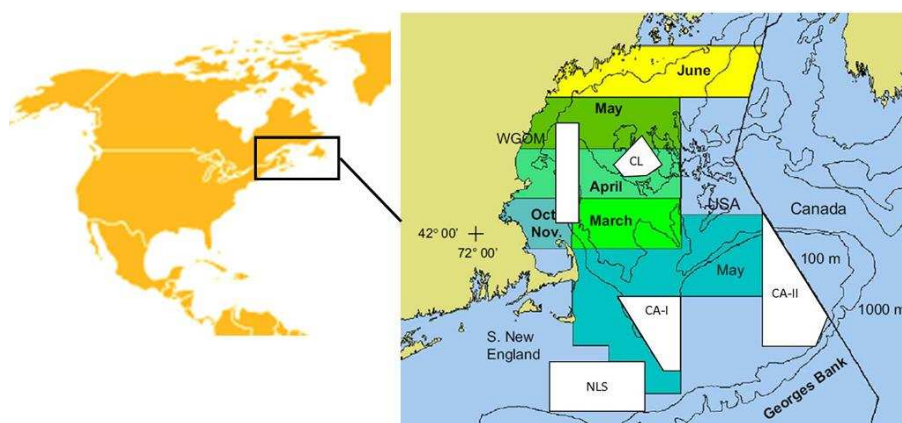


Figure 12 : Fermetures permanentes et saisonnières pour la protection des poissons benthodémersaux au Nord Est des Etats Unis. Fermetures permanentes : zones CA-I, CA-II, NLS, WGOM, CL. Fermetures saisonnières en oct-nov., mars, avril, mai et juin sur le reste de la zone. D'après (Murawski *et al*, 2005).

Le long des côtes, d'autres zones sont fermées de manière saisonnière ou en rotation et font partie du plan de gestion des poissons benthodémersaux depuis le début des années 90. Les fermetures saisonnières dans le Golfe du Maine ont de multiples objectifs, mais ont été mises en place principalement pour limiter l'exploitation de la morue (*Gadus morhua*) et protéger le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) des prises accidentelles (Murawski *et al*, 2005).

Parallèlement à la mise en place des zones de protection permanentes et saisonnières, une réduction importante de l'effort de pêche ainsi que des TAC a été établie sur l'ensemble du Banc Georges (Fogarty & Murawski, 1998).

Effets des réserves du Banc Georges

Les réserves intégrales et permanentes du Banc Georges ont fait l'objet d'un suivi scientifique régulier dès leur mise en place en 1994.

Effets sur les ressources halieutiques

La fermeture de ces zones a permis une reconstitution des habitats benthiques. Par exemple, la protection contre le chalutage et le dragage a entraîné un accroissement significatif de la densité, de la biomasse, de la richesse spécifique et de la production des espèces peuplant les fonds marins (échinodermes, gorgones...). L'amélioration de tels écosystèmes est susceptible de se répercuter sur les stocks de poissons d'intérêt commercial conduisant ainsi à des bénéfices durables de ces réserves intégrales (Gell & Roberts, 2002).

Cinq années après leur mise en place, les réserves intégrales, associées à des restrictions de l'effort de pêche instaurées à la même époque, ont permis de réduire de manière significative la mortalité par pêche des poissons, certains stocks en particulier ont augmenté (églefin, fausse limande). Bien que de nombreuses espèces clés pour les pêcheries soient encore à de très faibles densités, les tendances semblent s'inverser après plusieurs années de déclin. La limande à queue jaune approche graduellement des niveaux de biomasse pour le Rendement Maximal Durable. La morue répond très lentement à la protection ; il s'agit d'une espèce très mobile dont l'état du stock était très dégradé. Néanmoins, certains signes tendent à montrer que la biomasse de ce stock se reconstruit. Les pêcheurs signalent des améliorations dans les captures (Murawski *et al*, 2000).

L'effet réserve le plus spectaculaire a été observé sur le stock de pétoncles du Banc Georges (*Placopecten magellanicus*) qui était en profond déclin avant la mise en place de ces fermetures. Les réserves permanentes CA-I, CA-II et NLS étaient d'importantes zones de pêche pour le pétoncle jusqu'en 1994 où les débarquements ont atteint des niveaux historiquement bas. Pour cette raison, la flottille ciblant ce stock ne s'est pas opposée à la mise en place des réserves de pêche permanentes. Après seulement cinq ans de protection, la biomasse du stock a été multipliée par 14 et la biomasse des pétoncles de taille commercialisable s'est accrue d'un facteur 15 (Murawski *et al*, 2000). En 2005, soit onze ans après l'établissement des réserves intégrales, la biomasse des pétoncles à l'intérieur des réserves était 25 fois plus élevée qu'en 1994 (Hart & Rago, 2006). La reconstitution du stock de pétoncles de taille commercialisable dépend fortement des moyens mis en œuvre pour contrôler ces réserves situées au large. En plus des moyens traditionnels utilisés (gardes-côtes, survol aérien), tous les bateaux ciblant le pétoncle ont été tenus de disposer d'une balise satellite afin de transmettre leur position toutes les heures.

Effets sur les pêcheries

L'amélioration des stocks est perçue par les pêcheurs qui notent une amélioration de leur rentabilité, notamment pour la morue (Gell & Roberts, 2002). Des comparaisons de l'effort de pêche avant et après les fermetures indiquent un changement dans la distribution spatiale des navires. Après 1994, l'effort, diminué de 50 %, se concentre aux frontières des réserves de pêche (un quart est localisé à moins de 5 km des réserves). Cette attraction, « effet bordure », s'explique par une augmentation substantielle des rendements par unité d'effort à proximité des limites (Murawski *et al*, 2005). L'augmentation des revenus des pêcheurs à proximité des réserves permanentes peut être due à un effet *spillover* local combiné aux mouvements saisonniers des espèces telles que l'églefin, la limande à queue jaune et la plie rouge. Pour d'autres espèces, les rendements ne montrent pas de tendance particulière en fonction de l'éloignement de la réserve, c'est notamment le cas de la morue et du lieu noir. Ces informations mettent l'accent sur le fait que les réserves intégrales et permanentes n'ont pas un effet positif systématique sur l'abondance ou le *spillover* des stocks de poissons benthodémersaux. Dès lors, pour assurer la protection d'un stock dans une réserve, plusieurs attributs doivent être pris en compte comme la distribution en profondeur de l'espèce, les mouvements saisonniers et le degré de dispersion densité-dépendant (Murawski *et al*, 2005).

L'abondance et la biomasse des pétoncles dans les zones ouvertes à la pêche ont également augmenté entre 1994 et 1998 respectivement d'un facteur 5 et 2 (Murawski *et al*, 2000). Une simulation de la dispersion larvaire des pétoncles, basée sur les courants et sur la localisation des stocks de reproducteurs, a mis en évidence le fait que les réserves ne contribuaient pas de la même façon à l'amélioration du recrutement dans les zones ouvertes. Ainsi, dans la zone CA-I, 86 % des larves produites sont retenues dans la réserve, alors que pour les réserves CA-II et NLS, une grande partie des larves émises sont dispersées en dehors (Tian *et al*, 2009).

En 1999, la partie Sud de la réserve CA-II a été réouverte pour permettre aux pêcheurs de pétoncles d'extraire la biomasse adulte accumulée, avec cependant des limites de prises accessoires de limande à queue jaune. Ceci a conduit aux plus importantes captures depuis au moins dix ans. Cette réouverture temporaire est considérée par certains comme un premier pas vers une gestion du stock de pétoncles par rotation. Cependant, des scientifiques suggèrent que de tels systèmes de gestion par rotation devraient être mis en œuvre avec précaution. Une réouverture des réserves permanentes pourrait annuler certains effets bénéfiques de la protection sur le long terme, comme l'amélioration des habitats (Gell & Roberts, 2002). En effet, des études montrent que les fermetures saisonnières en place dans le Golfe du Maine provoquent des augmentations importantes de l'effort de pêche juste après leur réouverture (équivalent temporel d'un effet bordure). Ce phénomène peut entraîner une rapide dispersion des agrégations de poissons et annuler les effets de la protection pendant la fermeture (Murawski *et al*, 2005).

L'amélioration de l'état des stocks du Banc Georges n'est pas uniquement due à la mise en place de réserves de pêche. Il faut rappeler qu'au moment de leur établissement en 1994, un ensemble de mesures complémentaires a été introduit. L'objectif était de limiter le nombre de licences pour la pêche de poissons benthodémersaux, d'augmenter la taille de capture et de réduire l'effort de pêche en mettant en place un plan visant à réduire de moitié le temps de pêche sur ces stocks en cinq ans. Cette combinaison de mesures de gestion conventionnelles et de larges réserves de pêche s'est révélée efficace pour les ressources halieutiques du Banc Georges (Gell & Roberts, 2002). Malgré tout, seulement quatre ans après la mise en place des réserves intégrales, la réallocation spatiale de l'effort de pêche du Banc Georges vers d'autres zones a causé un déclin sévère des stocks de morue du golfe du Maine ce qui a conduit les services scientifiques à recommander l'arrêt des pêcheries ciblant la morue dans cette zone (Holland, 2000).

Ce qu'il faut retenir :

Les cinq réserves intégrales et permanentes du Banc Georges (Etats-Unis) couvrent une grande surface de la zone de pêche (22 000 km²).

Elles ont été mises en place en 1994 pour gérer les stocks des principales espèces exploitées (morue, églefin, pétoncles...).

L'effet écologique des réserves est globalement positif et rapide mais dépend de nombreux facteurs (espèces, état initial du stock, etc.). Les populations très dégradées se reconstituent beaucoup plus lentement.

Les réserves de pêche bénéficient aux pêcheries localement via le *spillover* et, à plus grande échelle, grâce à la diffusion des larves (variable selon les espèces). Néanmoins, les effets à court terme (perte d'exploitation) n'ont pas été suivis. Le report de navires vers d'autres zones de pêche a eu des effets négatifs sur certaines espèces

L'efficacité de ces réserves est notamment liée aux mesures complémentaires de gestion qui ont été mises en œuvre (limitation de l'effort de pêche, contrôle, etc.).

6.1.2. L'île de Man – Mer d'Irlande

La réserve de pêche de l'île de Man est une réserve quasi-intégrale et permanente. Mise en place dans un objectif de recherche scientifique, elle est devenu un moyen de gestion du stock de coquille Saint-Jacques.

Description

Dans la région de l'île de Man, les stocks de coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) et de vanneau (*Aequipecten opercularis*) ont contribué à l'expansion de la pêche depuis les soixante dernières années. La pêcherie a débuté à la fin des années 30 et s'est développée rapidement dans les années 50 pour atteindre sa taille maximale en 1983-84. La zone actuellement fermée a été le lieu d'un dragage intense. Aujourd'hui, les zones de pêche voisines continuent à être fortement exploitées (Beukers-Stewart *et al*, 2003).

Plusieurs outils ont été mis en place pour gérer le stock de coquille Saint-Jacques. Dès 1943, une fermeture saisonnière a été instaurée (du 1^{er} juin au 31 octobre). Des mesures de gestion conventionnelles ont également été établies (tailles minimales de captures, restrictions d'engins et licences de pêche). La réserve de pêche (Figure 13) a été mise en place en mars 1989 pour permettre une étude de faisabilité de culture de coquilles et évaluer l'état du stock. Ces expérimentations n'ont pas été un succès. Néanmoins, la réserve de pêche a été maintenue pour suivre la reconstitution des communautés benthiques et mener des expériences sur les effets du dragage. Dès 1989, les engins actifs tels que les chaluts ou les dragues ont été interdits sur cette zone. Toutefois, les navires utilisant des engins passifs comme les casiers à crabes ou à homards ont été autorisés à continuer d'exercer leur activité (Beukers-Stewart *et al*, 2005). Les objectifs premiers étaient donc plus axés sur les informations scientifiques issues de la mise en place de ce cantonnement, ils se sont cependant rapidement orientés vers la gestion des ressources halieutiques (Beukers-Stewart *et al*, 2005).

La réserve de l'île de Man couvre une surface de 2 km² au Sud-Ouest de l'île dans la mer d'Irlande. Dans cette réserve de pêche, la profondeur maximale est de 40 mètres ; les fonds marins sont essentiellement constitués de graviers, de sable et de vase (Beukers-Stewart *et al*, 2005).

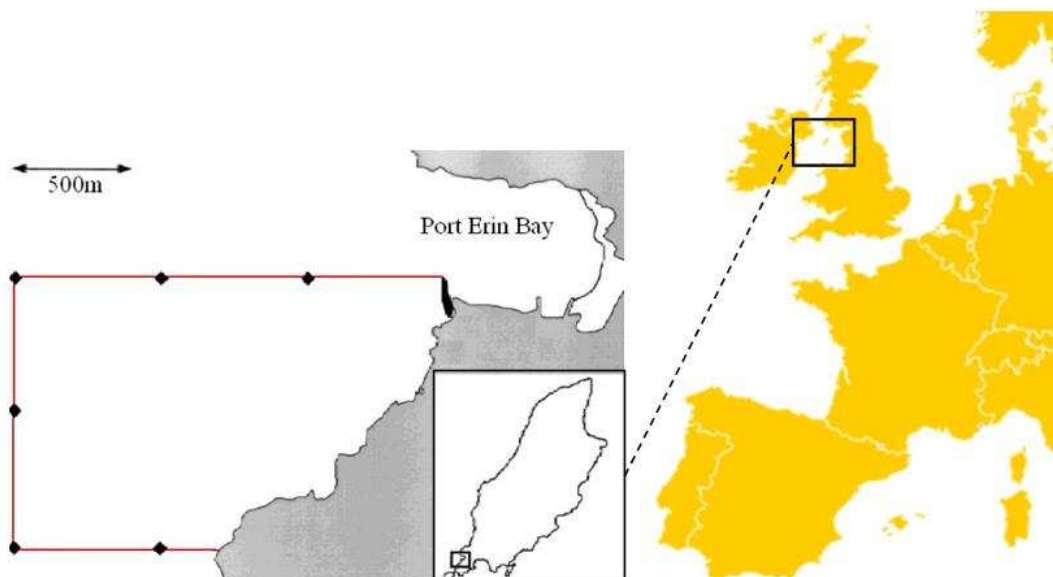


Figure 13: Réserve de l'île de Man, Royaume-Uni, mer d'Irlande. D'après (Beukers-Stewart *et al*, 2005)

L'objectif premier de la réserve de l'île de Man étant essentiellement axé sur la recherche, un suivi régulier des ressources a été réalisé en dehors et à l'intérieur de la réserve de pêche.

Effets sur les ressources halieutiques

La réserve de pêche est bien respectée et la mortalité des bivalves due à la pêche professionnelle est considérée comme proche de zéro. La réduction de l'impact sur les fonds marins qui en découle a conduit à des changements dans la structure des communautés associées. Des bryozoaires encroûtants, éponges et petites ascidies caractérisent les fonds des sites dragués à l'extérieur de la réserve et dans les zones expérimentales draguées à l'intérieur. A l'inverse, dans la réserve, des formes plus en hauteur de bryozoaires et d'hydroïdes sont présentes. La mise en réserve a donc permis de mettre en évidence le fait que le dragage provoquait une homogénéisation et un appauvrissement des communautés benthiques (Sweeting & Polunin, 2005).

Plusieurs comparaisons entre des zones dominées ou non par des hydroïdes à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve illustrent les différentes communautés associées à chaque habitat. Les habitats dominés par les hydroïdes sont caractérisés par la présence d'épifaune sessile et mobile. En assurant un meilleur développement des hydroïdes, la réserve contribue à l'amélioration de la complexité des habitats et donc de la biodiversité benthique. L'amélioration des habitats a des effets potentiellement bénéfiques sur la reconstitution des ressources halieutiques. Par exemple, les naissains de Pectinidés sont 8,4 fois supérieurs dans les zones dominées par les hydroïdes. Dès lors, cette épifaune sessile en hauteur peut fournir un substrat favorable pour les juvéniles de ces deux espèces commerciales de pectens (*Pecten maximus* et *Aequipecten opercularis*). Ces juvéniles ont en effet des taux de survie et de croissance plus élevés dans la réserve, ce qui est attribué à une meilleure qualité de l'habitat. La réduction de la complexité des habitats par le dragage pourrait avoir un effet secondaire sur les coquilles en augmentant la prédation sur les juvéniles et les adultes (Sweeting & Polunin, 2005).

Quand la réserve de pêche a été mise en place en 1989, la densité de coquilles Saint-Jacques était très faible (environ 0,5/100 m²) à la fois dans la réserve et dans les zones voisines, qui à l'époque faisaient partie de la même zone de pêche. Entre 1989 et 1998, la densité a augmenté lentement mais graduellement (jusqu'à 3,5/100 m²). Puis, en trois ans, la densité s'est fortement accrue pour atteindre un maximum de 20/100 m². Dans la zone de pêche, bien que la densité ait légèrement augmenté, elle est restée très basse et toujours en deçà de celle observée dans la zone de protection. En 2001, la densité de coquilles de taille légale (110 mm) était 4,5 fois plus importante que celle estimée dans les zones de pêche (13/100 m² vs 3/100 m²) (Beukers-Stewart *et al*, 2005).

La structure en âge et en taille des coquilles a évolué dans la réserve. En 2003, 41 % des coquilles Saint-Jacques de la réserve de pêche étaient âgées de plus de cinq ans, contre seulement 5 % dans la zone de pêche. La même année, 52 % des coquilles de la réserve avaient une taille supérieure à 130 mm pour seulement 12 % dans la zone voisine (Beukers-Stewart *et al*, 2005). Dans la réserve, les coquilles Saint-Jacques sont en moyenne âgées de 5,3 à 6,5 ans. L'âge moyen était de 9,9 ans aux débuts de la pêcherie en 1937, avec certains individus de plus de 20 ans. Par conséquent, le rétablissement à l'état de pré-exploitation n'est pas atteint même après quinze ans de protection. L'augmentation de la densité, de la taille et de l'âge des coquilles a eu une influence sur la biomasse et le potentiel reproducteur de la population. En 2003, la biomasse exploitable (poids du muscle adducteur et des gonades) était 11 fois plus importante à l'intérieur qu'à l'extérieur de la réserve et le potentiel reproducteur (poids des gonades) plus de 12,5 fois supérieur (Beukers-Stewart *et al*, 2005). La densité moyenne de prédateurs de la coquille Saint-Jacques n'était pas différente selon les zones à l'exception de la densité d'étoiles de mer (*Asterias rubens*) significativement plus élevée dans la zone de pêche (9/100 m² vs 0,7/100 m²) (Beukers-Stewart *et al*, 2005).

Effets sur les pêcheries

Il existe des preuves indirectes d'effet *spillover* et de diffusion larvaire de la réserve de pêche vers les zones adjacentes. Les pêcheurs locaux considèrent que cette zone a permis d'enrichir les zones de pêche voisines et passent un temps considérable à pêcher aux frontières de la réserve. Certains rapports indiquent des captures plus élevées. Les preuves plus rigoureuses de diffusion larvaire proviennent de l'augmentation des CPUE (Captures Par Unité d'Effort) des pêcheurs professionnels sur les zones de pêche sur la côte Ouest de l'île de Man, à proximité de la réserve de pêche (Beukers-Stewart *et al*, 2005).

En juin 2003, une expérience de réensemencement de coquilles a été réalisée sur une nouvelle zone interdite à la pêche au Nord de la réserve de pêche. Un an après l'ensemencement, des coquilles ont été retrouvées jusqu'à 500 mètres de la zone d'ensemencement, ce qui laisse supposer un effet *spillover* relativement limité pour les zones de pêche voisines. Les coquilles semées sont génétiquement différentes des stocks locaux. Des marqueurs génétiques permettant de distinguer les deux stocks ont été isolés et pourraient fournir la preuve d'une diffusion larvaire de la réserve vers les zones de pêche (Sweeting & Polunin, 2005).

Ce qu'il faut retenir :

La petite réserve de l'île de Man (2 km²) est permanente et strictement interdite aux engins actifs.

Elle a été mise en place en 1989. Au départ purement scientifique, son objectif s'est rapidement tourné vers la gestion du stock de coquille Saint-Jacques.

Vingt ans après sa mise en place, l'effet écologique est avéré pour les habitats et la population de coquilles Saint-Jacques.

Des bénéfices pour les pêcheurs de pectens ont été observés avec des rendements supérieurs aux alentours.

Pour une espèce peu mobile mais très féconde, une petite réserve sans objectifs préalables autres que d'observation peut avoir des effets bénéfiques à la fois au niveau écologique et halieutique.

6.1.3. Les cantonnements à crustacés de Basse-Normandie - France

Les cantonnements à crustacés de Basse-Normandie sont des réserves de pêche intégrales et permanentes. Ces fermetures font partie des mesures de gestion mises en place pour gérer le stock de homard de la côte Ouest du Cotentin.

Description

Les crustacés occupent une place importante dans les pêcheries de l'Ouest du Cotentin, où le homard reste une espèce emblématique grâce aux nombreux archipels et platiers rocheux abritant une des plus importantes populations françaises de cette espèce. Une quarantaine de caseyeurs dépendent en grande partie de cette espèce sur la façade Ouest de la Manche. C'est dans ce contexte et pour éviter une baisse trop rapide des rendements de pêche (inquiétude de la profession) que les cinq cantonnements à crustacés ont été mis en place le long de la côte Ouest du département de la Manche. Ils couvrent au total une surface d'environ 15 km². L'ensemble de ces cantonnements a été mis en place à l'initiative des pêcheurs locaux et grâce à une politique de protection des ressources marines appuyée par la Région Basse-Normandie et le département de la Manche (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

La mise en place des cantonnements répondait à une inquiétude générale consécutive à la baisse des rendements après les hivers froids des années 60, associée à une augmentation de l'effort de pêche. Les cantonnements visaient précisément la préservation du homard, l'amélioration de la reproduction (par protection des femelles grainées, marquées et réimmergées dans les cantonnements) et du recrutement (par rejet des juvéniles dans le cantonnement). Par ailleurs, des récifs artificiels ont également été immergés dans les cantonnements de Blainville, de Pirou et de Saint-Germain visant la création d'abris supplémentaires pour les géniteurs et les prérecrues (augmentation de la capacité de charge du milieu) (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

Le premier cantonnement à crustacés a été établi à Chausey (Le Sound), en 1964. Il couvre une surface d'environ 2 km² (Figure 14) et s'insère aujourd'hui dans une aire marine protégée gérée par le Conservatoire du Littoral. Son contrôle est jugé facile et efficace puisque possible depuis l'île et du fait de la permanence des gardes du Littoral du SyMEL sur site depuis 2006. Les autres cantonnements ont ensuite été mis en place à Blainville-sur-mer (7,8 km² ; 1977), à Pirou (1,3 km² ; 1978), à Saint-Germain-sur-Ay (2,5 km² ; 1982) et enfin à Dielette (1,2 km² ; 1999). Ce dernier a intégré dans sa partie Ouest, les buses de rejet de la centrale nucléaire de Flamanville (détermination du périmètre après discussion entre pêcheurs locaux, plaisanciers et district EDF Flamanville) (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

Ces cantonnements demeurent fermés à la pêche toute l'année ; l'utilisation de tout engin de pêche dormant (casiers, filets, palangres) ou traînant (drague, chalut) visant à pêcher les crustacés est proscrite, seule la ligne de traîne est autorisée. Dans certains cantonnements (notamment à Saint-Germain), la pêche de plaisance est très largement pratiquée, que ce soit à la ligne de traîne (dans le cantonnement) ou aux casiers (à la limite des cantonnements) (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

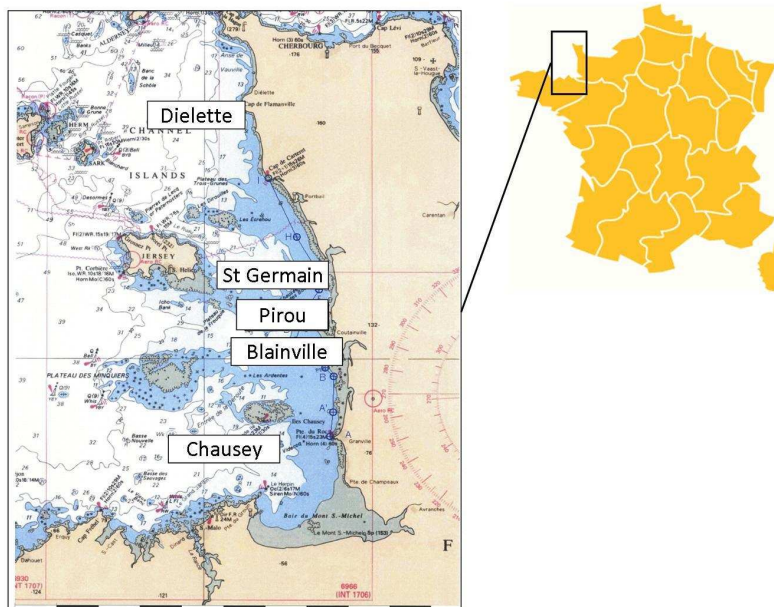


Figure 14: Cantonnements à crustacés le long de la côte Ouest du département de la Manche (France).
D'après (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*)

Les cantonnements s'intègrent dans un système de gestion multiple. En effet, parallèlement à cette gestion spatialisée, d'autres mesures ont été mises en place afin de compléter le processus de gestion dont la priorité est la maîtrise de l'effort à l'échelle de la pêche régionale : limitation du nombre licences à crustacés depuis 1995 et programme de diminution des licences, limitation du nombre de casiers par navire et par homme et obligation de marquage de chaque casier, interdiction de l'usage des casiers pièges jugés trop performants, en zone côtière et au niveau du plateau des Minquiers sur 56 000 ha, équipement spécifique pour les casiers pièges utilisés en zones plus profondes (trappes d'échappement obligatoires pour la protection des jeunes homards), nombre de casiers pièges limités. Enfin, depuis 2002, la taille minimale de capture a été augmentée à 87 mm (longueur du céphalothorax) (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

Le balisage est un aspect important à prendre en compte pour l'information et le bon respect des cantonnements. Les cantonnements de Blainville, de Saint-Germain et de Pirou sont balisés car ils n'ont pas de repères en mer comme à Chausey. Ce balisage est actuellement financé par des pêcheurs, ce qui constitue un montant considérable³. Le mode de contrôle des cantonnements a évolué depuis leur mise en place (dans les années 80 et 90, trois gardes-jurés pêcheurs avaient en charge la surveillance de ces zones). Depuis l'établissement des cantonnements, le contrôle est assuré par les autorités maritimes mais les pêcheurs jugent ce mode de contrôle souvent inadapté (contrôle des papiers plutôt que des prises, contrôle de nuit insuffisant). A Chausey, des interventions concertées entre Affaires Maritimes, gardes-jurés du CRPMEM Basse-Normandie, gardes littoraux et douanes ont permis d'améliorer l'efficacité des contrôles. Globalement, les cantonnements à crustacés sont assez bien respectés et rares sont les infractions observées. Les cinq cantonnements sont tous gérés par le CRPMEM (dans le cadre de la gestion des crustacés) mais les partenariats scientifiques et techniques diffèrent selon les sites. (CRPM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

³ A titre d'exemple, pour deux cantonnements, l'investissement pour le balisage est de 48 700 € et l'entretien annuel revient à 12 000 €.

