



UNIVERSITE MONTPELLIER II
Sciences et Techniques du Languedoc



THESE DE DOCTORAT
Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II

Discipline : Écosystèmes
École Doctorale : Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences,
Hydrosciences et Environnement

Présentée et soutenue publiquement par
Delphine ROCKLIN

A Montpellier, le 12 avril 2010

**Des modèles et des indicateurs pour évaluer la
performance des Aires Marines Protégées pour la
gestion des zones côtières
Application à la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio**

JURY

Pr. Patrice FRANCOUR, <i>Université de Nice-Sophia Antipolis</i>	Rapporteur
Dr. Stéphanie MAHEVAS, <i>IFREMER Nantes</i>	Rapporteur
Dr. Jean-Marc FROMENTIN, <i>IFREMER Sète</i>	Examineur
Dr. José Antonio GARCÍA CHARTON, <i>Universidad de Murcia</i>	Examineur
Dr. Dominique PELLETIER, <i>IFREMER Brest</i>	Directrice de thèse
Pr. David MOUILLOT, <i>Université Montpellier II</i>	Co-directeur de thèse

UNIVERSITE MONTPELLIER II
Sciences et Techniques du Languedoc

THESE DE DOCTORAT
Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II

Discipline : Écosystèmes
École Doctorale : Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences,
Hydrosciences et Environnement

Présentée et soutenue publiquement par
Delphine ROCKLIN

A Montpellier, le 12 avril 2010

**Des modèles et des indicateurs pour évaluer la
performance des Aires Marines Protégées pour la
gestion des zones côtières
Application à la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio**

JURY

Pr. Patrice FRANCOUR, <i>Université de Nice-Sophia Antipolis</i>	Rapporteur
Dr. Stéphanie MAHEVAS, <i>IFREMER Nantes</i>	Rapporteur
Dr. Jean-Marc FROMENTIN, <i>IFREMER Sète</i>	Examineur
Dr. José Antonio GARCÍA CHARTON, <i>Universidad de Murcia</i>	Examineur
Dr. Dominique PELLETIER, <i>IFREMER Brest</i>	Directrice de thèse
Pr. David MOUILLOT, <i>Université Montpellier II</i>	Co-directeur de thèse

Résumé

Les dernières décennies ont été marquées par un fort développement des techniques de pêche, contribuant à la surexploitation de nombreux stocks de ressources marines. Afin de limiter ce déclin et restaurer les communautés impactées, l'instauration de mesures de gestion s'est révélée nécessaire. Les Aires Marines Protégées (AMP), initialement développées pour protéger les habitats remarquables et la biodiversité associée, sont de plus en plus utilisées en tant qu'outil de gestion spatialisée des activités de pêche, de par les exports d'adultes et/ou la migration de larves depuis les zones protégées vers les pêcheries adjacentes.

L'objectif de cette thèse est d'évaluer à l'aide d'indicateurs et de modèles prédictifs l'impact de la mise en place de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse) sur les communautés de poissons et les bénéfices de ce type de gestion pour l'activité de pêche artisanale locale.

Les données de captures de la pêche artisanale du sud de la Corse nous ont permis de mettre en évidence de manière indirecte l'impact de la pêche plaisancière sur la structure et la biomasse des communautés de poissons exploitées. Bien que la forte diminution de l'effort de pêche dans la zone ait pu contribuer à une augmentation des captures par unité d'effort (CPUE), l'analyse sous forme de groupes de réponse nous a permis de mettre en évidence une augmentation différenciée des captures de la pêche artisanale en fonction de l'intérêt des espèces pour la chasse au harpon. Nous avons de plus développé un modèle et testé différents scénarios de gestion pour favoriser le maintien de la ressource de langouste rouge, en déclin dans la réserve, et à son exploitation durable. Nous avons remarqué que, bien que bénéfique pour de nombreuses espèces, la réglementation de la RNBB ne semble pas suffire à la protection d'une espèce emblématique, comme la langouste rouge. Les indicateurs issus de l'outil de modélisation ISIS-Fish nous ont permis de constater la nécessité d'une restriction plus importante de l'accès à cette ressource. Après avoir comparé plusieurs scénarios de gestion, il semble que l'autorisation de l'utilisation des filets ciblant la langouste uniquement pendant la haute saison touristique (juillet-août) pourrait limiter le déclin de sa population, tout en offrant à moyen et long terme un bénéfice pour les pêcheurs artisanaux, et ceci dans l'objectif d'une pêche durable.

Mots clés : Aires marines protégées ; pêche artisanale ; gestion des pêcheries ; ressource ; modélisation dynamique ; indicateurs ; gestion des zones côtières ; évaluation de scénarios ; conservation des écosystèmes

Abstract

These last decades have been characterized by a great development of fishing techniques, contributing to the overexploitation of numerous marine fish stocks. In order to limit this collapse and to restore impacted communities, the implementation of management measures was necessary. Marine Protected Areas (MPAs), initially developed to protect remarkable habitats and associated biodiversity, are more and more used as a tool for spatial management of fishing activities, by adult export and/or larvae migrations from protected zones to surrounding fisheries.

The aim of this PhD was to use indicators and predictive models for evaluating the impact of the Bonifacio Strait Natural Reserve (Corsica) implementation on fish communities and the benefits of such management measures for the local artisanal fishery.

Artisanal fishery catch data from south Corsica has permitted to highlight the indirect impact of recreational fishing on exploited fish communities structure and biomass. Although a decrease in fishing effort may contribute to increasing catches per unit effort (CPUE), the analysis using response groups helped us to reveal a distinct increase in the artisanal fishery catches for target species of spearfishing. We then developed a model and tested management scenarios for maintaining the spiny lobster resource, in decline in the reserve, into a sustainable exploitation way. Our results show that even if the BSNR legislation represents a benefit for many species, it is not sufficient to allow for the recovery of the red spiny lobster. Indicators issued from the ISIS-Fish model showed that higher restrictions on this resource access are necessary. After comparing various management measures, it appeared that the best compromise should be to authorize lobster nets use only during the summer season (July and August), for limiting the collapse of the population while offering a long term benefit for fishers, in the objective of sustainable fisheries.

Key words: Marine protected areas; artisanal fisheries; fishing management; resource; dynamic model; indicators; coastal areas management; scenarios evaluation; ecosystems conservation

Remerciements

Je tiens à adresser mes plus sincères remerciements à David Mouillot qui me connaît depuis maintenant une bonne paire d'années ! Merci de m'avoir soutenue pendant tout ce temps et de t'être démené pour que je puisse, enfin, faire cette thèse. Merci pour ta bonne humeur constante, ton optimisme incroyable, ton soutien pendant les périodes de doute (je n'oublierai pas le coup de fil improbable la veille de rendre ce « bébé »), et les sacrées idées que tu as su me suggérer. Je ne saurai pas trouver les mots pour exprimer vraiment tout cela.

Un grand merci également à Dominique Pelletier. Malgré ton programme « overbooké », nos discussions et tes commentaires ont été très constructifs. ISIS m'a donné du fil à retordre, à tel point que sur la fin je ne pouvais plus enlever le terme « satané »... plus ou moins affectueux, selon l'heure ! Merci surtout de m'avoir offert la possibilité de me lancer dans la grande aventure qu'est une thèse et d'avoir su me guider.

Je souhaite vraiment remercier ici Jean-Antoine Tomasini. Merci pour tes commentaires et tes réflexions toujours pointues, et ton acharnement à corriger jusqu'au moindre détail ce qui ne te semble pas parfait. Et derrière ton air faussement ronchon (qui va me manquer, pour sûr), j'ai eu la chance de découvrir une personnalité fantastique, un altruisme et une gentillesse envers son prochain qui manque trop souvent sur cette planète.

Je tiens à remercier sincèrement Ifremer, évidemment pour le soutien financier, mais surtout qui, malgré certaines complications, a toujours fait le maximum pour que je puisse effectuer ce travail jusqu'au bout, sans pâtir des nombreux obstacles qui ont jalonné ce parcours. J'adresse mes remerciements à l'Office de l'Environnement de la Corse qui a également contribué à réaliser ce travail de longue haleine, principalement en m'autorisant à utiliser les données nécessaires à cette étude.

Merci aux pêcheurs de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, sans qui cette thèse n'aurait pas pu voir le jour. J'ai réellement beaucoup apprécié ces 6 mois passés avec vous sur le terrain à compter vos poissons, malgré les longues attentes pour parfois vous entendre dire que le poisson était déjà débarqué....

Un grand merci à toute l'équipe Ecolag de l'Université de Montpellier et au laboratoire STH d'Ifremer Brest pour m'avoir accueillie. Merci à Solange et à Rachel, nos 2 supers-secrétaires, chacune à un bout de l'hexagone, qui savent régler d'une main de maître les moindres soucis administratifs, et toujours avec le sourire ! Un grand merci également à Joëlle Lopez de l'École Doctorale SIBAGHE, toujours si sympathique, et qui m'a remontée le moral tant de fois, grâce à son accent chantant et sa bonne humeur contagieuse.

Merci, merci surtout à tous les amis avec qui j'ai fait un sacré petit bout de route pendant ces 3 années (rallongées), avec qui j'ai adoré partager le(s) bureau(x) (que de déménagements !), les discussions, les rigolades, les milliers de cheesburgers-frites engloutis de chez Fred Pizza (ils m'ont tellement manqués à Brest !). Vraiment, quels moments inoubliables !

Je souhaite réellement remercier chacun d'entre vous, un par un, car vous côtoyer pendant ces quelques temps a été d'une réelle importance.

Camille, nous nous sommes rencontrés un matin à la sortie du ferry à Porto-Vecchio, avant de partager 4 mois de terrain, les bons moments avec les pêcheurs, les coups de gueule, et le café sur le port pour nous remettre de tout ça. Mon ancien « esclave », désormais affranchi et qui vole de ses propres ailes dans une thèse qu'il va mener avec un succès retentissant. Camille, ça a été vraiment génial ces quelques mois de terrain, merci pour ton caractère bien trempé, ta bonne humeur, et le sacré coup de main que tu m'as donné ! C'était un vrai plaisir de vous avoir rencontrés, toi et ta petite femme, jolie Séverine ! Toi aussi tu m'as beaucoup apporté, petit diable au visage d'ange !

Merci, mille fois merci, à la fameuse et inoubliable équipe des filles en « a » : Sofia, Frida, Hélène et Susanna ! Mais quelle équipe ! Et quelles soirées ! Que de débats passionnés, de rigolades franches, un sacré bout de vie. Court, trop court, mais intense !

Frida ma belle, tu nous a tous devancés, la petite famille s'est agrandie depuis la dernière fois où je t'ai vue, d'ailleurs, tu soutenais ta thèse ! Maintenant, il faut qu'on se retrouve pour aller savourer un bon verre de vin rouge du Languedoc, notre région d'adoption, quel bonheur ! Et alors, on bouffe ou on crève ?

Sofia, quel esprit, quelle philosophie (tu portes tellement bien ton nom), quelle aventure de parler avec toi ! Toutes ces discussions incroyables, ces réflexions... Le cinéma nous a rapprochées, ça a été un grand plaisir de partager avec toi toutes ces toiles. Et vivement mon prochain voyage à Mytilène ! Allez, on reprendra un scooter et en avant les filles !

Hélène, on se croise depuis le début de la fac, à La Rochelle. Ca fait un sacré bout de temps, hein ? Les années ne commençaient pas encore par un « 2 »... Puis nous nous sommes retrouvées, toutes deux très étonnées d'ailleurs, dans le même DEA, en Guadeloupe (il fallait le chercher !). Nous avons découvert et adoré les milieux tropicaux ensemble. Puis les retrouvailles à Montpellier ! Incroyable ! Ahhhh, mon écolo préférée ! On refait le monde à chaque fois, c'est vraiment génial. Merci pour cette énergie hors du commun.

Susanna, ton prénom chante le soleil de Sardaigne sous lequel j'ai grillé à tes côtés. Merci pour ta gentillesse, ton rire qui retentit et qui donne la bonne humeur à tous ceux qui l'entendent (surtout dans une salle de ciné, ça fonctionne à tous les coups). Ton esprit hors du commun, ta liberté de penser et d'être sont des atouts exceptionnels, et font de toi une personne tout simplement fantastique. Ne change pas.

A François le geek fana de R, tu m'as vraiment filé de sacrés coups de main, entre autres quand je me demandais comment faire apparaître une partie, mais une partie seulement du « ylab », en italique ! Lény, l'homme qui mange plus vite que son ombre, merci pour ta bonne humeur constante et ton flegme inégalable. Maud, notre princesse préférée, ça a été vraiment un très grand plaisir de nous battre ensemble, contre tous ces hommes qui se sont retrouvés majoritaires après le départ de Sofia et Frida, et contre les équipes inconnues du Shakespeare les mardi soirs ! Allez, le prochain objectif, passer la barre des 15 !!! A Dorothée, ça m'a fait tellement plaisir de te retrouver à Montpellier, après nous être connues (et oui, aussi) en Guadeloupe. Merci poulette pour ces moments partagés, d'être là quand il faut, les coups de fils aux bons moments. Au p'tit Seb, mon binôme d'escalade, oups, pardon, je dois dire maintenant Dr Trape, merci également à toi, qui te cache derrière une fausse timidité, mais finalement... pas si timide que ça, n'est-ce pas Barbe Rousse ? Kiki, toi aussi tu caches bien ton jeu, sous ton apparence de garçon modèle, mais pourtant personne n'oubliera tes charmants traits d'esprits !

A tous ceux aussi qui ne sont pas de l' « équipe » mais qui ont également beaucoup compté pour moi au cours de ces dernières années. Évidemment Gaëlle, ma coloc' Corse, la meilleure qui soit, et qui, comme Frida, nous a devancés. Merci pour ces 6 mois absolument géniaux passés à tes côtés dans cette maison qui restera pour moi un coin de paradis. Et voilà, à peine le dos tourné, je reviens, et vous êtes trois ! Merci aux Allumés de la Grande Toile, je ne peux pas oublier de les mentionner, tous ces bénévoles ultra-sympas qui font tourner autant que faire se peut le meilleur cinéma de toute la Bretagne et d'ailleurs. Merci à vous tous, avec qui j'ai partagé les soirées, les week-ends à découvrir d'autres horizons, à m'évader.

A tous ceux que j'ai oublié de mentionner, veuillez m'en excuser. Merci à tous d'avoir été là au cours du chemin. Merci à Claire, Aurélien, Anne-Sophie, Julia, Elodie, Jean-Marie, Jérôme, Eva, Bastien, Kevin, les Eric(s) du Lasaa et Dédé, et tous ceux qui se reconnaîtront.

A Santiago, tu as éclairé ma dernière année de thèse. *Mi pobrecito*, j'espère que je ne t'ai pas trop « nouillé » les derniers jours de rédaction, toi qui es toujours resté très calme et souriant, soutien nécessaire et apaisant.

Enfin et surtout, merci à ma famille, qui malgré le grand froid réputé de l'Est a un cœur ultra chaleureux. A ma grand-mère, à ma sœur et surtout à mes parents. Merci pour tout, sans vous je ne serais jamais arrivée jusque là. Vous m'avez toujours soutenue, sans hésitation (apparente du moins !), sans faille, pour que je puisse concrétiser mes rêves, dont le premier, le plus persistant et le plus fou pour une native de Belfort : travailler sur les dauphins...j'étais convaincue de cela depuis mon plus jeune âge, et l'air de rien, c'est ce rêve qui m'a servi de fil conducteur toutes ces années, qui m'a fait partir à La Rochelle une fois le bac en poche, et continuer toujours et encore dans l'écologie marine. Ca a porté ses fruits, la preuve est juste quelques pages plus bas. Merci à vous.

Table des matières

CHAPITRE I - Introduction générale..... 19

1.1 LES RESSOURCES HALIEUTIQUES CÔTIÈRES – DE LA SUREXPLOITATION DES STOCKS AUX CONSÉQUENCES ÉCOSYSTÉMIQUES	21
1.2. DES MESURES DE GESTION CONTRE LA SUREXPLOITATION DES STOCKS MONOSPÉCIFIQUES À LA GESTION ÉCOSYSTÉMIQUE DES PÊCHES	24
1.3. DE LA GESTION DES ESPÈCES EXPLOITÉES À LA GESTION DES ESPACES MARINS CÔTIERS : LES AIRES MARINES PROTÉGÉES.....	27
1.4. DES INDICATEURS AUX MODÈLES D'ÉVALUATION.....	31
1.5. OBJECTIFS DE LA THÈSE	34

CHAPITRE II - La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio : Présentation du site d'étude et collecte des données..... 39

2.1. LA RÉSERVE NATURELLE DES BOUCHES DE BONIFACIO DANS L'EXTRÊME SUD DE LA CORSE.....	41
2.1.1. <i>Contexte géographique et environnemental</i>	41
2.1.2 <i>Réglementation et historique de la RNBB</i>	41
2.2. LES OBJECTIFS DE LA RÉSERVE NATURELLE DES BOUCHES DE BONIFACIO :.....	45
2.2.1. <i>Protéger une biodiversité remarquable</i>	45
2.2.2. <i>Maintenir une pêche artisanale en déclin</i>	46
2.3. LES ACTIVITÉS DE PÊCHE DANS LA RNBB	46
2.3.1. <i>La pêche artisanale</i>	46
2.3.2. <i>La pêche industrielle</i>	49
2.3.3. <i>La pêche récréative</i>	50
2.4. DESCRIPTION DU JEU DE DONNÉES	51
2.5. LA COLLECTE DES DONNÉES 2007	55
2.6. SYNTHÈSE DES DONNÉES DISPONIBLES ET MÉTHODOLOGIE.....	58

CHAPITRE III - La pêche artisanale dans la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio : Dynamique spatio-temporelle des productions et des rendements, quantification des rejets et interactions avec les dauphins.....61

3.1. PROBLÉMATIQUE.....	63
3.2. OBJECTIFS	65
3.3 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS	66
3.4. DISCUSSION ET IMPLICATIONS.....	68

Manuscrit A p.73

Manuscrit B p.99

CHAPITRE IV - Maintenir la pêche artisanale en régulant la pêche récréative dans une AMP multi-usages : démonstration indirecte de l'impact de la chasse sous-marine et développement d'un indicateur synthétique 111

4.1. PROBLÉMATIQUE.....	113
4.2. OBJECTIFS	114
4.3. RÉSULTATS	115
4.4. DISCUSSION ET IMPLICATIONS.....	117

Manuscrit C p.121

CHAPITRE V - Du diagnostic à la scénarisation : quel futur pour les ressources de la RNBB face aux différentes pressions de pêche ?..... 153

5.1. PROBLÉMATIQUE.....	155
5.2. OBJECTIFS	158

5.3. RÉSULTATS	159
5.4. DISCUSSION ET IMPLICATIONS.....	160

Manuscrit D p. 163

Manuscrit E p.213

CHAPITRE VI - Discussion et perspectives..... 251

6.1. LA RÉSERVE NATURELLE DES BOUCHES DE BONIFACIO : SYNTHÈSE DES ÉTUDES EMPIRIQUES DE LA PERFORMANCE DE L'AMP	253
6.1.1. Prouver l'efficacité des AMP pour les pêches : avec quel type de données?	253
6.1.2. La RNBB est-elle performante ?.....	256
6.2. QUEL AVENIR POUR LES ZONES DE PROTECTION PARTIELLE ?	260
6.3. LES AMP : RÉELLEMENT EFFICACES OU EST-CE UN LEURRE ?.....	262
6.4. LES INDICATEURS : L'IMPORTANCE D'ÊTRE LIÉ DE MANIÈRE DIRECTE À UNE PRESSION DONNÉE	263
6.5. VERS UNE VISION PLUS GLOBALE POUR ÉVALUER L'EFFET RÉEL DES AMP.....	267
6.5.1. Et le changement global dans tout ça ?.....	268
6.5.2. La connectivité et la dispersion larvaire	271
6.6. PERSPECTIVES	274