Depuis le milieu des années 80, des études ont été menées ponctuellement au sein de certains de ces cantonnements par les comités locaux dont les données n'ont pas complètement été valorisées. Les suivis ont repris régulièrement à partir de 2005 à Blainville et 2008 à Chausey, l'analyse des résultats sur les effets avérés seront valorisés ultérieurement dans le cadre du programme MAIA. Des pêches expérimentales aux casiers (individuels) sont aujourd'hui réalisées dans chacun des cantonnements (à l'exception de Pirou). Les cantonnements de Chausey et de Dielette font également l'objet de suivis en dehors de la stricte zone de protection (CRPM Basse-Normandie, *comm. pers.*)⁴.

Effets sur les ressources halieutiques

Les premiers résultats issus des campagnes de pêche indiquent que la biomasse et les profils de taille des homards dans les cantonnements sont supérieurs à ceux des zones adjacentes. Concernant le cantonnement de Chausey, une nette différence a été observée dans les captures entre les pêches effectuées dans le cantonnement et celles réalisées sur un secteur de pêche de l'archipel. Des travaux semblables sont effectués sur le cantonnement de Dielette dont le suivi est réalisé avec des casiers en filières par Ifremer. En 2005, soit six ans après la création de la réserve, une augmentation de la population de homards dans la réserve et un effet de compétition bien marqué entre le homard, le tourteau et l'étrille (au profit du homard) ont été observés (Legrand *et al*, 2006).

Effets sur les pêcheries

Même si aucun suivi scientifique ne permet encore aujourd'hui de vérifier la présence d'un effet *spillover*, les observations des pêcheurs sont positives et un effet bordure (concentration des casiers en bordure de cantonnement) a été observé à plusieurs reprises aux limites des cantonnements (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

L'impact de la limitation de l'effort de pêche et de sa redistribution sur les zones ouvertes à la pêche n'a encore pas fait l'objet d'un suivi particulier, toutefois il est très probable que les bateaux se soient tournés vers d'autres zones de pêche. Globalement, l'effort est déployé graduellement entre côte et large, se concentrant notamment autour des plateaux rocheux (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

L'ensemble des mesures de gestion (dont font partie les cantonnements) visant le stock de homard a permis aux pêcheurs de Basse-Normandie, regroupés au sein du Comité Régional des Pêches Maritimes et l'Association des Pêcheurs de Jersey, d'entrer dans le processus d'évaluation en vue d'obtenir la certification du Marine Stewardship Council (MSC) pour une pêche durable et bien gérée du homard (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

Les cantonnements permettent de créer une dynamique commune entre les professionnels et les scientifiques autour d'un projet commun, la gestion des crustacés. D'autre part, les cantonnements à crustacés sont une zone privilégiée pour l'expérimentation. Les travaux qui y sont menés permettent de répondre aux interrogations des pêcheurs. Le cantonnement permet par exemple de mener des expériences de sélectivité (impact des casiers fantômes sur les prises de homard, capturabilité des casiers pièges par rapport aux casiers classiques) (CRPMEM Basse-Normandie, *comm.pers.*).

⁴ Le coût moyen annuel du suivi scientifique, pour deux cantonnements est de 10 800 € (intervention de cinq jours tous les deux ans)

Ce qu'il faut retenir :

Les cantonnements à crustacés de Basse-Normandie sont de petites réserves intégrales permanentes.

Les cantonnements ont été mis en place à partir de 1964, à l'initiative des pêcheurs locaux, pour initier la démarche de gestion du homard Ouest Cotentin. Depuis, d'autres mesures de gestion conventionnelles ont été mises en place pour compléter le processus de gestion à l'échelle de la pêcherie régionale.

L'effet est positif sur la biomasse et la taille des homards protégés, cet effet sera mesuré plus précisément dans le cadre du programme MAIA en cours de réalisation par le CRPM de Basse-Normandie.

Certains pêcheurs observent une amélioration des captures à proximité immédiate des cantonnements.

La mise en place de ces réserves par les professionnels de Basse-Normandie démontre leur bonne perception de ce type de mesures de gestion pour des ressources côtières à caractère sédentaire, comme pouvant être un outil complémentaire des mesures halieutiques classiques. La gestion du stock de homard débouche désormais sur une valorisation du stock protégé (labellisation).

6.1.4. La Plaiice box – Mer du Nord

La Plaiice box est une réserve de pêche partielle et permanente. Cette mesure de gestion, qui consiste à protéger les juvéniles de plie des rejets (en interdisant l'accès à certains chalutiers), a été établie par la Commission Européenne pour améliorer l'état du stock de plie de mer du Nord.

Description

La plie est exploitée par une pêcherie mixte ciblant les poissons plats. Du fait de la faible taille des mailles utilisées pour capturer la sole, un grand nombre de plies hors taille sont capturées et rejetées en mer. En 1989, afin de réduire ce taux de mortalité par rejet, une large part de la zone de distribution géographique des juvéniles de plie a été fermée aux chalutiers à perche dont la puissance motrice dépasse 300 CV soit 221 kW. Les plus petits chaluts à perche et autres métiers sont toujours autorisés à pêcher dans la zone de protection. À l'origine, la fermeture s'appliquait au deuxième et au troisième trimestre de l'année ; elle a été étendue au quatrième trimestre en 1994 et à l'ensemble de l'année en 1995 (Van Keeken *et al*, 2004).

La Plaiice box a été mise en place par la Commission Européenne (Règlement (UE) n°4193/88) sur la base de l'avis du CIEM avec le soutien des différents acteurs (Beare *et al*, 2010). La Plaiice box s'étend sur une large zone de 38 000 km² bordant les côtes hollandaises, allemandes et danoises et pour partie des eaux communautaires (Figure 15). Ce box a été mis en place afin de réduire le volume de rejets, en particulier de juvéniles de plie, dans les pêcheries de poissons plats de la mer du Nord.

La Plaiice box a été établie sur la base de la ségrégation spatiale entre les plies juvéniles et adultes. La plie se reproduit au large alors que les juvéniles trouvent refuge dans les eaux estuariennes et côtières (Van Keeken *et al*, 2004). Etant donné que la Plaiice box couvre une majeure partie de la nourricerie de plie de mer du Nord, il était attendu que cette réserve de pêche améliore le recrutement, le rendement et *in fine*, la biomasse de reproducteurs.

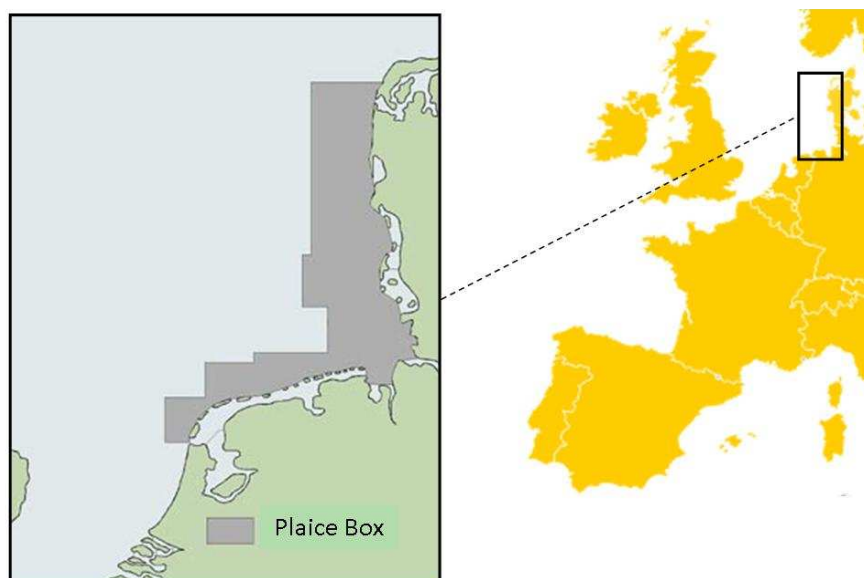


Figure 15 : Plaiice box, Pays-Bas, Allemagne, Danemark (www.seaonscreen.org).

Les conséquences écologiques et socio-économiques de la Plaiice box ont été évaluées à plusieurs reprises.

Effets sur les ressources halieutiques

Contrairement aux attentes et aux objectifs, le recrutement, le rendement et la biomasse de reproducteurs de plie de mer du Nord ont diminué depuis l'établissement de la Plaiice box (Van Keeken *et al*, 2004). La biomasse de reproducteurs, qui était de l'ordre de 300 000 tonnes jusqu'en 1989, a décliné depuis la mise en place de la protection pour atteindre des valeurs en deçà de la biomasse limite. De la même façon, une réduction globale du recrutement a été observée depuis le début des années 1990 (Beare *et al*, 2010 ; Grift *et al*, 2004).

Les mauvais résultats de la Plaiice box peuvent être dus en partie à un changement de la distribution spatiale des juvéniles de plie (Van Keeken *et al*, 2004 ; Grift *et al*, 2004). Ce changement est particulièrement clair pour les plies d'âge 1 qui se sont déplacées vers les eaux plus profondes et plus au large. Alors qu'environ 90 % des plies hors taille étaient présentes dans la Plaiice box ainsi que dans la mer des Wadden en 1990, cette proportion était inférieure à 70 % en 2003. Cette diminution est encore plus marquée pour les plies de 15-20 cm, tailles qui sont les plus vulnérables aux rejets. Ce changement de distribution spatiale a été mis en relation avec des changements de variables environnementales (température, nutriments) (Grift *et al*, 2004) et une mortalité par pêche restée très élevée (le stock est encore aujourd'hui considéré comme étant surexploité) (ICES, 2010)

Effets sur les pêcheries

Avant 1989, l'effort de pêche sur la zone de cantonnement était maximal pendant les 2^e et 3^e trimestres. Après l'établissement du box, l'effort pendant ces deux trimestres a logiquement diminué mais, dès la réouverture de la pêche en octobre, une flotte de grands bateaux se dirigeait immédiatement sur la zone. Pendant les cinq premières années de protection, l'effort de pêche a diminué de 40 % par rapport au niveau initial, très élevé. En 1998, c'est-à-dire trois ans après la décision d'une fermeture annuelle, l'effort dans la Plaiice box était de 6 % par rapport au niveau initial (Pastoors *et al*, 2000). Il est important de rappeler que la Plaiice box n'est pas une réserve intégrale, les petits chalutiers à perche et d'autres métiers côtiers y sont autorisés. En 2003, 7 % des captures de plie réalisées en mer du Nord provenaient de la Plaiice box (soit 6 695 tonnes) (Beare *et al*, 2010).

Bien que les captures par unité d'effort de plie aient diminué de 50 %, le pourcentage de rejet de plie est passé de 77 % entre 1976-1990 à 87 % entre 1999-2003 à l'intérieur de la zone. Les proportions de rejets ont également augmenté à l'extérieur de la zone (de 31 % en 1976-1990 à 77 % en 2003). Aujourd'hui, la différence de rejet entre l'intérieur et l'extérieur se réduit (Grift *et al*, 2004).

Nombreux sont les pêcheurs exclus de la Plaiice box à percevoir cette mesure de gestion comme « contre-productive et désastreuse ». Ils pensent que le box est devenu une zone morte où seul des étoiles de mer (*Asterias rubens*) et les crabes (*Cancer pagurus*) se développent. Les pêcheurs ont également perçu un fort déclin du stock de plie dès le début des années 90 (diminution de leurs captures par unité d'effort). Ils attribuent ce déclin à la Plaiice box mais également à la diminution du niveau de phosphate dans l'eau qui selon eux réduit la disponibilité en nourriture pour la plie (Beare *et al*, 2010).

Ce qu'il faut retenir :

La Plaiice box est une grande réserve (38 000 km²) partielle (l'accès n'y est interdit que pour certains navires). Au départ saisonnière, cette réserve est devenue permanente cinq ans après son établissement.

Ce box a été établi en 1989 pour gérer le stock de plie de mer du Nord en protégeant les juvéniles.

La Plaiice box n'a pas eu les effets attendus sur les ressources ; au contraire, le recrutement et la biomasse des reproducteurs n'ont cessé de diminuer depuis la mise en place du box et la mortalité par pêche appliquée au stock est restée élevée. Un changement des conditions environnementales aurait entraîné une modification de la distribution des juvéniles de plie.

Les conséquences halieutiques des divers changements intervenus sont une diminution importante de l'effort et des captures locales sans amélioration de la ressource à large échelle.

Un changement des conditions environnementales peut nécessiter d'adapter une réserve de pêche en fonction de la répartition de la ressource.

6.1.5. Le box de Trévoise – Mer Celtique

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

Description

Le cabillaud de mer Celtique a un taux de croissance élevé et mature plus tôt que les autres stocks ce qui lui confère un potentiel d'exploitation important (ICES, 2008). Or, depuis le milieu des années 80, la mortalité par pêche du stock de cabillaud de mer Celtique atteint des niveaux qui sont en dehors des limites définies par l'approche de précaution. 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 et assurer ainsi la pérennité du stock de cabillaud, l'objectif initial était de réduire la mortalité par pêche de 20 % par des fermetures saisonnières. Après consultation avec les scientifiques, les pêcheries ont proposé de fermer trois rectangles statistiques dans la mer Celtique pendant le premier trimestre de l'année 2005 (ICES, 2007).

Un box a finalement été défini afin de réduire les débarquements, en limitant l'effort de pêche sur des zones d'agrégation pendant la période de reproduction (Figure 16). La Commission Européenne a repris cette proposition et, en 2005, trois rectangles statistiques ont été fermés (30E4, 31E4 et 32E3) à la pêche pendant le premier trimestre de l'année (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. En 2006 et 2007, la fermeture a été reconduite, pour la même zone, pour les mois de février et mars, mais sans dérogation (ICES, 2007).

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 VIIfg où se trouve le box de Trévoise. Avant la fermeture du box, des débarquements provenant des trois rectangles durant le premier trimestre représentaient en moyenne 18 % du total des captures de cabillaud des zones VIIe-k.

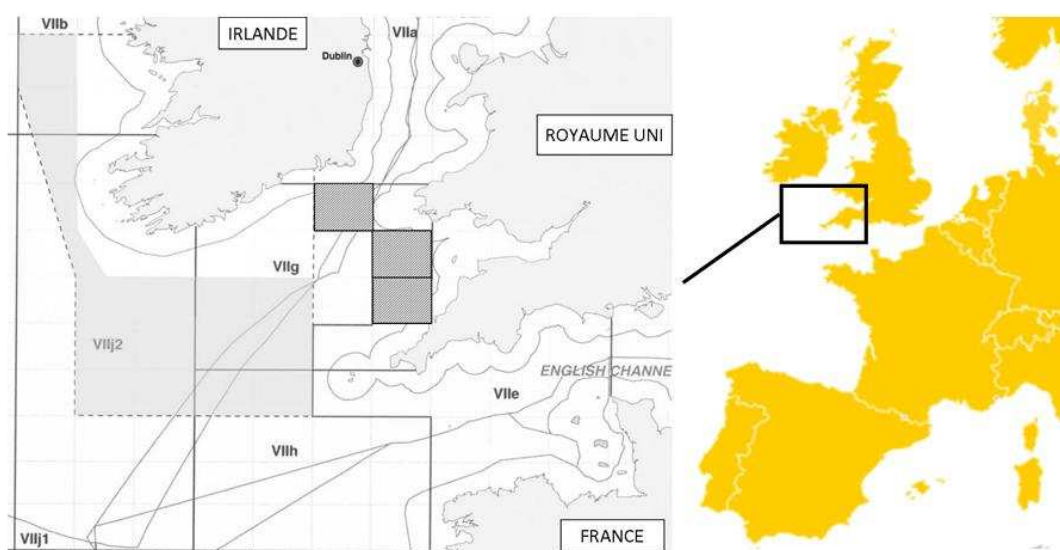


Figure 16 : Box de Trévoise (Mer Celtique) composé de trois rectangles statistiques (grisés).

Les conséquences de la fermeture du box de Trévoise ont été évaluées par le CIEM en 2007 en réponse à une demande de la Commission Européenne. Il n'est néanmoins pas possible de séparer l'impact direct du box de Trévoise sur l'état du stock de cabillaud de mer Celtique des autres facteurs (ICES, 2008).

Effets sur les ressources halieutiques

En 2008, le CIEM a indiqué que, bien que n'étant pas en mesure de « démêler quantitativement » l'effet du box de Trévoise des autres facteurs environnementaux, l'éloignement et la diminution globale de l'effort de pêche sur les rassemblements de reproducteurs devraient réduire la mortalité par pêche du cabillaud mature au cours de la saison de reproduction et constituer un élément positif pour la reconstitution du cabillaud en mer Celtique (ICES, 2008). 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 (ICES, 2007). 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 (ICES, 2007).

D'autre part, certaines observations ont montré que les plus grandes morues ont été observées dans les zones de forte agrégation dans les zones protégées. De plus, la taille moyenne des morues diminuait du centre vers l'extérieur des ces agrégations (ICES, 2007).

Le box n'a pas été mis en place pour améliorer le recrutement du stock de cabillaud de mer Celtique. En effet, bien que le box protège les individus durant la période de reproduction, jusqu'à présent aucune mesure n'a été mise en place pour protéger le recrutement. Toutefois, il faut noter que le recrutement a été faible ces dernières années (ICES, 2007).

Le box de Trévoise contient la plus importante zone de reproduction de la morue dans la partie Est de la mer Celtique. La morue ayant un comportement agrégatif pendant ces périodes (mars-avril), la fermeture de cette zone à toute pêche à la morue devrait réduire les perturbations sur le stock de reproducteurs. Bien que cet effet soit considéré comme fort probable, il n'est pas quantifié pour le moment.

Effets sur les pêcheries

En 2004, soit un an avant l'établissement du box de Trévoise, les débarquements de cabillaud ont fortement chuté (- 30 % par rapport à 2003). En 2005 et 2006, les débarquements étaient 15 et 10% plus bas qu'en 2004 (ICES, 2007).

Des travaux sur l'impact du box de Trévoise sur les flottilles française, irlandaise, anglaise et belge se sont attachés à analyser l'évolution du comportement des différentes flottilles en termes de débarquements et d'effort. La mise en place du box a conduit à une réduction importante de l'effort de pêche global des bateaux ciblant les gadidés. Cette réduction est particulièrement marquée pour la flotte française (diminution de 65 % de l'effort de pêche entre 1999 et 2006) qui représente environ 70 % des débarquements totaux. Au contraire, logiquement, le box apparaît peu limitatif sur la flottille irlandaise qui, historiquement, ne pêchait pas dans la zone fermée. L'impact direct de la fermeture sur le comportement des flottilles belges s'est traduit par un déplacement de l'effort principalement spatial mais également, dans une moindre mesure, temporel. Enfin, la fermeture ne permettrait pas d'exclure suffisamment de navires anglais pour atteindre les objectifs de réduction de la mortalité par pêche (ICES, 2007).

Pour la flottille française, la diminution de l'effort (entamée avant la mise en place du box) correspond essentiellement à une baisse significative du nombre de bateaux qui opèrent en mer Celtique, l'effort moyen des navires poursuivant leur activité dans la zone étant relativement stable. Ainsi, la rentabilité économique des navires ayant une activité en mer Celtique (VIIfg) est préservée, tout en diminuant globalement la pression de pêche sur le stock de cabillaud (ICES, 2007). Une partie

de l'effort de pêche antérieurement dédié à la pêcherie de gadidés en mer Celtique s'est reportée vers d'autres pêcheries et d'autres zones de pêche. Le restant de la flottille a conservé une activité sur les gadidés en mer Celtique avec des rendements sur le cabillaud beaucoup plus faibles que ceux observés dans le box avant la fermeture (AEOP, 2008).

Ce qu'il faut retenir :

Le box de Trévoise est une grande réserve temporaire dont l'accès est partiellement limité.

Il a été mis en place en 2005 à l'initiative des pêcheurs. Son objectif est de diminuer la mortalité par pêche sur le stock de cabillaud de mer Celtique.

L'effet sur stock de reproducteurs de morue semble positif mais il n'est pas possible de dissocier les effets dus à la protection d'autres facteurs tels que les conditions environnementales, le comportement des flottilles, etc.

Le box est une mesure efficace pour conduire à la baisse de la mortalité par pêche sur la zone protégée. La baisse de l'effort de pêche s'est accompagnée d'un report de certains navires vers d'autres zones et/ou espèces.

Une telle mesure ne peut fonctionner que si l'ensemble des pêcheries ciblant de cabillaud dans cette zone y participe.

6.1.6. Le Parc Marin de la Côte Bleue - France

Les deux réserves du Parc Marin de la Côte Bleue sont des réserves intégrales et permanentes. Elles ont été mises en place pour limiter les dommages aux habitats marins et gérer durablement la pêche.

Description

Le Parc Marin de la Côte Bleue (Figure 17) est situé sur la côte méditerranéenne (entre Fos-sur-Mer et Marseille) et gère deux réserves intégrales : Carry-le-Rouet (0,85 km², créée en 1983) et Cap-Couronne (2,10 km², créée en 1996). Les motivations pour la création de la réserve de pêche à Cap Couronne sont essentiellement l'efficacité biologique exemplaire de la réserve de Carry-le-Rouet, la pêche illégale sur cette zone, la volonté des organisations professionnelles de la pêche de s'engager dans une démarche de gestion responsable et les dommages occasionnés par les chaluts sur les câbles de télécommunication (Jouvenel *et al*, 2005).

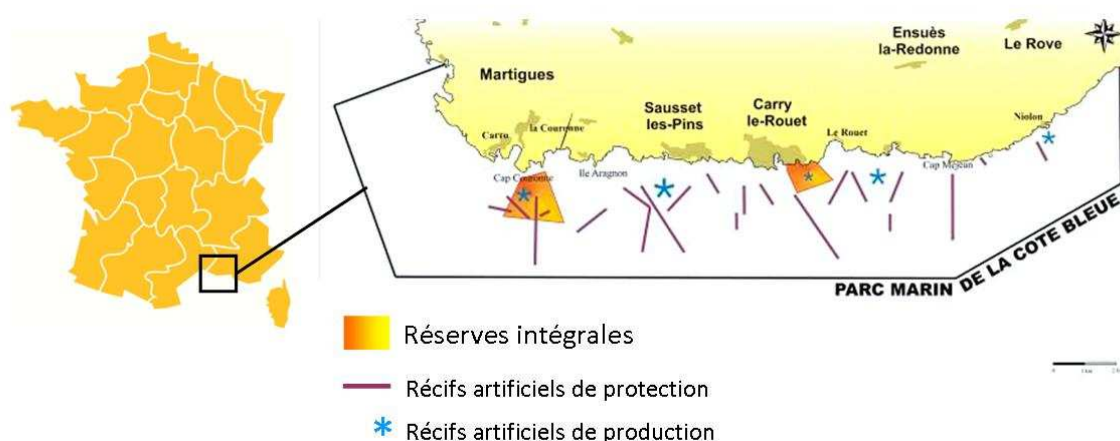


Figure 17 : Limites du Parc Marin de la Côte Bleue (D'après : www.parcmarincotebleue.fr).

Depuis 2000, la gestion est assurée par le syndicat mixte Parc Marin de la Côte Bleue (auparavant constitué en association loi 1901 de 1983 à 2000). Il regroupe des représentants de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, du Département des Bouches du Rhône, de cinq communes, des comités locaux des pêches ainsi que des prud'homies de pêche de Marseille et de Martigues. Le syndicat mixte Parc Marin de la Côte Bleue a pour rôle de mettre en œuvre tous les moyens et toutes les actions de nature à concrétiser les objectifs suivants : (1) la gestion, la protection et la revalorisation des milieux naturels marins et littoraux ; (2) la contribution au développement économique et social des activités liées à la mer et en particulier de la pêche professionnelle artisanale ; (3) l'accueil, l'information et l'éducation du public, en particulier des scolaires ; (4) la réalisation d'actions expérimentales ou exemplaires dans les domaines ci-dessus et la contribution à des programmes de recherche.

Les réserves intégrales de pêche de Carry-le-Rouet et de Cap Couronne sont soumises toutes les deux à la même réglementation : un arrêté ministériel de cantonnement interdisant la pêche sous toutes ses formes et un arrêté du Préfet Maritime interdisant le mouillage, le dragage et la plongée en scaphandre. Ces deux réserves sont délimitées de façon permanente par balisage. Elles disposent en plus d'un aménagement en récifs artificiels, de production et de dispositifs de récifs artificiels anti arts-traînants. La surveillance de ces deux zones est assurée par quatre agents assermentés et des saisonniers pendant la période estivale. Des sentiers sous marins ont été mis en place dans la réserve de Carry afin de sensibiliser le public.

Depuis plus de 25 ans, le Parc Marin bénéficie de la participation active des organisations professionnelles de pêche qui sont sources de proposition. Au-delà des deux réserves intégrales, de nombreuses mesures de gestion complémentaires ont été mise en place sur le parc (récifs, surveillance au-delà des réserves, suivis de certaines ressources, sensibilisation). L'efficacité des réserves dépend donc également de la bonne gestion dans l'ensemble du parc marin.

Effets des réserves de Carry-le-Rouet et de Cap Couronne

Les deux réserves intégrales du Parc Marin de la Côte Bleue ont fait l'objet d'un suivi scientifique avant même leur mise en place.