BIBLIOGRAPHIE.....277

ANNEXES..... 299

Annexe 1 - Relations taille-poids (par classe de taille) des espèces observées dans les captures de la pêche artisanale.....	301
---	------------

Liste des Figures et Tableaux

Figure 1 : Trouver le bon compromis : quelles mesures de gestion pour quel objectif ? (issu de Worm et al. 2009).....;	36
Figure 2 : La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, Corse du sud, France	41
Figure 3 : La pêche au filet trémail (issu de Gazale et al. 1999).....	47
Figure 4 : La pêche à la palangre (issu de Gazale et al. 1999).....	48
Figure 5 : Nasse traditionnelle en Corse (<i>photo</i> : D. Rocklin)	49
Figure 6 : La pêche au chalut (issu de Gazale et al. 1999).....	50
Figure 7 : La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio et les secteurs de pêche	52
Figure 8 : Données disponibles et plan d'étude	54
Figure 9 : Les bateaux de la pêche artisanale, et le chalutier en arrière plan, à Bonifacio (<i>photo</i> : D. Rocklin)	56
Figure 10 : Captures d'un bateau de pêche artisanale, au débarquement (<i>photos</i> : D. Rocklin)	57
Figure 11 : Représentation des interactions trophiques au sein de l'écosystème marin des Bouches de Bonifacio, Corse du sud (C. Albouy)	155
Figure 12 : Évolution de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche et totale au cours de l'étude, dans le secteur 4 et dans le reste de la RNBB	265
Figure 13 : Pourquoi est-ce important d'adapter l'échelle d'analyse à notre étude ? Représentation de l'importance d'analyser les résultats selon les sous-groupes déterminés en fonction des hypothèses testées.....	266
Figure 14 : Température moyenne de surface du plateau continental en 1980 (a) et prédictions à l'horizon 2041-2060 (b) et 2070-2090 (c) (issu de Lasram, 2009).....	269
Figure 15 : Simulation de la dispersion de larves de langoustes dans les Bouche de Bonifacio au départ de plusieurs zones rocheuses de Corse (en blanc) et de Sardaigne (en rouge). "Patterns" de présence des larves 1, 2, 3 et 4 mois après le début de la ponte. La période de vie larvaire avant recrutement pour les langoustes rouges en Méditerranée est de 5 mois	273
Tableau 1 : Tableau récapitulatif des différents effets attendus des AMP (selon Polacheck 1990, Polunin & Roberts 1993, Boersma & Parrish 1999, Pelletier et al. 2005, Claudet 2006, García-Charton et al. 2008).....	29

Tableau 2 : Description des différents niveaux de protection de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio et la réglementation associée	43
Tableau 3 : Historique des zones de protection dans la RNBB	44
Tableau 4 : Estimation des effectifs de bateaux de pêche artisanale dans la RNBB en 2007, armés pour la pêche au filet.....	56
Tableau 5 : Nombre de fiches de pêche au filet récoltées au cours du terrain 2007, par mois et par secteur de pêche (HR = hors réserve)	57
Tableau 6 : Nombre de données collectées par mois et par port de pêche en 2007 pour évaluer l'effort de pêche moyen journalier	58
Tableau 7 : Nombre total de fiches de pêche récoltées par an et par secteur.....	58

CHAPITRE I

INTRODUCTION GENERALE

« Les montagnes, le ciel, la mer sont comme des visages dont on découvre l'aridité ou la splendeur, à force de regarder au lieu de voir »

Albert Camus

1.1 Les ressources halieutiques côtières – de la surexploitation des stocks aux conséquences écosystémiques

Les océans, qui recouvrent 71% de la surface de la planète, recèlent d'importantes ressources naturelles. Les zones côtières en particulier sont des écosystèmes d'une grande richesse, puisqu'ils fournissent à l'heure actuelle 80% des captures mondiales de la pêche (Sherman et al. 2009).

Pratiquée sur toute la surface du globe depuis des temps très anciens (Cury & Miserey 2008), la pêche était initialement une activité de subsistance pour de nombreuses populations côtières, leur offrant l'apport nécessaire en protéines animales (Botsford et al. 1997). Puis il s'est avéré qu'elle pouvait être également une importante source de revenus, et l'intégration de cette dimension économique a joué un rôle majeur dans son développement (Roberts & Polunin 1991, Holmlund & Hammer 1999, Ormerod 2003, Gomez et al. 2006). En 1883, Thomas Huxley, un biologiste britannique ami de Darwin, proclama lors de la *Fisheries exhibition* à Londres : « *Probably all the great sea fisheries are inexhaustible* ». L'effet combiné de l'évolution des techniques de pêche, du développement du commerce et de l'accroissement des efforts de pêche dans les années 1960-1970 a ainsi conduit à une augmentation continue des quantités prélevées dans les stocks sauvages.

Dans les années 1950, la production mondiale des pêches en mer était inférieure à 20 millions de tonnes. Elle s'est rapidement intensifiée pour atteindre dans les années 2000 des valeurs supérieures à 87 millions de tonnes. En 2006, la production mondiale des pêches marines a légèrement baissé à 82 millions de tonnes (FAO 2008). Ce rapide essor de la pêche a eu pour conséquence le déclin de nombreux stocks halieutiques (voir Encadré 1) pouvant aller jusqu'à une raréfaction des ressources ciblées (Cook et al. 1997, Pauly et al. 2002), démontrant que ce que nous pensions jusque là illimité, ne l'était finalement pas (Agardy 1994). En effet, on considère à l'heure actuelle que 8 % des stocks de poissons sont épuisés, 19 % sont surexploités, et 52 % sont pleinement exploités (FAO 2008).

Il est cependant important de rappeler que ces statistiques officielles ne sont basées que sur les captures déclarées, provenant généralement des pêches industrielles (Chuenpagdee et

al. 2006). Ainsi, de nombreuses données sont manquantes, entre autres une grande partie des données des pêches artisanales, des pêches de subsistance, mais également les rejets, non comptabilisés dans les captures de pêche, et enfin les captures non déclarées (Pauly 2006). De plus, les données des captures de la pêche récréative, non commercialisées et pour lesquelles des licences de pêche ne sont pas nécessairement obligatoires, sont rarement connues et donc non intégrées aux statistiques de pêche. Notons que les pêches artisanales, considérées comme des « petites pêches » ou « pêches aux petits métiers », emploient cependant la majorité des pêcheurs dans le monde, soit environ 12 millions de pêcheurs contre 0,5 millions pour la pêche industrielle, et capturent donc une part non négligeable de la production mondiale (Pauly 2006, Cury & Miserey 2008, Jacquet & Pauly 2008).

La pêche affecte les ressources de manière directe à travers la diminution de leur abondance pouvant aller jusqu'à leur extinction dans le cas d'une surexploitation (Jackson et al. 2001), avec des conséquences économiques graves (Jackson et al. 2001, Bene 2003, Lotze et al. 2006, Worm et al. 2006). Lorsque le taux d'exploitation augmente, les individus étant moins abondants, la recherche du poisson nécessite plus de temps en mer, accroissant la consommation de carburant. De plus, afin de faciliter leur recherche et leur prélèvement, de plus en plus de pêcheurs investissent dans des outils technologiques coûteux et des nouveaux équipements de pêche (bateaux plus puissants, filets plus profonds, plus résistants etc..). Dans ce cercle vicieux, il devient nécessaire de pêcher plus pour rentabiliser ces investissements. Malgré tout, les captures sont de plus en plus faibles, diminuant le revenu net de l'équipage.

La pêche affecte également les traits d'histoire de vie des individus : la longueur et l'âge moyen à maturité des poissons peuvent diminuer (Rochet 1998, Hutchings 2005) et la structure en taille des espèces peut être affectée (Jennings et al. 2002). Il a également été récemment démontré que les espèces exploitées présentent une plus grande variabilité temporelle en termes d'abondance que les espèces non-exploitées. Ce phénomène serait dû à un déséquilibre de la structure en âge des populations, réduisant leur capacité à faire face à des événements environnementaux extrêmes (Hsieh et al. 2006).

Encadré 1 : La pêche au cabillaud au Canada : le cas d'école de la conséquence directe de la surexploitation

Le cabillaud *Gadus morhua* de l'Atlantique nord-ouest est souvent cité comme un exemple flagrant des conséquences tragiques de la surexploitation des stocks.

Consommée depuis longtemps en Europe sous forme de morue salée, son exploitation plus intense a débutée à la fin du 15^{ième} siècle, dès la découverte de bancs importants au niveau de Terre-Neuve, au Canada (Cury & Miserey 2008). Cette espèce, de par sa croissance rapide et sa très forte fécondité, était très abondante, et représentait une « mine d'or » pour les pêcheurs.

La notion de surexploitation pour cette espèce n'a commencée à être soulevée qu'à partir des années 1950, avec la motorisation de la pêche et les progrès continus des techniques de pêche.

Les captures de cabillaud en Terre-Neuve sont ainsi passées d'environ 250 000 tonnes à la fin du 19^{ième} siècle à 810 000 tonnes en 1968 avant de s'effondrer.

On considère que depuis les années 1960, le stock de cabillaud de Terre-Neuve s'est effondré à hauteur de 99% et cette population fut classée en 2003 en voie de disparition (COSEPAC 2003). Cette surpêche n'a pas seulement eu des conséquences sur l'abondance de la population, mais également sur sa structure démographique (l'âge à maturité a diminué), entraînant une mortalité naturelle plus élevée (Hutchings 2005).

Cette évolution a conduit à la mise en place d'un moratoire en 1992 puis d'une fermeture totale en 2003 (Cury & Miserey 2008). Malgré cette mesure radicale, le stock ne s'est toujours pas rétabli. Les conséquences économiques de cette mauvaise gestion ont été considérables, avec la disparition d'au moins 30 000 emplois localement.

A une échelle plus grande, c'est l'ensemble de l'écosystème qui subit de manière indirecte l'impact des pêches, les espèces étant reliées entre elles par des relations proies-prédateurs (relations trophiques) voire des relations de facilitation (une espèce pouvant faciliter la présence et/ou la survie d'autres espèces). La pêche est un processus sélectif, et cible souvent les grands prédateurs, espèces de haut niveau trophique (Pauly et al. 1998). Or leur extraction affecte l'ensemble des communautés au travers des « cascades trophiques » et des effets « top-down » ou « bottom-up » (Myers & Worm 2003, Pinnegar & Polunin 2004,

Gascuel 2005). Prélever un prédateur A va permettre à ses proies B, moins chassées, de se développer ; l'augmentation d'abondance des proies B entraînera par conséquent une augmentation de la prédation de cette espèce B sur sa propre proie C (voir Encadré 2).

Encadré 2 : Les relations trophiques au cœur des conséquences indirectes de la pêche

Hughes (1994) a présenté un cas d'étude repris par Mangel (2005), décrivant les conséquences d'un cas de surexploitation en milieu tropical, impliquant les poissons perroquets, les récifs coralliens, les oursins et les algues : les poissons perroquets et les oursins se nourrissent d'algues qui sont en compétition pour l'espace avec les récifs coralliens. Or, la surpêche des poissons perroquets couplée à un épisode environnemental ayant décimé la population d'oursins, a fait disparaître les prédateurs qui limitaient la propagation des algues ; ces dernières ont alors recouvert le corail.

En Méditerranée, les Sparidés (*Diplodus sp.*) sont ciblés aussi bien par la pêche artisanale que par la pêche plaisancière. Leurs captures provoquent une diminution de la pression de prédation sur les oursins. Ces derniers voient alors leur abondance s'accroître, menant à une consommation plus importante des macro-algues, faisant place *in fine* à des zones désertiques (Sala 2004, Guidetti 2006).

De telles modifications affectent donc la qualité de l'écosystème (Pinnegar et al. 2000) et sa résilience, soit sa capacité à se reconstituer après avoir subi des perturbations environnementales (Bellwood et al. 2004, Hughes et al. 2005).

1.2. Des mesures de gestion contre la surexploitation des stocks monospécifiques à la gestion écosystémique des pêches

Afin de pouvoir maintenir le fonctionnement des écosystèmes côtiers et de profiter durablement des biens et des services qu'ils fournissent à l'humanité, il est nécessaire de conserver leur intégrité (Jackson et al. 2001, Pitcher 2001) en limitant la surexploitation de la ressource.

Diverses mesures de gestion, que l'on qualifie dorénavant de « traditionnelles » (García-Charton et al. 2008), ont été mises en œuvre depuis plus de 50 ans dans l'objectif de restaurer des stocks en déclin ou d'en préserver d'autres de manière préventive, afin de maintenir la ressource à un niveau permettant une exploitation durable.

Les premières mesures mises en place ont principalement consisté à gérer l'effort de pêche. Certains équipements de pêche ont été réglementés, en limitant le nombre et/ou la longueur des engins utilisés, ou en améliorant leur sélectivité. Pour réduire la pression de pêche, la taille des flottilles a été restreinte et le nombre de licences de pêche délivrées fut limité. Des fermetures temporelles de pêcheries ont été également parfois appliquées (Pelletier 2003), le plus souvent pour préserver les espèces cibles pendant les périodes de reproduction.

D'autres mesures ont pour objectif de limiter les prélèvements. Les TAC (totaux admissibles de captures), les quotas et les quotas individuels transférables ont été couramment utilisés (Hilborn 2007), souvent appliqués dans le cadre de pêcheries monospécifiques. Ces mesures imposent une limite de biomasse qu'il est autorisé de pêcher sans mettre la population en danger. L'estimation des valeurs limite s'appuie sur des modèles d'évaluation de stock dont certains (surplus production models (Schaefer 1954)) reposent sur le concept de prise maximale équilibrée (MSY, Maximum Sustainable Yield). Le MSY correspond à la quantité maximale que l'on peut prélever sans théoriquement risquer de mettre la population en danger. Cependant, les méthodes d'évaluation du MSY et sa crédibilité ont souvent été contestées. Larkin (1977) le présente ainsi : « *Any species each year produces a harvestable surplus, and if you take that much, and no more, you can go on getting it forever and ever (Amen). You only need to have as much effort as necessary to catch this magic amount, so to use more is wasteful of effort; to use less is wasteful of food* ».

Bien qu'elles aient été parfois couronnées de succès, les mesures de gestion traditionnelles n'ont pas toujours été suffisamment efficaces pour réduire la pression de pêche et protéger la biodiversité (Bohnsack & Ault 1996), et n'ont pas nécessairement permis la mise en place de pêches durables (Roberts & Polunin 1991, Roberts et al. 2005). Elles présentent en effet certains points faibles (Botsford et al. 1997, Sumaila et al. 2000).

Le problème majeur des quotas est qu'ils s'appliquent à une seule espèce à la fois, ce qui se révèle mal adapté dans le cas de pêcheries multi-spécifiques (Roberts & Polunin 1991). Définir des limites de quotas à toutes les espèces capturées est difficilement réalisable puisque l'effort de pêche permettant de capturer un quota diffère selon les espèces (Botsford et al. 1997, Hilborn et al. 2004).

Par ailleurs, le MSY repose sur une hypothèse forte d'équilibre de la population et de l'exploitation qui ne tient pas compte des aléas et des tendances. La variabilité environnementale affecte l'abondance des stocks, par exemple à travers le ralentissement de la croissance ou un mauvais recrutement (Haltuch et al. 2009) et cela peut compliquer la gestion des pêcheries (Rodwell & Roberts 2004).

La plupart de ces mesures de gestion traditionnelles ne permettent pas non plus de limiter l'impact négatif des activités de pêche sur les habitats (Botsford et al. 1997, Guénette et al. 1998, Jacquet & Pauly 2008) et sur les communautés benthiques (Hiddink et al. 2006), impact particulièrement important dans le cas de nombreuses pêches industrielles utilisant les arts traînants (Auster et al. 1996). Enfin, les relations trophiques et l'impact du prélèvement d'une espèce sur les autres composantes du système ne sont pas pris en compte dans ces mesures de gestion.

Face aux nombreuses limitations de ces mesures de gestion qualifiées de traditionnelles, il s'est avéré nécessaire de prendre en compte l'ensemble de composantes de l'écosystème, ce qui est aujourd'hui reconnu comme étant l'échelle appropriée pour l'intégration des connaissances scientifiques, l'évaluation et la gestion des ressources marines (Hall 1999, Cury & Miserey 2008). C'est dans ce contexte que l'approche écosystémique est apparue comme essentielle à partir des années 1980 (Polovina 1984, Agardy 1994, Botsford et al. 1997, Jennings & Kaiser 1998, Hall 1999, Agardy 2000, Pauly et al. 2002, Cury 2004, Jennings 2004).

1.3. De la gestion des espèces exploitées à la gestion des espaces marins côtiers : les aires marines protégées

Le concept d'aire protégée a été initialement développé dans le domaine terrestre avec la création en 1872 du parc national de Yellowstone (Etats-Unis), s'étendant sur près de 9 000 km². La création de zones protégées en milieu marin est relativement récente et la première Aire Marine Protégée (AMP) a été créée en 1935 en Floride (Randall 1968).

Selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN), une AMP correspond à « *tout domaine intertidal ou subtidal – avec la couche d'eau qui la recouvre, la flore, la faune, les caractéristiques historiques et culturelles associées - qui a été réservé par des lois ou par d'autres moyens, pour protéger tout ou partie de l'environnement qu'il délimite* » (Kelleher & Kenchington 1992). Les AMP sont par conséquent des outils de gestion susceptibles de répondre à l'approche écosystémique des pêches (Sumaila et al. 2000, García-Charton et al. 2008, Gilliland & Laffoley 2008), à travers la protection des différentes composantes de l'écosystème, y compris les habitats.

Les AMP sont généralement mises en place le long des zones côtières, comptant parmi les milieux les plus productifs de la planète (Myers & Worm 2003), mais qui, de par leur situation géographique, sont particulièrement vulnérables aux impacts anthropiques, comme les pollutions d'origine terrestre (Martínez et al. 2007). Les AMP sont principalement utilisées pour promouvoir la conservation à long terme des habitats et des espèces : elles s'appuient sur le concept d'utilisation durable des ressources, considérant que les ressources vivantes se réapprovisionnent naturellement, et peuvent ainsi être exploitées dans certaines limites (Agardy et al. 2003).

Au départ appelées « réserves marines », les AMP étaient initialement fermées à tous types d'activités, et formaient des « zones de protection intégrale » ou « zones de non-prélèvement » (ZNP) (Bell 1983, García-Rubies & Zabala 1990, Polunin & Roberts 1993). Cependant, en raison de pressions économiques et sociales (Francour et al. 2001), et puisque les objectifs de gestion de l'environnement marin côtier sont multiples, elles sont dorénavant de plus en plus envisagées sous forme d'un ensemble de zones présentant des réglementations variées. Elles offrent ainsi la possibilité de spatialiser les différents usages, notamment sous la

forme de « zones de protection partielle », où certaines activités sont règlementées. Les AMP sont donc des outils de gestion particulièrement flexibles et adaptables aux contraintes et aux objectifs.

Aussi, leur nombre n'a cessé d'augmenter. En 1985, elles étaient 430 (Silva et al. 1986) puis en 1995, on en recensait environ 1300 dans le monde, couvrant une moyenne de 1 584 ha (Kelleher et al. 1995, Boersma & Parrish 1999). A l'heure actuelle, il existe plus de 5 000 ZNP dans le monde, mais qui ne représentent finalement que 0,7% de la surface des océans (WDPA), alors que les zones terrestres protégées recouvrent au total 750 millions d'hectares, soit 5,1% de la surface terrestre. Cependant, les aires marines sont encore vouées à être développées (Mora et al. 2006), puisque les objectifs internationaux imposent une protection de 10% de la surface marine d'ici 2010 (CBD 2005). En France, les objectifs sont d'ici 2012 de créer 10 parcs naturels marins, et de classer 10% de la surface marine française en AMP. Ainsi, les AMP doivent représenter 20% de la surface marine française d'ici à l'horizon 2020 (Grenelle 2009).