Effets sur les ressources halieutiques

Une étude de l'effet réserve, axée sur le peuplement ichthyologique, a été réalisée dans la réserve de Carry-le-Rouet de 1990 à 1993. La diversité du peuplement est globalement équivalente entre la réserve et la zone exploitée par la pêche. Néanmoins des différences notables ont été observées au niveau de la régularité de présence dans la réserve d'espèces rares ou recherchées. Des abondances globales plus importantes ont été répertoriées dans le site protégé, à l'exception de certaines espèces peu ciblées par la pêche. La structure trophique des peuplements diffère selon les sites : la réserve est caractérisée par une plus grande abondance des macro-carnivores (espèces nobles particulièrement recherchées comme le loup, la mostelle et le denti). L'abondance des espèces ciblées par la pêche, et plus particulièrement des gros individus, a nettement augmenté. Par exemple, on trouve 4 fois plus de Sars (*Sargus sp*), toutes tailles confondues à l'intérieur de la réserve qu'à l'extérieur et 14 fois plus si l'on ne considère que la catégorie des gros individus (ces espèces sont ciblées par la pêche au filet, à la palangre et par la chasse sous-marine). On trouve également 3 fois plus de serrans (*Serranus cabrilla*) et 26 fois plus dans la catégorie des gros individus (cette espèce est ciblée par la pêche amateur à la ligne). Les tailles moyennes du serran sont de 10,2 cm hors-réserve et de 16,9 cm à l'intérieur de celle-ci (Parc Marin de la Côte Bleue, 2010).

En 1995, soit un an avant l'établissement de la réserve de Cap-Couronne, "l'état initial des peuplements" a été réalisé. Puis, un suivi a été mis en place en 1998, 2001 et 2004. Après moins de deux années de protection, les populations ont commencé à croître en abondance et surtout en taille. La proportion de gros individus susceptibles de former des meilleurs géniteurs augmente. Les sex-ratios se rééquilibrent, ce qui favorise évidemment le succès reproductif (Jouvenel *et al*, 2005). Des espèces nobles, comme le mérou, le loup et le denti, ont été observées après la création de la réserve de Cap Couronne alors qu'elles n'avaient pas été rencontrées lors du point zéro. Les assemblages ichthyologiques sont de plus en plus complexes (richesse spécifique en constante augmentation) et évoluent dans leur structure de façon régulière dans le temps. Tout cela traduit la mise en place naturelle d'un écosystème plus riche qu'avant la mise sous protection de la zone (Jouvenel *et al*, 2005). L'arrêt des activités de pêche a permis aux espèces de reprendre leur comportement naturel : elles recolonisent les eaux superficielles en saison chaude, se répartissent de manière plus homogène au sein du biotope et certaines se sédentarisent toute l'année dans les eaux peu profondes. Ce phénomène s'accroît toujours après huit années de mise en réserve, puisque entre 1995 et 2004, les biomasses évaluées par comptage en plongée et par pêches expérimentales sont en constante augmentation. Les cycles naturels sont ainsi reconstitués avec de nombreuses conséquences indirectes bénéfiques pour les peuplements (Jouvenel *et al*, 2005).

Huit ans après l'établissement de la réserve intégrale de Cap-Couronne, le peuplement ichthyologique de la réserve est en phase de restauration vers un nouvel équilibre, qui ne peut être qualifié d'« état naturel » dans le contexte d'exploitation généralisée des eaux côtières, mais en tout cas vers un équilibre plus avantageux, en terme de production de ressources halieutiques. Néanmoins, la capacité d'accueil de la réserve ne semble pas atteinte car, même si les habitats rocheux de la réserve sont relativement limités en surface, mais aussi en complexité, on observe une augmentation régulière de l'abondance et de la biomasse des peuplements de poissons à affinité

rocheuse. La réserve n'a donc vraisemblablement pas encore atteint son équilibre, correspondant à un niveau maximal de colonisation (ressources trophiques et en habitats).

Effets sur les pêcheries

A Carry-le-Rouet, la biomasse de poissons diminue fortement à la frontière de la réserve intégrale. Cet effet *spillover*, limité à moins de 100 mètres de la frontière de la réserve, serait dû à l'absence de zone tampon dans laquelle les activités de pêche sont réglementées ce qui entraînerait une très forte pression de pêche aux frontières (Harmelin-Vivien *et al*, 2008). Une autre hypothèse serait que la réserve étant de petite taille, son influence sur les zones adjacentes serait limitée (Forcada *et al*, 2009).

Jusqu'en 2001, la différence en nombre et en biomasse d'espèces d'intérêt commercial entre la zone protégée de Cap-Couronne et la zone non protégée n'a cessé d'augmenter, même si en 2004, après huit années de protection, cette progression semble s'atténuer. On assiste à un rééquilibrage des densités entre les zones protégées et non protégées, qui pourrait être le signe d'une exportation de biomasse vers l'extérieur de la réserve. Ce phénomène semble se vérifier à proximité des limites de la réserve, avec une augmentation des rendements de pêche depuis 1998 (Jouvenel *et al*, 2005).

Ce qu'il faut retenir :

Les deux réserves du Parc Marin de la Côte Bleue sont de petites réserves intégrales et permanentes.

Ces réserves ont été établies en 1983 (Carry-Le-Rouet) et 1996 (Cap-Couronne) pour protéger des habitats sensibles et gérer durablement la pêche.

Les effets écologiques sont positifs à l'intérieur des réserves. Pour certaines espèces, le temps de réponse est long et la phase de reconstitution est encore en cours.

L'influence sur les zones de pêche à proximité paraît notable mais d'emprise spatiale très limitée (quelques centaines de mètres).

Une bonne connaissance préalable de l'état des ressources est indispensable à la mesure des effets d'une réserve de pêche. Les pêcheurs locaux associés à la mise en place de ces réserves y étaient très favorables, notamment pour limiter le braconnage, et leur efficacité les a conduits à les développer.

6.1.7. La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio – France

L'objectif de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, composée de multiples zones, est d'assurer la protection des écosystèmes marins tout en prenant en compte divers facteurs socio-économiques dont le maintien des petites pêcheries artisanales.

Description

La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (RNBB) a été créée en 1999 (décret du 23 septembre 1999) à l'initiative du Ministère de l'environnement et de la collectivité territoriale de Corse, dans le cadre d'un protocole d'accord franco-italien visant à la création d'un parc marin international entre la Corse et la Sardaigne et intégrant une partie de l'archipel sarde de la Maddalena. Cette réserve naturelle couvre 800 km² (Figure 18).

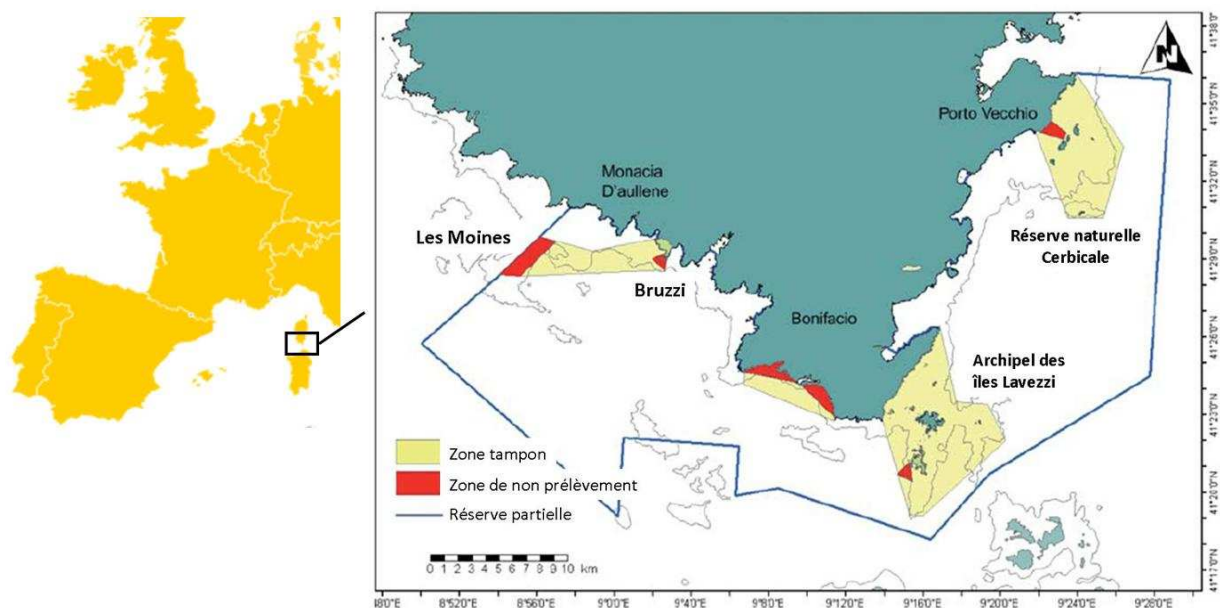


Figure 18 : Réserve naturelle des bouches de Bonifacio. D'après (Planes *et al*, 2008).

Sur la majeure partie de la RNBB (668 km²), les activités sont régies par le droit commun, la pêche, professionnelle et de loisir, est soumise à la réglementation en vigueur et la pêche sous-marine autorisée. Plusieurs périmètres de protection ont été définis à l'intérieur de la Réserve Naturelle (Mouillot *et al*, 2008):

- les zones de protection renforcée (zone tampon) : le plateau des Bruzzi-Moines (22,8 km²), les étangs de Ventilègne, Testarella, Pisciu Cane et leurs abords (0,92 km²), les îles de la Tonnara, les environs de Bonifacio (12,2 km²), le plateau des Lavezzi (59 km²) et le plateau des Cerbicale (39,7 km²) ;

- les zones de non-prélèvement : aux Moines (4,2 km²), aux Bruzzi (0,65 km²), de part et d'autre de Bonifacio (2,1 km²), aux Lavezzi (0,9 km²) et aux Cerbicale (1,3 km²) ;

- les cantonnements de pêche : un situé entre Capo di Feno et Capo Pertusato (du rivage jusqu'à environ 1 mile au large de l'entrée du port de Bonifacio ; 12,3 km²), et l'autre à l'Est des Cerbicale (15,4 km²). Indépendamment de la RNBB, mais en partie sur son périmètre, ces deux cantonnements de pêche ont été créés à l'initiative des pêcheurs locaux par décret ministériel en 1982 (Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, 2007).

Dans ces différentes zones, la réglementation mise en place permet la mise en valeur des activités régionales tout en assurant la protection de l'environnement. Ainsi, la réglementation s'appliquant vis-à-vis de la pêche professionnelle et de loisir est la suivante (Mouillot *et al*, 2008) :

- zones de non-prélèvement et cantonnements de pêche : toutes formes de pêche et de prélèvements sont interdites, sauf autorisations individuelles délivrées par le préfet de Corse à des fins scientifiques ou de gestion de la réserve, après avis du comité consultatif,

- zones de protection renforcée et reste de la réserve : leur accès est ouvert aux navires des pêcheurs professionnels titulaires d'une autorisation administrative délivrée par le préfet de Corse. Cependant, il est interdit : d'utiliser des engins traïnants entre les isobathes 0 et 50 m, d'utiliser les sennes tournantes, le gangui ou des filets similaires, ainsi que les filets et les chaluts pélagiques, de détenir à bord de toute embarcation et d'exercer des activités de pêche avec un ou plusieurs filets maillants dérivants dont la longueur individuelle ou cumulée est supérieure à 2,5 km, de détenir à bord de toute embarcation et d'utiliser pour la pêche des explosifs, des substances toxiques, soporifiques ou corrosives ainsi que des appareils générateurs de décharges électriques, d'utiliser la croix de Saint-André ou autres engins similaires pour la récolte des coraux, de pêcher les crustacés du 1^{er} octobre au 1^{er} mars exclu, de pêcher les oursins du 1^{er} avril au 1^{er} décembre exclu. La chasse sous-marine est interdite. La pêche de loisir est autorisée à l'aide de la palangrotte, de la traîne, ou du lancer.

L'objectif de la RNBB est d'assurer la protection des écosystèmes marins tout en prenant en compte divers facteurs socio-économiques dont le maintien des petites pêcheries artisanales (Albouy *et al*, 2010).

Effets de la réserve naturelle des Bouches de Bonifacio

Les effets des différentes zones de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio sur les ressources halieutiques et sur les pêcheries ont fait l'objet d'un suivi scientifique régulier.

Effets sur les ressources halieutiques

La biomasse de poissons est en moyenne six fois supérieure à l'intérieur des zones de non-prélèvement par rapport aux zones non protégées ou avec peu de surveillance. Les zones classées zone tampon et zones de non-prélèvement depuis plus de vingt ans montrent des biomasses de poissons nettement plus élevées que dans les autres zones laissées en libre exploitation ; en moyenne, la biomasse a doublé en 2 ans, quadruplé en 10 ans et a été multipliée par six en 20 ans. Pour le corb, ces mêmes rapports sont de 6 en deux ans, 17 en dix ans et 38 en vingt ans. De plus, contrairement aux zones adjacentes non protégées, ces densités et biomasses sont stables dans les zones protégées (Planes *et al*, 2008). La zone des Lavezzi semble plus riche en juvéniles de poissons entre 0 et 20 mètres de profondeur (Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, 2010). Un effet réserve a également été démontré sur la population d'oursins (*Paracentrotus lividus*) pour lequel une différence de 25 % a été observée entre l'intérieur et l'extérieur des réserves. Des séries de données débutées en 2002 montrent une stabilisation du niveau de la population d'oursins dans les zones exploitées par les pêcheurs (Planes *et al*, 2008).

En 2005, dans la zone de Cerbicale (au large de Porto Vecchio), la biomasse a triplé depuis l'interdiction de la pêche sous-marine en 1999 atteignant ainsi le niveau observé dans les zones de non-prélèvement et prouvant ainsi l'efficacité d'une réserve avec accès partiel. En 2003, les indices de biomasse de poissons (liste d'espèces cibles dans les Bouches de Bonifacio) les plus élevés sont relevés sur les sites de la réserve partielle des Lavezzi et du cantonnement de Bonifacio.

Effets sur les pêcheries

Des suivis scientifiques ont été réalisés pour déterminer l'évolution des CPUE dans l'ensemble de la réserve naturelle. L'objectif était d'évaluer l'impact des mesures de protection instaurées en 1999 (interdiction de la pêche de plaisance à la ligne et de la chasse sous marine) sur l'activité des pêcheurs professionnels à l'intérieur de la Réserve Naturelle. Le secteur des îles Lavezzi étant le seul à bénéficier d'une protection depuis 1982, les deux périodes 1992-1993 et 2000-2006, pour lesquelles les données de pêche sont disponibles, ont été comparées pour ce secteur afin d'analyser l'impact potentiel de l'extension de la superficie de la Réserve en 1999. L'augmentation de l'aire de la Réserve Naturelle paraît avoir eu un effet positif sur le secteur des îles Lavezzi avec une augmentation des CPUE de 32 % entre 1992-1993 (avant l'intensification de la protection) et 2000-2006 ainsi qu'entre 2000 et 2006 pour l'ensemble de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (+10%) (Mouillot *et al*, 2008).

L'un des résultats les plus remarquables de cette étude est la différence de tendance entre les espèces ciblées par la pêche de loisir et celles qui ne le sont pas. En effet, depuis la mise en place de la protection en 1999, on constate un accroissement moyen annuel des CPUE, entre 2000 et 2006, pour les espèces ciblées par la pêche de loisir alors que les CPUE des espèces non ciblées par cette pêche ne présentent pas d'augmentation. Les restrictions imposées à la pêche de loisir permettent donc aux pêcheurs locaux de bénéficier d'une augmentation des captures qui devrait contribuer à la durabilité de leur activité professionnelle (Mouillot *et al*, 2008).

Ce qu'il faut retenir :

La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio est un système complexe de large emprise comprenant une législation imbriquée depuis des zones à accès peu limité jusqu'à des réserves intégrales de très petites tailles (zones de non prélèvement).

La Réserve Naturelle a été mise en place en 1999 pour maintenir un bon état écologique et améliorer la gestion des pêches.

Les effets écologiques sont très positifs à l'intérieur des zones protégées, y compris en ce qui concerne les zones à accès partiel, notamment les secteurs où la chasse sous-marine est prohibée.

L'influence sur les zones de pêche alentour n'a pas pu être quantifiée mais les rendements sont beaucoup plus forts dans la réserve quand la pêche de loisir est très régulée.

La mise en place de réserves est un outil bien perçu pour la régulation des conflits d'usage.

6.1.8. Les Channel Islands – Californie (Etats-Unis)

Le réseau de réserves de pêche des Channel Islands (Etats-Unis) est composé de réserves intégrales et permanentes dont l'objectif est la protection des écosystèmes et la gestion durable des pêches.

Description

Les Channel Islands sont un archipel d'îles situées au large de Los Angeles (Californie, Etats-Unis). En 1980, le Congrès américain a établi un parc national englobant les cinq îles des Channel Islands jusqu'à un mille des côtes puis jusqu'à six milles nautiques (4 294 km²). Ces dernières décennies, les avancées technologiques des pêcheries, l'augmentation du nombre de pêcheurs, en conjonction avec un changement des conditions environnementales et des maladies, ont contribué au déclin de certains stocks de poissons et d'invertébrés dans les Channel Islands. En 1998, les habitants des îles ont donc proposé de créer des réserves intégrales dans la zone. S'en sont suivies quatre années de discussions, de réunions publiques et d'analyses scientifiques. En 2003, le « California Fish and Game Commission » a finalement désigné un réseau de réserves de pêche dans les eaux de l'état californien. En 2006, ce réseau a été étendu aux eaux sous juridiction fédérale par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (California Dep. of Fish and Game, 2008).

Ce réseau regroupe 11 réserves intégrales où toutes les activités d'extraction de ressources vivantes marines sont prohibées et 2 zones de protection renforcée où la pêche au homard et aux poissons pélagiques est limitée (Figure 19). Ces réserves couvrent environ 490 km² soit environ 12 % du sanctuaire marin national des Channel Islands, laissant ainsi 78 % de la zone ouverte aux activités récréatives et commerciales régulées par les autorités fédérales de Californie (California Dep. of Fish and Game, 2008).

Le réseau de réserves de pêche des Channel Islands a été instauré pour : (1) conserver la biodiversité des écosystèmes marins, (2) gérer de manière durable les pêcheries, (3) assurer une viabilité socio-économique sur le long terme (4) fournir des zones de référence pour la recherche et l'éducation et (5) protéger le patrimoine naturel marin pour les générations futures (Airamé *et al*, 2003).

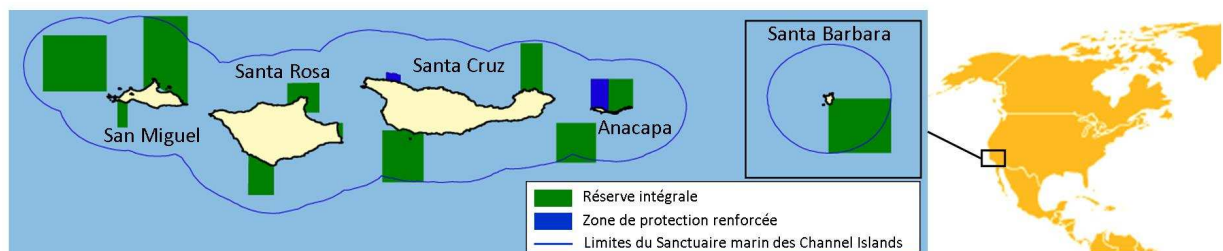


Figure 19 : Réseau de réserves de pêche des Channel Islands constitué de 11 réserves intégrales et de 2 zones de protection renforcée. (D'après : www.piscoweb.org)

La gestion du réseau de réserves est assurée par trois groupes : (1) le *Blue Ribbon Task Force* (BRTF) composé de différentes personnes guidant le processus et la formulation du plan de gestion ; (2) un groupe d'utilisateurs régionaux qui identifient les objectifs et proposent différents designs possibles pour le réseau de réserves ; (3) une équipe scientifique qui fournit les informations disponibles pour les prises de décisions. La prise de décisions est basée sur un processus itératif : le groupe régional propose différents designs qui seront revus par l'équipe scientifique, les membres du partenariat et le BRTF. Suites aux recommandations de l'ensemble des acteurs, le groupe régional redéfinira le design des réserves de pêche et ainsi de suite jusqu'à accord final.

Un plan de surveillance des effets des réserves a été mis en place lors de l'établissement du réseau. Ce plan tient compte des recommandations des scientifiques, des pêcheurs professionnels et récréatifs, des organisations environnementales, des autorités et du public. Il a pour objectif de détecter les changements biologiques, économiques et l'évolution des activités à l'intérieur et en dehors des réserves.

Effets sur les ressources halieutiques

Globalement, les réserves de pêche intégrales des Channel Islands ont une plus grande biodiversité et des biomasses plus importantes par rapport aux zones restées ouvertes à la pêche. Les espèces de poissons et d'invertébrés ciblées par les pêcheurs (plaisanciers et professionnels) sont, en grande majorité, plus abondantes dans les réserves intégrales que dans les zones exploitées. A l'inverse, l'abondance des espèces non ciblées par les pêcheries est la même à l'extérieur et à l'intérieur des réserves. De même, la biomasse (produit de la taille et de l'abondance) des espèces exploitées est deux fois plus importante à l'intérieur des réserves alors qu'elle est la même pour les espèces non exploitées à l'intérieur ou à l'extérieur des réserves. Toutes les réserves intégrales n'ont cependant pas les mêmes effets ; il existe une variabilité selon les îles (Hamilton *et al*, 2009).

Des différences ont également été observées entre les groupes trophiques. Ainsi, en moyenne, les poissons piscivores montrent la plus grande augmentation avec une biomasse 1,8 fois plus importante dans les réserves intégrales ; la biomasse des carnivores est 1,3 fois plus élevée. La biomasse des groupes trophiques inférieurs tels que les planctivores et les herbivores est la même entre les deux zones (Hamilton *et al*, 2009).

Les piscivores et les carnivores, poissons qui bénéficient particulièrement de la protection, peuvent jouer un rôle crucial dans la structuration des écosystèmes tempérés constitués de forêts à laminaires. Par exemple, le labre californien (*Semicossyphus pulcher*) et le homard sont d'importants consommateurs d'oursins et contribuent à éviter la transformation de fonds à laminaires très productifs en des fonds pauvres recouverts d'oursins. L'accroissement de l'abondance de prédateurs d'oursins dans la réserve d'Anacapa (établie en 1978) a ainsi permis de maintenir les fonds à laminaires par rapport aux sites non protégés (Behrens & Lafferty, 2004). Ces changements, dus à un contrôle *top-down* et des cascades trophiques dans ces écosystèmes tempérés, peuvent prendre plusieurs décennies en réponse à la protection et le système ne peut pas être considéré comme stabilisé. Globalement, cinq ans après l'établissement des réserves intégrales, l'abondance des forêts de laminaires géantes a augmenté sur l'ensemble de la zone (x3-4) mais de manière plus conséquente à l'intérieur des réserves intégrales (x13). Ces forêts de laminaires fournissent de la nourriture et un habitat à un grand nombre de poissons et invertébrés et sont donc d'un intérêt écologique et économique primordial (California Dep. of Fish and Game, 2008).

Une étude par marquage acoustique portant sur les mouvements d'espèces d'intérêt commercial a mis en évidence que les mouvements des réserves vers les zones de pêche dépendaient de la biologie de l'espèce. Ainsi, le labre californien qui est une espèce sédentaire passe 93 % de son temps dans la réserve où il a été relâché. A l'inverse, le *Stereolepsis gigas*, connu pour ses longs déplacements, a été observé très loin de la réserve. Néanmoins, 25 % des individus suivis ont été repérés dans des réserves du Nord des Channel Islands ce qui montre qu'un réseau de réserves peut être efficace pour protéger des espèces particulièrement mobiles (Lindholm *et al*, 2008).

Effets sur les pêcheries

Entre 2003, année de l'établissement des réserves intégrales, et 2008, le nombre de pêcheurs professionnels de homards a diminué continuellement (- 25 %) alors que le nombre de pêcheurs sur la côte californienne est resté stable. Les CPUE ont également varié avec une forte baisse sur l'île de Santa Cruz (- 7 à 30 %). Sur les îles de Santa Rosa et d'Anacapa l'augmentation des CPUE est sans doute liée aux variations naturelles d'abondances des homards (Guenther, 2008). A court terme, aucune influence positive des réserves de pêche des Channel Islands n'a donc pu être observée sur les revenus des pêcheurs et l'activité a diminué.

Ce qu'il faut retenir :

Le réseau des Channel Islands a été établi en 2003. Il est composé de réserves intégrales de taille moyenne (490 km² au total).

L'objectif du réseau de réserves intégrales est la protection des écosystèmes et la gestion durable des pêches.

Les espèces exploitées par la pêche bénéficient principalement de la protection à l'intérieur des réserves. Des conséquences sur l'ensemble des écosystèmes protégés (effets de cascade trophique et de développement des champs d'algues) ont été observées.

A court terme (7 ans après sa mise en place), ce réseau a eu un effet négatif sur les pêcheries. Il a pénalisé les pêcheries locales d'espèces sédentaires.

Il s'agit d'un exemple de mise en place d'un réseau de réserves en concertation entre l'ensemble des acteurs.

6.1.9. Le réseau de réserves de Tasmanie – Australie

Les réserves de pêche de Tasmanie sont des réserves intégrales. Elles ont été mises en place dans le but de restaurer l'état écologique des écosystèmes marins.

Description

Les autorités de Tasmanie, île située au Sud-Est de l'Australie, ont reconnu la nécessité de conserver et de protéger la diversité des écosystèmes marins, des habitats et des espèces le long de leurs côtes. Les premières réserves marines ont été mises en place en 1991 : *Governor Island* (0,5 km²), *Maria Island* (15 km²), *Ninepin Point* (0,6 km²) et *Tinderbox* (0,45 km²) (Figure 20).

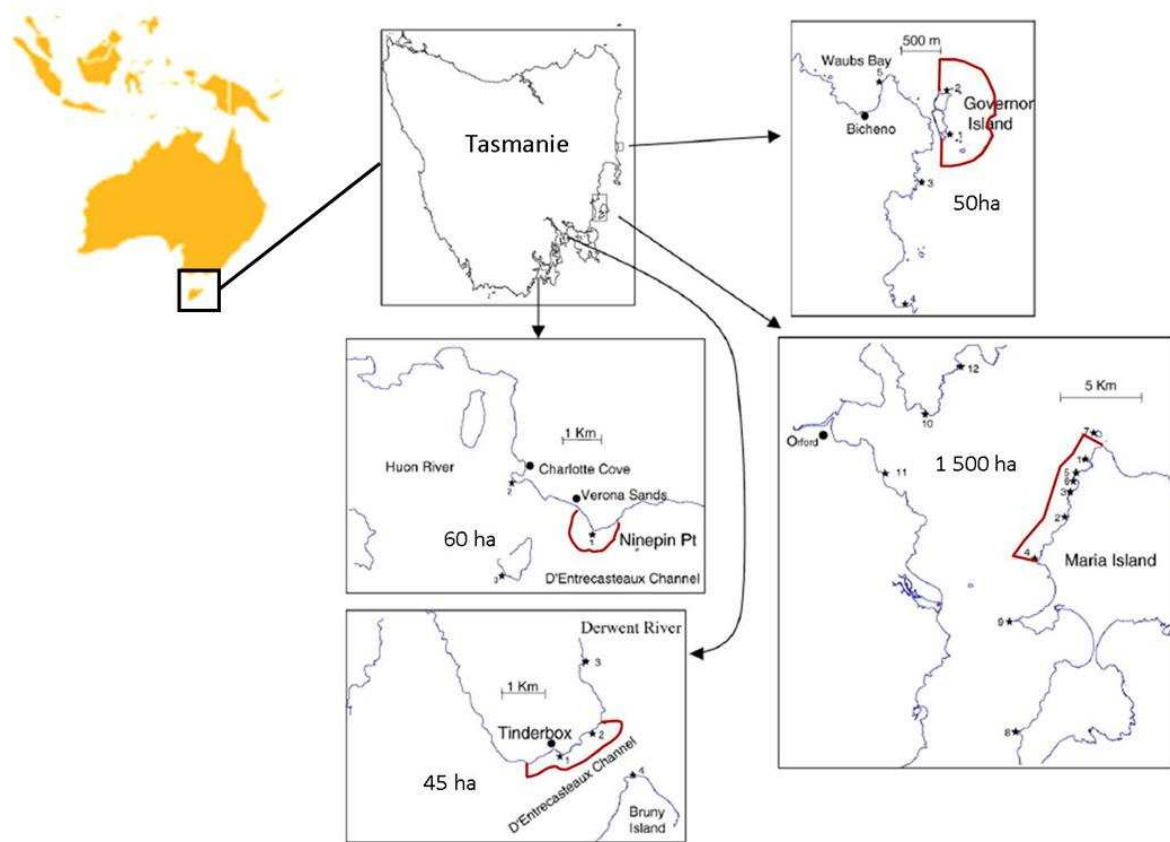


Figure 20 : Réserves marine de Tasmanie. D'après (Barrett et al, 2007)

Ces réserves diffèrent par leur taille, leur forme et les écosystèmes qu'elles protègent (Barrett *et al*, 2007). Il s'agit dans tous les cas de réserves de pêche intégrales. Toutefois, les motivations et les objectifs pour leur mise en place étaient différents. La plus grande réserve, *Maria Island*, a été créée pour conserver des habitats représentatifs de la côte Est de Tasmanie. La réserve de *Ninepin Point* protège des habitats peu communs alors que les réserves de *Tinderbox* et *Governor Island* 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 (Edgar & Barrett, 1999).

Les réserves de pêche intégrales de Tasmanie ont fait l'objet d'un suivi scientifique systématique pour évaluer les effets de la protection sur les écosystèmes et ressources marines. A l'inverse, peu d'études se sont portées sur les effets socio-économiques.

Effets sur les ressources halieutiques

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 évidents. 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 évidents, 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. Il s'agit d'une augmentation très importante du nombre d'individus de taille légale. 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* avec une abondance multipliée par deux en dix ans et une biomasse multipliée par neuf alors qu'aucune tendance n'a été observée dans les zones restées ouvertes à la pêche. 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 ou la survie des juvéniles. Il est donc possible que les processus densité-dépendants aient eu peu, voire pas d'effet au cours des 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. En effet, dans les réserves plus larges, moins fréquentées, les homards se concentrent au centre (Barrett *et al*, 2009).

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 retiennent 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 mesures les plus efficaces peuvent dans ce cas ne pas prendre la forme de réserves intégrales (Barrett *et al*, 2009).

Effets sur les pêcheries

Peu d'études se sont penchées sur la contribution des réserves à l'amélioration des pêcheries. La nature sédentaire de la plupart des poissons de récifs de Tasmanie, particulièrement les labres, laisse penser que les effets *spillover* d'adultes seront limités dans les zones avoisinant les réserves (Edgar *et al*, 2004). Toutefois, des informations anecdotiques et la tendance des pêcheurs à déposer leurs filets et casiers aux frontières des réserves suggèrent qu'un export de poissons adultes et de homards se produit localement (Edgar & Barrett, 1999).

Ce qu'il faut retenir :

Les réserves intégrales permanentes de Tasmanie s'étendent sur de petites (45 ha) voire moyennes surfaces (1 500 ha).

Elles ont été mises en place en 1991 pour conserver les écosystèmes marins (habitats, espèces).

Après environ vingt ans de protection, l'effet écologique est globalement positif à l'intérieur des réserves mais inexistant dans les zones restées ouvertes à la pêche. Les effets écologiques des réserves peuvent être longs à se mettre en place puis diminuer. Des interactions trophiques peuvent diminuer les effets de la protection sur certaines populations.

L'effet des réserves sur les pêcheries locales n'a pas fait l'objet d'un suivi et n'est pas évident.

L'efficacité des restrictions d'accès peut être annihilée par l'absence de contrôle et le braconnage.

6.1.10. La mer des Wadden

La zone de conservation de la mer des Wadden est composée de plusieurs zones avec des restrictions d'accès variables. L'objectif de ces mesures de protection est la conservation de la diversité des habitats et des populations animales qui en dépendent. La région des Wadden fait partie du réseau Natura 2000 et est inscrite au patrimoine mondial de l'UNESCO.

Description

La mer des Wadden (14 700 km²), peu profonde, est située entre la mer du Nord et les côtes hollandaises, allemandes et danoises (Figure 21). Cette zone dispose d'une grande variété d'habitats : marais salants, vasières, plages, dunes, embouchures de rivières, c'est une zone de transition de la zone côtière et estuarienne vers la mer du Nord. La mer des Wadden abrite d'importants stocks de coquillages et les crevettes commercialisables sont abondantes dans les zones subtidales. Les principales pêcheries y ciblent la crevette (*Crangon crangon*, chalut) et les moules (*Mytilus edulis*, drague). D'autres ressources sont également exploitées mais de manière plus locale (e.g. coques, *Cerastoderma edule*) (Nehls *et al*, 2009a).

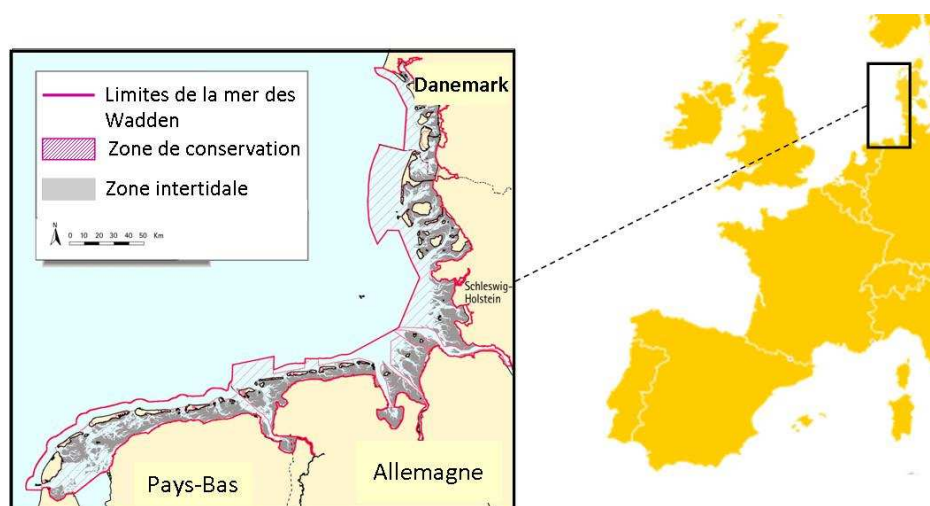


Figure 21 : Zone de conservation de la mer des Wadden.

Etant située dans une des régions les plus densément peuplées et les plus exploitées d'Europe, elle subit de fortes pressions dues à toutes sortes d'usages allant de l'exploitation du gaz à la pêche, en passant par les sports aquatiques, le tourisme et les activités militaires, entre autres. Depuis 1978, les ministres des Pays-Bas, du Danemark et de l'Allemagne travaillent de concert pour la protection et la conservation de la mer des Wadden. Des conférences réunissant ces trois gouvernements sont organisées tous les 3-4 ans ; il s'agit du plus important corps de décision concernant ce secteur. Pendant les périodes entre ces conférences, un groupe de travail trilatéral permanent se réunit 2 à 3 fois par an. Ce groupe de travail est constitué de représentants des trois pays ainsi que des autorités régionales. En 1987, le Secrétariat Général de la mer des Wadden (Common Wadden Sea Secretariat, 2010) a été mis en place pour assurer la coopération trilatérale. Son principal but est de soutenir et coordonner cette collaboration (Marencic, 2009). La zone de conservation couvre 76 % de la mer des Wadden.

En vue de garantir la gestion durable de cette vaste zone, les trois pays ont signé un accord trilatéral visant à coordonner leurs actions de conservation et ont inscrit une part substantielle de la région des Wadden au réseau Natura 2000.

A la suite de diminutions importantes de bancs de moules sur la zone intertidale de la mer des Wadden, une évaluation a été menée pour analyser l'impact de la pêche sur ces bancs sauvages.

Cette étude a abouti à la conclusion que la pêche était le principal agent entraînant le déclin des moules et que son interdiction permettrait aux habitats de se reconstituer. A la suite de ces discussions, une large partie des zones intertidales a été fermée à la pêche (Nehls *et al*, 2009b). Une multitude de réserves sont interdites à la pêche aux moules, ces zones recouvrent environ 40 % de la mer des Wadden et sont accompagnées de mesures complémentaires telles que des quotas, licences, augmentation de la taille de capture... De même, plus de 70 % de la mer des Wadden est constituée de réserves où la pêcherie mécanique de coque est prohibée. La pêcherie manuelle de coque est quasi exclusivement hollandaise, elle est soumise à un nombre limité de licences, à un total de capture inférieur à 5 % du stock, à des tailles limites de captures et à la fermeture de zones de pêche (Nehls *et al*, 2009a).

Le principal objectif de l'ensemble ces réserves de pêche est d'assurer la conservation des oiseaux (pour qui les coquillages, dont les moules, représentent la principale source d'alimentation), ainsi que la restauration d'habitats (zostères) et des moulières.

Effets des réserves de pêche de la mer des Wadden

Les effets de la mise en place des réserves de pêche dans la mer des Wadden ont été étudiés, principalement d'un point de vue écologique

Effets sur les ressources halieutiques

Rappelons que ces fermetures avaient pour objectif une augmentation des oiseaux sur la zone ainsi que la protection des habitats. Une étude, conduite dans la partie hollandaise de la mer des Wadden, a mis en évidence une augmentation de la densité de coques à l'intérieur des zones protégées mais contrairement aux espérances, les oiseaux s'alimentant de coquillages, notamment les huîtres, ne se sont pas redistribués sur ces zones. Leur déclin s'est poursuivi et aucune différence d'abondance ou de taille n'a été observée entre les réserves de pêche aux coques et les zones non protégées (Verhulst *et al*, 2004).

Malgré les efforts considérables réalisés pour la gestion des bancs de moules (fermeture, licences, quotas, taille limite), des observations sur le long terme ont mis en évidence le déclin continu de la densité et de la taille à maturité des moules. Au début, la pêche était considérée comme la principale cause de ce déclin ; néanmoins, il semble que le changement de nombreuses variables environnementales et la mortalité naturelle aient contribué à ce déclin (Nehls *et al*, 2009b). Toutefois, en 1991, il n'y avait plus que 0,10 km² de bancs de moules dans la partie hollandaise de la mer des Wadden. En 2006, à la suite de bons recrutements, les bancs de moules recouvraient 30 km² de cette zone ce qui entre dans les objectifs préconisés de 20 à 40 km² (Imeson & Van Den Bergh, 2006).

L'objectif de restauration des champs de zostères dans la partie hollandaise de la mer des Wadden n'a pas été atteint. Depuis la fin des années 80, l'ensemble des champs de zostères a été interdit à la pêche. La reconstitution de ces herbiers est très lente, sans doute à cause du manque d'herbiers pouvant contribuer à l'ensemencement de nouvelles zones. Dans tous les cas, il n'existe pas de preuves que les pêcheries de coquillages sont responsables de cet échec. Le changement des conditions environnementales pourrait avoir contribué à ce manque d'efficacité (Imeson & Van Den Bergh, 2006).

Effets sur les pêcheries

La diminution des captures de moules par les flottilles hollandaises a conduit à une hausse des prix ce qui a limité l'impact négatif des baisses des débarquements. Au contraire, la pêcherie mécanique de coques a vu ses captures diminuer mais les prix n'ont pas augmenté (Imeson & Van Den Bergh, 2006).

Ce qu'il faut retenir :

La zone de conservation de la mer des Wadden (plus de 11 000 km²) est une aire marine protégée de grande emprise au sein de laquelle l'accès à la pêche est prohibé sur des secteurs importants.

Mise en place dès 1978, cette zone a pour objectif la conservation d'oiseaux dépendant des bancs de moules pour leur alimentation.

Les mesures de conservation n'ont pas eu l'effet attendu sur la faune peuplant la mer des Wadden. Il est possible que l'absence d'effets soit due à des facteurs autres que la pêche.

Les pêcheries de coquillages ont diminué leur activité localement du fait de la fermeture de zones de pêche dans la zone de conservation.

Il est possible de mettre en œuvre des réserves de pêche dans la cadre de collaborations internationales.

6.2. Les réserves de pêche en zone tropicale

Objectif : Gestion des pêches

6.2.1. Les cantonnements de pêche - Martinique

Les cantonnements de pêche mis en place en Martinique sont des outils de gestion destinés à reconstituer les stocks pour la pêche professionnelle.

Description

La surface maritime de la Martinique s'étend sur environ 55 000 km². 1 300 pêcheurs y exercent des activités très diversifiées (casiers, ligne de traîne, activités sur Dispositifs Concentrateurs de Poissons (DCP), filet maillant fixe, senne de plage, etc.). Dès les années 90, face à la diminution des prises, à l'augmentation de l'effort de pêche sur le plateau insulaire très étroit et à un niveau d'exploitation élevé, les pêcheurs de l'île ont décidé de mettre en place des mesures de gestion des ressources ainsi qu'un redéploiement de leur activité vers le large, notamment vers la pêche de poissons pélagiques. L'objectif de ces mesures était d'atteindre une meilleure organisation de la pêche par une limitation de l'effort de pêche sur la bande côtière et d'orienter les modes de pêche vers le large pour améliorer la productivité des entreprises de pêche.

La protection du plateau et de ses ressources est assurée par tout un ensemble de mesures dont l'interdiction de la pêche de tortues marines, la réglementation de la pêche au lambi (*Strombus gigas*), la régulation annuelle de la pêche de l'oursin blanc (*Trypneustes ventricosus*) et enfin par la mise en place de huit cantonnements de pêche disposant de récifs artificiels (Figure 22). Ces mesures sont accompagnées par la mise en place d'un projet de suivi de la diversité spécifique des débarquements par photo.

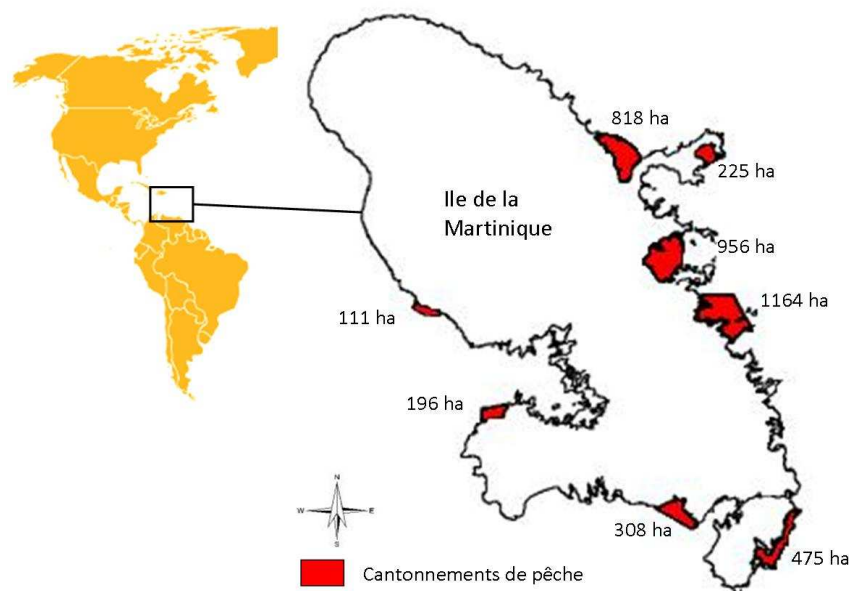


Figure 22 : Cantonnements de pêche de la Martinique.

A partir de 1999, les pêcheurs sont entrés dans une démarche volontaire pour mettre en place les cantonnements comme des outils de gestion de la ressource halieutique. Les pêcheurs se sont impliqués tout au long de la procédure d'établissement des cantonnements, notamment lors du choix des zones à protéger et de leurs dimensions. La décision de mise en place du cantonnement doit être acceptée à la majorité absolue. Les délibérations du CRPMEM sont approuvées par arrêté préfectoral et s'appliquent aux pêcheurs professionnels.

Les cantonnements de pêche sont considérés comme des outils de gestion pérenne de la ressource, tous les types de pêche non sélectifs y ont été exclus. Seule la pêche à la ligne à main et la pêche aux casiers y sont autorisées. Seuls les marins pêcheurs ayant fait la demande et obtenu l'autorisation peuvent y pêcher (autorisations délivrées par les services des Affaires maritimes). Le nombre maximum de nasses autorisées est de huit et le maillage ne doit être inférieur à 38 mm. Les nasses doivent obligatoirement être balisées et comporter les coordonnées du pêcheur. Le rendu statistique des prises effectuées à l'intérieur des cantonnements est obligatoire. Un des atouts des cantonnements de pêche de Martinique est la forte implication des marins-pêcheurs. Plusieurs associations se sont également investies dans le projet (opérations de nettoyage conjointes entre club de plongées et pêcheurs). A ce stade toutefois, les mesures de balisage en mer sont jugées insuffisantes et la signalisation à terre défailante. Les pêcheurs souhaitent bénéficier d'un accompagnement plus important des services de l'état pour assurer le contrôle du respect des cantonnements (mouillage sauvage, braconnage).

Effets des cantonnements de Martinique

Sans connaissances préalables ni études spécifiques sur site avant ni depuis leur mise en place, les conséquences des cantonnements sur les ressources et l'exploitation restent floues.

Effets sur les ressources halieutiques

Des pêches expérimentales aux nasses ont été effectuées pendant deux ans à l'intérieur et à l'extérieur de deux cantonnements de pêche (baie du Robert, 938 ha et l'îlet à Ramiers, 183 ha). Les captures totales, les captures spécifiques et les tailles moyennes sont supérieures dans les zones protégées. Toutes les espèces ne réagiraient cependant pas de la même façon à la protection, certaines espèces comme les herbivores, les espèces de grande taille et les espèces sédentaires, répondent plus fortement à la protection (Criquet *et al*, 2008). Les résultats de cette étude suggèrent également que les communautés de poissons sont plus stables au cours du temps au sein des zones protégées, elles résisteraient mieux aux perturbations cycloniques

Effets sur les pêcheries

Aucune étude ne s'est attachée à étudier l'influence des cantonnements sur les captures des pêcheurs.

De l'avis des marins pêcheurs et de leurs représentants, les contrôles seraient insuffisants. Des braconniers sévissent, certains auraient été aperçus en pleine activité au niveau de l'îlet à Ramiers, par exemple, et, parmi eux, des professionnels. Idem pour le suivi, inexistant ou presque.

Ce qu'il faut retenir :

Les cantonnements de pêche de la Martinique sont de petites réserves intégrales.

Ils ont été créés en 1999 à l'initiative de pêcheurs pour gérer les ressources halieutiques.

Les cantonnements permettraient d'améliorer l'état de certaines populations marines. Une variabilité a cependant été observée en fonction des cantonnements et des espèces.

Sans suivi scientifique, il est impossible d'évaluer les effets des cantonnements sur les pêcheries.

Le suivi systématique des effets des cantonnements ainsi que le contrôle des restrictions d'accès sont primordiaux pour que les cantonnements atteignent leurs objectifs.

6.2.2. Le Parc du Grand Nouméa – Nouvelle-Calédonie

Le Parc du Grand Nouméa est une zone lagunaire composée de plusieurs réserves intégrales. L'objectif du parc est de gérer durablement le lagon, soumis à une pression anthropique forte.

Description

La Nouvelle Calédonie dispose de 8 000 km² de formation récifale ce qui fait de cette barrière de corail la deuxième plus importante au monde après la grande barrière australienne. En 2008, le lagon de Nouvelle Calédonie, le plus grand au monde, a été classé au patrimoine mondial de l'humanité. On estime aujourd'hui que les activités humaines y ont déjà endommagées 10 % des récifs coralliens.

Bien que la pêche ait globalement relativement peu d'impact sur les ressources marines en Nouvelle-Calédonie, certaines zones sont soumises à une pression de pêche particulièrement importante, ce qui peut provoquer des risques locaux de surexploitation aux alentours des zones urbaines (Guillemot *et al*, 2009 ; Jollit *et al*, 2010). L'impact de la pêche dans ces zones a été perçu dès les années 60 et des mesures de régulation ont été établies dans la région de Nouméa *via* la mise en place de réserves et de réglementations pour la pêche professionnelle et de loisir (David *et al*, 2010).

Le Parc du Grand Nouméa (1 500 km², province Sud) est l'espace lagunaire soumis aux plus fortes pressions anthropiques urbaines en Nouvelle-Calédonie. Il concentre ainsi une part majeure de l'activité plaisancière et touristique (Rolland, 2010). Pour assurer une gestion pérenne du lagon du Grand Nouméa, plusieurs réserves y ont été créées à partir de 1981 et ont évolué jusqu'à former aujourd'hui un ensemble de 10 réserves totalisant près de 170 km² (Figure 23). Les catégories de zones protégées présentes dans le Parc du Grand Nouméa sont :

1°) La réserve naturelle intégrale : instituée en vue d'empêcher tout impact lié aux activités humaines (article 211-8 du Code de l'environnement, 2009) ;

2°) La réserve naturelle : instituée en vue de permettre le maintien, la conservation, la réhabilitation des espèces menacées, endémiques ou emblématiques et la restauration, voire la reconstitution d'habitats. Certaines activités humaines compatibles avec ces objectifs de gestion peuvent y être menées (article 211-10 du Code de l'environnement, 2009) ;

3°) L'aire de gestion durable des ressources : instituée en vue de permettre, dans le cadre d'une gestion active, de concilier la protection durable de certains caractères écologiques et de la diversité biologique et le développement d'activités compatibles avec cet objectif de protection durable (article 211-12 du Code de l'environnement, 2009).

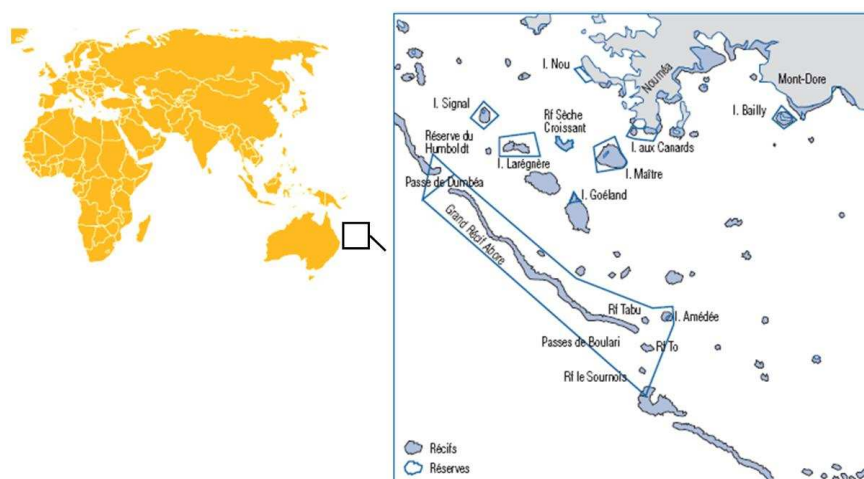


Figure 23 : Réserves du Parc du Grand Nouméa - Nouvelle-Calédonie.

Les différentes réserves du Parc du Grand Nouméa ont été étudiées depuis leur création. Les effets de ces réserves ont été évalués par comparaison des données avant-après mise en réserve et entre les zones non protégées et les réserves.

Effets sur les ressources halieutiques

Après cinq ans de protection, la richesse spécifique, la densité ainsi que la biomasse des poissons ont augmenté, respectivement, de 67 %, 160 % et 246 % dans cinq sites protégés (réserves d'Amédée, Signal, Larégnère, Maître et Bailly). Les accroissements les plus importants ont été observés chez les populations particulièrement exploitées (Wantiez *et al*, 1997). La même tendance a été observée au bout de quinze années de protection. De plus, les zones non protégées sont caractérisées par une plus forte proportion d'espèces non commercialisées alors que la proportion d'espèces commerciales est plus forte dans la réserve (Château & Wantiez, 2005). Aucune augmentation significative de la taille des poissons n'a été notée à l'exception d'une espèce. La structure en taille a changé pour la plupart des populations puisque la proportion de petits individus a augmenté après cinq années de protection. Il est probable que les fortes densités à l'intérieur de la réserve entraînent des migrations d'individus vers d'autres récifs non protégés, ce qui bénéficieraient aux pêcheries voisines (Chateau & Wantiez, 2009).