Mettre en place des AMP se traduit par des conséquences non seulement sur les ressources vivantes (à l'échelle de la population ou de la communauté d'espèces) et sur les habitats, mais également sur l'activité économique et sociale de la zone concernée (Tableau 1).

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des différents effets attendus des AMP (selon Polacheck 1990, Polunin & Roberts 1993, Boersma & Parrish 1999, Pelletier et al. 2005, Claudet 2006, García-Charton et al. 2008)

D'UN POINT DE VUE ECOLOGIQUE

A l'échelle de l'écosystème

Protègent la biodiversité
 Augmentent la résilience et la stabilité des écosystèmes
 Limitent les modifications de la structure des communautés
 Limitent l'introduction d'espèces exotiques
 Protègent les habitats
 Limitent les dégradations (pollutions...)

A l'échelle des populations

Conservent les stocks sauvages
 Augmentent la diversité locale
 Restaurent la structure des assemblages
 Protègent le stock de reproducteurs
 Protègent les recrues

A l'échelle de l'espèce

Augmentent les biomasses et les abondances
 Augmentent la taille moyenne des individus
 Augmentent la fécondité des femelles
 Augmentent les rendements par recrue
 Diminuent les mortalités naturelles
 Diminuent les mortalités par pêche

D'UN POINT DE VUE HALIEUTIQUE

Augmentent les rendements des pêcheries adjacentes (exports)
 Diminuent les conflits entre usagers

D'UN POINT DE VUE SOCIAL

Augmentent la valeur emblématique de la zone protégée
 Soutiennent l'économie locale (tourisme)
 Favorisent la création d'emplois

L'objectif initial des AMP est la conservation : en protégeant une zone dans son ensemble, à savoir aussi bien les habitats que les habitants, elles sont destinées à maintenir ou restaurer la biodiversité (Bohnsack & Ault 1996, Dayton et al. 2000), et à protéger des espèces emblématiques et/ou en danger dans leur environnement. Il est attendu qu'elles maintiennent alors les fonctions et l'intégrité de l'écosystème, en offrant un refuge spatial permanent (Sobel & Dahlgren 2004, Worm et al. 2006). C'était le cas, par exemple, des zones de grands fonds, que l'on pouvait qualifier de refuges naturels, puisque les techniques de pêche ne permettaient pas à l'époque de les atteindre (Bohnsack & Ault 1996, Agardy et al.

2003, Gell & Roberts 2003a). Elles peuvent ainsi offrir l'opportunité d'appliquer l'approche de précaution en protégeant les ressources marines de dangers tels que la surexploitation, la destruction des habitats et la pollution (Eichbaum et al. 1996). Les AMP sont supposées être particulièrement efficaces pour les espèces démersales et benthiques à longue espérance de vie, dont la dispersion larvaire est planctonique et les adultes sédentaires, comme c'est le cas pour les invertébrés ou les poissons de roche (Hasting & Botsford 1999). Par contre, leur efficacité paraît limitée pour des espèces migratrices, passant seulement une courte partie de leur vie dans l'AMP (Bohnsack 1996).

Les bénéfices attendus des AMP ne concernent pas uniquement la conservation ou la restauration de la biodiversité (à l'échelle des peuplements ou à l'échelle monospécifique pour les espèces protégées ou emblématiques), mais également le soutien des pêcheries adjacentes à travers deux phénomènes : (1) l'exportation de biomasse exploitable hors de la zone protégée, phénomène appelé « spillover », et (2) l'augmentation du nombre d'œufs pondus dans l'AMP et l'exportation de larves vers les zones accessibles à la pêche (Guénette et al. 1998, Hilborn et al. 2004, Eggleston & Parsons 2008, Perez-Ruzafa et al. 2008). Les AMP sont maintenant considérées comme des outils de gestion des pêches et peuvent fournir de la biomasse supplémentaire pour les pêcheries (Russ et al. 2004), cependant leur utilité en tant qu'outil de gestion des pêches est toujours à démontrer (Hilborn et al. 2004, Gardmark et al. 2006). En effet, il apparaît qu'assez peu d'études aient permis de prouver le bénéfice réel d'une AMP pour les pêcheries (Roberts et al. 2001, Kraus et al. 2009). Cependant, il semblerait que dans le cas de pêcheries monospécifiques, ciblant des espèces pélagiques ou très mobiles, les AMP fournissent *a priori* peu de bénéfices en comparaison des outils conventionnels de gestion des pêches, comme les quotas ou les fermetures saisonnières (Hilborn et al. 2004).

Au-delà des objectifs de conservation et de gestion des ressources, les AMP, principalement sous la forme de zones de protection partielle, constituent également un outil pour la gestion côtière. Elles peuvent par exemple contribuer à gérer des conflits d'usages entre les différents acteurs du milieu marin (Agardy et al. 2003, Cadiou et al. 2009). Elles permettent également de faciliter le partage de la ressource, d'organiser et de spatialiser les différentes activités marines, pour pallier aux conséquences de l'incompatibilité des activités (Day 2002).

1.4. Des indicateurs aux modèles d'évaluation

Un indicateur est une variable qualitative ou quantitative directement reliée aux objectifs de gestion ou aux questions scientifiques (FAO 1999, Pelletier et al. 2005). Il représente le plus souvent une valeur mathématique simplifiée condensant l'information sur un phénomène que l'on cherche à expliquer, et s'exprime généralement sous forme d'un nombre. Mais un indicateur peut également être qualitatif. C'est le cas pour les espèces indicatrices, qui sont représentatives d'un certain type de sites ou de perturbations (Dufrene & Legendre 1997, Mouillot et al. 2002). De nombreuses métriques, qui seront considérées comme des indicateurs une fois validées, existent et d'autres sont régulièrement développées, intégrant diverses informations. Elles peuvent prendre en compte l'ensemble de l'assemblage comme les indices de diversité taxonomique (Warwick & Clarke 1995, Hall & Greenstreet 1998, Warwick & Clarke 1998) ou le niveau trophique moyen (Pauly et al. 1998), ou seulement une partie représentative de l'assemblage, comme l'indicateur FAST (Seytre & Francour 2009), ou encore cibler des communautés reconnues comme étant sensibles aux perturbations environnementales comme l'indice BITS (Mistri & Munari 2008).

Dans le domaine du suivi des peuplements ichtyologiques, de nombreuses variables peuvent être étudiées : la densité d'abondance (Denny & Babcock 2004, La Mesa et al. 2006a), la biomasse, les captures par unité d'effort (CPUE), la richesse spécifique, la distribution en taille, la taille moyenne, le sex ratio, l'indice de recrutement... (Pelletier et al. 2005). Ces métriques peuvent de plus être évaluées à différentes échelles : de l'espèce, du genre, de la famille ou encore de la communauté.

Les indicateurs peuvent aussi être étudiés en incluant la notion de pression de pêche, avec, par exemple, le taux d'exploitation d'une espèce (Rochet & Trenkel 2003), ou en considérant uniquement l'impact sur les espèces ciblées, comme c'est le cas pour la longueur moyenne à maturité sexuelle ou l'abondance de la population.

La pertinence d'un indicateur est quantifiée par la force du lien entre la valeur prise par cet indicateur et l'effet auquel il est supposé se rapporter. Il est alors nécessaire de poser des hypothèses préalables quant à l'évolution attendue des indicateurs étudiés, puis de confronter la réponse de l'indicateur à l'effet recherché. Un indicateur peut être utilisé pour établir des

diagnostics et évaluer les risques relatifs aux modifications de l'écosystème (Amand et al. 2004). Ils doivent représenter l'état ou la dynamique d'un système. En halieutique, les indicateurs permettent le plus souvent de mettre en évidence l'impact de la pêche et la performance des mesures de gestion (Garcia et al. 1999).

Un point de référence peut parfois être associé à un indicateur. Il s'agit d'une valeur seuil, ayant une signification particulière, selon l'objectif poursuivi. Dans le cadre de la gestion des stocks, les points de référence peuvent être le taux d'exploitation limite à ne pas dépasser, comme le MSY (Jacobson et al. 2002, Punt et al. 2008). Dans le contexte des AMP, la définition des valeurs de référence nécessite des informations provenant de zones depuis longtemps protégées, et considérées comme étant à l'équilibre. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, la tendance dans le temps des indicateurs est utilisée, ce qui est souvent le cas pour l'évaluation de l'effet de la pêche (Trenkel & Rochet 2003, Jennings 2005).

Les indicateurs peuvent alors être obtenus à partir de données récoltées sur le terrain, comme dans le cas des approches empiriques, ou peuvent être issus de modèles (Claudet 2006, Pelletier et al. 2008). Dans le cas de l'étude de la performance d'une AMP, l'approche empirique consiste à analyser des séries temporelles de données de terrain pour évaluer les valeurs des indicateurs attendus et informer sur l'effet de la mise en place des mesures de protection. Cependant, la mise en évidence de tels effets nécessite plusieurs années de suivi, et les résultats ne sont disponibles que tardivement, ce qui ne correspond pas nécessairement aux attentes des gestionnaires qui auraient besoin, en plus d'outils de diagnostic, d'outils d'anticipation concernant les effets à venir de mesures de gestion envisagées ou déjà mises en place.

De plus, l'interprétation des résultats des indicateurs obtenus à la suite des analyses empiriques est souvent délicate, et plusieurs limitations sont à prendre en compte (Piet & Jennings 2005). Tout d'abord, les liens de causalité entre les processus et les valeurs observées des indicateurs ne sont pas nécessairement clairement définis et les relations ne sont pas toujours linéaires (Lorenzen et al. 2006). Par ailleurs, plusieurs facteurs peuvent interagir, et évaluer dans ce cas la part de chacun d'entre eux requiert un protocole croisant ces différents facteurs, ce qui peut se révéler infaisable en pratique. Souvent, plusieurs

indicateurs sont calculés et interprétés, mais peuvent donner des signaux contradictoires compliquant l'analyse du diagnostic d'ensemble.

Afin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents au fonctionnement des écosystèmes et des communautés, il est primordial de pouvoir étudier l'impact d'un facteur défini, tous les autres facteurs environnementaux étant fixes par ailleurs. Ainsi, les variations observées des valeurs des indicateurs seront en réponse directe à l'effet testé.

Selon Morris (1991), les modèles sont à l'origine des expressions mathématiques qui peuvent être par la suite traduits sous la forme de programmes informatiques. Ils consistent en *inputs* (paramètres d'entrée du modèle) qui, lorsqu'ils sont évalués, produisent des *outputs* (valeurs de sortie du modèle). Les modèles dynamiques sont développés pour représenter au mieux le fonctionnement d'un système étudié (Walters et al. 2007), et les sorties de ces modèles servent à construire des indicateurs dont la valeur représente l'état présent ou des valeurs futures, en relation avec la dynamique du système étudié (Pelletier et al. 2008). Contrairement aux approches empiriques, les modèles permettent de générer des hypothèses, de tester leurs conséquences sur le système et de confronter les résultats obtenus sur le long terme, par exemple en faisant volontairement varier certains facteurs de pression seuls ou en testant leurs interactions, tous les autres facteurs étant fixes par ailleurs.

Plusieurs modèles dynamiques ont été développés ces dernières années, offrant la possibilité de tester les effets de la pêche et de la mise en place d'AMP sur les communautés marines et les pêcheries (Pelletier & Mahévas 2005). La plupart de ces modèles sont développés à l'échelle monospécifique, tandis que peu considèrent plusieurs espèces (Gerber et al. 2003). ISIS-Fish est un modèle multispécifique, mais actuellement utilisé pour un nombre limité d'espèces (Drouineau et al. 2006, Kraus et al. 2009). Par contre, il est spatialement et temporellement explicite, permettant de modéliser à une échelle fine les processus démographiques, la dynamique de l'exploitation et des mesures de gestion. Il est destiné à explorer l'impact de différents types de mesures de gestion dont font partie les AMP (Pelletier et al. 2008). Ecosim, Ecospace (Polovina 1984, Pauly et al. 2000, Christensen & Walters 2004) sont, avec Osmose (Shin & Cury 2001), des modèles multispécifiques utilisant les relations trophiques basées sur la conservation des flux de biomasse pour le premier, incluant tous les compartiments de l'écosystème marin, et sur la taille des individus pour le second, décrivant les écosystèmes depuis le plancton jusqu'aux

plus grands poissons (Travers et al. 2010). Ces modèles sont principalement utilisés pour explorer l'impact des pêches sur l'ensemble de l'écosystème marin. Cependant, les effets de la mise en place d'AMP ou de mesures de gestion particulières avec ces modèles n'ont fait l'objet que de peu de publications à ce jour (Zeller & Reinert 2004, Chen et al. 2009).

1.5. Objectifs de la thèse

Bien que de nombreuses études aient été effectuées sur la performance des AMP et que plusieurs synthèses ont été publiées sur le sujet (Francour et al. 2001, Russ 2002, Claudet & Pelletier 2004, Halpern et al. 2006, García-Charton et al. 2008), certaines questions majeures restent encore non élucidées voire non étudiées.

La performance des AMP au niveau spécifique a été souvent démontrée. Il est dorénavant admis que les zones de non-prélèvement sont particulièrement efficaces pour favoriser entre autres l'augmentation des biomasses et de la taille moyenne des individus, dépendamment des traits de vie des espèces.

Par contre, le rôle des AMP en tant qu'outil de gestion et de maintien de la ressource et des activités de pêche à l'intérieur des réserves partielles reste encore à démontrer. Soutenir les pêches artisanales est en effet un objectif majeur et souvent cité dans les plans de gestion des AMP, principalement dans un contexte de déclin des petites pêches qui sont à la fois socialement et économiquement nécessaires car elles emploient un grand nombre de pêcheurs et s'inscrivent le plus souvent dans une optique de durabilité (Pauly 2006).

Force est de constater que très peu d'études empiriques ont permis de mettre en évidence l'effet de la mise en place des AMP sur le maintien des activités de pêche. Une des questions qui se pose notamment concerne la capacité des AMP à enrayer le déclin des pêches artisanales, voire à soutenir les rendements de ces pêches. Des hypothèses sont souvent formulées dans ce sens, mais les démonstrations à partir de données empiriques font défaut. En effet, cela est souvent supposé suite aux augmentations de biomasse observées lors des comptages visuels, mais rarement prouvé car finalement, on ne voit ainsi que la partie

immergée de l'iceberg en ce qui concerne les prises de la pêche artisanale en milieu rocheux méditerranéen.

L'étude de l'évolution temporelle et spatiale des activités de pêche après la mise en place d'une AMP peut fournir des éléments de réponse à ces questions. Un élément important à considérer est la prise en compte des rejets, qui comprennent les poissons abîmés et les captures accessoires. En effet, ces données sont très mal connues, aussi bien dans le cas des pêches industrielles (données non déclarées) que des pêches artisanales (non suivies), mais elles ne sont pas négligeables et doivent être quantifiées avec plus de précision, notamment pour "alimenter" les modèles trophiques basés sur les biomasses de l'ensemble des compartiments de l'écosystème.

La question de la pêche récréative est par ailleurs primordiale. Cette dernière fait rarement l'objet de suivis et est « oubliée » dans les facteurs impactant les communautés marines exploitées par les pêcheries commerciales. De récentes études ont permis de suggérer que les pêches récréatives prélèveraient une partie non-négligeable de la ressource et pourraient entrer en compétition avec la pêche artisanale (Pitcher & Hollingworth 2002, Cooke & Cowx 2004, Morales-Nin et al. 2005, Granek et al. 2008, Lloret et al. 2008b, Zeller et al. 2008). De plus, certaines de ces activités sont très sélectives, comme la chasse sous-marine (Coll et al. 2004), ciblant uniquement certaines espèces, et le plus souvent les plus gros individus. Or cela peut manifestement impacter l'ensemble de l'écosystème, soit au travers des relations trophiques, soit par prélèvement des gros individus considérés comme les meilleurs reproducteurs (Birkeland & Dayton 2005, Cooke & Cowx 2006, Medeiros et al. 2007).

Malgré le nombre croissant d'AMP mises en place, les outils d'évaluation et les indicateurs fiables de leur performance sont encore insuffisamment développés ou peu adaptés (Pelletier et al. 2005). Une grande majorité des études effectuées jusqu'alors utilisent une approche univariée, traitant les données espèce par espèce ou par groupes d'espèces. En effet, lorsque les réserves sont mises en place dans l'objectif de restaurer le stock d'une espèce en déclin, le suivi s'intéresse généralement uniquement à cette espèce. On observe alors un manque certain d'études concernant l'effet des AMP sur le peuplement dans son ensemble et s'intéressant aux changements intrinsèques de leur structure.

A l'heure actuelle, 94 AMP existent en Méditerranée, recouvrant moins de 1% de sa surface marine (Francour et al. 2001, Abdulla et al. 2008). La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (RNBB) est la deuxième plus grande de ces AMP en termes de surface, et représente un terrain d'étude intéressant pour développer des indicateurs pertinents de l'effet des AMP. En effet, la demande croissante d'outils d'aide à la décision pour une meilleure gestion des pêcheries nécessite le développement d'outils fiables permettant d'évaluer les performances des AMP.

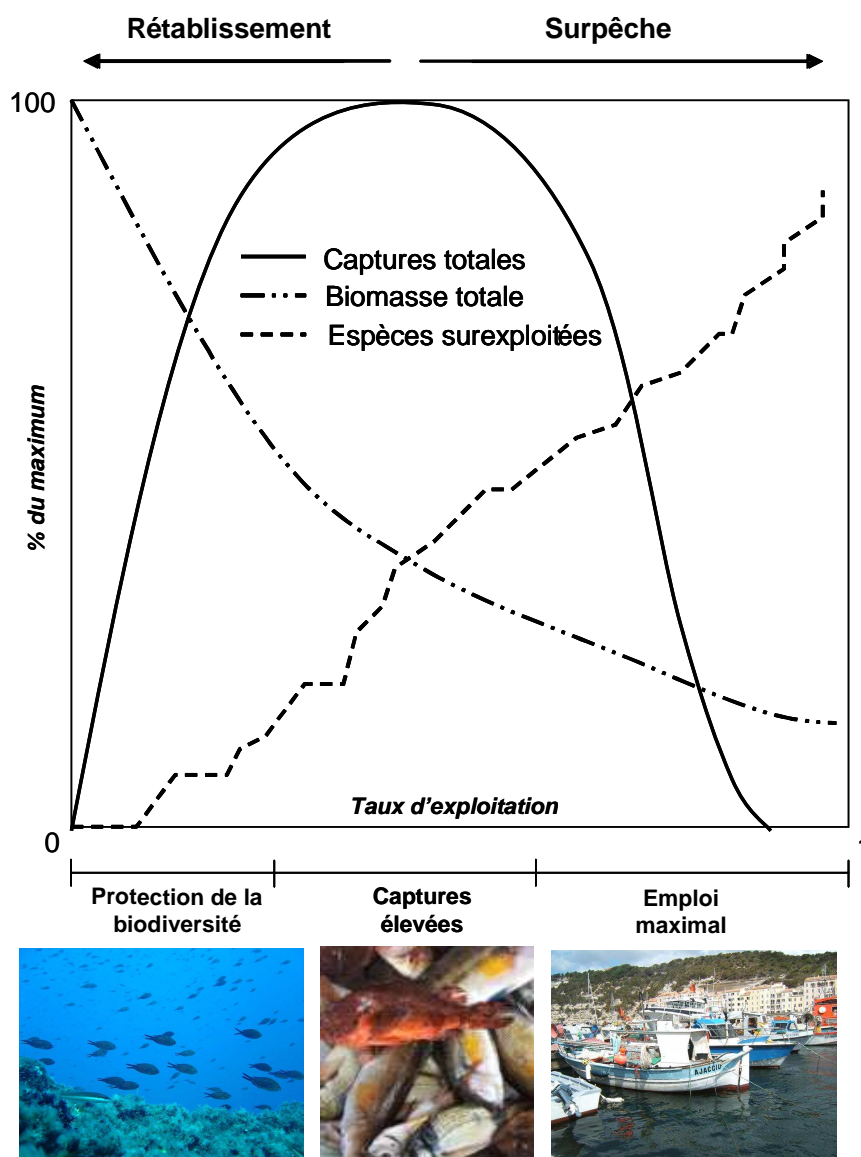


Figure 1 : Trouver le bon compromis : quelles mesures de gestion pour quel objectif ? (issu de Worm et al. 2009)

Les Bouches de Bonifacio sont caractérisées par une forte biodiversité, abritant de nombreuses espèces emblématiques comme, entre autres, le mérout *Epinephelus marginatus*, la grande cigale de mer *Scyllarides latus*, la nacre *Pinna nobilis* et le grand dauphin *Tursiops truncatus*. Cependant le sud de la Corse héberge également une activité de pêche artisanale traditionnelle d'importance économique et sociale pour les populations locales. La totalité des captures est vendue sur l'île, par le biais de la vente directe (*source* : collectivité territoriale de Corse). L'objectif de la RNBB est donc de trouver le meilleur compromis permettant de satisfaire aussi bien le côté écologique de par la protection de la biodiversité que le côté économique en maintenant viable la pêche artisanale locale (Figure 1).