Effets sur les pêcheries

Dans la zone du Grand Nouméa, la pêche de subsistance et la pêche plaisancière exercent une pression plus importante que les pêcheurs professionnels sur les ressources marines récifales. Bien que les pêcheries soient majoritairement informelles et mal connues, il est possible de distinguer plusieurs groupes : les ruraux (6 % des captures de la zone du grand Nouméa), les périurbains (41 %) et les urbains (53 %), chacun ayant des pratiques et des zones de pêche différentes. A l'inverse du groupe des ruraux qui restent à moins de 15 km de leur lieu de débarquement, les groupes de pêcheurs périurbains et urbains sont présents sur l'ensemble du parc du grand Nouméa et notamment sur les récifs entourant la réserve du récif Aboré (Jollit *et al*, 2010).

La fermeture définitive de la pêche dans la grande réserve du récif Aboré (150 km²) sur la barrière de corail de Nouméa en 1995 a repoussé les pêcheurs plus au Nord et au Sud de la réserve. Cette zone avait été ouverte à la pêche en 1993 dans le cadre d'un programme de réserves tournantes, occasionnant une intensité de pêche considérable et une forte diminution des espèces-cibles (Ferraris *et al*, 2005). Les données collectées suite à la fermeture indiquent que la restauration de l'ichtyofaune dans la réserve varie selon les groupes d'espèces (Preuss *et al*, 2009).

Dans les zones ouvertes à la pêche, les rendements des pêcheurs (professionnels et plaisanciers) sont faibles ce qui laisse penser que les bateaux ne sont pas exclusivement destinés à la pêche (visites sur les îlots, plongée, promenade...) et/ou que les quantités de poissons pêchés sont relativement faibles (Jollit *et al*, 2010). Dans une étude menée en 2008 et 2009, Gamp *et al*. (2009) évaluent la fréquentation du lagon par les différentes activités de plaisance et de pêche. Les plaisanciers constituent près de 80 % de la fréquentation des réserves contre environ 60 % dans les autres zones. 70 % des pêcheurs enquêtés disent pêcher pour le loisir. Les pêcheurs non professionnels ne sont pas plus nombreux dans le parc qu'à l'extérieur (25 % de la fréquentation). Les activités de vitesse et la plongée fréquentent les réserves de manière significative (près de 20 % et 6 % de la fréquentation).

Ce qu'il faut retenir :

Le Parc du grand Nouméa est composé de dix réserves intégrales de taille variable.

Dès 1981, les réserves ont été mises en place pour assurer une gestion pérenne du lagon

Les effets écologiques à l'intérieur de ces réserves sont nets et positifs.

Les effets des réserves sur les pêcheries et les autres usages de la zone sont relativement peu connus.

6.2.3. La Réserve Naturelle Marine de l'île de La Réunion

La réserve Naturelle Marine de l'île de la Réunion est organisée en plusieurs zones, certaines sont intégrales tandis que d'autres sont réservées à la pêche professionnelle. La réserve a été mise en place pour gérer durablement les écosystèmes et des activités anthropiques.

Description

L'île de la Réunion est bordée sur sa côte Ouest par des récifs coralliens. Siège d'une biodiversité remarquable (plus de 3500 espèces), ces récifs constituent aussi des patrimoines naturels, paysagers et culturels remarquables. Cependant, depuis la fin des années 1970, ces milieux naturels sont dégradés. Cette dégradation est liée à des changements climatiques globaux mais aussi à certaines activités humaines locales qui peuvent avoir un impact non négligeable sur l'équilibre du récif. De nombreuses activités humaines, dont la pêche, à pied et embarquée, s'y sont développées.

La réserve naturelle marine de l'île de la Réunion (Figure 24) a été établie par décret en 2007. Elle 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 %). 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'usagers. Des licences de pêche dans la réserve sont attribuées par le CRPMEM (sans limitation de nombre pour l'instant). Un plan de gestion sur cinq ans est en cours de mise en place. Les pêcheurs professionnels sont associés à la gouvernance au sein du Conseil Consultatif et du Conseil Scientifique.

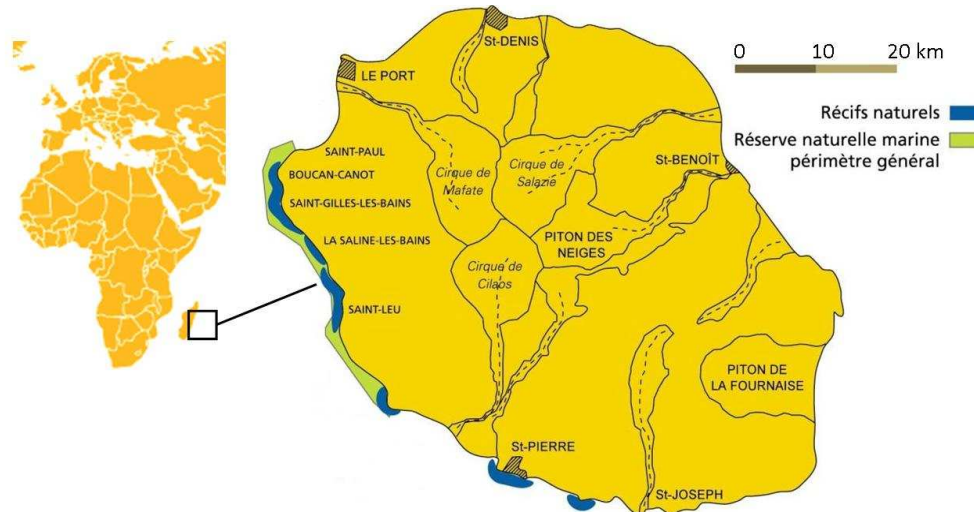


Figure 24 : Réserve Naturelle Marine de l'île de la Réunion.

Effets de la réserve naturelle marine de l'île de la Réunion

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...) leur sont désormais réservées. Ils observent les prémices d'un effet réserve (retour des captures de mérus de plus grandes tailles en bordure de réserve). Toutefois, la complexité du zonage ne facilite pas leur travail.

Les contrôles ne sont pas encore assez appuyés sur les plaisanciers et l'effort de pêche (des plaisanciers notamment) se reporte trop sur le périmètre général.

En 2010, une seconde réserve a été mise en place sur la côte Est de l'île à l'initiative conjointe des pêcheurs professionnels et plaisanciers de Sainte-Rose suite au constat de baisse de la ressource (pression de pêche, notamment chasse sous-marine). Cette réserve s'étend sur 5 km de linéaire côtier. C'est le CRPMEM, et donc les pêcheurs professionnels, qui a en charge le balisage et le suivi scientifique de cette nouvelle réserve, il y a donc une implication directe de la profession dans ce projet.

Ce qu'il faut retenir :

La Réserve Naturelle de l'île de la Réunion est organisée en plusieurs zones.

Elle a été créée en 2007 pour conserver la biodiversité remarquable des récifs coralliens

Sans recul ni étude spécifique disponible, il n'est pas possible d'en dresser le bilan des effets écologiques.

S'il paraît tout aussi difficile d'évaluer l'impact des réserves sur les pêcheries, certaines remarques des pêcheurs semblent montrer un effet positif émergent.

L'organisation de la réserve en de multiples zones ne semble pas satisfaire les pêcheurs qui jugent cette organisation trop compliquée.

6.2.4. La Grande Barrière de Corail - Australie

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

Description

Le Parc Marin de la Grande Barrière de Corail (Figure 25) est un exemple type d'une large réserve organisée en plusieurs zones permettant certaines activités humaines dans la mesure où l'écosystème est en bonne santé sur l'ensemble des zones. Le parc marin inclut donc des zones où les activités de pêche sont autorisées mais limitées ; il inclut également le plus grand réseau existant de réserves intégrales.

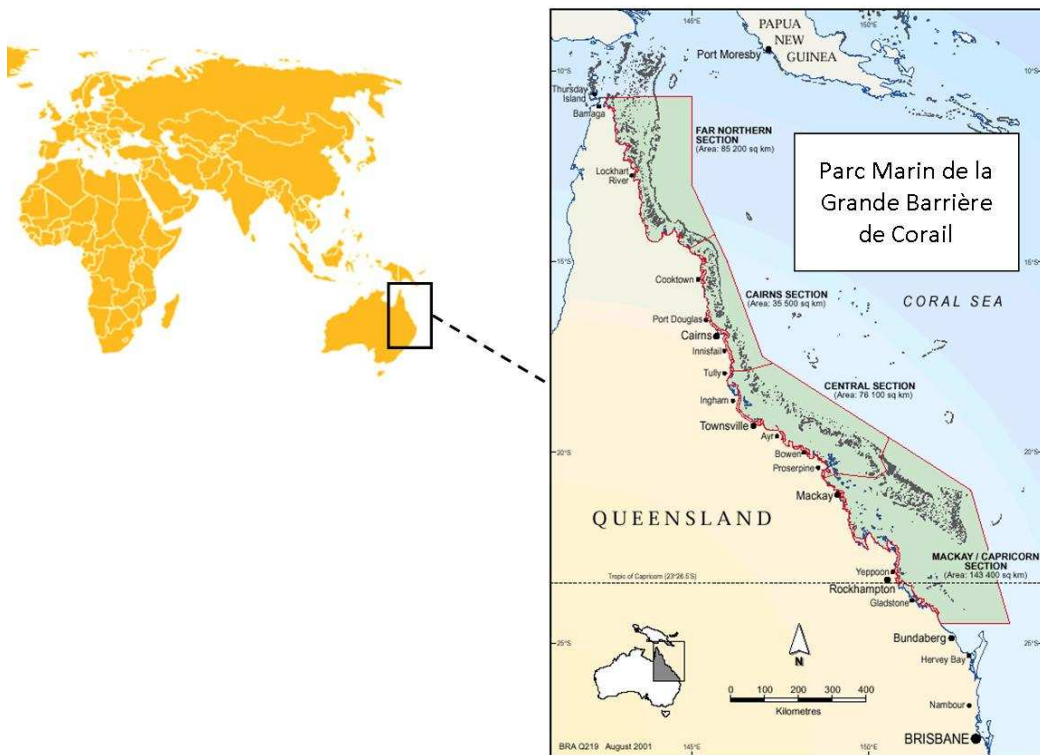


Figure 25 : Parc Marin de la Grande Barrière de Corail, Queensland, Australie.

Créé en 1975, le Parc Marin de la Grande Barrière de Corail couvre 344 400 km² le long des côtes Nord-Est australiennes. Cette barrière est inscrite au patrimoine mondial de l'UNESCO et est la plus grande barrière récifale au monde, s'étendant sur plus de 2 300 km. De fait, il n'y avait que peu de doutes quant à l'intérêt de protéger cet écosystème unique. Au début des années 90, des critiques se sont élevées sur le fait que le zonage existant ne protégeait pas de façon adéquate la biodiversité existante dans le parc marin. De plus, les fermetures étaient basées surtout sur les récifs coralliens sans prendre en compte des autres habitats. Un plan pour une nouvelle répartition des zones a été mis en place à la suite de ces réclamations. Au total, sept zones ont été réparties sur l'ensemble du parc (Tableau 1).

Tableau 1 : Evolution du zonage du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail. D'après (McCook *et al*, 2010)

	< 2004		2004
Zones en accès libre	77.9 %		33.8 %
Zones de protection d'habitats (chalut interdit)	15.2 %		28.2 %
Zones de conservation (chalut et filets interdits, pêche limitée)	0.6 %		1.5 %
Zones tampon (pêche à la traine uniquement)	0.1 %		2.9 %
Zones de recherche scientifique	0.01 %		0.05 %
Réserves intégrales (pêche interdite)	4.6 %		33.3 %
Zones de préservation (accès interdit)	0.1 %		0.2 %

En 2004, le Parlement australien a approuvé le plan final plaçant plus de 33 % du parc sous forme de réserves intégrales dans un objectif de conservation de la biodiversité. Le succès de ce plan de gestion résulte des objectifs clairs et bien définis par les scientifiques mais également de l'extrême attention portée aux intérêts des différents usagers du parc.

Un grand nombre de pêcheries sont en activité sur ce parc marin, allant des chaluts de fond pour les crevettes et les pétoncles à la ligne pour les espèces démersales inféodées aux récifs et pour les espèces pélagiques. La pêche professionnelle est l'activité extractive la plus importante du parc, avec environ 15 000 tonnes de captures chaque année. Elle contribue à l'économie de nombreuses communautés côtières du Queensland. Un certain nombre d'activités sont strictement interdites à l'intérieur du parc (exploitation minière, puits de pétrole) et d'autres sont soumises à des restrictions (pêche, tourisme, navigation). Une large gamme de mesures permet de gérer les différentes utilisations du parc. Par exemple, un plan de zonage définit quelles activités peuvent s'exercer et dans quelles zones, à la fois pour protéger l'environnement mais également pour séparer les activités potentiellement conflictuelles (GBRMPA, 2009).

Il n'est pas écrit que les zones de réserves intégrales ont une fonction de gestion des pêches mais plus un rôle de protection des écosystèmes. Néanmoins, l'Acte fondateur du parc (1975) requiert la durabilité écologique du parc, par conséquent, toutes les activités, dont la pêche, doivent être gérées durablement à l'intérieur du parc. La gestion des pêcheries est assurée conjointement par le gouvernement et l'Autorité du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail. Tout un ensemble de mesures de gestion conventionnelles s'appliquent aux pêcheries exerçant leur activité sur le parc (nombre limité de licences, fermetures saisonnières, restrictions de la taille des bateaux, des engins de pêche, totaux admissibles de captures) (GBRMPA, 2010).

Les effets du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail

La plupart des études scientifiques disponibles se sont attachées à observer les effets des réserves sur les ressources halieutiques mais pas sur les pêcheries.

Effets sur les ressources halieutiques

Une des plus importantes causes de mortalité des coraux de la grande barrière est l'invasion fréquente d'étoiles de mer. Après la mise en place des réserves intégrales, la fréquence de ces invasions 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). L'amélioration des habitats essentiels peut en retour contribuer à la reconstitution des espèces récifales.

Environ 60 espèces de poissons sont ciblées par la pêche professionnelle et récréative dans le parc (GBRMPA, 2009). 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 saumonée-

léopard (*Plectropomus leopardus*), espèce emblématique dont l'intérêt halieutique est important, ont notamment doublé. Ces effets positifs sont les mêmes pour les multiples réserves intégrales du parc et ce malgré une échelle spatiale très importante (> 1 000km) (Russ *et al*, 2008).

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 saumonées-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 par les pêcheurs, les zones d'accès interdits étant plus faciles à surveiller (Ayling & Choat, 2008).

Les effets sur les pêcheries

L'augmentation de la densité d'individus adultes dans les réserves intégrales permettrait d'améliorer le recrutement à l'intérieur et à l'extérieur des réserves. La taille et la position des réserves au sein du réseau ainsi que les prédictions sur le transport des larves de saumonées-léopard des réserves vers les zones de pêche soulignent les bénéfices que peuvent apporter les réseaux de réserves aux pêcheries voisines. Un tel export contribuerait à la durabilité des pêcheries récifales (Russ *et al*, 2008).

Une étude a montré que l'efficacité des mesures de gestion, telles que l'augmentation de la surface couverte par des réserves intégrales ou la diminution de l'effort de pêche, n'était pas la même selon les espèces. En effet, les effets des mesures de gestion dépendent des caractéristiques écologiques des espèces. Par exemple, pour *Lethrinus miniatus*, espèce très mobile, la diminution de l'effort de pêche a un impact plus élevé sur la biomasse à l'intérieur de la réserve qu'une augmentation de la surface des réserves intégrales. A l'inverse, la saumonée-léopard, qui est une espèce sédentaire, bénéficie plus de la protection assurée par les réserves que d'une diminution de l'effort de pêche puisqu'elle ne se déplace quasiment pas vers les zones pêchées (Little *et al*, 2009).

Un des échecs du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail est la faible adhésion de la filière pêche au système interdisant l'accès aux pêcheries à certaines zones. Ceci s'aggrave car les preuves que les biomasses importantes à l'intérieur des réserves intégrales bénéficient aux pêcheurs sont rares. Ceux-ci ne sont donc pas enjoués par une gestion des pêches à travers des fermetures qui sont établies prioritairement pour conserver la biodiversité et non pour leur assurer un revenu. Il serait important d'étudier les bénéfices que peuvent apporter ces réserves aux pêcheurs afin que le plus grand nombre d'utilisateurs adhère au système de gestion.

Ce qu'il faut retenir :

Le Parc Marin de la Grande Barrière de Corail est une très grande réserve constituée de zones à différentes modalités de protection (33 % en réserve intégrale).

L'objectif du Parc Marin est la conservation de la biodiversité associée notamment aux récifs coralliens.

Les effets des zones de protection sont nettement positifs pour la conservation de certaines espèces récifales et notamment des espèces d'intérêt halieutique.

Ces effets apparaissent défavorables pour les pêcheries, exclues de zones importantes sans que l'exploitation aux alentours ne paraisse bénéficier de ces mesures

Le fait que les pêcheurs du Parc n'adhèrent pas aux mesures mises en œuvre engendre leur non respect, et semble-il un braconnage important en dehors des zones d'exclusion totale d'accès, dont le contrôle est plus simple. En revanche, le parc prémunit la zone contre les autres activités extractives (granulats, pétrole).

6.2.5. Les réserves des îles d'Apo et de Sumilon – Philippines

Les réserves de pêche des îles Apo et Sumilon sont de petites réserves intégrales permanentes. Elles ont été mises en place pour conserver les écosystèmes récifaux des Philippines.

Description

La réserve intégrale de Sumilon (Figure 26) a été établie en 1974. C'est au cours de discussions entre scientifiques et résidents de l'île à propos de concept d'écologie marine que l'idée de créer une réserve de pêche est née et a évolué. Une ordonnance du gouvernement local a entériné la création de la réserve de Sumilon (0,40 km² ; environ 25 % de la zone récifale). Depuis 1974, la protection totale de cette réserve intégrale a été suspendue temporairement deux fois pour des raisons politiques (Alcala & Russ, 2006).

Sur l'île d'Apo, les programmes d'éducation scientifique ont éveillé l'intérêt des populations locales à la protection et à la gestion des ressources marines. Les autorités locales et l'Université de Silliman ont collaboré pour l'établissement de la réserve d'Apo en 1982. Cette réserve intégrale couvre 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 de l'université (Alcala & Russ, 2006).

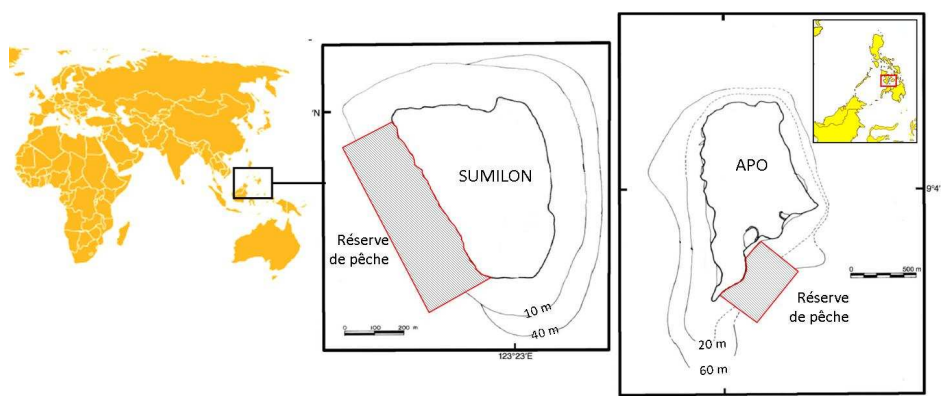


Figure 26 : Réserves intégrales des îles de Sumilon et d'Apo, Philippines. D'après (Alcala *et al*, 2005).

Dans les deux cas, les décisions concernant la gestion des réserves sont prises par les leaders locaux. Au-delà de l'objectif de conservation des écosystèmes récifaux, les motivations pour la création de ces deux réserves intégrales étaient d'une part d'améliorer les revenus des pêcheurs et d'autre part d'attirer des touristes (Alcala *et al*, 2005).

Effets des réserves intégrales de Sumilon et Apo Islands

Dès leur création, les deux réserves intégrales ont fait l'objet d'un suivi scientifique régulier, à la fois sur les ressources halieutiques et les pêcheries.

Effets sur les ressources halieutiques

La biomasse des principales familles de poissons exploitées (Acanthuridae, Carangidae, Lutjanidae, Lethrinidae et Caesionidae) autour des îles d'Apo et de Sumilon était plus importante dans les deux réserves au bout de six ans de protection effective, puis, ces différences se sont accrues au fur et à mesure de la durée de la protection. La réserve de Sumilon est caractérisée par deux arrêts de la protection, en 1983-1985 puis en 1994-1995. La biomasse des poissons a décliné de 43 % entre 1983 et 1985 lors de la réouverture de la réserve. La biomasse a ensuite augmenté de près de 60 % en 1991 soit six ans après la nouvelle fermeture de la zone. En 1994, une réouverture a conduit à un déclin de près de 66 % de la biomasse. Quand toutes les formes de pêche (à l'exception de la ligne de traîne) ont été interdites sur cette réserve en 1995, la biomasse a augmenté de 132 %

(2001). Globalement, pendant la période de protection intermittente de 1985-2001, la biomasse a augmenté de 27 % (Alcala *et al*, 2005). Plus spécifiquement, la biomasse des grands poissons prédateurs (Serranidés, Lutjanidés, Lethrinidés et Carangidés) particulièrement ciblés par la pêche a été multipliée par 12 au bout de 9 ans de protection dans la réserve de Sumilon et par 17 après 18 ans de protection dans la réserve d'Apo (Alcala & Russ, 2006). Un tel résultat était attendu puisque ces groupes de poissons ont une valeur commerciale élevée et sont fortement exploités. L'export de biomasse vers l'extérieur de la réserve est plus long à se mettre en place (> 8 ans) et limité à quelques centaines de mètres (Russ & Alcala, 1996).

La durée de protection requise pour que les populations se rétablissent totalement à l'intérieur des réserves peut être considérable, probablement de l'ordre de plusieurs décennies. Elle dépend notamment des traits d'histoire de vie des espèces. Dans le cas des réserves d'Apo et de Sumilon, les résultats sont en accord avec la biologie des espèces. En effet la plupart d'entre elles sont des prédateurs à longue durée de vie, avec un taux de mortalité naturelle et un recrutement relativement faible. Dès lors il faudra plus de temps à ces espèces pour profiter de la protection assurée par les réserves (Alcala *et al*, 2005 ; Alcala & Russ, 2006).

Effets sur les pêcheries

Sur le long terme, la fermeture de 10 et 25 % des zones de pêche autour des îles d'Apo et de Sumilon n'a pas eu d'impact négatif sur les captures. Au contraire, les informations accumulées pendant plus de vingt ans mettent en évidence la réalité de l'effet *spillover* des adultes et de son influence sur la durabilité des pêcheries.

A Sumilon, l'augmentation de 27 % de la biomasse des poissons exploités à l'intérieur de la réserve entre 1985 et 2001 coïncide avec un accroissement de 27 % des captures à l'extérieur pendant la même période. Sur l'île d'Apo, en 2001, les captures totales étaient significativement plus hautes (+ 53 %) par rapport aux niveaux avant la mise en place de la réserve (Alcala *et al*, 2005). Bien que les captures réalisées à proximité de la réserve d'Apo ne représentent que 10 % des captures totales de l'île (la réserve n'était pas une zone de pêche importante avant son établissement), les pêcheurs observent de réels effets : les rendements par unité d'effort sont nettement plus importants à proximité immédiate de la réserve (Alcala & Russ, 2006). Plus spécifiquement, un effet *spillover* sur une espèce de Carangidae (*Naso vlamingii*) a été observé à proximité immédiate de la réserve d'Apo. En effet, même si 75 % de la pêche se situe au Nord de l'île, 62,5% des records de captures enregistrés en 2000-2001 provenaient de pêche à moins de 200 mètres de la réserve (Russ *et al*, 2003). Ces réserves ont également bénéficié aux communautés locales en accroissant le tourisme et les revenus associés.

Ce qu'il faut retenir :

Les réserves d'Apo et de Sumilon sont petites (< 1km²) et l'accès y est strictement interdit.

Mises en place en 1974 (Sumilon) et 1982 (Apo), l'objectif de ces réserves était de conserver les écosystèmes récifaux.

Les effets écologiques à l'intérieur des frontières sont positifs même si longs à se mettre en place.

Cette petite réserve n'a pas eu d'effets négatifs sur les pêcheries locales, même à court terme. Sur le long terme, les captures des pêcheurs ont augmenté à proximité immédiate de la réserve (effet *spillover*).

Les réouvertures de réserves peuvent en anéantir considérablement les effets si aucune mesure de gestion de l'effort de pêche n'est prise.

6.3. Les réserves de pêche en zone pélagique

Objectif : Gestion des pêches

6.3.1. Le box maquereau

Le Box maquereau est une réserve de pêche 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.

Description

Dans les années 70, le stock de maquereau en Manche et dans le canal de Bristol était sujet à une intense exploitation par la pêcherie hivernale. Les juvéniles, présents en banc avec les adultes, étaient soumis à une forte mortalité due aux prises accidentelles et aux rejets (Uriarte *et al*, 2001). A cette époque, les différentes évaluations de stocks préconisaient une augmentation de l'âge à la première capture pour améliorer la biomasse de reproducteurs. Des réglementations sur la taille limite de capture ainsi que sur la maille des filets ont été mises en place mais n'ont pas permis d'atteindre cet objectif. En interdisant la pêche aux senneurs et chalutiers pélagiques au Sud-Ouest de l'Angleterre, les autorités espéraient que l'effort de pêche se dirigerait vers les pêcheries estivales et automnales à l'Ouest de l'Ecosse et en Irlande. C'est dans ce but que le box a été mis en place par la Commission Européenne au début des années 80, d'abord sur une base saisonnière. Sa réglementation a depuis beaucoup évolué, ce box est devenu permanent depuis 1989.