L'objectif de cette thèse est dans un premier temps de développer des indicateurs écologiques et halieutiques synthétiques et pertinents permettant d'évaluer l'effet de la mise en place d'une AMP en Méditerranée et de mettre en évidence les facteurs expliquant au mieux les variations observées.

Dans un deuxième temps, deux modèles dynamiques seront développés, le premier décrivant l'ensemble de l'écosystème du sud de la Corse, et le deuxième la dynamique de la population et de la pêcherie d'une espèce emblématique de l'AMP, la langouste rouge. Des scénarios d'évolution de la pêcherie et de protection de la zone seront testés. Les indicateurs issus de ces modèles offriront la possibilité de décrire les futurs possibles de l'effet de l'AMP étudiée.

CHAPITRE II

La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio : Présentation du site d'étude et collecte des données

« Dans l'écosystème idéal qui a été décrit, il manquait évidemment l'homme. Ce nouvel habitant de la planète, par son agriculture, son industrie, son économie, a peu à peu modifié des équilibres qui existaient bien avant lui »

Joël de Rosnay, 1975

2.1. La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio dans l'extrême sud de la Corse

2.1.1. Contexte géographique et environnemental

La Corse est une île française Méditerranéenne située à 200 km au sud-est de la côte d'Azur et environ 90 km à l'ouest de la Toscane, Italie (Pluquet 2006). Longue de 183 km pour une largeur maximale de 85 km, elle est par sa superficie (8 722 km²) la quatrième plus grande île de Méditerranée. Son rivage est très découpé et s'étend sur 500 km (Brevost 1972). Les Bouches de Bonifacio, d'environ 11 km de large, séparent le sud de la Corse du nord de la Sardaigne (île Italienne). Ce détroit de faible profondeur (maximum 100 mètres) est caractérisé par ses forts courants et sa dangerosité.

2.1.2 Réglementation et historique de la RNBB

La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (RNBB) a été créée en 1999 par le décret 99-705 du 23 septembre 1999. Cette AMP englobant l'extrême sud de la Corse (France, Figure 2) présente une superficie marine de 79 460 ha (environ 800 km²).

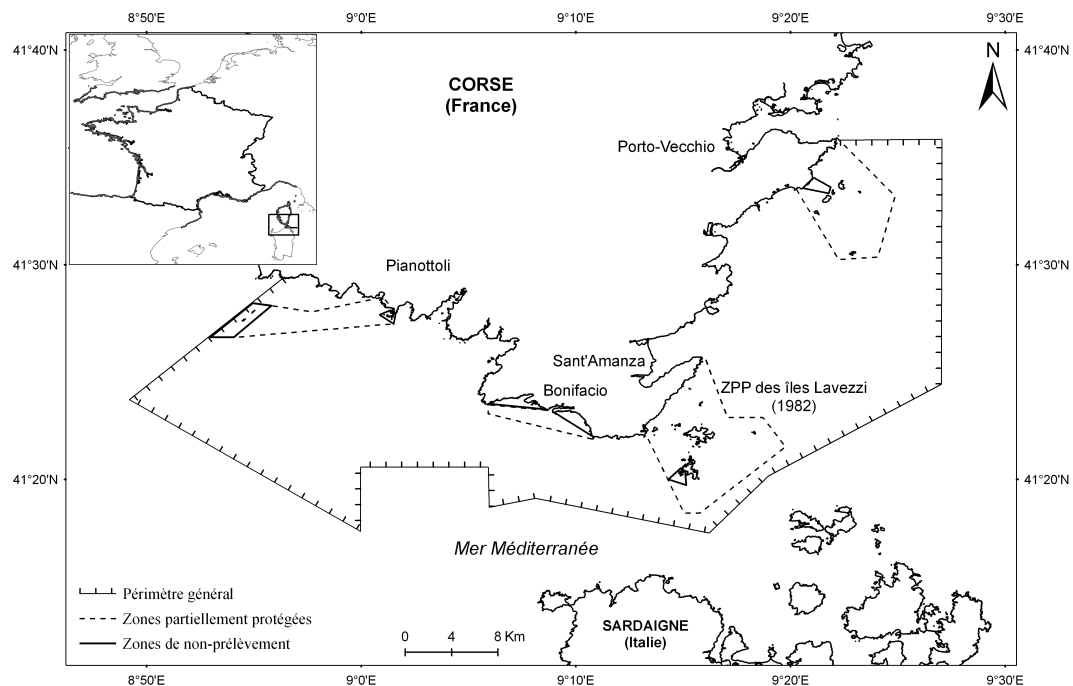


Figure 2 : La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, Corse du sud, France

La RNBB comprend plusieurs niveaux de protection pour lesquels la réglementation diffère :

- Le **périmètre général** de la RNBB est libre à tous types d'activités. Cependant, ces activités sont soumises à la réglementation en vigueur concernant les dates de fermeture de pêche et les tailles réglementaires de capture. Pour les professionnels de la pêche, le nombre de licences délivrées est limité.
- L'originalité de la RNBB réside dans le fait que des **zones de protection partielle**, représentant 15% de la surface de la réserve, soit 12 000 ha (120 km²) sont interdites à la pratique de la chasse sous-marine. La pêche professionnelle artisanale y est autorisée.
- Enfin, dans les **zones de non-prélèvement** (1,5% de la surface de la réserve, 1 200 ha), tout type de pêche est interdit, et la plongée sous-marine est soumise à des autorisations individuelles. Ces zones offrent un refuge spatial permanent pour les ressources marines vivantes de par l'interdiction de toute activité d'extraction au sein de leurs frontières (Agardy et al. 2003).

La réglementation précise de ces trois niveaux de protection est décrite dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Description des différents niveaux de protection de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio et la réglementation associée

Niveau de protection	Zones	Surface des zones (ha)	Surface totale (ha)	Réglementation en vigueur
Périmètre général	Périmètre général	79 460	79 460	<p>Limitation du nombre de licences de pêche professionnelle</p> <p>Les engins, matériels et techniques de pêche, ainsi que la récolte des produits de la mer sont soumis à la réglementation en vigueur</p> <p>Engins traînants interdits entre les isobathes 0 et 50 mètres</p> <p>Interdiction d'utilisation de filets de pêche dont le maillage est supérieur à 9</p> <p>Pêche aux crustacés interdite du 1er octobre au 1er mars exclu</p> <p>Pêche aux oursins interdite du 1er avril au 1er décembre exclu</p> <p>La pêche de loisir est soumise à la réglementation en vigueur (tailles minimales de captures)</p> <p>Le ramassage des grandes nacres (<i>Pinna nobilis</i>), des patelles géantes (<i>Patella ferruginea</i>) et des dattes de mer (<i>Lithophaga lithophaga</i>) est interdit</p> <p>La pêche sous-marine est soumise à autorisation</p> <p>En pêche sous-marine, il est interdit de prélever toute espèce de crustacés et de mérous</p>
Zones de protection partielle (ZPP)	Plateau des Bruzzi-Moines	2 278	12 000	La pêche sous-marine est interdite
	Bonifacio	1 216		La pêche de loisir est limitée à l'utilisation de la palangrotte, de la traîne et du lancer, depuis une embarcation ou depuis le rivage, à l'exception de celui des îles et îlots
	Plateau des Lavezzi	5 904		L'exercice de la plongée sous-marine est libre
	Plateau des Cerbicales	3 965		
Zones de non-prélèvement (ZNP)	Presqu'île des Bruzzi	65	1 200	Toutes formes de pêche et de prélèvements sont interdites
	Plateau des Moines	416		L'exercice de la plongée sous-marine est soumis à des autorisations individuelles
	Bonifacio Ouest	209		
	Bonifacio Est	230		
	Plateau des Lavezzi	84		
	Plateau des Cerbicales	126		

Bien que la création de la RNBB date de 1999, certaines zones étaient déjà protégées auparavant (Tableau 3). En effet, la réserve naturelle des îles Lavezzi créée en 1982, protégeait déjà 5 050 ha du domaine marin (décret 82-7 du 6 janvier 1982), correspondant à l'ensemble actuel de la zone de protection renforcée et de la zone de non-prélèvement des îles Lavezzi. La réglementation de cette réserve y autorisait la pêche professionnelle mais y interdisait la chasse sous-marine, tout comme actuellement dans les zones de protection partielle.

Tableau 3 : Historique des zones de protection dans la RNBB

Zone	Description du statut
Moines	Réserve partielle depuis 1994 (2 278 ha) allant des îles Moines aux îles Bruzzi. Zone des îles Moines (416 ha) mise en zone de non-prélèvement depuis 1999
Bruzzi	Réserve partielle depuis 1994 (2 278 ha) allant des îles Moines aux îles Bruzzi. Zone des îles Bruzzi (65 ha) mise en zone de non-prélèvement depuis 1999
Bonifacio	Réserve partielle (1 216 ha) depuis 1982 et cantonnement de pêche à l'est (1 200 ha) depuis 1982. Création d'une nouvelle zone de non-prélèvement à l'ouest (439 ha) en 1999.
Lavezzi	Réserve partielle (5 904 ha dont 5 050 dans le domaine marin) depuis 1982 allant de la côte au sud des Lavezzi, et création d'une zone de non-prélèvement (84 ha) au sud-ouest de l'île Lavezzu en 1999.
Cerbicale	Réserve partielle (3 965 ha) et zone de non-prélèvement (126 ha) créées en 1999.

De plus, en 1992, un arrêté préfectoral de biotope a été créé afin de protéger une partie terrestre des îlots Bruzzi et Moines ainsi que leurs zones marines environnantes : les mesures de protection consistaient en la réglementation ou l'interdiction des activités humaines pouvant porter atteinte à l'équilibre biologique des milieux.

L'agencement des AMP a généralement pour objectif de satisfaire au mieux les multiples usagers dans des lieux où les populations côtières, le tourisme et les conflits d'utilisation des ressources augmentent (Francour et al. 2001, Day 2002, Agardy et al. 2003). C'est le cas de la RNBB puisqu'elle abrite des activités aussi bien commerciales (pêche artisanale professionnelle, plongée sous-marine) que récréatives (pêche plaisancière,

randonnées sous-marines, tourisme nautique...). La mise en place de différents niveaux de protection peut-être considérée comme une solution de compromis permettant à la fois la protection de la ressource et le maintien de l'activité de pêche (Denny & Babcock 2004).

Créés indépendamment de la RNBB, deux cantonnements de pêche présents sur son périmètre ont été mis en place par décret ministériel en 1982. Le cantonnement de Bonifacio, d'une superficie de 1 228 ha, se superpose aux zones de non-prélèvement et à la zone de protection renforcée de Bonifacio. Le cantonnement de Porto-Vecchio est lui localisé à la limite nord-est de la RNBB. La plus grande partie de ce cantonnement (1 356 ha sur les 1 538 ha) se situe à l'intérieur de la frontière de la RNBB. Dans ces deux cantonnements, toutes formes de pêche et de plongée sont interdites (OEC 2007).

La RNBB s'inscrit également dans un projet de création d'un Parc Marin International (PMI), initialisé en 1992, en collaboration avec la Sardaigne, une île Italienne située à moins de 15 km du sud de la Corse. Le PMI est actuellement composé, au niveau maritime, de la RNBB et du parc national de l'archipel de la Maddalena, fondé par la loi n°10/1994 et comprenant une zone marine protégée de 15 050 ha.

2.2. Les objectifs de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio

La RNBB été créée pour protéger et valoriser la biodiversité remarquable de la zone tout en soutenant l'activité de pêche artisanale en déclin, mais qui représente un patrimoine culturel important ainsi qu'une source de revenus pour la population locale.

2.2.1. Protéger une biodiversité remarquable

Les fonds sous-marins de la Corse offrent des habitats diversifiés, de sable, d'herbiers à posidonies et de rochers, abritant une biodiversité remarquable.

Plusieurs espèces animales et végétales sont en effet protégées : le corail rouge *Corallium rubrum*, les herbiers de posidonie *Posidonia oceanica*, la patelle géante *Patella ferruginea*, la grande nacre *Pinna nobilis*, le mérrou *Epinephelus marginatus*, et le grand dauphin *Tursiops truncatus*.

2.2.2. Maintenir une pêche artisanale en déclin

La petite pêche côtière existe sur toute la surface du globe. Étant à l'origine une activité de subsistance, elle s'est parfois développée pour répondre à une demande économique, évoluant de pêche de subsistance à petite pêche commerciale, offrant alors un revenu aux communautés côtières (Silva et al. 2002a, Chuenpagdee et al. 2006, Merino et al. 2008). En Corse, la pêche aux « petits métiers » s'exerce sur la totalité du périmètre de l'île (source : OEC). La flottille Corse est estimée à environ 300 embarcations, pêchant dans la bande côtière, sur des fonds allant de 0 à -200 mètres.

2.3. Les activités de pêche dans la RNBB

2.3.1. La pêche artisanale

La pêche professionnelle dans la RNBB est une activité traditionnelle en majeure partie artisanale. Cette pêche dite aussi « aux petits métiers » se caractérise par l'utilisation de bateaux de petite taille (7,7 m en moyenne) et des pêcheurs embarqués peu nombreux (1 à 2 par bateau). La pêche est côtière, s'effectue sur des fonds inférieurs à 100 mètres, proche de leur port d'attache. Les sorties se font à la journée, et les captures des pêcheurs alimentent principalement la demande locale, la majeure partie d'entre eux vendant leurs prises directement aux restaurants locaux.

Les engins utilisés par les pêcheurs artisanaux sont qualifiés de « dormants » ou « passifs » : l'engin est statique et les captures dépendent uniquement du déplacement des espèces ciblées :

- **Le filet monofil** : appelé également gut, il n'est constitué que d'une nappe de filet, et cible particulièrement les rougets *Mullus surmuletus*. Ce filet est calé sur les fonds rocheux, ou à proximité, pendant des périodes de 24 heures. Il est assez rarement utilisé par les pêcheurs de la RNBB.
- **Le filet trémail** : est formé de 3 nappes de filet (Figure 3) : la nappe centrale est de maille inférieure aux nappes extérieures. La ralingue inférieure est plombée afin de

maintenir le filet sur le fond, tandis que la ralingue supérieure est munie de flotteurs, pour déployer le filet dans sa hauteur. Le poisson se prend dans la nappe de petite maille, et par son mouvement de fuite passe dans la maille de grande taille, se retrouvant ainsi pris dans une « poche ». La taille des mailles varie de 3 à 9, correspondant au nombre de nœuds pour 25 cm de fil. Les filets à grosses mailles (3 à 5) sont utilisés pour cibler les langoustes rouges *Palinurus elephas*, et sont calés 48h. Les filets à petites mailles (5 à 9) ciblent traditionnellement les rougets *Mullus surmuletus* (Stelzenmuller et al. 2007), mais de nombreuses espèces sont capturées, dont les espèces emblématiques telles que le denti *Dentex dentex* ou le corb *Sciaena umbra*. Ces filets sont calés en général 24 heures sur des fonds allant de la sub-surface à -50 mètres, généralement sur les rochers ou à proximité de zones rocheuses. Ces filets sont les types d'engins les plus utilisés par les pêcheurs artisanaux de la RNBB (Culioli 1994).

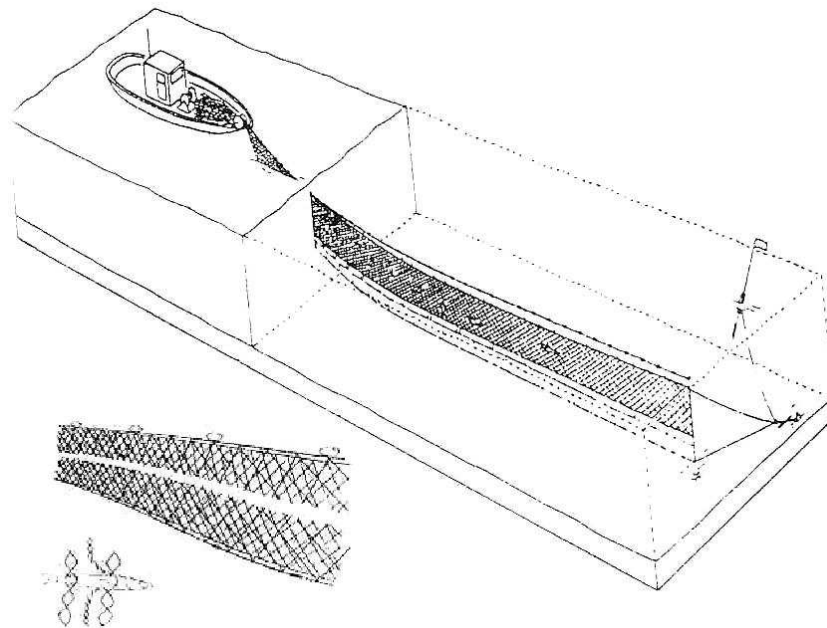


Figure 3 : La pêche au filet trémail (issu de Gazale et al. 1999)

- **La palangre** : elle est composée d'une ligne principale sur laquelle sont attachés, à intervalle régulier des avançons garnis d'hameçons appâtés, traditionnellement à la seiche ou au poulpe (Figure 4). Elle est maintenue en surface par des flotteurs ou calée

sur le fond, et cible particulièrement les gros individus de dentis (*Dentex dentex*), de pagres (*Pagrus pagrus*), de mérours (*Epinephelus marginatus*), et de chapons (*Scorpaena scrofa*). Les murènes (*Muraena helena*) et congres (*Conger conger*) sont également parfois capturés. Bien que très sélective, ayant un impact très limité sur les habitats, et capturant des individus de très grande taille, cet engin n'est couramment utilisé que par un seul pêcheur de la RNBB.

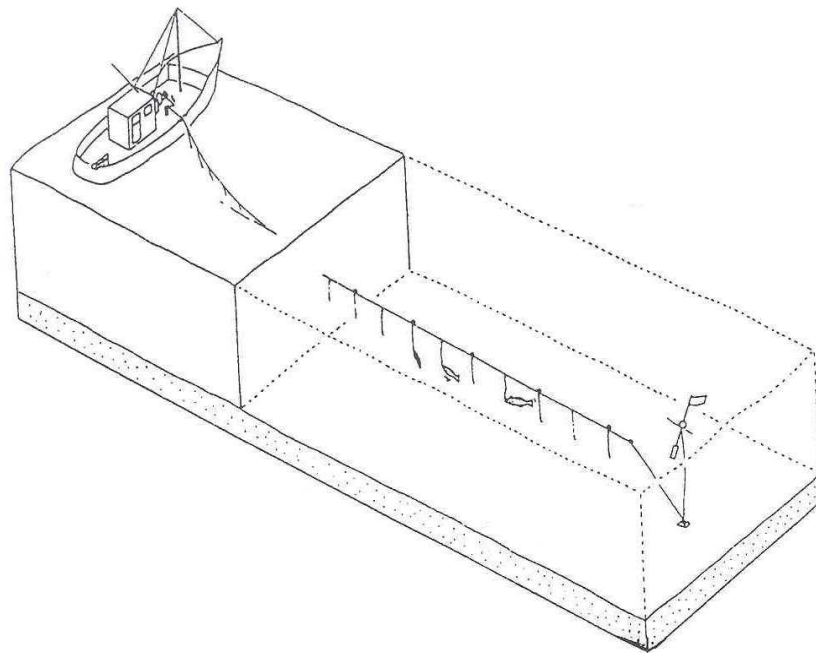


Figure 4 : La pêche à la palangre (issu de Gazale et al. 1999)

- **La nasse** : également appelée « casier », la nasse est un engin de pêche appâté, ayant une unique ouverture en forme d'entonnoir. Traditionnellement construites à la main (Figure 5), certaines nasses ciblent la dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*) tandis que d'autres sont utilisées pour la pêche à la langouste (*Palinurus elephas*) et/ou au homard (*Homarus gammarus*). Elles ont été délaissées dans les années 1960 au profit du filet trémail en nylon, moins encombrants mais aux rendements plus élevés (Marin 1985). Les nasses ne sont plus utilisées à l'heure actuelle dans le sud de la Corse.



Figure 5 : Nasse traditionnelle en Corse (photo : D. Rocklin)

Avec le développement des techniques de pêche dans les années 1960 et l'avènement du filet en nylon, plus résistant que le coton et offrant une rentabilité supérieure aux autres engins, l'activité de pêche artisanale dans le sud de la Corse s'est orientée vers une monopêche au filet trémail.

2.3.2. La pêche industrielle :

A l'opposé de la pêche artisanale, la pêche industrielle se caractérise par l'utilisation de bateaux de grande taille, et nécessite des investissements significatifs (Colloca et al. 2004). Ils peuvent passer plusieurs jours en mer et capturent en général de très grandes quantités de poissons. De plus, ces pêches, majoritairement effectuées au chalut (Figure 6), ont un impact considérable sur les habitats, les engins étant trainés sur les fonds pendant plusieurs heures (Watson et al. 2006, Cury & Miserey 2008). Les pêches industrielles sont caractérisées par des quantités importantes de captures accessoires, souvent rejetées mortes à la mer, et de

poissons endommagés. Ces captures « inutiles » représentent une biomasse estimée 8 et 20 million de tonnes par an (Zeller & Pauly 2005, Pauly 2006).

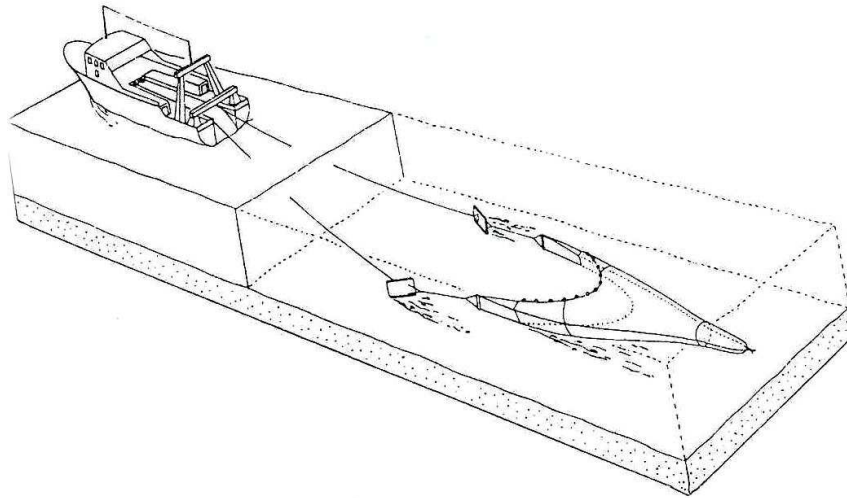


Figure 6 : La pêche au chalut (issu de Gazale et al. 1999)

De plus, les subventions des pêches, estimées à 30-34 milliards de dollars par an (Jacquet & Pauly 2008), sont majoritairement accordées à la pêche industrielle ; ce choix politique impacte fortement les directions des efforts de pêche vers une pêche industrielle au détriment de la pêche artisanale. En Corse, on comptait en 2005 onze chalutiers, opérant toute l'année le long de la côte orientale, de Bastia à Porto-Vecchio (OEC). Un chalutier de 15 mètres basé à Bonifacio a été construit en 2005, mais un incendie l'a détruit fin novembre 2009. Cependant, il est important de signaler que les bateaux de la pêche commerciale industrielle n'ont pas le droit de pêcher dans le périmètre de la RNBB (voir le décret de la création de la RNBB, 24 septembre 1999).

2.3.3. La pêche récréative

Dans notre étude, nous considérons que la pêche récréative décrit tout type d'activité de pêche où les captures sont destinées à la consommation personnelle. Les différentes activités de pêche récréative exercées dans la RNBB sont les suivantes :

- **La chasse sous-marine** : utilisant le fusil-harpon comme engin de chasse. Les pêcheurs effectuent une pêche en apnée, et ciblent directement les individus,

choisissant précisément l'espèce et la taille : il s'agit donc d'une pêche très sélective. Bien que peu d'études aient été effectuées à ce jour pour évaluer l'importance et l'impact de cette activité, il semble qu'elle soit très couramment pratiquée dans la RNBB. De plus, la proximité avec la Sardaigne induit la présence de nombreux chasseurs sous-marins Sardes. Enfin, les Bouches de Bonifacio étant une zone très touristique (20 000 personnes ont été observées sur l'ensemble de la réserve certains après-midi d'août, selon l'OEC), il est probable qu'une partie difficilement estimable de ces personnes aille chasser pour le plaisir. On peut donc supposer que la pression de pêche sous-marine est importante dans le sud de la Corse. Depuis la création de la réserve, cette activité est interdite dans les zones de protection partielle, soit une surface de 12 000 ha.

- **La pêche à la ligne** : ou pêche à la canne : elle peut s'effectuer depuis le bord de la côte ou depuis une embarcation. Il s'agit également d'une pêche très sélective, les poissons étant vivants lors de leur capture, et pouvant être remis à l'eau. Elle cible principalement les espèces de roche. Dans la RNBB, cette pêche est autorisée dans le périmètre général ainsi que dans les zones de protection renforcée. Cependant, il est interdit de pêcher à la ligne depuis le rivage des îlots.
- **La pêche à la palangrotte** : la palangrotte est une ligne sur laquelle se trouvent plusieurs hameçons. Elle est généralement utilisée à partir d'une embarcation et cible des petites espèces de roche, comme les petits serrans écriture *Serranus scriba* ou serrans chèvre *Serranus cabrilla*.

La pêche récréative était peu considérée jusqu'à maintenant, cependant quelques études ont mis en avant que les quantités prélevées et leurs impacts sur la ressource sont loin d'être négligeables (Cadiou et al. 2009).

2.4. Description du jeu de données

Dans la RNBB, la collaboration entre les scientifiques, les gestionnaires et les pêcheurs professionnels est ancienne (Culioli 1994, Orsoni 2000, Rigo 2000, Ehlinger 2001, Santoni

2001) : des suivis des pêcheries ont été effectués en 1992 et 1993 dans le périmètre des îles Lavezzi (Culioli 1994) et annuellement depuis 2000 dans l'ensemble du périmètre de la RNBB. C'est ce deuxième jeu de données qui pourra être analysé dans cette étude. Des suivis des communautés ichthyologiques en comptages sous-marins ont également été effectués à partir de 1995 (Culioli 1995) et ce jusqu'à 2007, mais ces données n'ont pas été rendues disponibles pour cette thèse.

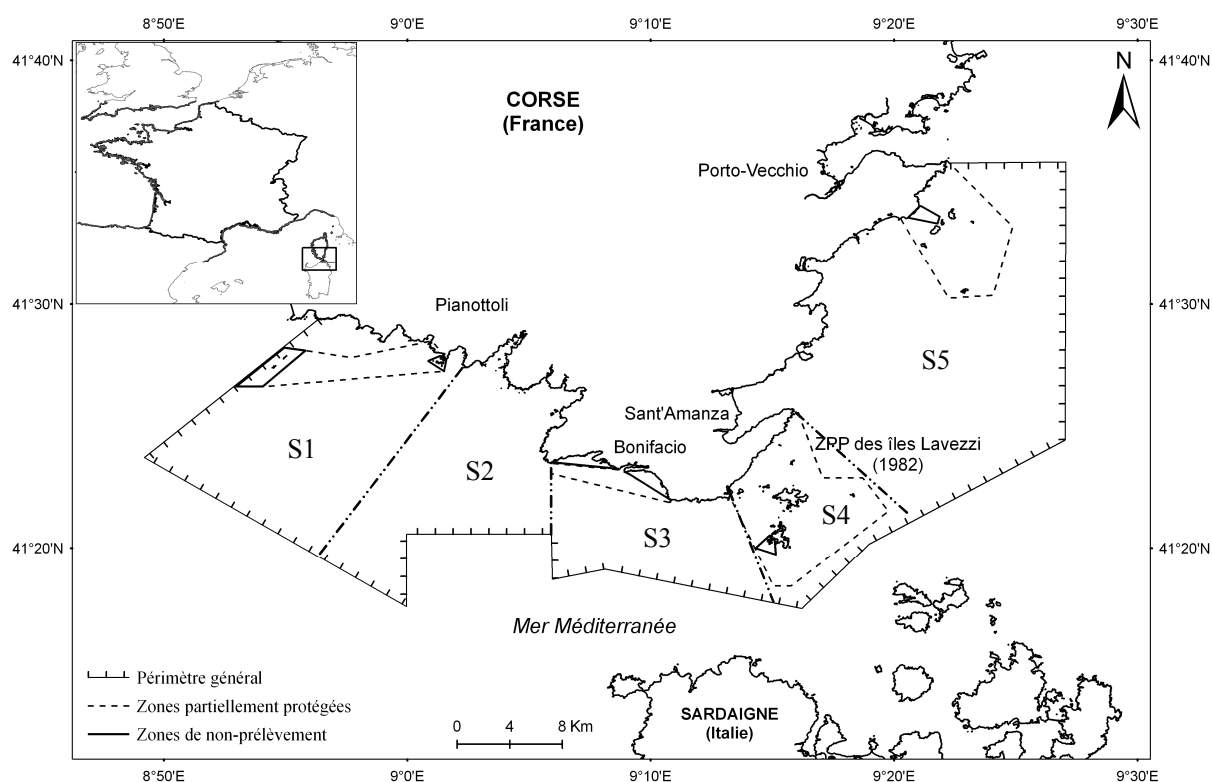


Figure 7 : La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio et les secteurs de pêche

Afin de faciliter la localisation des données, la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio a été initialement divisée en 5 secteurs (Figure 7) : le secteur 1 délimite la zone ouest de la RNBB, jusqu'à la pointe de Pianottoli – Caldarello, et inclut les deux zones de non-prélèvement des îlots Moine et des Bruzzi, ainsi que la zone de protection renforcée du plateau des Bruzzi-Moines, reliant les deux zones de non-prélèvement. Le secteur 2 s'étend ensuite jusqu'à la pointe de Capo di Feno, et ne comprend aucune zone de non-prélèvement ni de protection renforcée. Le secteur 3 s'étend face à Bonifacio, de Capo di Feno à la pointe de

Pianottoli. Elle comprend les zones de non-prélèvement, de protection renforcée ainsi que le cantonnement de Bonifacio, qui recouvre les deux zones précédemment citées. Le secteur 4 est situé entre la pointe de Piantarella et la pointe de Capicciolu à l'extrémité du golfe de Sant'Amanza, et la quasi-totalité de sa surface correspond à la zone de protection renforcée des Lavezzi, incluant également la zone de non-prélèvement. Enfin le secteur 5, le plus grand en superficie, s'étire de la pointe du golfe de Sant'Amanza à la pointe de la Chiappa, à l'entrée du golfe de Porto-Vecchio. Ce secteur comprend dans sa partie méridionale la zone de non-prélèvement et la zone de protection renforcée des îles Cerbicale, ainsi que la majeure partie du cantonnement de Porto-Vecchio.

Les données collectées sont de deux ordres (Figure 8) :

- les données d'effort de pêche de l'activité professionnelle
- les données de suivi des débarquements de la pêche professionnelle artisanale de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio

L'effort de pêche moyen est exprimé en nombre moyen de bateaux sortis en mer (et ayant relevé des filets), stratifié par jour et par port. Compte tenu de la forte variabilité des conditions climatiques, influençant sur la fréquence des sorties, l'effort de pêche a été considéré à l'échelle du mois. Il n'est disponible que pour les années 2001 et 2007 (Figure 8).

Les données de suivi des débarquements de la pêche artisanale ont été recueillies au port à l'arrivée des bateaux. Cependant, les débarquements sont plus faibles que les captures totales, car ils ne prennent pas en compte les individus rejetés à l'eau bien que capturés dans les filets et généralement morts. C'est le cas des individus ne présentant pas d'intérêt particulier pour la vente (principalement les chondrichthyens), les individus abîmés suite à l'attaque de certains prédateurs, et les individus de taille inférieure à la taille minimale de capture (crustacés). Un suivi complémentaire précis des captures de pêche a cependant été effectué dans le cadre du projet Life Linda en Corse, sous la responsabilité du WWF, de 2004 à 2006. Les données ont été recueillies lors d'embarquements et prennent donc en compte l'ensemble des individus capturés dans les filets, en intégrant comme information supplémentaire l'identification des individus rejetés à la mer avant le retour au port.

Ainsi, les données des captures de pêche ont été collectées selon les deux méthodes suivantes :

- les données de 2000-2003 et 2007 proviennent des débarquements et ont été collectées au retour des pêcheurs par les agents de la RNBB et/ou par des étudiants stagiaires sous la responsabilité de l'OEC. Les effectifs des captures sont évalués pour tous les filets confondus puisqu'il n'était pas possible de déterminer de quelle calée provenait chaque poisson mesuré.
- les données 2004-2006 ont été recueillies au cours d'embarquements : la présence d'un représentant de l'OEC sur le bateau de pêche a alors permis d'obtenir des données présentant un plus haut niveau de précision que celles recueillies au cours des débarquements. Les captures sont en effet évaluées à l'échelle du filet. L'unité statistique dans ce cas est donc la CPUE par filet par jour de pêche. Ces données ont permis d'évaluer les rejets effectués par les pêcheurs, comprenant les individus considérés comme difficilement vendables (principalement les chondrichthyens) et les individus endommagés (par des piscivores, des puces de mer ou des dauphins). De plus, la position géographique des zones de pêche a été renseignée.

2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007

	Données de débarquements (en g. par jour par bateau)
	Données de captures (en g. par jour par bateau)
	Effort de pêche (en nb de bateau par jour par port)

Figure 8 : Données disponibles et plan d'étude

L'échantillonnage réalisé dans les Bouches de Bonifacio est un échantillonnage aléatoire stratifié (Farrugio & Corre 1993). La stratification spatiale d'une zone est généralement considérée en prenant en compte les contraintes géographiques et l'importance relative des ports de la zone (Farrugio & Corre 1993). Dans le cas de la Réserve Naturelle des

Bouches de Bonifacio, la zone d'étude s'étend sur 147 km de côte. On considère 4 ports principaux, et 3 ports-abris, ou ports secondaires, rattachés au port principal le plus proche. Les 4 ports principaux sont, de l'ouest à l'est : Pianottoli, Bonifacio, Sant'Amanza et Porto-Vecchio. Les ports-abris sont Piantarella (Bonifacio), Santa Giulia (Porto-Vecchio) et La Chiappa (Porto-Vecchio).

2.5. La collecte des données 2007

J'ai effectué la collecte des données de débarquements et d'effort de pêche 2007, du 23 avril au 19 septembre 2007, dans l'ensemble de la réserve. Au cours de cette période, j'ai également encadré un étudiant en Licence Biologie des Populations (Camille Albouy, Université de Montpellier II), en stage non obligatoire, qui m'a apporté son aide précieuse dans la collecte des données, du 8 juin au 31 août 2007. Cela a permis de récolter un plus grand nombre d'information et de couvrir une plus grande zone d'échantillonnage chaque jour.

Concernant les débarquements, le protocole suivi était le même que celui utilisé de 2000 à 2003. Les informations recueillies pour chaque sortie et recensées sur des fiches de pêche et sont les suivantes :

- la date / le jour de pêche
- le port d'échantillonnage
- le nom du bateau échantillonné
- la longueur totale des filets calés (en mètres)
- la taille des mailles utilisées
- le temps de calée (en heures)
- le secteur de pêche : S1 à S5 (Figure 7)
- les effectifs par groupe de taille de chaque espèce capturée

Les effectifs par espèce sont répartis selon 3 classes de taille : petits, moyens et gros (les limites de classes étant spécifiques à chaque espèce) (Annexe 1).

Au total, 30 bateaux de pêche artisanale ont été comptabilisés dans la zone de la RNBB. Ils sont le plus souvent armés pour la pêche au filet (principalement filet trémail) et certains également pour la pêche à la palangre.

Les bateaux de la pêche artisanale sont majoritairement de petite taille (6 à 10 mètres), évoluent proche de la bande côtière, et l'équipage est formé d'un ou deux pêcheurs (Tableau 4). Certains de ces pêcheurs sont retraités (6 bateaux), mais peuvent cependant continuer à pratiquer l'activité de pêche.

Tableau 4 : Estimation des effectifs de bateaux de pêche artisanale dans la RNBB en 2007, armés pour la pêche au filet

Port	Porto-Vecchio	SantAmanza	Bonifacio	Pianottoli
Nombre de bateaux	10	5	12	3
Nombre de bateaux avec 1 pêcheur à bord	6	3	7	0
Nombre de bateaux avec 2 pêcheurs à bord	4	2	5	3

Les débarquements de 22 bateaux différents ont été échantillonnés au cours de l'année 2007, soit un effort d'échantillonnage concentré sur 73% de la flottille de pêche artisanale (Figure 9).



Figure 9 : Les bateaux de la pêche artisanale, et le chalutier en arrière plan, à Bonifacio (photo : D. Rocklin)

Les données des débarquements ont permis de recenser un total de 65 espèces dans les captures. Les captures dans les filets à poissons sont multispécifiques (Figure 10).



Figure 10 : Captures d'un bateau de pêche artisanale, au débarquement (photos : D. Rocklin)

Le nombre total de fiches de pêche recueillies en 2007 est de 299, et elles couvraient l'ensemble des secteurs de pêche, de même que des données de captures effectuées hors réserve (HR) du périmètre de la RNBB (Tableau 5). Cependant, cette dernière donnée n'a pas été prise en compte dans cette étude.