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. Ce box couvre une surface de 67 000 km² au Sud-Ouest de l'Angleterre (Figure 27). Les métiers ciblant cette espèce (senne, chalut pélagique) sont interdits à l'exception de la petite pêche côtière (Rogers, 1997). Dans cette zone, les captures accessoires de maquereau réalisées par les autres métiers sont limitées (pas plus de 15 % en poids).

Les régulations étaient destinées à limiter fortement la pêche du maquereau avec d'autres engins de pêche que les lignes et les filets maillants, bien que des dérogations autorisaient les pêcheries ne ciblant pas le maquereau à en conserver à bord (jusqu'à 15 % du total de leurs captures). De récentes réglementations autorisent l'utilisation d'autres engins, 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. Depuis 2004, tous les navires européens de plus de 15 mètres (quelle que soit leur zone de pêche) doivent être munis de balises satellites. Ce système, non spécifique au box, permet de contrôler les mouvements des bateaux pélagiques à l'intérieur et autour du box.

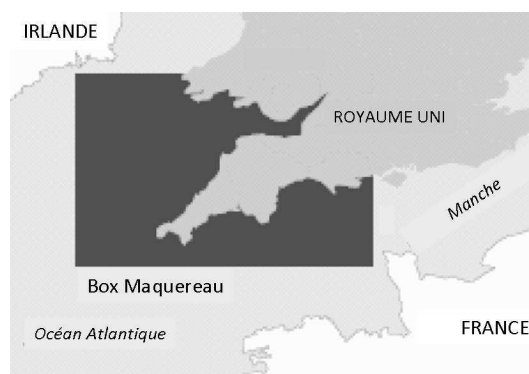


Figure 27 : Box maquereau. D'après (Sweeting & Polunin, 2005)

En 1992, le Comité Scientifique, Technique et Economique de la Pêche (CSTEP), après évaluation du box maquereau, a estimé qu'il fallait maintenir ce box, bien qu'il soit établi que les juvéniles de maquereau étaient maintenant présents sur une large zone des eaux communautaires Ouest.

Les effets du box maquereau

Le box maquereau n'a pas fait l'objet d'un suivi scientifique régulier et peu d'informations sont disponibles à son sujet.

Effets sur les ressources halieutiques

Il est souvent délicat d'attribuer des frontières géographiques à des stocks capables de se déplacer sur de longues distances au gré des conditions environnementales. Malgré les changements observés dans la distribution géographique des juvéniles de maquereau depuis la mise en place de cette réserve de pêche, 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. Cet avis était en accord avec celui du CSTEP.

Effets sur les pêcheries

Très peu d'informations sont disponibles quant aux effets du box sur les pêcheries et notamment sur le report de l'effort de pêche. L'établissement du box maquereau a permis le maintien des pêcheurs à la ligne sur la zone. Par ailleurs, cette pêcherie s'est vu attribué l'écolabel MSC pour la commercialisation du maquereau de ligne (150 bateaux <10m) en 2001 (MSC, 2010).

Ce qu'il faut retenir :

Le box maquereau couvre une grande surface (67 000 km²). L'accès y est strictement régulé.

Mis en place en 1980, il a pour objectif la protection des juvéniles de maquereaux.

L'effet sur les juvéniles de maquereau est positif.

Le box a eu un effet positif pour le maintien de la pêche à la ligne du maquereau.

La mise en place de réserves de pêche pour la gestion durable des ressources marines peut dans certains cas entraîner indirectement une plus-value liée à l'écolabellisation des captures (MSC).

6.3.2. Le cas des réserves de pêche pour les grands pélagiques

Les aires marines protégées 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. A l'inverse, ce moyen de gestion n'est actuellement que peu envisagé par les organismes en charge de la gestion des stocks de thons et plus généralement en ce qui concerne la haute mer. C'est pourquoi, aucun cas particulier de réserves ayant pour objectif la gestion de stocks de grands pélagiques ne peut être proposé dans cette partie. Cependant, leur intérêt commence à être discuté au sein de la communauté scientifique.

Les effets potentiels de réserves de pêche établies en haute mer, ayant pour objectif la conservation d'espèces migratrices et d'écosystèmes pélagiques, seront très différents de ceux d'une réserve de pêche côtière. Le principal objectif d'une réserve de pêche en haute mer serait de permettre un rétablissement de la biomasse de stocks très exploités. Selon plusieurs hypothèses, cet objectif pourrait être atteint du fait de l'impact d'une mise en réserve sur la réduction globale de l'effort de pêche, la réduction de l'effort sur les juvéniles et/ou sur les individus reproducteurs. Cette partie a pour objectif de présenter l'état des connaissances et des points d'achoppement concernant la mise en place de réserves de pêche pour protéger les grandes espèces pélagiques.

Espèces migratrices et gestion spatialisée

La grande mobilité de la plupart des espèces pélagiques 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 réserve de pêche pélagique doit être spécifique à l'espèce à protéger et/ou à la région (Kaplan *et al*, 2010a) et la population cible doit être très fidèle au site. Or, ceci n'est pas le cas pour l'ensemble des espèces pélagiques. En effet, certaines espèces se regroupent toujours aux mêmes endroits lors de la période de reproduction tandis que, pour d'autres, aucune route de migration ou lieu d'agrégation précis n'ont pu être mis en évidence. D'autres scientifiques suggèrent qu'une manière de palier le manque de fidélité aux sites chez les animaux pélagiques consisterait à mettre en place des réserves par rotation, 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 ; Norse, 2005).

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).

Hypothèse n°1 : protéger les juvéniles

Un des effets attendus des réserves pélagiques serait que la baisse des captures de juvéniles de thons entraînerait une augmentation du rendement par recrue. L'intérêt serait donc de protéger les zones de nourriceries. Néanmoins, les avis sur cette hypothèse diffèrent selon les commissions thonnières (IATTC positif ; ICCAT et IOTC négatif). Par exemple, des captures massives de thons albacores (*Thunnus albacares*) hors taille n'ont pas entraîné un déclin du stock adulte. De plus, l'estimation du rendement par recrue est basée sur de nombreuses incertitudes 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).

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 ou fortes 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. 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).

Difficultés de gouvernance et réserves pélagiques

L'efficacité de la gouvernance est un obstacle majeur pour l'établissement de réserves de pêche pélagiques. S'agissant dans la plupart des cas d'eaux sous juridiction internationale, les différentes pêcheries ne sont pas soumises aux mêmes réglementations. Dès lors, le non respect des engagements par certains pavillons peut décourager les autres à engager des mesures de gestion spatialisées (Kaplan *et al*, 2010a ; Sumaila *et al*, 2007). Néanmoins, certaines mesures de restrictions d'accès émergent pour gérer les ressources pélagiques.

Les opérations de surveillance ont toutefois démontré qu'il était possible de contrôler une réserve pélagique grâce à une technologie sophistiquée, si la pêcherie est bien organisée et réglementée (Kaplan *et al*, 2010). Récemment, plusieurs états de l'Ouest du Pacifique ont mis en place toute une série de mesures visant à gérer durablement les stocks de thons de cette zone. Au total 1,2 millions de km² d'eaux internationales intensément pêchées entourées par les ZEE (s'étirant de la Polynésie française à l'île de Palau) ont été instaurées en réserve intégrale (Pala, 2009).

Plusieurs fermetures spatio-temporelles ont été mises en place en Atlantique sous l'égide de l'ICCAT. Ainsi, de 1999 à 2004, un moratoire en Atlantique interdisant la pêche sous DCP dans une zone au large de l'Afrique a été instauré. Ce moratoire a ensuite été modifié et la recommandation [04-01] introduit une interdiction de la pêche de surface (senne et canne) sur une zone plus petite le mois de novembre. Le but de ces fermetures est de diminuer les captures de juvéniles (CNPMM, *comm.pers.*).

Enfin, ces dernières années, les pirates somaliens ont eu un impact significatif sur le comportement des flottilles thonières de l'océan Indien. En 2007, l'Europe a fortement recommandé (ce qui a pris valeur de réglementation) aux senneurs de ne pas s'approcher à moins de 300 miles des côtes somaliennes où les actes de pirateries se sont initialement concentrés (cette zone a ensuite été étendue par les armements français à 400 puis 500 miles en 2008 avant d'opter pour la protection embarquée), créant ainsi une réserve sur une zone qui représentait environ 38 % des captures thonières dans cet océan.

Ce qu'il faut retenir :

Les quelques réserves ciblant les ressources de grands pélagiques sont très récentes.

Leurs effets pour la protection des stocks de grands pélagiques 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.

La gestion spatialisée de stocks effectuant de grandes migrations pose aussi le problème d'une réglementation de l'accès à la pêche dans les eaux internationales.

6.4. Synthèse des études de cas

Tableau 2 : Bilan récapitulatif des études de cas, nature et effets des réserves analysées

Objectif	Ressources	Réserves de pêche	Surface (km ²)	Type de réserve		Effets écologiques A l'intérieur	Effets pour les pêcheries*
Gestion des pêches	Benthodémersales	Banc Georges	17 000	Intégrales	Permanent	+	+ (S - P)
		Ile de Man	2	Intégrale	Permanente	+	+ (S - P)
		Cantonnements à crustacés	De 1,3 à 7,8	Intégrales	Permanent	+	+ (P)
		Plaice Box	38 000	Partielle	Permanente	- non dus à la réserve	- (P)
		Trévoise Box	11 900	Partielle	Saisonnaire	+	- (S)
	Récifales	Cantonnements de Martinique	De 1,11 à 11,64	Intégrales	Permanent	+	Absence de données
	Pélagiques	Box Maquereau	67 000	Partielle	Permanente	+	+/- (S - P)
Gestion des pêches ET conservation	Benthodémersales	Parc Marin de la Côte Bleue	0,85 et 2,10	Intégrales	Permanent	+	+/- (S)
		Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio	800	Zonage	Permanent	+	+ (S)
		Channel Islands	490	Intégrales	Permanent	+	- (S)
	Récifales	Parc du grand Nouméa	100	Intégrales	Permanent	+	Absence de données
		Réserve marine de la Réunion	35	Zonage	Permanent	Absence de données	+ (P)
Conservation	Benthodémersales	Tasmanie	De 0,45 à 15	Intégrales	Permanent	+/-	+ (P)
		Mer des Wadden	11 100	Partielle	Saisonnaire	+/-	- (S)
	Récifales	Parc Marin de la Grande Barrière de Corail	344 400	Zonage	Permanent	+	- (S - P)
		Iles d'Apo et de Sumilon	0,40 et 0,74	Intégrales	Permanent	+	+ (S)

* Les effets sur les pêcheries ne font pas l'objet d'un suivi scientifique (S) systématique, dans certains cas, ces effets sont rapportés par les pêcheurs (P).

SYNTHESE DES ETUDES DE CAS

Ce qu'il faut retenir des études de cas, en se basant sur le bilan réalisé sur chacune des réserves étudiées, sur les encarts de synthèse à la fin de chaque cas d'étude et sur le récapitulatif réalisé dans le tableau 2.

Les effets écologiques des réserves de pêche

A l'intérieur de leurs limites :

Même si ces effets sont variables selon les sites et les espèces, ils sont quasi-systématiquement positifs ; les densités, tailles, biomasses des ressources augmentent, ainsi que la diversité des peuplements et des habitats.

Ces effets positifs diminuent avec la mobilité des espèces, ils sont supérieurs sur les espèces ciblées par la pêche et sur les niveaux trophiques élevés, avec parfois des effets en cascade sur les espèces proies. Ils sont perceptibles même pour de petites réserves, la taille des réserves ne conditionnant pas systématiquement leur amplitude. Il arrive que les effets positifs des réserves soient réduits à néant du fait de modifications dans les conditions environnementales affectant le recrutement, la distribution spatiale des ressources... Ces modifications peuvent également être liées à d'autres activités anthropiques que la pêche.

A l'issue de l'établissement d'une réserve de pêche, le temps de réponse des ressources et de l'écosystème est souvent long ; même s'il varie selon les espèces, l'état des populations. La mise en place d'un nouvel état du système prend *a minima* plusieurs années et souvent plus d'une décennie. Ces effets peuvent par contre être annihilés très rapidement en cas de réouverture de l'accès à l'exploitation.

L'efficacité écologique dépend du type de protection, les réserves partielles ne sont pas toujours efficaces, bien qu'il existe des exemples probants de leur réussite.

Plus le contrôle de leur respect est strict plus les réserves bénéficient aux populations protégées.

Les effets sur les pêcheries

Dans la majorité des cas, seuls les phénomènes d'exportation de biomasse sont étudiés en ce qui concerne les effets sur les pêcheries. Il est donc très difficile de dresser un bilan exhaustif des effets positifs et négatifs des réserves de pêche notamment à l'échelle du stock.

Effets négatifs

La mise en place de petites réserves n'entraîne pas d'effet négatif notable sur l'exploitation halieutique.

L'établissement de grandes réserves peut avoir un effet négatif immédiat si l'effort de pêche était initialement important sur la zone et/ou si les pêcheurs doivent pêcher beaucoup plus loin. Si la réserve n'apporte pas d'amélioration de la ressource, cet effet négatif peut perdurer.

L'effort de pêche préalable à la mise en réserve peut se reporter vers d'autres zones et sur d'autres espèces et ainsi déplacer le problème, d'où la nécessité d'une gestion intégrée. Cet effet est très rarement étudié.

Effets positifs

L'effet bordure :

Il est fréquent d'observer un phénomène de pêche en bordure, lié à la diffusion d'individus exploitables ou, notamment pour des espèces peu mobiles, de larves qui s'établissent et grandissent à proximité.

Quand cet effet est mis en évidence, les rendements sont plus forts qu'au préalable autour des réserves, ce qui permet d'accroître la rentabilité des pêcheurs. La dimension de la zone où l'effet bordure est observable dépend de la taille de la réserve : plus elles sont grandes, plus l'effet réserve est étendu vers les zones restées ouvertes. Malgré le caractère non systématique de ces observations d'ensemencement périphérique, il ressort une proportionnalité relative entre la taille de la réserve et l'emprise spatiale de cet ensemencement.

Ces effets de diffusion et leur emprise spatiale dépendent de la mobilité des espèces : ils seront d'autant plus importants que les espèces ont une grande mobilité à différents stades de leur cycle de vie, de la diffusion larvaire au stade adulte. Cette diffusion peut s'établir longtemps après la mise en réserve, après un temps de latence important au cours duquel aucune augmentation des rendements ne se produit.

Les réserves de pêche comme appui à la gestion durable de l'exploitation :

Si elles sont associées à d'autres mesures de gestion, les réserves peuvent constituer un outil efficace de gestion durable de l'exploitation halieutique. Elles peuvent notamment représenter une alternative à d'autres mesures ou contribuer à la réduction d'effort de pêche ou de quota sur l'ensemble de la pêcherie dans l'optique d'une limitation de la mortalité par pêche.

Les fermetures saisonnières peuvent fonctionner dans certains cas, pour protéger une phase sensible du cycle de vie des populations exploitées.

Les réserves peuvent limiter les conflits d'usage entre activités (pêche professionnelle / récréative, métiers différents) et assurer la pérennité de certaines pêcheries, notamment la petite pêche côtière.

Les réserves de pêche peuvent conduire à une plus value liée à la valorisation des produits issus d'une pêche durable (obtention d'écolabel en lien avec l'amélioration de l'état du stock considéré et la mise en place de réserves de pêche).

Enseignements tirés des études de cas pour la gouvernance des réserves de pêche

Lorsque des réserves de pêche sont mises en place sans protocole de suivi, il n'est pas possible de mesurer leur efficacité. Pour beaucoup de réserves de pêche, il n'existe de ce fait pas de connaissances sur les effets écologiques et halieutiques qu'elles ont engendrés.

Les scientifiques qui mesurent leurs conséquences mais aussi et surtout les usagers des réserves insistent sur l'importance d'un programme de contrôle adapté (pédagogique et restrictif) aux réserves pour garantir leur efficacité.

La participation des pêcheurs à la mise en place de réserves de pêche est un gage primordial de leur succès. En général, et plus particulièrement en France, certains pêcheurs ont une perception très positive des réserves existantes.

Bien que des exemples réussis de réserves couvrant plusieurs pays existent, notamment en zone côtière, leur mise en place apparaît plus compliquée pour les eaux internationales, d'où l'absence de retour d'expérience à ce jour en ce qui concerne le domaine océanique et les grands prédateurs pélagiques migrants.

A l'encadrement des pêcheries dans les réserves de pêche sont souvent associées des mesures de restriction des autres activités qui peuvent affecter la durabilité des ressources et écosystèmes marins : extractions de granulats marins, pétroles, rejets...

7. BILAN SUR L'ÉTUDE DES RÉSERVES DE PÊCHE : EFFETS ÉCOLOGIQUES ET HALIEUTIQUES, CRITÈRES D'EFFICACITÉ

Les réserves de pêche, qu'elles aient pour objectif la gestion d'espèces benthodémersales, récifales ou pélagiques et/ou la préservation de la biodiversité ont des effets contrastés sur les ressources halieutiques, les écosystèmes et les pêcheries. Cette dernière partie a pour objectif de dresser, en se basant à la fois sur l'analyse de la littérature scientifique (partie 5) et les études de cas (partie 6), un bilan de ces effets et de mettre en évidence les critères d'efficacité à prendre en compte lors de leur mise en place.

7.1. Effets écologiques et socioéconomiques des réserves de pêche

7.1.1. Effets sur les ressources halieutiques

La mise en place d'une réserve de pêche, c'est-à-dire d'une zone où les activités de pêche sont totalement ou partiellement interdites, peut conduire à des bénéfices écologiques :

L'arrêt de l'exploitation dans une zone déterminée (interdiction totale ou partielle) permet aux communautés protégées de se reconstituer d'autant plus que la pression d'exploitation antérieure était forte. De ce fait, l'abondance des individus augmente, notamment les poissons grands et âgés qui auraient été capturés si la pêche avait été maintenue. De cette façon, les réserves de pêche apportent une protection directe à la fraction du stock localisée à l'intérieur de ses frontières. Si les individus présents dans la réserve sont mobiles, dès lors que la fraction protégée se reconstitue, ils pourront se déplacer vers l'extérieur de la réserve. C'est l'effet *spillover*. L'importance du *spillover* (nombre d'individus, échelle spatiale) dépend en partie des caractéristiques des individus présents dans la réserve. Par exemple, si l'espèce est sédentaire les mouvements des adultes et des juvéniles seront très limités voire inexistant. À l'inverse, théoriquement, une espèce plus mobile devrait pouvoir bénéficier de l'effet *spillover*, sous réserve qu'une partie suffisante de son cycle de vie soit protégé par la ou les réserves. Cependant, dans la pratique, très peu d'études concrètes sur les espèces mobiles permettent d'étayer cet argument. En plus des mouvements des juvéniles et adultes vers l'extérieur de la réserve, les larves et/ou les œufs produits à l'intérieur de la réserve peuvent être dispersés vers les zones non fermées. Les individus âgés étant plus féconds, la quantité de larves produites dans les réserves peut augmenter de façon importante après la fermeture d'une zone, notamment si l'exploitation avait préalablement beaucoup réduit le stock de reproducteurs.

Si ces effets sont avérés pour la plupart des réserves, leur ampleur est très variable et souvent très difficile à mesurer précisément. Les bénéfices écologiques et halieutiques des réserves varient selon les espèces considérées, leur degré d'exploitation et les caractéristiques des réserves (taille, agencement, degré de protection...). Il est souvent compliqué de distinguer les effets dus à la présence de la réserve, des effets dus à la biologie de l'espèce, à l'hétérogénéité des habitats, aux changements des conditions environnementales ou encore aux autres modes de gestion. La connectivité entre différentes zones, et notamment entre les réserves et les zones adjacentes, dépend de nombreux paramètres dont la dispersion larvaire, le mouvement des individus ou encore des migrations saisonnières, sources majeures de variabilité et d'incertitude.

7.1.2. Effets sur les pêcheries

Les effets des réserves de pêche sur les pêcheries sont moins souvent étudiés.

Au moins dans un premier temps, l'établissement d'une réserve de pêche conduit, à court terme, à une réduction des captures des pêcheurs exploitant jusque là cette zone. L'ampleur de cette perte d'exploitation varie en fonction de l'importance précédente de la zone pour les pêcheries mais également selon le niveau de restriction d'accès.

La redistribution de l'effort de pêche vers d'autres zones et/ou d'autres pêcheries peut conduire à une augmentation des coûts pour les pêcheurs qui doivent se déplacer sur de nouvelles zones ou changer d'équipement mais risque également de provoquer un encombrement des zones restées ouvertes à la pêche entraînant par la suite des conflits d'usage, une augmentation de la pression sur la ressource... La redistribution de l'effort est parfois impossible du fait de l'indisponibilité de quotas de capture ou d'effort de pêche sur l'espèce concernée, ou du fait de l'augmentation trop importante des coûts opérationnels. Dans ce cas, les navires devront arrêter leur activité.

Les bénéfices pour les pêcheries en termes d'augmentation des captures sont souvent localisés, à proximité de la réserve. En théorie, lorsque l'effort de pêche est important, les réserves devraient contribuer à améliorer les captures à proximité de leurs limites, contrebalançant ainsi l'impact négatif lié à la diminution de la zone de pêche initiale. En pratique, ces effets se traduisent par un effet bordure, c'est-à-dire la concentration des navires aux frontières des réserves. Il existe une certaine proportionnalité entre l'ampleur spatiale de l'effet bordure et la surface mise en réserve : plus les réserves sont grandes, plus l'effet bordure est étendu.

Dans certains cas, les réserves de pêche peuvent contribuer à diminuer significativement la mortalité par pêche sur un stock et contribuer à la gestion des ressources et des pêcheries.

Les effets des réserves de pêche à l'échelle des stocks et des pêcheries sont toutefois rarement étudiés ce qui est à ce jour une limite majeure pour la connaître les effets et les apports des réserves sur un stock halieutique, qui est l'échelle pertinente pour la gestion d'une ressource.

7.2. Critères d'efficacité des réserves de pêche

L'analyse de la littérature scientifique ainsi de l'étude de cas a mis en évidence le fait que les effets des réserves de pêche n'étaient pas systématiques, ils dépendent de nombreux critères :

7.2.1. Degré de protection des réserves de pêche

Box, cantonnements, réserves intégrales, zones de protection renforcée..., il existe une grande diversité de réserves de pêche. Qu'elle soit intégrale, partielle, permanente ou saisonnière, une réserve peut être efficace pour la conservation et la gestion des ressources halieutiques.

Les réserves intégrales sont les plus strictes, l'accès y est interdit à toutes formes d'activités. Ce type de réserve est très efficace pour améliorer l'état des populations protégées ce qui peut conduire à un enrichissement local des zones adjacentes. Certaines réserves intégrales ont été rouvertes pour de multiples raisons. Dans la plupart des cas, et dans la mesure où la réglementation n'est pas suffisante, l'effet de la réouverture a été très dommageable aux populations protégées (baisse de la biomasse très rapide) mais également aux pêcheries (augmentation des captures très brève).

Les réserves de pêche peuvent également être organisées en plusieurs zones. Ce 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 recherches). La taille de ces zones de protection renforcée est restreinte. Cette réserve intégrale est entourée d'une zone intermédiaire, ou zone tampon, où seulement certaines activités sont sujettes à limitation. La pêche professionnelle est fréquemment autorisée dans la zone tampon mais strictement réglementée. La réserve de pêche se prolonge ensuite en une troisième zone où la régulation des activités est moins restrictive. 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. L'ampleur de l'effet *spillover* pourrait dépendre de la présence d'une telle zone de transition.

Les réserves de pêche n'ont pas toujours besoin d'être intégrales pour atteindre leurs objectifs. Par exemple, lorsque l'objectif principal est de protéger les habitats, l'interdiction du dragage et des chaluts de fond peut être une solution moins contraignante que l'arrêt de l'ensemble des activités de pêche. Si l'objectif est de protéger une espèce particulière, mieux vaut limiter l'accès à certains engins de pêche qu'à tous les métiers. Il arrive en effet que l'arrêt de la pêche initie des processus, comme les cascades trophiques, conduisant à des changements imprévus de la structure des communautés et à une absence de reconstitution des populations ciblées. C'est par exemple ce qui s'est produit sur les populations d'ormeaux dans les réserves de Tasmanie.

La gestion spatialisée des ressources marines peut être organisée sous la forme de fermetures saisonnières. Ces zones 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 dont l'objectif est de protéger d'une zone d'agrégation de reproducteurs. 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 reproducteur. Sur la zone du Banc Georges, l'objectif des réserves saisonnières, organisées en rotation, est de protéger le stock de morue. 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 dispersion des individus hors des zones protégées. De ce fait, ce mode de gestion n'est pas efficace de façon systématique. 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 réserve.

Les mesures de restrictions d'accès doivent donc être choisies en fonction des objectifs de la réserve de pêche. Il est important de préciser que selon le type de réserve de pêche mise en place, le type de suivi varie. En effet, le suivi scientifique des réserves de pêche 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 réserves de pêche ne sont pas intégrales, autrement dit lorsque certaines activités, dont la pêche, sont autorisées, les effets observés peuvent ne pas être 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.

7.2.2. Temps de réponse

Les effets des réserves de pêche à l'intérieur de leurs limites sont généralement observés au bout de plusieurs années de protection (ex : pétoncles du Banc Georges, réserve de Cap-Couronne). Le temps nécessaire pour observer un effet réserve dépend de nombreuses variables. Cette durée peut notamment varier en fonction des caractéristiques biologiques des espèces (biomasse de reproducteurs, âge à maturité, taux de croissance, fécondité, durée de vie, etc.). C'est pourquoi, la réponse de chaque espèce après l'établissement de réserves varie. Certaines espèces, comme les pétoncles, grandissent rapidement, sont matures à un âge précoce et produisent un grand nombre d'œufs. Ces animaux peuvent donc se multiplier rapidement dans une zone protégée et devenir très abondants en seulement un à deux ans de protection. A l'inverse, d'autres espèces, comme les poissons prédateurs, grandissent plus lentement et se reproduisent tardivement. Leur rétablissement peut prendre de nombreuses années. Ce sont le plus souvent les espèces exploitées qui répondent le plus rapidement à la protection alors que les espèces n'ayant pas de valeur commerciale ne bénéficient pas autant de la protection. Le temps de réponse dépend également des interactions entre les espèces (relation prédateurs-proie, effet en cascade) et de la capacité des habitats à se reconstituer. La restauration des habitats dégradés peut être d'autant plus longue qu'ils sont riches et complexes. L'influence de l'homme sur l'environnement (impacts de la pêche avant la mise en place de la réserve, pollution, changement climatique, braconnage...) peut également influencer le temps de réponse à la protection.