Tableau 5 : Nombre de fiches de pêche au filet récoltées au cours du terrain 2007, par mois et par secteur de pêche (HR = hors réserve)

	SECTEUR							Total
	1	2	3	4	5	HR		
MOIS								
	avril	2	2	2	0	2	2	10
	mai	7	11	5	4	9	11	47
	juin	5	14	7	6	8	3	43
	juillet	10	19	14	6	14	11	74
	août	18	22	15	5	17	14	91
	septembre	5	8	9	1	5	6	34
	Total	47	76	52	22	55	47	299

Les efforts de pêche journaliers ont également été évalués, suivant le même protocole qu'en 2001. Cela a consisté à comptabiliser chaque jour dans au moins un des 4 ports du littoral de la RNBB, avant le retour des pêcheurs, le nombre de bateaux sortis en mer et ayant pêché. Au total, ce sont 191 données d'effort de pêche journalier qui ont été récoltées entre mai et septembre 2007 (Tableau 6).

Tableau 6 : Nombre de données collectées par mois et par port de pêche en 2007 pour évaluer l'effort de pêche moyen journalier

<i>N échantillons</i>	Porto-Vecchio	Sant'Amanza	Bonifacio	Pianottoli	Total mois
mai	13	7	16	7	43
juin	11	5	11	4	31
juillet	11	9	14	9	43
août	9	11	15	9	44
septembre	7	7	8	8	30
Total port	51	39	64	37	191

2.6. Synthèse des données disponibles et méthodologie

Un total de 787 fiches de pêche a été considéré pour l'étude. Ces fiches sont stratifiées par an et par zone (Tableau 7). Les mois d'avril et septembre, qui n'ont pas été échantillonnés tous les ans, n'ont pas été pris en compte dans l'étude. De plus, les données à l'échelle du mois n'étaient pas en nombre suffisant pour être représentatives. Il s'est avéré nécessaire de regrouper les données sur plusieurs mois consécutifs, tout en maintenant l'homogénéité des données inter-mois. Les mois de mai, juin et juillet ont été choisis car ils ne présentent pas de différences significatives de CPUE moyenne entre eux.

Le faible nombre de fiches de pêche disponibles de 2004 à 2006 provient du fait que les données ont été recueillies lors d'embarquements. L'échantillonnage journalier était donc plus faible que lors des comptages effectués au port.

Tableau 7 : Nombre total de fiches de pêche récoltées par an et par secteur

	S1	S2	S3	S4	S5	<i>Total / an</i>
2000	43	30	18	50	13	<i>154</i>
2001	36	26	22	49	19	<i>152</i>
2002	17	6	6	17	30	<i>76</i>
2003	31	36	1	17	25	<i>110</i>
2004	32	7	2	6	12	<i>59</i>
2005	3	8	3	12	10	<i>36</i>
2006	34	12	4	13	6	<i>69</i>
2007	22	42	25	15	27	<i>131</i>
<i>Total / secteur</i>	<i>218</i>	<i>167</i>	<i>81</i>	<i>179</i>	<i>142</i>	<i>787</i>

Bien que plus de 170 espèces de poissons ont été recensées dans la RNBB au cours des différents travaux effectués (Culioli 1996), la richesse spécifique dans les captures de pêche est moindre. En 2000, les données ont permis de recenser 52 espèces, 57 entre 2001 et 2006 et 65 espèces en 2007. Ces différences ne sont pas nécessairement dues à une augmentation de la richesse spécifique des échantillons, mais probablement à une augmentation de la précision des données. Pour ne pas introduire de biais dans l'analyse, seules les espèces communes échantillonnées chaque année seront considérées.

Les biomasses moyennes par classe de taille de chaque espèce ont été évaluées à l'aide des relations taille-poids issues de la littérature (Bauchot & Pras 1980). La biomasse moyenne débarquée par espèce et par jour est estimée suivant la formule :

$$B_{TOT_i} = (N_{Pi} \times \overline{W_{Pi}}) + (N_{Mi} \times \overline{W_{Mi}}) + (N_{Gi} \times \overline{W_{Gi}})$$

où B_{TOT_i} représente la biomasse totale de l'espèce i pêchée dans la sortie considérée (en grammes), N_{Pi} , N_{Mi} et N_{Gi} les effectifs des petits, moyens et gros individus de l'espèce i , respectivement, et $\overline{W_{Pi}}$, $\overline{W_{Mi}}$ et $\overline{W_{Gi}}$ les biomasses moyennes des petits, moyens et gros individus de l'espèce i , respectivement.

Pour obtenir des données comparables entre elles, les valeurs de biomasse totale par espèce ont été standardisées par 24h de calée et par 50 mètres de filet, constituant l'unité d'effort (UE). L'unité statistique pour les analyses de données est la CPUE, exprimée en $g \cdot 50m^{-1} \cdot 24h^{-1}$ ($g \cdot p^{-1} \cdot d^{-1}$ ci-après), par bateau et par jour de pêche. On fait alors l'hypothèse forte que le filet ne présente pas de valeur seuil dans les captures : elles augmentent linéairement tout au long du temps de calée et suivant la longueur du filet.

Les données d'effort de pêche moyen journalier ainsi que les données moyennes de CPUE journalière par port, disponibles en 2001 et 2007, nous permettront de visualiser l'évolution de la production moyenne journalière dans chacun de ces ports.

La production journalière par port se calcule ainsi :

$$\overline{P}_j = \overline{E}_j \times \overline{CPUE}_j$$

où \overline{P}_j représente la production journalière moyenne par port (en grammes), \overline{E}_j l'effort de pêche moyen journalier par port (en nombre de bateaux sortis par jour) et \overline{CPUE}_j la valeur moyenne des captures journalières d'un bateau (en grammes par bateau).

CHAPITRE III

La pêche artisanale dans la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio :

Dynamique spatio-temporelle des productions et des rendements, quantification des rejets et interactions avec les dauphins

« De tout le mois de mars, nous n'eûmes pas un jour de bon. Le vent d'est s'était acharné après nous, et la mer ne décolérait pas. Un soir que nous fuyions devant la tempête, notre bateau vint se réfugier à l'entrée du détroit de Bonifacio, au milieu d'un massif de petites îles.

[...]. Où sommes-nous donc ? Aux îles Lavezzi, monsieur ».

Alphonse Daudet (1866) L'Agonie de la Sémillante

3.1. Problématique

La surexploitation des ressources halieutiques a entraîné de nombreuses modifications structurelles et fonctionnelles au sein des communautés marines, ce qui a parfois conduit à leur extinction (Jackson et al. 2001). La mise en place de mesures de gestion s'est alors révélée nécessaire. Dans un contexte de surexploitation, connaître l'impact réel des activités de pêche nécessite de pouvoir estimer les quantités de ressources marines prélevées (Pitcher et al. 2002). De même, afin de proposer les mesures de gestion les plus appropriées, notamment face au déclin des pêcheries artisanales côtières, il est primordial de bénéficier d'une connaissance précise de la dynamique spatio-temporelle de l'effort, des rendements et des productions de pêche (Kronen 2004, Isaac et al. 2008).

Parmi les mesures de gestion existantes, il est reconnu que les réserves marines peuvent offrir un double bénéfice, d'une part pour la conservation des habitats et de la biodiversité, mais également dans l'objectif de soutenir les activités de pêche environnantes (Hilborn et al. 2004). L'évaluation de la performance des AMP s'effectue généralement par un suivi régulier des peuplements, le plus souvent sous forme de comptages sous-marins (UVC – *Underwater Visual Census*) effectués en plongée de manière non destructive, le long de transects (Harmelin-Vivien et al. 1985, Bohnsack & Bannerot 1986, García-Charton et al. 2000a, Samoilys & Carlos 2000). Cependant, les suivis écologiques, bien qu'essentiels, font encore défaut dans de nombreuses AMP : un récent rapport démontre par exemple que seulement 39% des AMP Méditerranéennes font l'objet de suivis, et que 23% des AMP voient leur performance évaluée (Abdulla et al. 2008).

Dans une optique d'évaluation des effets des AMP pour la gestion des ressources, les données recueillies lors des suivis en plongée ne sont pas suffisantes. En effet, les UVC ne reflètent qu'une partie des bénéfices probables pour les pêcheries car finalement les ressources exploitées par les pêcheurs sont souvent cryptiques (langoustes, chapons, mostelles etc...) et donc non recensées en UVC. De plus, comment est-il possible d'affirmer que les espèces observées sous l'eau seront nécessairement capturées dans les filets ? Le rôle réel des AMP en tant qu'outil de gestion efficace pour soutenir les pêches artisanales en déclin, notamment en Méditerranée (Gomez et al. 2006), reste donc à prouver. *A contrario*, l'évolution des captures, de la production et de l'effort de pêche sont *a priori* des indicateurs

plus pertinents pour évaluer les effets des AMP pour la gestion des ressources, et mettre en évidence la capacité des réserves à maintenir les activités traditionnelles de pêche (Forcada et al. 2010) dans un objectif de développement durable. Il s'agit notamment d'évaluer la dynamique temporelle (changements d'abondance des espèces principales depuis la mise en place de la réserve) et spatiale (déplacement des efforts de pêche et modifications des captures en fonction des législations mises en place) de ces indicateurs.

Les débarquements sont couramment utilisés pour évaluer les captures d'une flottille ; ils ne constituent cependant, dans les Bouches de Bonifacio comme ailleurs, qu'une partie des captures totales. Les rejets représentent en effet une proportion non-négligeable de la biomasse prélevée, mais sont pourtant rarement considérés car difficilement estimables (Pitcher et al. 2002, Kelleher 2005, Zeller & Pauly 2005, Singh & Weninger 2009). Une partie de ces rejets est composée d'individus capturés et le plus souvent morts, et ne présentant pas d'intérêt économique pour les pêcheurs (Harrington et al. 2005), comme c'est le cas en Corse pour les chondrichthyens. Une autre partie des rejets concerne les espèces capturées dans les filets mais endommagées par des prédateurs, tels que les piscivores (murènes, congres, poulpes), les puces de mer et les dauphins (Lauriano et al. 2004), ces derniers étant considérés comme les compétiteurs directs les plus importants, par les pêcheurs, pour la ressource halieutique (Bowen 1997, Morissette et al. 2006). Au delà des effets directs de ces prédateurs sur les captures de pêche, il s'agit aussi de comprendre l'impact qualitatif des interactions entre les dauphins et les filets sur la composition des captures au sein des pêches artisanales côtières.

Les grands dauphins fréquentent des fonds de 40 à 80 mètres (source : Life Linda), profondeurs auxquelles les pêcheurs calent leurs filets. De plus, de par leur régime alimentaire principalement composé de poulpes et de nombreuses espèces de poissons, ces prédateurs ciblent la même ressource. Cependant, en raison de leur statut d'espèce protégée (annexe I de la convention de Washington), c'est généralement l'impact des activités de pêche sur les mammifères marins que l'on cherche à mettre en évidence, mais plus rarement l'inverse. Bien que les prélèvements de poissons par les dauphins dans les filets représentent "un manque à gagner" en terme de biomasse pour les pêcheurs, leurs conséquences structurelles sur les captures dans les filets ont souvent été négligées (Noke & Odell 2002). De plus, les dauphins peuvent être responsables de la dégradation des filets, induisant un surcoût pour les pêcheurs (Gazo et al. 2008). Le maintien des activités de pêche artisanale le long des côtes

Méditerranéennes étant un objectif majeur, la présence de dauphins peut être considérée comme une difficulté supplémentaire pour la durabilité de cette activité emblématique et patrimoniale. A l'inverse, on peut se demander si les interactions dauphins-pêcheurs ne pourraient pas induire une augmentation des CPUE en "chassant" les proies vers les filets de pêche (Lauriano et al. 2004), pondérant alors les *a priori* négatifs de ces interactions.

3.2. Objectifs

La conservation des habitats et des espèces, telles que les grands dauphins, de même que le maintien de la pêche artisanale, actuellement en déclin dans l'ensemble de la Méditerranée (Gomez et al. 2006), sont deux des principaux objectifs de la RNBB. Leur conciliation est actuellement un défi au vu des interactions dauphins-pêcheurs. Il était donc nécessaire de s'intéresser aussi bien à l'évolution des indicateurs de la pêche artisanale au sein de cette réserve marine depuis sa création, qu'à l'impact potentiel de la présence de dauphins pouvant induire des modifications quantitatives et qualitatives dans les captures de pêche.

Le premier article (*Manuscrit A*) décrit la dynamique spatio-temporelle des captures, de l'effort et l'évolution de la production de la pêche artisanale dans la RNBB après la mise en place de la réserve. Cette pêche professionnelle est importante en Corse, non seulement d'un point de vue patrimonial, mais également d'un point de vue économique puisqu'elle représente une source de revenus non-négligeable, faisant vivre environ 175 familles (source : Collectivité territoriale de Corse).

Le deuxième article (*Manuscrit B*) s'intéresse à l'impact sur les captures de pêche d'un prédateur de haut niveau trophique, le dauphin, aussi bien d'un point de vue quantitatif en évaluant les rejets occasionnés et les possibles conséquences de leur présence sur les CPUE, que d'un point de vue qualitatif en décrivant les modifications que cela induit au sein même des assemblages d'espèces capturées. Cette étude a de plus permis d'évaluer les données de rejets, i.e. la part des captures qui ne peut pas être comptabilisée au cours des débarquements, permettant ainsi d'affiner les évaluations des productions et des rendements de pêche dans le *Manuscrit A*.

3.3 Résultats et interprétations

Nous avons estimé le nombre de bateaux actifs évoluant dans la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, l'évolution des unités d'effort (en nombre de pièces de filet de 50m calées par 24h, soit $p \text{ d}^{-1}$), des captures par unité d'effort (CPUE, en $g \text{ p}^{-1} \text{ d}^{-1}$), puis au final la production annuelle totale dans l'ensemble du périmètre de la RNBB pour les années 2001 et 2007, et ce au cours des 6 mois d'activité de pêche (avril à septembre). Le suivi des débarquements de la pêche artisanale dans tous les ports de la RNBB a été effectué en collaboration avec les pêcheurs professionnels. Les données ont été recueillies selon une stratification temporelle et spatiale (par mois et par port), et prennent en compte l'effort de pêche journalier dans la RNBB, la composition spécifique des débarquements, l'évaluation des biomasses débarquées, ainsi que les données techniques des pratiques de pêche, à savoir la longueur des engins, le temps de calée et la zone de pêche.

Bien que le nombre moyen de bateaux actifs chaque jour dans la RNBB n'a pas diminué de manière significative depuis 2001 (de 13,2 à 12,9 bateaux), nous avons mis en évidence un fort déclin du nombre d'UE moyenne par sortie (de 41,4 à 27,1 $p \text{ d}^{-1}$), qui peut se traduire soit par une diminution de la longueur de filets calés, soit par une moindre utilisation des filets à langoustes (calés 48h en moyenne), au profit des filets ciblant le poisson (calés 24h en moyenne). Les biomasses moyennes débarquées par bateau chaque jour ont également significativement diminué, passant de 36,15 kg à 24,5 kg entre 2001 et 2007.

La production annuelle totale de la RNBB a été calculée en discriminant les trois grands groupes composant les captures, à savoir les ostéichthyens, les mollusques et les crustacés. Les rejets, rarement pris en compte dans les captures de pêche, ont été évalués lors d'embarquements effectués de 2004 à 2006. Ils comprennent les individus abîmés dans les filets ainsi que les chondrichthyens, ne présentant pas d'intérêt économique particulier pour les pêcheurs de la RNBB. La détérioration par des prédateurs des poissons capturés dans les filets intervient dans 65,6% des opérations de pêche échantillonnées. Les dauphins, considérés par les pêcheurs de la RNBB comme étant les plus grands compétiteurs, n'attaquent cependant que 12,4% des calées. Si l'on considère uniquement les filets attaqués, la biomasse moyenne de poissons abîmés a été évaluée à 11,23% de la biomasse totale capturée ; 5,35% l'ont été par les puces de mer, 5,23% par des poissons piscivores (murènes, congres etc..) et 0,65% par les

dauphins. Finalement, pour l'ensemble des opérations de pêche, nous avons pu évaluer que la partie des rejets prenant en compte les poissons capturés mais détériorés par les prédateurs représente en moyenne 6,5% des biomasses débarquées. Enfin, la part des rejets composée par des chondrichthyens, à savoir les raies et les roussettes, et rejetés en mer, souvent morts, par les pêcheurs, représente 9,28% des captures.

Cette analyse précise de la dynamique de la pêche artisanale dans la RNBB nous a permis de mettre en évidence une baisse importante de la production totale annuelle, passant de 91,08 tonnes capturées en 2001 à 56,21 tonnes en 2007. Par contre, bien que les unités d'effort et la production aient diminué au cours de ce suivi, les CPUE ont significativement augmenté, passant de 666.5 g p⁻¹ d⁻¹ en 2001 à 965 g p⁻¹ d⁻¹ en 2007. Ceci pourrait être en partie expliqué par une diminution de l'effort de pêche, mais est plus sûrement imputable à la mise en place et au renforcement de la protection de la RNBB, comme cela est démontré dans les *Manuscrits C* et *D*. La présence de top-prédateurs peut aussi avoir eu un impact non-négligeable sur cette augmentation de CPUE. Nous avons en effet remarqué que le prélèvement de poissons dans les filets par les dauphins était positivement et significativement corrélé à des CPUE plus importantes, ce qui a également été observé dans une autre pêcherie aux Açores (Silva et al. 2002b), ainsi qu'à une richesse spécifique plus élevée. En analysant plus précisément la composition des captures lors des interactions dauphins-pêcheurs, on remarque que les espèces benthopélagiques sont plus représentées qu'en moyenne, au détriment des espèces cryptiques. Ceci peut-être expliqué par deux phénomènes : (i) les dauphins sont attirés par une importante quantité de poissons dans la zone et/ ou (ii) ils repoussent les poissons dans les filets pour les chasser plus aisément.

L'analyse des indicateurs de pêche à l'échelle spatiale a mis en évidence l'apparition de deux patrons très distincts en 2007, séparant la RNBB en deux grands secteurs, à l'est et à l'ouest. Il apparaît tout d'abord que depuis 2001, l'effort de pêche s'est déplacé vers l'est de la RNBB, i.e. vers les ports de Sant'Amanza et Porto-Vecchio, au détriment des ports de Pianottoli et Bonifacio, situés dans le sud / sud-ouest de la réserve. Les zones de pêche les plus accessibles des ports de Sant'Amanza et de Porto-Vecchio sont les îles Lavezzi pour les premiers, et les îles Cerbicale pour les seconds. Autour de ces îles ont été mises en place en 1982 (Lavezzi) et 1999 (Cerbicale) les plus grandes zones de protection partielle de la RNBB, dans lesquelles la chasse sous-marine est prohibée.

Bien que la diminution des biomasses débarquées soit significative sur tout le pourtour de la réserve, elle n'est pas homogène pour tous les groupes considérés. En effet, les bateaux de Pianottoli et de Bonifacio pêchent moins de poissons (ostéichthyens) en 2007 qu'en 2001, tandis qu'ils capturent en 2007 des quantités équivalentes de crustacés. Par contre, les pêcheurs de Sant'Amanza et de Porto-Vecchio ont maintenu des débarquements équivalents de poissons, au détriment des crustacés, qui eux ont vu leurs captures diminuer de près de 70%. De plus, il est intéressant de remarquer que les unités d'effort, équivalentes dans tous les ports en 2001 (en moyenne 42 p d⁻¹), ont diminué de 25% dans les deux ports du sud-ouest de la RNBB et de 50% des ports situés à l'est.

La séparation flagrante entre les zones est et ouest de la RNBB en 2007 apparaît également dans les valeurs de CPUE et de production annuelle de pêche. En effet, les CPUE ne présentent pas de différences significatives dans l'ouest de la réserve. Par contre, elles augmentent significativement dans les filets calés à l'est. Enfin, la production annuelle totale diminue dans les ports de Pianottoli et Bonifacio, alors qu'elle augmente, logiquement, à Sant'Amanza et Porto-Vecchio, de par l'augmentation des unités de pêche et des CPUE.

3.4. Discussion et implications

Il est souvent mentionné que les aires marines protégées (zones de non-prélèvement) offrent un bénéfice en termes de captures pour les pêcheries adjacentes, de par la migration d'adultes (spillover) et de larves, des zones protégées vers les zones alentours (Gell & Roberts 2003a, Perez-Ruzafa et al. 2008, White et al. 2008), aidant à maintenir des pêcheries en déclin (Nowlis & Roberts 1999, Gell & Roberts 2003b), notamment les petites pêches artisanales qui font difficilement face au développement des pêches industrielles (Pauly 2006).

La majorité des études traitant des effets réserve sont basées sur des données de comptages sous-marins (Harmelin-Vivien et al. 1985, Samoily & Carlos 2000, Tuya et al. 2000, Westera et al. 2003, Kendall et al. 2004, Harmelin-Vivien et al. 2008). Ce type de données ne permet cependant pas d'affirmer que les individus observés sont pour autant capturables. En effet, elles ne prennent pas en compte les espèces cryptiques voire benthiques (poulpes, chapons, rascasses, mostelles), nocturnes ou tout simplement craintives (dentis,

pagres) qui constituent les captures principales des pêcheries artisanales en milieu rocheux méditerranéen (Colloca et al. 2004, Merino et al. 2008, Forcada et al. 2010).

Les recherches démontrant le rôle de soutien des AMP aux pêcheries artisanales, évalué à partir des données de captures de pêche, sont encore trop rares. Elles sont même pratiquement inexistantes concernant les pêcheries pouvant s'effectuer dans le cadre d'aires marines protégées autorisant les usages multiples, suivant une partition complexe de l'espace. Dans un tel contexte, où ce type de réserve tend à se multiplier notamment en Méditerranée (MEDPAN), le site de la RNBB offre une opportunité scientifique unique.

Au cours de cette thèse, nous avons confronté plusieurs indicateurs permettant de mieux comprendre l'évolution de la pêche artisanale dans la RNBB suite à la mise en place de cette réserve. En effet, l'information apportée par la production seule, qui a fortement diminué, pourrait témoigner d'un effet nul voire négatif de la réserve, alors qu'en tenant compte d'autres indicateurs, tels que l'effort de pêche et la CPUE, on remarque que la diminution de la production s'explique principalement par une diminution de l'effort de pêche et non pas des CPUE. En effet, ces dernières augmentent nettement après 8 années de protection, ce qui permet d'affirmer que les pêcheurs pêchent moins mais mieux. Ceci peut être la conséquence de l'interaction de plusieurs phénomènes comme justement la diminution de l'effort de pêche, d'un effet réserve positif et de l'impact des interactions dauphins-pêcheurs. Ce dernier point est important à soulever et pourrait en partie expliquer la diminution observée de l'effort de pêche et / ou l'augmentation des CPUE. En effet, la déprédation de poissons par les dauphins dans les filets est souvent la cause de la dégradation des filets, induisant un coût supplémentaire dans un contexte économique difficile pour les pêcheurs artisanaux; pouvant alors expliquer une diminution des efforts de pêche, mais l'augmentation des CPUE est également positivement corrélée à la présence des dauphins. De telles hypothèses pourraient être vérifiées en les confrontant à des interviews effectuées auprès des pêcheurs.

L'étude spatiale de la pêcherie dans la RNBB a de plus permis de mettre en évidence un déplacement de l'effort de pêche entre 2001 et 2007, avec une augmentation des effectifs de pêche à l'est de la RNBB. En plus de bénéficier d'un environnement plus favorable en cas de mauvaises conditions climatiques, ce qui représente un facteur important dans la représentation spatiale des activités de pêche (Wilcox & Pomeroy 2003), les pêcheurs ont plus facilement accès à la zone de protection renforcée des îles Lavezzi, interdite à la chasse sous-

marine depuis 1982. De même, les pêcheurs de Porto-Vecchio ont, quant à eux, accès à la zone de protection partielle (ZPP) des Iles Cerbiciale, la deuxième plus grande ZPP de la RNBB.

Bien que souvent négligées dans le cadre des études empiriques, appréhender la dynamique spatio-temporelle des flottilles est crucial pour évaluer le rôle des AMP dans le maintien des pêcheries (Stelzenmuller et al. 2008) de par l'adaptation spatiale des pêcheurs aux nouvelles législations (Forcada et al. 2010). La répartition spatiale des activités de pêche artisanales dans une AMP peut dépendre de nombreux facteurs : évidemment l'attrait de la zone protégée en tant que telle, en raison des rendements supérieurs qu'elle est censée fournir par spillover, mais rentrent également en compte les notions de distance au port, d'hétérogénéité des habitats, de niveau de protection d'une zone face aux intempéries et, non pas le moindre, les habitudes de pêche.

Il est donc important d'intégrer tous ces éléments lors de l'analyse spatio-temporelle des indicateurs de pêche. Étant inféodés à une zone de pêche finalement assez restreinte compte tenu de la surface disponible sur l'ensemble de la RNBB, les pêcheurs semblent plutôt avoir adapté leur stratégie de pêche d'un point de vue technique plutôt que d'en modifier la dimension spatiale. Les divers indicateurs permettent de mettre en évidence une évolution de la stratégie de pêche à Pianottoli et à Bonifacio, favorisant la pêche à la langouste, alors que l'inverse est observé dans la partie est de la RNBB. Dans ce dernier cas, on voit les CPUE fortement et significativement augmenter, ce qui pourrait être dû à un effet bénéfique des deux grandes zones de protection renforcée des îles Lavezzi et des îles Cerbiciale, dans lesquelles la chasse au harpon est interdite.

Bien que la pêche professionnelle dans le sud de la Corse soit artisanale, et donc considérée comme ayant peu d'impact sur les habitats et générant peu de rejets (Pauly 2006, Jacquet & Pauly 2008), nous avons mis en évidence que ces derniers représentent une part non négligeable des captures de pêche. Ils ne sont pas uniquement le fait de top-prédateurs (dauphins), mais sont occasionnés par de nombreux autres prédateurs tels que les poissons piscivores ou les puces de mer. Les pêcheurs eux-mêmes rejettent à la mer une grande quantité de poissons (près de 10% de la biomasse totale capturée, principalement des chondrichthyens dans le sud de la Corse) ayant un intérêt économique faible. Cette valeur est bien supérieure aux 3,7% de biomasse moyenne rejetée évalués au niveau mondial pour les

pêches artisanales (Kelleher 2005). Le manque d'informations concernant les rejets peut néanmoins être la cause d'une mauvaise gestion de ces populations : n'étant pas prises en compte dans les suivis des captures de pêche, il sera difficilement possible de les intégrer dans les décisions de mesures de gestion.

Il est reconnu que les réserves marines représentent un attrait pour les pêcheurs, qui cherchent à obtenir de meilleurs rendements, attendus aux abords des réserves (Gell & Roberts 2003a, Abesamis et al. 2006, García-Charton et al. 2008, White et al. 2008, Stobart et al. 2009). Un tel comportement peut se révéler parfois négatif, de par l'augmentation de l'effort de pêche sur le pourtour des zones protégées (Murawski et al. 2005, Goñi et al. 2008). Dans le cas où l'exportation de biomasse ne serait pas suffisante pour contrecarrer l'accroissement des efforts de pêche autour de ces zones, cela pourrait engendrer des modifications de la structure des populations marines (Halpern et al. 2004), limitant alors la capacité des AMP à atteindre leurs objectifs de gestion et de conservation (McClanahan & KaundaArara 1996, Kellner et al. 2007). De par sa structure en mosaïque composée de plusieurs zones de non-prélèvement et de zones de protection partielle, la RNBB, bien que recouvrant une très longue distance côtière, offre la possibilité à l'ensemble des pêcheurs d'avoir accès aux zones protégées, facilement atteintes car proches de chaque port principal. Cette disposition permet également d'homogénéiser l'effort de pêche en le déployant sur une plus grande surface.

Il est alors nécessaire de s'intéresser aux bénéfices réels que peut apporter la réglementation particulière de la RNBB, interdisant la chasse sous-marine dans 15% de sa surface, au profit de la pêche artisanale. Ceci sera l'objectif de la partie suivante et du *Manuscrit C* puisque l'utilité des AMP en tant qu'outil de gestion des pêches reste toujours à démontrer (Hilborn et al. 2004, Gardmark et al. 2006).

MANUSCRIT A

Spatio-temporal dynamics of an artisanal fishery within a Mediterranean partially protected area

Delphine Rocklin, Camille Albouy, Jean-Antoine Tomasini, Jean-Michel Culioli, Dominique Pelletier & David Mouillot

Soumis

à ICES Journal of Marine Science

Spatio-temporal dynamics of an artisanal fishery within a Mediterranean partially protected area

Delphine Rocklin^{a,b*}, Camille Albouy^a, Jean-Antoine Tomasini^a, Jean-Michel Culioli^c,
Dominique Pelletier^b, and David Mouillot^a

^aUMR CNRS-IFREMER-UM2-IRD 5119, Écosystèmes Lagunaires, Université Montpellier
2, Place Eugène Bataillon, CC 093, 34095 Montpellier Cedex 5, France

^bLaboratoire de Biologie Halieutique – Département Sciences et Technologies Halieutiques,
IFREMER Brest, BP 70, Technopôle Brest Iroise, 29280 Plouzané, France

^cOffice de l'Environnement de la Corse, 14 avenue Jean Nicoli, 20250 Corte, France

*Corresponding author: E-mail: delphine.rocklin@gmail.com; Tel: +33(0)2 98 22 47 66; fax:
+33(0)2 98 22 45 45.

Running head: Artisanal fishery spatio-temporal dynamic

Abstract

Artisanal fisheries, offering crucial income for coastal human populations, are suffering from an ever increasing industrial fishing impact as well as an unprecedented recreational fishing effort. To counter the decline of artisanal fisheries worldwide, Marine Protected Areas (MPAs) are becoming suitable management tools. Indeed, sustaining artisanal fishing activities is one of the main objectives for more than half of MPAs. However, the real influence of partial MPAs on artisanal fisheries, which share resources with recreational activities, is still overlooked partly due to a lack of data.

Here, we used artisanal fishing data to evaluate the spatio-temporal dynamics of fishing effort, capture per unit of effort (cpue) and production in a partial MPA of the Mediterranean Sea (Bonifacio Strait Natural Reserve, BSNR) after protection reinforcement. Whereas the fleet remained stable over time, fishing effort, through net length and fishing duration significantly decreased of 34.5%. This led to a reduction of 38% for the total biomass production. Conversely, we observed a significant increase of cpue (+44.8%). This latter trend was stronger for boats fishing close to the largest partially protected areas, where spearfishing activities were forbidden since the MPA implementation. Consequently fishing effort spatially displaced within the BSNR with more fishing effort concentrating towards the largest and the most protected parts.

Whereas the MPA enforcement has not counteracted the decline of artisanal fishery, it contributed to sustain its activity through higher cpue provision.

Keywords: artisanal landings, fishing effort, fishing production, cpue, marine protected area, discards, Corsica

Introduction

Overexploitation, that increasingly jeopardizes the sustainable availability of marine living resources for humanity, has been a crucial issue for many years. To responsibly manage these resources, trustworthy data from industrial, artisanal and recreational fishing activities are needed. The total worldwide fishing production is estimated to be of ca. 90 millions tonnes (Pauly, 2006; FAO, 2008). However, this statistic is incomplete because such estimation is mainly based on yields from official fisheries (Chuenpagdee *et al.*, 2006) which do not take into account discarded by-catch, illegally landed catches, and unregulated fisheries like those occurring in high seas or at small-scale (Pauly, 2006). Furthermore, it is unclear whether national statistics include catches from artisanal fisheries since such information at a country level is still rare (Chuenpagdee *et al.*, 2006).

Artisanal fishery is spread worldwide and is usually used as a subsistence activity which offers important economic incomes for coastal populations (Silva *et al.*, 2002; Chuenpagdee *et al.*, 2006; Merino *et al.*, 2008). This activity exploits coastal shelves at water depth less than 100 meters with small boats and few investment (Chuenpagdee *et al.*, 2006; Stelzenmuller *et al.*, 2007; Jacquet and Pauly, 2008). It has been estimated that the 12 million artisanal fishers catch about 30 millions tonnes of fish per year for human consumption and display very few discards (Jacquet and Pauly, 2008). On the opposite, industrial fisheries, employing 0.5 million of fishers, require significant investments and large boats (Colloca *et al.*, 2004). Their fishing expeditions can last many days, and they also catch 30 million tonnes of fish. Industrial fisheries discards are estimated to be of 8 to 20 million tonnes per year (Zeller and Pauly, 2005; Pauly, 2006).

All these fishing activities interact and can be directly in competition, particularly whenever same areas and same resources are targeted (Pauly, 2006). Industrial fishing has increased to the detriment of small-scale artisanal fisheries which are now worldly declining like in the Mediterranean (Gomez *et al.*, 2006). Yet, those small-scale fisheries, with few discards and not damaging habitats (Jacquet and Pauly, 2008), can be considered as sustainable in the context of marine resource overexploitation (Pauly, 2006). Thus maintaining small-scale fishing activities is now increasingly recognized as a priority (Allison, 2001).

Marine Protected Areas (MPAs), designed to preserve marine habitats and biodiversity, are now increasingly used as fisheries management tools (Halpern and Warner, 2002; Gell and Roberts, 2003; Goñi *et al.*, 2006; Lester and Halpern, 2008). Indeed, MPAs can be no-take areas that may sustain surrounding fishing activities through spillover and larvae emigration (Russ *et al.*, 2004; Stelzenmuller *et al.*, 2007; Goñi *et al.*, 2008; Forcada *et al.*, 2009). They can also be partially protected areas to promote some activities and restrict access to others (Francour, 1994; Denny and Babcock, 2004; Shears *et al.*, 2006; Lester and Halpern, 2008). For instance, partial MPAs may allow artisanal fishing while limiting recreational fishing in order to sustain the former activity. The effectiveness of such management strategy has been much less studied than the benefits outside the reserve towards neighbouring artisanal fisheries. The main challenge is then to evaluate the ability of partial MPAs, allowing artisanal fishing, to sustain this activity both in terms of production and capture per unit of effort (cpue).

The present study investigates the influence of the Bonifacio Strait Natural Reserve (BSNR), implemented in 1999 in South Corsica (Mediterranean Sea), on the spatio-temporal dynamics of the local artisanal fishery. One of the main objectives of this reserve is to maintain this artisanal fishery which is an important traditional activity in this region and generates significant incomes for local inhabitants. So, the aim of our study was to obtain characteristics of this small-scale fishery, to collect spatial data about fishing effort, cpue and production and to analyse how it has evolved since the BSNR implementation.

Materiel and Methods

Study area

This study was performed in the Bonifacio Strait Natural Reserve (BSNR thereafter), located in South Corsica, France (Figure1). This MPA (80 000 ha) was created in 1999. It includes 1,200 ha of no-take zones and 12,000 ha of partially protected areas. All types of fishing activities are prohibited in the former while spearfishing only is forbidden in the latter. Except in no-take areas, the artisanal fishing is allowed everywhere else in the BSNR

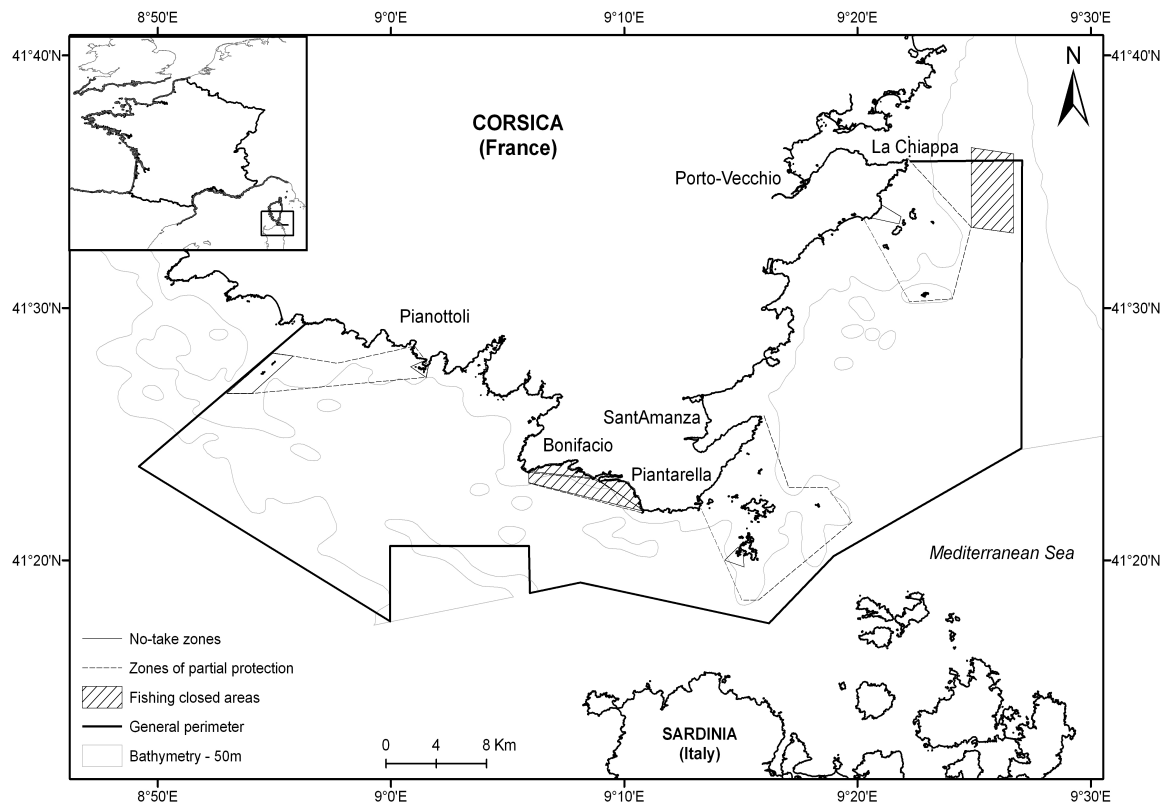


Figure 1: Map of the study area: the Bonifacio Strait Natural Reserve, South Corsica, France.

Fishery data collection

Artisanal fishing fleet in the BSNR, made up of small fishing vessels of less than 10 meters, decreased from 40 boats in 2001 to 30 in 2007. Fishing catches were landed on 4 main ports (Pianottoli, Bonifacio, Sant'Amanza, Porto-Vecchio) and 3 shelter ones (Piantarella, Santa Giulia, La Chiappa) (Figure 1).

To assess the spatio-temporal dynamics of this artisanal fishery, we collected fishing effort and yields data in collaboration with artisanal fishers, from April to September in 2001 and in 2007. 17 different boats out of 40 were sampled in 2001 (42.5%) and 22 out of 30 in 2007 (73%). A total of 148 and 123 fishing boat landings were recorded in 2001 and 2007, respectively. The sampling of artisanal landings was stratified per port and was random for each port when boats came back from their fishing operation. All caught individuals were enumerated, identified at the species level when possible, and measured. Individual weights

were estimated from length–weight relationships (Bauchot and Pras, 1980; Whitehead *et al.*, 1986; Froese and Pauly, 2009).

Other collected information was on fishing gears, fishing depth and duration, net lengths and mesh size used. Unit efforts (UE) were expressed as the number of pieces of 50 meters of nets per fishing day, here 24 hours ($p\ d^{-1}$). Then Catch Per Unit Effort (cpue) was calculated for all landed species as their total catch in the fishing operation (in g), standardized per piece of net and fishing day ($g\ p^{-1}\ d^{-1}$).