Les effets bénéfiques sur les pêcheries sont généralement plus tardifs. En effet, ils ne pourront être observés qu'à partir du moment où les ressources et/ou les niveaux de reproduction dans la réserve seront très supérieurs à la situation préalable et permettront un ensemencement des zones adjacentes.

7.2.3. Influence de la taille des réserves

Si les effets des réserves sur les paramètres biologiques des communautés protégées ont été largement étudiés et sont aujourd'hui reconnus, l'influence de la taille des réserves reste encore controversée.

Des méta-analyses (Lester *et al*, 2009 ; Halpern, 2003) ont démontré que les effets biologiques observés en réponse à la protection (biomasse, densité, taille des individus, richesse spécifique) à l'intérieur des réserves étaient indépendants de la taille des réserves (qu'il s'agisse de réserves tropicales ou tempérées). Autrement dit, qu'elles soient petites ou grandes, les réserves peuvent avoir des effets positifs sur les communautés qu'elles protègent. C'est également ce qui est ressorti des études de cas.

Par contre, l'ampleur de ces effets est d'autant plus importante que la réserve est grande (Halpern, 2003). La plupart des travaux étudiant l'influence de la taille des réserves de pêche suggèrent que, pour être efficaces pour la conservation des écosystèmes et de la biodiversité, les réserves doivent couvrir une surface conséquente. En effet, plus une réserve est grande, plus elle protège un grand nombre d'organismes (Sale *et al*, 2005). Par exemple, des études indiquent que la diversité spécifique augmente avec la surface des réserves (Neigel, 2003) ; ou encore que plus la surface protégée augmente plus la densité des individus d'espèces exploitées est forte (Claudet *et al*, 2008). De plus, une grande réserve sera plus à même de protéger l'ensemble des habitats qu'un organisme utilise pendant sa vie (dans le cas des espèces non migratrices) (Sale *et al*, 2005). Les grandes réserves peuvent également contenir plus d'œufs, de larves et/ou de juvéniles à l'intérieur de leurs limites permettant alors un réensemencement plus fort des populations protégées.

Si l'objectif d'une réserve est la gestion d'un ou plusieurs stocks d'intérêt commercial, il s'agit de savoir à quelle échelle spatiale les pêcheries peuvent bénéficier de la baisse de la mortalité (Maury & Gascuel, 1999) ainsi que de la diffusion larvaire et du *spillover* (Hart, 2006). Si les réserves de pêche doivent être assez grandes pour contenir et protéger une population de taille adéquate, elles doivent également augmenter la production des espèces pêchées à l'extérieur des zones de protection (Hart, 2006 ; Sale *et al*, 2005). La dimension des réserves, la mobilité des ressources et leurs caractéristiques démographiques interagissent et conditionnent l'influence des réserves sur les pêcheries (Hart, 2006). L'analyse des études de cas a montré que l'intensité de l'effet bordure (qui résulte du transfert net d'adultes vers l'extérieur de la réserve) est d'autant plus forte que la réserve est grande.

Par ailleurs, l'effet sera différent selon la représentativité de la réserve par rapport à la zone de pêche (importance de l'effort de pêche sur la zone). Avant d'avancer un chiffre de proportion à protéger, il est primordial de tenir compte de plusieurs facteurs et notamment de l'objectif de la réserve. Le but de la réserve est-il de maintenir l'intégrité de l'écosystème, de diminuer la mortalité par la pêche, de protéger des juvéniles ou des agrégations de reproducteurs, de restaurer des habitats pour reconstruire la population ou la structure de l'écosystème ? Si la mise en place d'une réserve a pour objectif de diminuer le taux d'exploitation, le pourcentage dépendra du cycle de vie, du comportement des espèces, de la structure des habitats et du type d'exploitation. Par exemple, en ce qui concerne la morue du Band Georges, espèce migratrice intensément pêchée dans les années 80, un modèle a montré que l'effondrement du stock en 1992 aurait pu être évité si 80 % de la zone avait été fermée à la pêche (sans mesures de gestion complémentaires). La reconstitution du stock aurait aussi été possible avec des réserves de taille modérée (20 %) et si des fermetures saisonnières avaient été mises en place (Guénette *et al*, 2000). On considère souvent qu'établir des

réerves de pêche intégrales représentant environ 20 % des zones de pêche permettrait d'atteindre les objectifs de conservation de la biodiversité marine et de gestion durable des stocks exploités (Sale *et al*, 2005). L'établissement de réserves sera d'autant plus efficace pour les ressources et leur exploitation qu'il sera associé à d'autres mesures de gestion (Guénette *et al*, 2000).

7.2.4. Organisation spatiale des restrictions d'accès dans les réserves de pêche

Les réseaux de réserves : SLOSS⁵

Dans de nombreuses régions, une seule réserve de pêche assez grande pour protéger tous les habitats n'est pas envisageable pour des raisons biogéographiques mais également socio-économiques.

Par exemple, une très grande réserve intégrale peut obliger les pêcheurs locaux à augmenter considérablement leur temps de pêche pour trouver du poisson ailleurs ce qui accroît leurs coûts de production. C'est pourquoi il est souvent préférable de mettre en place un réseau de petites ou moyennes réserves de pêche (Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans, 2007). Un des avantages socioéconomiques majeurs des réseaux de réserves de pêche par rapport aux grandes réserves est la possibilité de pêcher entre les réserves plutôt que d'être exclu d'une large zone.

L'agencement optimal des réserves de pêche dépend également des caractéristiques biologiques des espèces à protéger. En effet, il est important de garder à l'esprit que les déplacements des organismes marins varient considérablement selon les espèces mais également selon le stade de développement. De nombreuses espèces marines émettent des œufs ou des larves qui passent un certain temps (jusqu'à plusieurs mois) dans la colonne d'eau avant de s'établir dans un milieu propice à leur développement. Pendant cette période, les courants transportent et dispersent les larves sur des distances très variables (de quelques mètres à plusieurs milliers de kilomètres). La taille et l'éloignement entre les réserves doivent tenir compte de la dispersion larvaire des espèces à protéger pour favoriser cet effet (Shanks *et al*, 2003). Si une réserve unique est de taille insuffisante, une proportion trop importante des larves est dispersée hors de la réserve, ce qui ne permet pas d'assurer le réensemencement de la population protégée. Dès lors, un réseau de plusieurs réserves de taille moyenne permet de produire des larves qui seront retenues, dispersées vers les autres réserves ou encore assureront l'amélioration du recrutement dans les zones non protégées (Bergen & Carr, 2003).

Les réseaux de réserves de pêche sont plus efficaces quand chaque type d'habitat essentiel à l'accomplissement des cycles de vie est représenté et quand la surface couverte par les différentes entités est assez grande pour protéger les adultes et les juvéniles. Pour qu'un réseau de réserves soit efficace, ses sous-entités doivent être suffisamment connectées *via* les mouvements des animaux.

Enfin, les réseaux de réserves de pêche constituent une assurance contre les variations des conditions environnementales, les événements climatiques extrêmes et les autres catastrophes (marée noire, notamment). Lors d'une catastrophe affectant une zone dont une partie des réserves du réseau, les réserves épargnées, plus à l'écart de la catastrophe, pourront alors aider au renouvellement des secteurs affectés, dont une partie des réserves du réseau.

Plus que pour des raisons écologiques, les projets de réseaux de réserves résultent souvent de critères humains : 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).

⁵ SLOSS : Single Large Or Several Small, une seule et grande réserve ou plusieurs petites réserves.

La protection des habitats essentiels

Les résultats d'études scientifiques suggèrent que pour protéger efficacement à la fois les adultes et les juvéniles d'espèces à mobilité élevée au cours du cycle de vie, les réserves devraient être excessivement grandes et donc très coûteuses. Dès lors, la recherche s'est penchée sur l'intérêt de réserves de pêche pour protéger les populations très mobiles. Ces réserves de pêche auraient pour objectif de protéger des habitats essentiels à la réalisation d'un stade de développement d'une population (frayères, nourriceries) (Gell & Roberts, 2003). Faut-il protéger les zones de reproduction ou axer la protection sur les juvéniles ?

Dans certains cas, interdire la pêche sur les zones d'agrégation des reproducteurs afin de limiter la mortalité par pêche permet de protéger les grands individus, âgés et féconds, d'améliorer la biomasse féconde rendue très faible et espérer une amélioration du recrutement. C'est notamment le cas du Box de Trévoise dont l'objectif est la diminution de la mortalité par pêche sur le stock de reproducteurs de cabillaud de mer Celtique.

Pour d'autres situations, la protection des juvéniles est plus efficace pour assurer la pérennité d'un stock. Par exemple, une étude portant sur le lieu noir de l'Ouest de l'Ecosse, espèce qui migre chaque année pour se reproduire, a permis d'explorer des mesures de gestion par fermetures ou ouvertures de zones ou de saisons, dans une situation de surexploitation au début des années 90. Ainsi, l'interdiction de l'accès aux aires de répartition des juvéniles serait plus efficace en termes de biomasses et de captures que l'interdiction de la pêche sur les zones de reproduction (un niveau de biomasse comparable pourrait être restauré en réduisant l'effort total de 80 % sans le réallouer, mais les captures s'en trouveraient nettement diminuées) (Pelletier & Magal, 1996).

Dans tous les cas, la prise en compte du cycle de vie des ressources à protéger et leur dépendance à des habitats spécifiques est une composante essentielle pour définir des zones de protection efficaces. En effet, si la répartition des habitats à l'intérieur et dans la continuité des sites protégés n'est pas adéquate, les effets attendus d'une réserve, et notamment le *spillover*, peuvent être fortement diminués (Forcada *et al*, 2009). Pour qu'une espèce bénéficie totalement de la protection il faut que la réserve comprenne les habitats essentiels à la réalisation de l'intégralité son cycle de vie d'où l'intérêt de disposer d'une connaissance précise des milieux marins et notamment des différents habitats et leurs fonctionnalités pour l'établissement de réserves adaptées.

Outils d'aide à la décision

Plusieurs outils d'aide à la décision peuvent être utilisés pour connaître la meilleure disposition possible d'une ou plusieurs réserves. Par exemple, MARXAN est un logiciel utilisé pour la planification spatiale et la délimitation d'aires marines protégées. Ce logiciel a notamment été utilisé lors du zonage du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail en Australie. Il permet de trouver différentes configurations de réserves qui répondent aux objectifs de conservation de la biodiversité et d'autres caractéristiques, tout en minimisant les coûts. Ce logiciel permet également la délimitation spatiale de réserves à usage multiple, sur la base de coûts multiples et avec des contraintes différentes selon les zones. Les projets de réserves de pêche doivent s'appuyer sur une cartographie précise des habitats essentiels. Par exemple, lors de la phase de rezonage du Parc Marin de la Grande Barrière de Corail, la cartographie précise de l'ensemble des bio-régions réparties sur le parc a été la base des discussions.

Ces outils ont pour vocation d'accompagner les prises de décisions. Néanmoins, et fort logiquement, l'établissement d'une réserve ne peut se baser uniquement sur les résultats proposés par ces logiciels. L'analyse des résultats de ces approches peut s'avérer utile dans le choix de l'organisation des restrictions d'accès avant la mise en place de réserves de pêche.

7.2.5. Intégration dans un système de gestion

Même si cet aspect n'est pas approfondi dans ce rapport, il est important de souligner qu'il n'existe pas de stratégie unique qui puisse convenir à tous les écosystèmes halieutiques. Les réserves de pêche sont actuellement peu mobilisées pour gérer les pêcheries comparativement à la gestion par quotas ou par licence. Il s'agit toutefois d'outils qui peuvent s'avérer efficaces, en complément d'autres mesures de gestion, pour assurer la durabilité des stocks et la pérennité des pêcheries. Elles permettent de surcroît de réguler voire de prohiber d'autres activités préjudiciables aux ressources et aux écosystèmes marins et à leur exploitation halieutique.

La redistribution spatiale de l'effort de pêche qui peut se produire lors de la fermeture d'une zone de pêche peut avoir des effets néfastes. L'impact d'une possible réallocation de l'effort de pêche doit par conséquent toujours être pris en compte lors de la mise en place de réserves. Dans bien des cas, l'établissement d'une réserve de pêche sans mise en place de gestion du redéploiement de l'effort de pêche n'aurait que peu d'effet (Hannesson, 1998 ; Hilborn *et al*, 2004). Réciproquement, dans le contexte actuel de changement des cibles de gestion et de retour au RMD, l'instauration de réserves peut contribuer à limiter la pression de pêche sur certains stocks. Il s'agit donc d'intégrer la gestion de la ressource et des activités halieutiques, d'associer les mesures spatiale de restrictions d'accès aux autres mesures de gestion.

Les réserves de pêche peuvent être des outils appropriés pour la conservation d'habitats essentiels, d'espèces et plus généralement de la biodiversité ainsi que pour gérer durablement et garantir la pérennité de l'exploitation halieutique. Néanmoins, pour atteindre les objectifs écologiques et halieutiques, l'établissement de la réserve de pêche doit être intégré aux autres mesures de gestion.

7.2.6. Définition concertée des objectifs des réserves de pêche

Bien que ne faisant pas l'objet de ce rapport, il est important de préciser que pour prévenir les conflits et garantir leur respect, et donc leur efficacité, la mise en place de réserves de pêche et la définition de leurs objectifs doivent être décidées en concertation avec les usagers, et notamment les pêcheurs. C'est très généralement le cas des réserves en place et leur perception par les pêcheurs est globalement positive, notamment en France (les échanges avec les professionnels sur les cas présentés dans la partie 6 l'ont clairement démontré).

L'implication et la participation de l'ensemble des acteurs dans les prises de décisions sont primordiales pour le succès d'une réserve de pêche et sont un gage de respect des mesures de restrictions d'accès. L'avis de ces utilisateurs du milieu marin ainsi que leurs connaissances doivent être intégrés dès le début du processus de désignation d'une réserve (Scholz *et al*, 2004). Il est notamment important de prendre en compte la répartition spatiale de l'ensemble des activités humaines comme la pêche, l'aquaculture, l'extraction de minerai ou encore la production d'énergie pour évaluer les impacts résultants de la mise en place d'une réserve. Souvent, la volonté de mettre en place des mesures de gestion spatialisée vient des pêcheurs qui constatent des baisses de rendements et s'inquiètent du devenir de leur activité.

7.2.7. Suivi des réserves de pêche

Une des caractéristiques commune à un grand nombre de réserves de pêche est le manque considérable de suivi scientifique rigoureux pour déterminer les effets positifs et négatifs des mesures mises en place. La capacité à détecter et à mesurer les impacts sur les ressources halieutiques est entravée par le haut degré de variabilité des caractéristiques des stocks et par les effets combinés d'autres paramètres comme par exemple le changement climatique ou encore des mesures de gestion complémentaires. Pour pouvoir analyser au mieux les effets d'une réserve par rapport aux objectifs attendus, il est indispensable de disposer d'un état des lieux initial, préalable à

l'établissement de la réserve. Idéalement, il faudrait que des analyses avant et après la mise en place de la réserve soient effectuées à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve sur des milieux analogues (BACI : *Before After Control Impact*). De telles analyses, répliquées dans l'espace et dans le temps, permettraient de mesurer l'effet d'une réserve. Faute de temps et à causes de nombreuses contraintes, l'analyse à l'état initial est rarement effectuée. Les effets sont donc estimés le plus souvent sur la base d'une comparaison intérieur/extérieur de la réserve, moins fiables.

L'analyse de l'influence des réserves de pêche sur les pêcheries est encore moins systématique et consiste le plus souvent à évaluer les CPUE à proximité immédiate de la réserve. Le suivi doit absolument inclure le suivi des impacts des réserves sur les activités socio-économiques, notamment l'évolution de l'activité (nombre de navires, de marins...) et sa rentabilité. D'autre part, des suivis doivent être mis en place pour évaluer les conséquences du report de l'effort de pêche vers les zones restées ouvertes à la pêche. Lorsque l'objectif d'une réserve est de gérer un stock, il est important de s'intéresser également à l'influence de la réserve à l'échelle de ce stock et de suivre la contribution de la réserve à la gestion des stocks visés par la réserve.

7.2.8. Contrôle des réserves de pêche

Souvent, les pêcheurs sont les premiers à réclamer des mesures de contrôle efficaces (notamment de nuit). En effet, le niveau d'efficacité d'une réserve de pêche dépend aussi du respect de la législation et lorsque la coopération ou les mesures de contrôle sont insuffisantes, le non respect des limitations de pêche limite fortement les bénéfices attendus des réserves. Lorsque la coopération des pêcheurs est acquise (ex : box de Trévoise, cantonnements à crustacés de Basse Normandie), les coûts d'établissement et de mise en application des contrôles sont minimales ; et par un contrôle strict, par satellite, renforcement des patrouilles de contrôle et des amendes (ex : Banc Georges). Les coûts de ce contrôle peuvent être plus élevés. Même si très peu d'informations sont disponibles quand aux coûts de ces mesures de contrôle, il convient néanmoins de les prendre en compte.

Afin d'évaluer au mieux les effets des réserves de pêche sur les écosystèmes marins et sur les pêcheries, les études portent essentiellement sur des réserves considérées comme parfaitement respectées ou émettent le postulat qu'il n'y a pas de braconnage à l'intérieur des réserves. Par conséquent, peu d'informations sont disponibles quant aux effets du braconnage (Sethi & Hilborn, 2008).

7.3. Limites de la connaissance

Ce rapport est basé sur l'analyse de la littérature scientifique la plus récente possible mais également sur la littérature grise disponible (rapports, présentations...). Pour les cas d'étude français, des contacts ont été pris avec les gestionnaires des réserves.

Il existe une très grande variété de réserves de pêche mises en place pour assurer la conservation des écosystèmes marins et/ou gérer de manière durable la pêche. Cependant, tous les types de réserves n'ont pas fait l'objet d'un suivi systématique.

Une des contraintes majeures pour l'analyse des effets des réserves de pêche est le manque flagrant de suivi systématique sur le long terme. Très peu de cas ont été suivis dès leur mise en place ce qui ne permet pas d'évaluer si les objectifs ont été atteints ou non. D'autre part, toutes les réserves de pêche ne font pas l'objet de la même qualité de suivi.

Lorsque les réserves de pêche sont étudiées, l'intérêt se porte principalement sur les effets écologiques de la réserve. Ceci conduit généralement à étudier l'évolution de la taille des individus, de la biomasse et de l'abondance des populations protégées par rapport à l'extérieur de la réserve de pêche. Les conséquences des restrictions d'accès sur les pêcheries elles-mêmes ne sont pas systématiquement prises en compte. Lorsqu'elles le sont, elles se limitent aux effets locaux (à

quelques centaines de mètres de la réserves) et ne prennent pas en compte l'influence sur le stock dans son ensemble ou encore l'influence du report de l'effort de pêche sur les autres zones, il s'agit là de lacunes majeures dans l'analyse de ces réserves de pêche.

Les réserves de pêche les plus étudiées sont de loin les réserves intégrales. Toutes les activités y étant prohibées, il est plus facile d'attribuer les changements observés (ressources, captures...) à l'effet de la réserve de pêche. A l'inverse, les conséquences écologiques et socio-économiques des réserves partielles sont moins suivies. Certaines activités y étant autorisées, il est souvent difficile de distinguer les effets réserves des effets des autres activités sur la zone. Lorsque les scientifiques cherchent à évaluer les effets dus aux réserves partielles, il s'agit le plus souvent d'études théoriques, de modèles essayant de retranscrire au mieux les effets de la réserve par rapport à ceux des autres activités.

La plupart des réserves de pêche ne s'étendent pas sur de grandes surfaces ce qui limite les connaissances sur l'influence de la taille des réserves sur les ressources et sur les pêcheries. Cet aspect est donc généralement étudié de façon théorique.

Les réserves étudiées ciblent généralement les ressources récifales (souvent sédentaires) et les ressources benthodémersales (espèces modérément mobiles). Très peu de réserves de pêche ont été mises en place pour préserver les ressources pélagiques, particulièrement mobiles. Il est donc difficile d'évaluer l'efficacité des réserves de pêche pour les espèces ne passant qu'un temps limité dans la zone protégée.

Enfin, bien que n'ayant pas fait l'objet de ce rapport, il est important de prendre en compte l'impact des autres activités anthropiques sur les ressources et l'exploitation y compris les activités terrestres se déroulant en amont des bassins versants.

8. GLOSSAIRE

B.A.C.I. : Before-After Control Impact, méthode consistant à analyser un système avant et après la mise en place d'une réserve, par exemple.

Biodiversité fonctionnelle : différentes fonctions clés assurées par un écosystème.

Biodiversité spécifique : nombre d'espèces dans un milieu donné.

Conservation : protection des populations d'espèces animales et végétales, ainsi que la conservation de l'intégrité écologique de leurs habitats naturels. Son objectif est de maintenir les écosystèmes dans un bon état de conservation et de prévenir ou de corriger les dégradations qu'ils pourraient subir.

Dérive génétique : modification de la fréquence d'un allèle, ou d'un génotype, au sein d'une population, indépendamment des mutations, de la sélection et des migrations. La dérive génétique est causée par des phénomènes aléatoires et imprévisibles.

Diffusion ou dispersion larvaire : les larves pélagiques dérivent ou nagent en pleine eau et sont transportées loin de l'endroit où elles ont été émises. L'ampleur de ce transport, appelé dispersion, dépend de l'hydrodynamisme, de la durée de vie des larves et du comportement larvaire propre à chaque espèce.

Diversité spécifique ou richesse spécifique : nombre d'espèce dans une zone donnée.

Domaine vital d'un organisme : aire fréquentée par un individu pour accomplir ses activités normales d'alimentation, de reproduction et de repos. La taille du domaine vital varie en fonction des individus, du sexe, de l'âge et de l'étape du cycle de vie.

Effet cascade ou 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 (3^e niveau) provoque une diminution du prédateur intermédiaire (2^e niveau) et par un effet de cascade une augmentation du consommateur (1^{er} niveau).

Effet réserve : changement des caractéristiques biologiques et/ou socio économiques en réponse à l'établissement d'une réserve de pêche.

Effet spillover ou effet de débordement : transfert de la biomasse d'individus adultes et juvéniles de la réserve vers les zones périphériques. Il contribue à l'amélioration de la production des espèces pêchées à proximité de la réserve, en raison de l'accroissement net de juvéniles et d'adultes dans la réserve.

Habitat essentiel : habitat nécessaire à la survie et au renouvellement d'une espèce. Ces zones sont indispensables à la réalisation des phases distinctes du cycle de vie d'un organisme. Par exemple, les écosystèmes côtiers et estuariens ont un rôle primordial pour le renouvellement des ressources halieutiques (cas notamment des nourriceries).

Méta-analyse : méthode consistant à regrouper et analyser plusieurs travaux de recherche déjà publiés pour améliorer et quantifier la connaissance sur un sujet.

Recrutement : l'ajout d'une nouvelle cohorte de jeunes animaux dans une population adulte. Chez les espèces marines, le recrutement est l'arrivée dans la pêcherie d'individus en taille d'être capturés (il peut s'agir soit d'une immigration de jeunes individus en provenance de nourricerie, soit simplement d'individus ayant grandi sur les lieux de pêche et atteignant une taille suffisante pour la capture).

Réserve de pêche : zone interdite à tout ou partie des activités de pêche de manière pérenne, de façon permanente ou saisonnière (saisonnalité couvrant tout ou partie des engins et navires).

Réserve intégrale (*no-take reserve* en anglais) : forme de réserve de pêche la plus restrictive. Les activités de pêche et de prélèvement sont interdites. Les autres activités humaines (activités nautiques, plongée, recherche) sont contrôlées voire prohibées.

Résilience : le temps de résilience est le temps nécessaire à un écosystème pour retrouver son état originel après perturbation.

Xénobiotique : substance possédant des propriétés toxiques, même à très faible concentration (exemple des pesticides).

9. BIBLIOGRAPHIE

1. Able K.W. & Hagan S.M. (2003) Impact of common reed, *Phragmites australis*, on essential fish habitat: Influence on reproduction, embryological development, and larval abundance of mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Estuaries and Coasts*, vol.26, n°1, pp.40-50.
2. AEOP (2008) Plan de gestion du stock de cabillaud de mer Celtique. Association Européenne des Organisations de Producteurs dans le secteur de la pêche, 12p.
3. Affaires Maritimes (Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes) (2010) Quelques chiffres 2008. Page consultée le 12 mai 2010.
<http://www.affmar.gouv.nc/portal/page/portal/affmar/missions/chiffres07>
4. AFH (Association Française d'Halieumétrie) (2009) Contribution de l'AFH à la consultation sur la réforme de la politique commune des pêches. Page consultée le 12 mai 2010.
<http://www.agrocampus-ouest.fr/halieutique/afh/index.html>
5. 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*, vol.13(1), pp.S170-S184.
6. Alban F., Appéré G., Boncoeur J. (2006) Economic analysis of marine protected areas. A Literature review. *EMPAFISH Project*, booklet n°3, 51p.
7. Albouy C., Mouillot D., Rocklin D., Culioli J-M., Le Loc'h F. (2010) Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model. *Marine Ecology Progress Series*, vol.412, pp.207-221.
8. Alcala A.C., Russ G.R. (2006) No-take marine reserves and reef fisheries management in the Philippines: a new people power revolution. *Ambio*, vol.35, n°5, pp.245-254.
9. Alcala A.C., Russ G.R., Maypa A.P., Calumpo, H.P. (2005) A long term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.62, pp.98-108.
10. Anonyme (2009) Etat du secteur des pêches français réalisé par IFREMER, IRD, Muséum National d'Histoire Naturelle, FranceAgriMer - Document préparatoire des Assises de la pêche, 38p.
11. 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*, Research Publication n°91, 33p.
12. 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.
13. 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.
14. Beare D., Rijnsdorp A., Van Kooten T., Fock H., Schroeder A., Kloppman M., Witbaard R., Meesters E., Schulze T., Blaesbjerg M., Damm U., Quiriins F. (2010) Study for the Revision of the plaice box – Draft Final Report. Report number C002/10, 226p.
15. Behrens M.D. & Lafferty K.D. (2004) Effects of marine reserves and urchin disease on southern California rocky reef communities. *Marine Ecology Progress Series*, vol.279, pp.129-139.
16. Bergen L.K. & Carr M.H. (2003) Establishing marine reserves, how can science best inform policy? *Environment*, vol.45, n°2, pp.8-19.
17. Berkeley S.A., Chapman C., Sogard S.M. (2004) Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*, vol.85, n°5, pp.1258-1264.

18. Beukers-Stewart B.D., Mosley M.W.J., Brand A.R. (2003) Population dynamics and predictions in the Isle of Man fishery for great scallop (*Pecten maximus*). *ICES Journal of Marine Science*, vol.60, pp.224-242.
19. Beukers-Stewart B.D., Vause B.J., Mosley M.W.J., Rossetti H.L., Brand A.R. (2005) Benefits of closed area protection for a population of scallops. *Marine Ecology Progress Series*, vol.298, pp.189-204.
20. 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'Écologie et du Développement Durable et la Région Bretagne. CEDEM-IUEM/UBO, IFREMER, C3ED-UVSQ, Brest, 516p.
21. Bostford L.W., Micheli F., Parma A.M. (2006) Biological and ecological considerations in the design implementation and success of MPAs. *FAO Expert Workshop on Marine Protected Areas and Fisheries Management: Review of issues and considerations* (12-14 juin 2006), pp.109-148.
22. Breuil C. (1997) Les pêches en Méditerranée : éléments d'information sur le contexte halieutique et enjeux économiques de leur aménagement. *FAO Circulaire sur les pêches*, n°927, FAO, 36p.
23. California Department of Fish and Game, Partnership for interdisciplinary Studies of Coastal Oceans, Channel Islands National Marine Sanctuary and Channel Islands National Park (2008) Channel Islands Marine Protected Areas: First 5 years of monitoring: 2003-2008. Airamé S., Ugoretz J. [Eds] 20p. www.dfg.ca.gov/marine
24. Chateau O. & Wantiez L. (2005) Comparaison de la structure des communautés de poissons coralliens entre une réserve marine et deux zones proches non protégées dans le Parc du Lagon Sud de Nouvelle-Calédonie. *Cybium*, vol.29, pp.159-174.
25. Chateau O. & Wantiez L. (2009) Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science*, vol.66, pp.50-55.
26. Cheung W.W.L., Lam V.W.Y., Sarmiento J.L., Kearney K., Watson R., Pauly D. (2009) Projecting marine global biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, vol.10, pp.235-251.
27. Christensen V., Guénette S., Heymans J.J., Walters C.J., Watson R., Zeller D., Pauly D. (2003) Hundred-year decline of North Atlantic predatory fish. *Fish and fisheries*, vol.4(1), pp.1-24.
28. Claudet J., Osenberg C.W., Benedetti-Cecchi L., Domenici P., García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A., Badalamenti F., Bayle-Sempere J., Brito A., Bulleri F., Culioli J-M., Dimech M., Falcón J.M., Guala I., Milazzo M., Sánchez-Meca J., Somerfield P.J., Stobart B., Vandeperre F., Valle C., Planes S. (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecology letters*, vol.11, pp.481-489.
29. Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée (2006) Résumé des recommandations et conclusions des quatre sous-comités du Comité Scientifique Consultatif (CSC), 24-27 octobre 2006, Rome, 15p.
30. Common Wadden Sea Secretariat (2010) About the trilateral Wadden Sea cooperation. Page consultée le 12 mai 2010. <http://www.waddensea-secretariat.org/trilat/brochure/brochure.html>
31. Conover D.O. (2007) Nets versus Nature. *Nature*, vol.450, 8 nov. 2007, pp.179-180.
32. Criquet G., Garcia J., Lenfant P., Marechal J-P., Reynal L. (2008) Catches Description of Protected and Unprotected Areas in Martinique (Lesser Antilles). *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. n°60, pp. 481-485.
33. CTOI – Commission des Thons de l'Océan Indien (2009) Rapport de la douzième session du comité scientifique. Victoria, Seychelles, 30 novembre au 4 décembre 2009, IOTC-2009-SC-R[F], 198p.
34. David G., Léopold M., Dumas P-S., Ferraris J., Herrenschmidt J-B., Fontenelle G. (2010) Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of coral reefs in New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin*, vol.61, pp.323-334.

35. Dufour F., Guidetti P., Francour P. (2007) Comparaison des inventaires de poissons dans les aires marines protégées de Méditerranée : influence de la surface et de l'ancienneté. *Cybium*, vol.31(1), pp.19-31.
36. Dulvy N.K., Sadovy Y., Reynolds J.D. (2003) Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, vol.4, pp.25-64.
37. Dulvy N.K., Freckleton R.P., Polunin V.C. (2004) Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology letters*, vol.7, pp.410-416.
38. 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.
39. Edgar G.J., Barrett N.S., Morton A.J. (2004) Patterns of fish movement on eastern Tasmanian rocky reefs. *Environmental Biology of Fishes*, vol.70, pp.273-284.
40. Edgar G.J. & Stuart-Smith R.D. (2008) Ecological effects of marine protected areas on rocky reef communities – a continental-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, vol.388, pp.51-62.
41. EEA (European Environment Agency) (2010) Status of commercial fish stocks in European seas 2003-2004. Page consultée le 26 mai 2010. [B77D1D69-7DFB-4708-AE6E-935695715B66](http://www.eea.europa.eu/fr/press/2010/05/26/status-of-commercial-fish-stocks-in-european-seas-2003-2004)
42. FAO - Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service (2010) Global Capture production 1950-2008. Page consultée le 7 juin 2010. <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/en>
43. FAO (2008) Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture FAO, 216p.
44. FAO (2003) Aménagement des pêches. 2. L'approche écosystémique des pêches. *FAO Directives techniques pour une pêche responsable*, n°4, suppl. 2, Rome, FAO, 120p.
45. Ferraris J., Pelletier D., Kulbicki M., Chauvet C. (2005) Assessing the impact of removing reserve status on the Abore Reef fish assemblage in New Caledonia. *Marine Ecology Progress Series*, vol.292, pp.271-286.
46. Fogarty M.J. & Murawski S.A. (1998) Large-scale disturbance and the structure of marine systems: fishery impacts on Georges Bank. *Ecological Applications*, vol.8(1) suppl., pp.S6-S22.
47. Fonteneau A. (2007) Tuna management and closed areas. *Col.Vol.Sci.Pap.ICCAT*, 60(1), pp.190-223.
48. Forcada A., Valle C., Bonhomme P., Criquet G., Cadiou G., Lenfant P., Sánchez-Lizaso J. (2009) Effets of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, vol.379, pp.197-211.
49. FranceAgrimer-DPMA (2009) Bilan annuel de production 2008 des pêches et de l'aquaculture, 70p.
50. Francour P. (2000) Evolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée Nord-occidentale). *Cybium*, vol.24(3) suppl., pp.85-95.
51. 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.
52. Game *et al* (2010) Pelagic MPAs: The devil you know. *Trends in Ecology and Evolution*, vol.25, n°2, pp.63-64
53. Gamp E., Pelletier D., Jumel M-C., Grollemund R. (2009) Enquêtes sur les usages du lagon du Grand Nouméa dans le cadre du projet « Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages (PAMPA) ». Rapport de Convention IFRECOR. 70p.
54. Garrison L.P. & Link J.S. (2000) Fishing effects on spatial distribution and trophic guild structure of the fish community in the Georges Bank region. *ICES Journal of Marine Science*, vol.57, pp.723-730.
55. Gascuel D. (2009) Exploitation des ressources marines : quand la crise écologique compromet l'alimentation des pays du sud. *Revue Pour*, n°202, Ed GREP, Paris, 5p.

56. GBRMPA (Great Barrier Reef Marine Park Authority) (2010) Marine Park Management-Zonig-Commercial fishing. Page consultée le 12 mai 2010.
http://www.gbrmpa.gov.au/corp_site/management/zoning/commercial_fishing
57. GBRMPA (Great Barrier Reef Marine Park Authority) (2009) Great Barrier Reef Outlook Report, 192p.
58. 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. 89p.
59. Gell F.R. & Roberts C.M. (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, vol.18, n°9, pp.448-455.
60. Goñi 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.
61. Grift, R.E., Tulp, I., Clarke, L., Damm, U., McLay, A., Reeves, S., Vigneau, J., Weber, W. (2004) Assessment of the ecological effects of the Plaice Box. *Report of the European Commission Expert Working Group to evaluate the Shetland and Plaice boxes*. Brussels, 121p.
62. Grüss A., Kaplan D.M., Guénette S., Roberts C.M., Botsford L.W. (2008) Consequences of Adult and Juvenile Movement for Marine Protected Areas: What Do We Know and Where Should We Be Going? *Biological Conservation*.
63. Guénette S. & Gascuel D. (2008) Shifting baseline in the Celtic Sea and Bay of Biscay and consequences for fisheries management. *ICES Journal of Marine Sciences*.
64. Guénette S. & Pitcher T.J. (1999) An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. *Fisheries Research*, vol.39, pp.295-303.
65. Guénette S., Pitcher T.J., Walter, C.J. (2000) The potential of marine reserves for the management of northern cod in Newfoundland. *Essential Fish Habitat and Marine Reserves, Bulletin of Marine Science*, vol.66, pp.831-852.
66. Guenther C. (2008) Socioeconomic changes in the commercial California spiny lobster fishery around Channel Islands. Special session of the California Islands Symposium about the first five years of monitoring the Channel Islands Marine Protected Area network. (http://www.dfg.ca.gov/marine/channel_islands/specialsession.asp)
67. Guillemot N., Leopold M., Cuif M., Chabanet P. (2009) Characterization and management of informal fisheries confronted with socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific). *Fisheries Research*, vol.98, pp.51-61.
68. 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.
69. Hamilton S.L., Caselle J.E., Malone D.P., Carr M.H. (2009) Incorporating biogeography into evaluations of the Channel Islands marine reserve network. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 6p.
70. Hannesson R. (1998) Marine Reserves: What would they accomplish? *Marine Resource Economics*, vol.13, pp.159-170.
71. Harmelin-Vivien M. et al (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.
72. Hart D.R. (2006) When do marine reserves increase fishery yields? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.63, pp.1445-1449.
73. Hart D.R. & Rago P.J. (2006) Long-term dynamics of US Atlantic sea scallop *Placopecten magellanicus* populations. *North American Journal of Fisheries Management*, vol.26, pp.490-501.
74. Hauser L., Adcock G.J., Smith P.J., Bernal Ramírez J.H., Carvalho G.R. (2002) Loss of microsatellite diversity and low effective population size in an overexploited of New Zealand snapper (*Pagrus*

- auratus*). *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol.99, n°18, pp.11742-11747.
75. Hiddink J.G. & Hofstede R.T. (2008) Climate induced increases species richness of marine fishes. *Global Change Biology*, vol.14, pp.453-460.
 76. 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.
 77. Holland D. (2000) A bioeconomic model of sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.57(6), pp.1307-1319.
 78. ICCAT (2009) Report of the standing committee on research and statistics (SCRS), 5-9 octobre, Madrid, 270p.
 79. 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.
 80. ICES (2008) Report of the ICES Advisory Committee 2008 – Celtic Sea and West of Scotland. *ICES Advice*, 2008. Book 5, 267, pp.
 81. Imeson R.J. & Van Den Bergh J.C.J.M. (2006) Policy failure and stakeholder dissatisfaction in complex ecosystem management: The case on the Dutch Wadden Sea shellfishery. *Ecological Economics*, vol.56, pp.488-507.
 82. Jennings S., Kaiser M.J., Reynolds J.D. (2001) *Marine Fisheries Ecology*. Ed. Blackwell Science, 417p.
 83. Jollit I., Léopold M., Guillemot N., David G., Chabanet P., Lebigre J-M., Ferraris J. (2010) Geographical aspects of informal reef fishery systems in New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin*, vol.61, pp.585-597.
 84. Jovenel J.Y., Bachet F., Charbonnel E.E., Daniel B. (2005) Suivi des peuplements de poissons de la réserve de Cap-Couronne, Bilan 1995-2004, P2A Développement/Parc Marin de la Côte Bleue, 98p.
 85. Kaiser M.J., Clarke K.R., Hinz H., Austen M.C.V., Somerfield P.J., Karakassis I. (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, vol.311, pp1-14.
 86. Kaplan D.M. (2009) Fish life histories and marine protected areas: an odd couple? *Marine Ecology Progress Series*, vol.377, pp. 213-225.
 87. Kaplan D.M. Chassot E., Gruss A., Fonteneau A. (2010a) Pelagic MPAs: the devil is in the details. *Trends in Ecology and Evolution*, vol.25, n°2, pp.62-63
 88. Kaplan D.M., Planes S., Fauvelot C., Brochier T., Lett C., Bodin N., Le Loc'h F., Tremblay Y., Georges J.Y. (2010b) New tools for the spatial management of living marine resources. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol.2, pp.88-93.
 89. Kelleher K. (2008) Les rejets des pêcheries maritimes mondiales. Une mise à jour. *FAO Document technique sur les pêches*, n°470, Rome, FAO, 147p.
 90. Kostecki C., Rochette S., Girardin R., Blanchard M., Desroy N., Le Pape O. (soumis) Reduction of flatfishes habitat as a consequence of the proliferation of an invasive mollusc. 20p
 91. Laffoley D. D'A, ed. (2008) Vers un réseau de Protection des Aires Marines. Le Plan d'Action MAP pour la Commission Mondiale des Aires Protégées de l'IUCN WPCA, Gland, Suisse, 20p.
 92. Lauck T., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R. (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, 8(1), suppl., pp.S72-S78.
 93. Law R. (2007) Fisheries-induced evolution: present status and future directions. *Marine Ecology Progress Series*, vol.335, pp.271-277.
 94. Legrand V., Mace L., Bouchaud B., Pacary S., Parrad G. (2006) Suivi de la réserve à homards de Blainville sur mer, mai 2006, 15p.

95. 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.
96. Le Pape O. (2005) Les habitats halieutiques essentiels en milieu côtier. Les identifier, comprendre leur fonctionnement et suivre leur qualité pour mieux gérer et pérenniser les ressources marines exploitées. L'exemple des nourriceries côtières de poissons plats. *Mémoire d'habilitation à diriger des recherches*. Université de Bretagne Occidentale, Brest, 21 mars 2005. 80p.
97. Lindholm J., Knight A., Kline D., Domeier M. (2008) How far do fish move relative to MPA boundaries? Results from acoustic tagging of fish in the Channel Islands. *Special session of the California Islands Symposium about the first five years of monitoring the Channel Islands Marine Protected Area network*. (http://www.dfg.ca.gov/marine/channel_islands/specialsession.asp)
98. Little L.R., Punt A.E., Mapstone B.D., Begg G.A., Goldman B., Ellis N. (2009) Different responses to area closures and effort controls for sedentary and migratory harvested species in a multispecies coral reef linefishery. *ICES Journal of Marine Science*, vol.66: 000–000.
99. 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*.
100. Marencic H. (Ed.) (2009) The Wadden Sea – Introduction. Thematic report n°1, 24p. In: Marencic H., Vlas J.de (Eds) (2009) Quality status report 2009 – Wadden Sea Ecosystem, n°25, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
101. Maury O. & Gascuel D. (1999) SHADYS (simulateur halieutique de dynamiques spatiales), un simulateur numérique de pêcheries lié à un système d'informations géographiques (SIG). Application à l'étude d'une réserve marine. *Aquatic Living Resources*, vol.12, n°2, pp.77-88.
102. Ménesguen A., coord (2001) *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France*. Rapport IFREMER pour la Commission Européenne, DEL/EC/01.02, 59p.
103. MSC (2010) MSC Fishery Fact Sheet: South West (Cornwall) mackerel handline. Page consultée le 12 mai 2010: <http://www.msc.org/documents/fisheries-factsheets/SW%20Cornish%20handline%20mackerel%20-%20FFS%20-%20A4%20FINAL.pdf>
104. Ministère des ressources maritimes de Polynésie française (2010) Statistiques de la pêche et de l'aquaculture pour 2008. Page consultée le 12 mai 2010. <http://www.mer.gov.pf>
105. Moffitt E.A., Botsford L.W., Kaplan D.M., O'Farrell M.R. (2009) Marine reserve networks for species that move within a home range. *Ecological Applications*, vol.19(7), pp.1835-1847.
106. Mora C., Andréfouët S., Costello M.J., Kranenburg C., Rollo A., Veron J., Gaston K.J., Myers R.A.; (2006) Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science*, vol.312, n°5781, pp.1750-1751.
107. Mouillot D., Tomasini J.A., Culioli J-M., Do Chi T. (2008) Développement durable de la pêche artisanale sur le site de la réserve naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse du Sud). *Programme MEDD LITEAU 2 : Gestion intégrée des zones côtières*, 22p.
108. Murawski S.A., Brown R., Lai H-L., Rago P.J., Hendrickson L. (2000) Large-scale closed areas as a fisheries management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. *Bulletin of Marine Science*, vol.66, pp.775-798.
109. Murawski S. A., Wigley S. E., Fogarty M. J., Rago P. J., Mountain D. G. (2005) Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, vol.62, pp.1150-1167.
110. Nehls G., Witte S., Dankers N., Vlas J., Quirijns F., Kristensen P.S (2009a) Fishery. Thematic Report N° 3.3. In: Marencic H. & Vlas J. de (Eds), (2009a). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem N°25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.

111. Nehls G., Witte S., Büttger H., Dankers N., Jansen J., Millat G., Herlyn M., Markert A., Kristensen P.S., Ruth M., Buschbaum C., Wehrmann A. (2009b) Beds of blue mussels and Pacific oysters. Thematic Report N°11. In: Marencic H. & Vlas J. de (Eds.), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem N° 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
112. Neigel J.E. (2003) Species-area relationships and marine conservation. *Ecological Applications*, vol.13(1) Suppl., pp.S138-S145.
113. Norse E.A., Crowder L.B., Gjerde K., Hyrenbach D., Roberts C., Safina C., Soulé M.E. (2005) Place-based ecosystem management in the open ocean. In: Norse E.A. et Crowder L.B. (eds.) Marine conservation biology: The science of maintaining the sea's biodiversity, pp.302–327.
114. Pala C. (2009) Protecting the last great tuna stocks. *Science*, vol.324, p.1133.
115. Parc Marin de la Côte Bleue (2010) Suivi de la zone maritime protégée de Carry-le-Rouet. Page consultée le 30 juillet 2010. <http://www.parcmarincotebleue.fr/Page%20etudes/Etudes.html>
116. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans (2007) The Science of Marine Reserves (2nd edition, International version), 22p. Disponible sur : www.piscoweb.org
117. Pastoors M.A., Rijnsdorp A.D., Van Beek F.A. (2000) Effects of partially closed area in the North Sea ("Plaice box") on stock development of plaice. *ICES Journal of Marine Science*, vol.57, pp.1014-1022.
118. Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F. (1998) Fishind down marine food webs. *Science*, vol.279, 6 février 1998, pp.860-863.
119. Pauly D. & Watson R. (2005) Background and interpretation of the "Marine Trophic Index" as a measure of biodiversity. *Philosophical transactions of the royal society B*, vol.360, pp.415-423.
120. Pelletier D. & Magal P. (1996) Dynamics of a migratory population under different fishing effort allocation schemes in time and space. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.53, pp.1186-1199.
121. Pérez-Ruzafa A., González-Wangüemert M., Lenfant P., Marcos C., García-Charton J.A. (2006) Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation*, vol.129, pp.244-255.
122. Pitchford J.W., Codling E.A., Psarra D. (2007) Uncertainty and sustainability in fisheries and the benefit of marine protected areas. *Ecological Modelling*, vol.207, pp.286-292.
123. Planes S., García-Charton J.A., Marcos C., Pérez-Ruzafa A. (2008) Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union. EMPAFISH Project, Booklet n°1. Editum, 158p.
124. Preuss B., Pelletier D., Wantiez L., Letourneur Y., Sarramegna S., Kulbicki M., Galzin R., Ferraris J. (2009) Considering multiple-species attributes to understand better the effects of successive changes in protection status on a coral reef fish assemblage. *International Council for the Exploration of the Sea*, pp.170-179.
125. Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (2007) Plan de gestion de la réserve naturelle des Bouches de Bonifacio. 2007-2011, 80p.
126. Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (2010) Les données scientifiques. Page consultée le 7 septembre 2010 : http://www.parcmarin.com/parc.php?p=don_fr
127. Rijndorp A.D., Piet G.J., Poos J.J. (2001) Effort allocation of the Dutch beam trawl fleet in response to a temporarily closed area in the North Sea. *International Council for the Exploration of the Sea*, Copenhagen, Danemark, ICES CM 2001/N:01, 17p.
128. 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.
129. Roberts C.M. & Hawkins J.P. (2000) Fully-protected marine reserves: a guide. *WWF Endangered Seas Campaign*, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK, 137p.

130. Rochette S., Rivot E., Morin J., Mackinson S., Riou P., Le Pape O. (2010) Effect of nursery habitat degradation on flatfish population : Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). *Journal of Sea Research*, vol.64, pp.34-44.
131. Rogers S.I. (1997) A review of closed areas in the United Kingdom Exclusive Economic Zone. *CEFAS, Science Series Technical Report*, Lowestoft, n°106, 20p.
132. Rolland E. (2010) Suivi spatiotemporel des communautés de poissons des Aires Marines Protégées du Parc du Grand Nouméa de Nouvelle-Calédonie et contribution à la mise en place d'indicateurs comme outils d'aide à la gestion. Rapport de stage de Master 2 Sciences Pour l'Environnement - Université de la Rochelle, 98p.
133. 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.
134. 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.
135. 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.
136. Sale P.F., Cowen R.K., Danilowicz B.S., Jones G.P., Kritzer J.P., Lindeman K.C., Planes S., Polunin N., Russ G.R., Sadovy Y.J., Steneck S. (2005) Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, vol.20, n°2, pp.74-80.
137. Sanchirico J.N., Cochran K.A., Emerson P.M. (2002) Marine Protected Areas: economic and social implications. *Resources for the future*, Discussion Paper, pp.2-26.
138. Shanks A.L., Grantham B.A., Carr M.H. (2003) Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*, vol.13(1) Suppl., pp.S159-S169.
139. 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.
140. Stachowicz J.J., Whitlatch R.B., Osman R.W. (1999) Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science*, vol.286, pp.1577-1579.
141. 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.
142. Sumaila U.R., Zeller D., Watson R., Alder J., Pauly D. (2007) Potential costs and benefits of marine reserves in the high seas. *Marine Ecology Progress Series*, vol.345, pp.305-310.
143. Sweeting C.J. & Polunin N.V.C (2005) Marine protected areas for management of temperate north Atlantic fisheries. *Rapport pour le DEFRA*, 64p.
144. TAAF (2010) La pêche dans les terres australes françaises. Page consultée le 14 septembre 2010. http://www.taaf.fr/rubriques/peche/pecheSubantarctiques/pecheSubantarctiques_caracteristiques.htm
145. Tian R.C., Chen C., Stokesbury K.D.E., Rothschild B.J., Cowles G.W., Xu Q., Hu S., Harris B.P., Marino II M.C. (2009) Dispersal and settlement of sea scallop larvae spawned in the fishery closed areas on Georges Bank. *ICES Journal of Marine Science*, vol.66, pp.1-10.
146. Uriarte A., Alvarez P., Iversen S., Molloy J., Villamor B., Martíns M.M., Myklevol S. (2001) Spatial pattern of migration and recruitment of northeast Atlantic mackerel. *ICES Annual Science Conference*, 26-28 septembre 2001, ICES CM 2001/O: 17, 40p.
147. Van Keeken O.A., Van Hoppe M., Grift R.E., Rijnsdoorp A.D. (2004) The effects of change in the spatial distribution of juvenile plaice in the North Sea (*Pleuronectes platessa*) on the management of its stocks. *ICES*, 19p.

148. Verhulst S., Oosterbeek K, Rutten A.L., Ens B.J. (2004) Shellfish fishery severely reduces condition and survival of oystercatchers despite creation of large marine protected areas. *Ecology and Society*, vol.9(1), 17p.
149. Walters C. & 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*, vol.58(1), pp.39-50.
150. Wantiez L., Thollot P., Kulbicki M. (1997) Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs*, vol.16, pp.215-225.
151. Wood L.J., Fish L., Laughren J., Pauly D. (2008) Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action, *Oryx*, vol.42, pp.340-351.
152. 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.

En 2009, le Grenelle de la mer a conduit à la fixation d'objectifs chiffrés pour le développement des AMP. L'engagement 14a prévoit la création d'ici 2020 de 20 % d'AMP dont la moitié en réserves de pêche. L'engagement 21a propose de reconnaître les cantonnements de pêche pérennes comme un outil de gestion de la pêche joignant les objectifs de gestion durable des ressources naturelles et de préservation de la biodiversité.

Ce rapport a pour objectif d'apporter un éclairage scientifique et de poursuivre la réflexion engagée actuellement sur les suites à donner aux propositions du Grenelle de la mer relatives aux réserves de pêche.

AUTEURS (AGROCAMPUS OUEST)

Lucile Mesnildrey
Didier Gascuel
Marie Lesueur
Olivier Le Pape

pôle halieutique
Fisheries and Aquatic Sciences Centre
CELLULE ÉTUDES & TRANSFERT

CONTACTS

• AGROCAMPUS-OUEST

Olivier Le Pape : olivier.le_pape@agrocampus-ouest.fr

Lucile Mesnildrey : lucile.mesnildrey@agrocampus-ouest.fr

• Agence des aires marines protégées

François Gauthiez : francois.gauthiez@aires-marines.fr

Marie-Aude Sevin : marie-aude.sevin@aires-marines.fr

Stéphanie Tachaires : stephanie.tachaires@aires-marines.fr

Cellule Etudes et Transfert
Pôle halieutique

AGROCAMPUS OUEST

65 rue de Saint Briec

CS 84215 • 35042 Rennes Cedex

<http://www.agrocampus-ouest.fr/halieutique>