We did not include rare species, thus 55 species were considered during the surveys. Moreover, a portion of catches were thrown over boat because of their low sale value (chondrichthyans) or because they were damaged by various predators (piscivorous fishes, dolphins, water fleas). Discard rates were estimated by a previous study carried out from 2004 to 2006 in the BSNR (Rocklin *et al.*, 2009). It was estimated that damaged fish and chondrichthyans caught in nets represented 6.5% and 9.28% of total artisanal landings in terms of biomass, respectively.

Estimation of fishing effort and production

Within a given spatial stratum, here the port, fishing effort was expressed as the mean number of active fishing boats per day (Farrugio and Corre, 1993). This information was estimated each month, from April to September, in 2001 and 2007, which corresponds to the fishing season in the BSNR. The sampling methodology and estimation of fishing effort, landing biomass and production are described in Figure 2.

The mean daily effort \bar{E}_{im} in the considered port i during month m was calculated as:

$$\bar{E}_{im} = \frac{\sum E_{im}}{N_{im}}$$

where E_{im} is the daily observed effort in port i during month m , and N_{im} the number of sampled days at port i month m .

Then the mean daily biomass landed per boat \bar{U}_{im} in the considered port i during month m was calculated as:

$$\bar{U}_{im} = \frac{\sum U_{im}}{N}$$

where U_{im} is the total biomass landed per sampled boat on port i during month m and N is the number of sampled boats.

Finally, the mean daily production \bar{C}_{im} at port i during month m was estimated as the product of the main daily effort by the mean daily biomass landed per boat at port i month m :

$$\bar{C}_{im} = \bar{E}_{im} \times \bar{U}_{im}$$

The BSNR annual production was estimated using the mean daily biomass landed per port and per month during the whole fishing activity season (April to September).

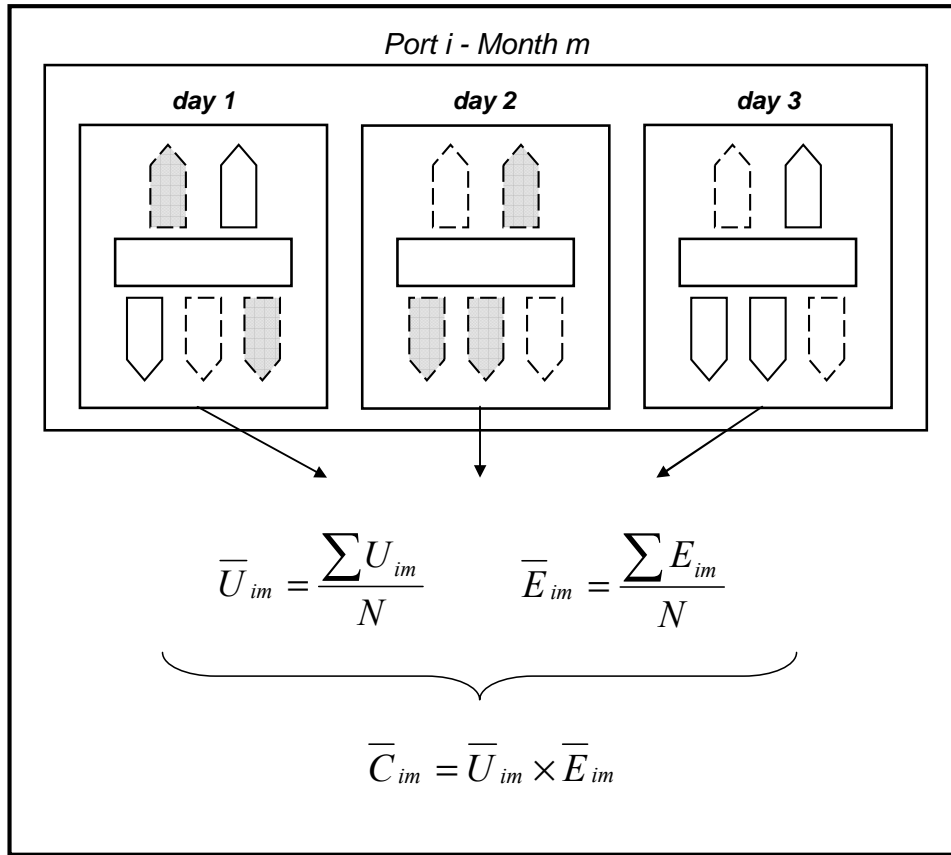


Figure 2: Method used to calculate the mean daily production \bar{C}_{im} at port *i* during month *m*. \bar{U}_{im} is the mean daily biomass landed per boat (in g.) and \bar{E}_{im} the mean daily fishing effort (boat number). In dotted lines: boats which were at sea for this fishing day; in grey: sampled boats.

Since data did not match normality conditions, we used two-tailed Mann-Whitney non-parametric tests for statistical analyses.

Results

Temporal dynamic of fishing effort, cpue and production

The mean number of vessels fishing each day in the BSNR did not exhibit a significant difference ($p= 0.87$) between 2001 and 2007 (Figure 3a): they were 13.2 boats by day in 2001 (standard error SE = 1.0) and 12.9 in 2007 (SE = 0.99). The fishing unit effort (UE), i.e. the number of pieces of trammel net (50 meters) set per 24 hours, per boat per day, significantly decreased ($p< 0.001$) from 41.4 p d⁻¹ (SE = 1.54) to 27.1 p d⁻¹ (SE = 1.82) between 2001 and 2007 (Figure 3b). Landed biomass per boat per day was estimated at. 36.15 kg b⁻¹ d⁻¹ in 2001 (SE = 1.63) and 24.5 kg b⁻¹ d⁻¹ in 2007 (SE = 1.75), meaning a significant decrease of 32% (p

< 0.001). On the contrary, the catch per unit effort (cpue), all species included, significantly increased ($p= 0.0013$) by 44.8% from 666.5 g p⁻¹ d⁻¹ (SE = 38.37) in 2001 to 965 g p⁻¹ d⁻¹ (SE = 66.19) in 2007 (Figure 3c).

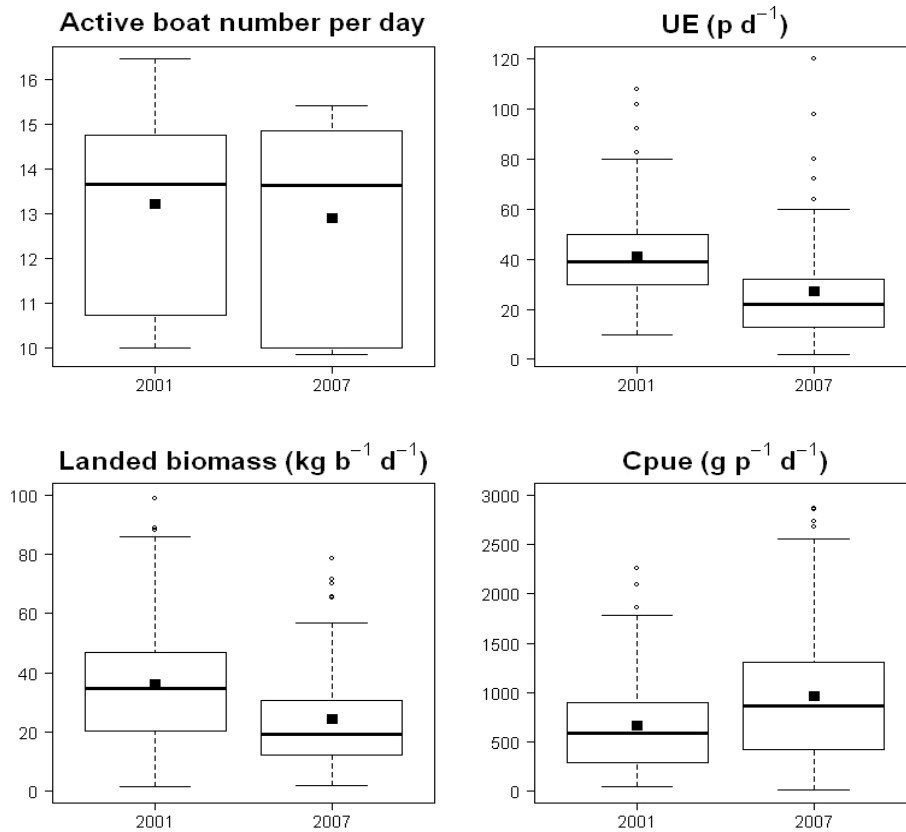


Figure 3: Comparison between 2001 and 2007 for the mean number of artisanal boats fishing per day in the BSNR, the mean number of unit effort (number of pieces of 50 meters of net, set during 24h, expressed in p d⁻¹) used by fishers for a fishing trip, the mean landing biomass per boat per day (in kg b⁻¹ d⁻¹) and the mean cpue caught in artisanal nets (in g p⁻¹ d⁻¹). Black squares represent mean values, the bold black bars the median, and limits are quartiles.

15 species represented ca. 80% of catches, both in terms of biomass and density of individuals (Table 1). Considering the biomass, the large-scaled scorpionfish *Scorpaena scrofa* was the most caught species, followed by the red spiny lobster *Palinurus elephas*, both in 2001 and 2007. The forkbeard *Phycis phycis* is also one of the most important species caught in the BSNR, but it was less abundant in 2007 than in 2001. Conversely, other dominant species became more represented in 2007 than in 2001, like the striped red mullet

Mullus surmuletus, the common pandora *Pagellus erythrinus* and the common two-banded seabream *Diplodus vulgaris*.

Table 1: Cumulated percentage of the first 15 species caught in artisanal fishing nets in 2001 and 2007, considering their biomasses and numbers of individuals (abundance).

2001		2007	
Species	Cum.%	Species	Cum.%
<i>Scorpaena scrofa</i>	16,03	<i>Scorpaena scrofa</i>	19,98
<i>Palinurus elephas</i>	31,63	<i>Palinurus elephas</i>	28,82
<i>Phycis phycis</i>	41,59	<i>Pagellus erythrinus</i>	35,59
<i>Maja squinado</i>	48,04	<i>Mullus surmuletus</i>	41,57
<i>Scorpaena porcus</i>	52,17	<i>Phycis phycis</i>	47,10
<i>Lophius piscatorius</i>	56,25	<i>Maja squinado</i>	52,04
<i>Dentex dentex</i>	60,29	<i>Homarus gammarus</i>	56,68
<i>Homarus gammarus</i>	64,06	<i>Dentex dentex</i>	60,71
<i>Pagellus erythrinus</i>	67,63	<i>Sciaena umbra</i>	64,61
<i>Mullus surmuletus</i>	71,17	<i>Sepia sp.</i>	68,27
<i>Sepia sp.</i>	74,11	<i>Scorpaena porcus</i>	71,74
<i>Seriola dumerili</i>	76,78	<i>SpondylIOSOMA cantharus</i>	73,95
<i>SpondylIOSOMA cantharus</i>	78,45	<i>Pagrus pagrus</i>	75,97
<i>Sarda sarda</i>	80,09	<i>Zeus faber</i>	77,97
<i>Zeus faber</i>	81,69	<i>Diplodus vulgaris</i>	79,91

2001		2007	
Species	Cum.%	Species	Cum.%
<i>Scorpaena porcus</i>	12,54	<i>Scorpaena scrofa</i>	12,76
<i>Scorpaena scrofa</i>	22,17	<i>Scorpaena porcus</i>	24,30
<i>Palinurus elephas</i>	30,58	<i>Mullus surmuletus</i>	34,04
<i>Phycis phycis</i>	38,41	<i>Spicara maena</i>	39,88
<i>Mullus surmuletus</i>	45,31	<i>Pagellus erythrinus</i>	44,93
<i>Symphodus tinca</i>	51,80	<i>Diplodus vulgaris</i>	49,79
<i>Serranus cabrilla</i>	57,24	<i>Phycis phycis</i>	54,28
<i>Diplodus annularis</i>	62,54	<i>Palinurus elephas</i>	58,39
<i>Diplodus vulgaris</i>	66,09	<i>Scorpaena notata</i>	61,97
<i>Pagellus erythrinus</i>	69,44	<i>Sepia sp.</i>	65,15
<i>Trachinus draco/araneus</i>	72,57	<i>Serranus cabrilla</i>	68,33
<i>Sepia sp.</i>	75,63	<i>Sciaena umbra</i>	70,90
<i>Maja squinado</i>	77,67	<i>SpondylIOSOMA cantharus</i>	73,46
<i>Serranus scriba</i>	79,61	<i>Symphodus tinca</i>	75,79
<i>SpondylIOSOMA cantharus</i>	81,51	<i>Uranoscopus scaber</i>	77,56

The total fishing production in the BSNR area, considering estimated discards of damaged fishes and chondrichthyans, decreased of ca. 38%, from 91.08 tonnes in 2001 to 56.21 tonnes in 2007 (Figure 4).

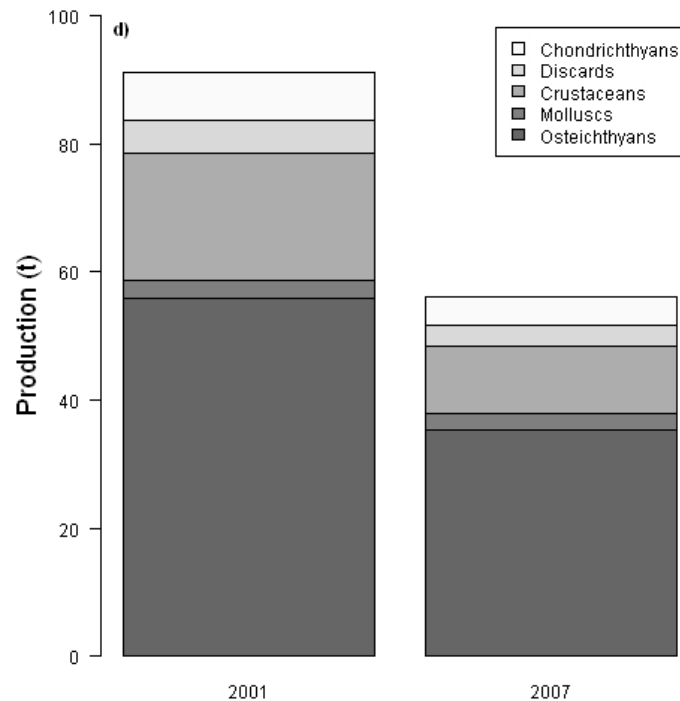


Figure 4: Annual fishing production in 2001 and 2007 in the Bonifacio Strait Natural Reserve, for all targeted groups

Osteichthyans represented the largest part of catches, both in 2001 and in 2007, with 61.3% (55.81 t.) and 62.9% (35.36 t.) of the total production, respectively. The crustacean's part decreased from 22% in 2001 (20.06 t.) to 18.7% in 2007 (10.53 t.). Molluscs were proportionally more fished in 2007 than in 2001, representing 3.1% (2.8 t.) and 4.7% (2.64 t.) of the total production, respectively.

Considering four of the main landed species, meaning *S. scrofa*, *P. elephas*, *P. phycis* and *M. surmuletus*, we observed that, for all of them, fishing production decreased between 2001 and 2007 (Figure 5).

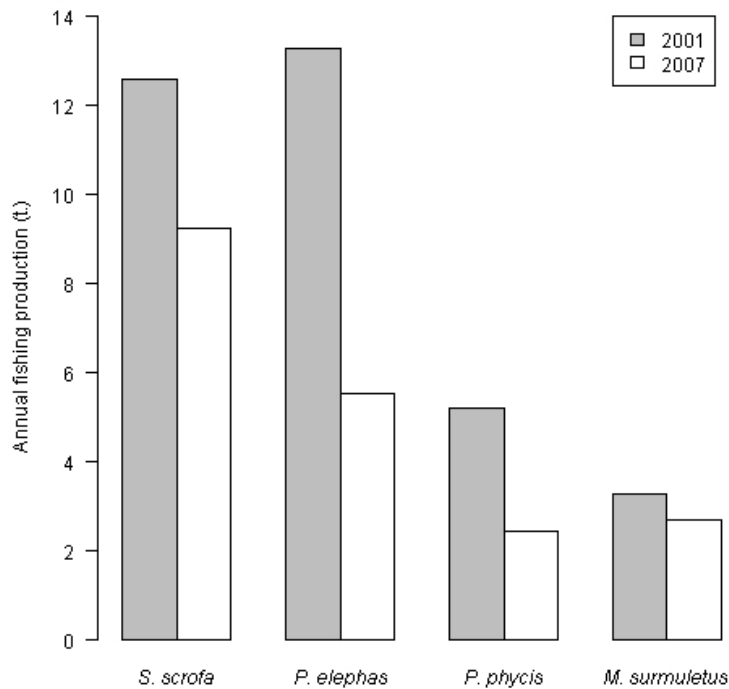


Figure 5: Production for 4 main species caught by the artisanal fleet in the BSNR in 2001 and 2007

P. elephas was the species having the highest production value in 2001 (> 13 tonnes per year), followed by *S. scrofa* (12.6 t.). In 2007, the trend changed and catches were dominated by *S. scrofa*, that is 9 tonnes, whereas the spiny lobster's production collapsed to 5.5 tonnes. The *P. phycis* production also decreased from 5.2 to 2.43 tonnes per year. Finally, *M. surmuletus* catches presented the lowest decrease (18%), from 3.27 t. in 2001 to 2.68 t in 2007.

Spatial dynamic of fishing effort, cpue and production

When considering the spatial trends in the BSNR artisanal fishery between 2001 and 2007, different patterns emerged. First, the mean number of active boats decreased in Pianottoli and Bonifacio, but increased in Sant'Amanza and Porto-Vecchio. Pianottoli is a small harbour: 3 professional fishing boats were active in 2001, but only two remained in 2007. Bonifacio was the main harbour in the BSNR, accounting for 7 to 8 active boats per day in 2001. However, some boats modified their principal port, principally those from Bonifacio, going to Sant'Amanza, which is sheltered and thus offers greater possibilities to go fishing

even with bad weather conditions (west wind). Finally, Porto-Vecchio reached a mean of near 3.5 boats going fishing per day in 2007 instead of 2.5 in 2001.

We then analyzed the trend of mean biomass landed per boat per day (in $\text{kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$) on each port after discriminating groups (osteichthyans, molluscs and crustaceans). In all ports, osteichthyans represented the largest proportion of catches, and the mean landed per boat per day decreased in all ports (Figure 4a). In Pianottoli, the mean landed biomass decreased from $39.7 \text{ kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$ in 2001 to $28.4 \text{ kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$ in 2007, while the difference was not significant ($p = 0.076$). This was mainly due to the collapse of fish and molluscs catches (-30% both) while crustaceans did not displayed significant differences (-12%). In Bonifacio, the mean landed biomass was ca. $36.4 \text{ kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$ in 2001, and ca. 21.09 in 2007 ($p < 0.0001$); all groups highly decreased in biomass, with fishes and molluscs losing around 50% of the landed biomass in 2001, and crustacean ca. -25%.

Sant'Amanza and Porto-Vecchio both presented different trends than Pianottoli and Bonifacio. The mean landed biomass also decreased in Sant'Amanza, from 34.7 to $27.2 \text{ kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$, but it was not significant ($p = 0.38$). Porto-Vecchio was the only port displaying an increase, albeit not significant, of the mean landed biomass per boat per day, which was $26.4 \text{ kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$ in 2001 and $29.8 \text{ kg b}^{-1} \text{d}^{-1}$ in 2007 ($p = 0.91$). Indeed, in these both ports, fish catches remained stable ($\pm 0.5\%$ of difference between 2001 and 2007) while molluscs landed biomass increased (+ 17% and + 10%, in Sant'Amanza and Porto-Vecchio, respectively). Finally, lobster catches strongly decreased from 2001 to 2007, with 67% and 72% loss of landed biomass in 2007 compared to 2001, in Sant'Amanza and Porto-Vecchio, respectively.

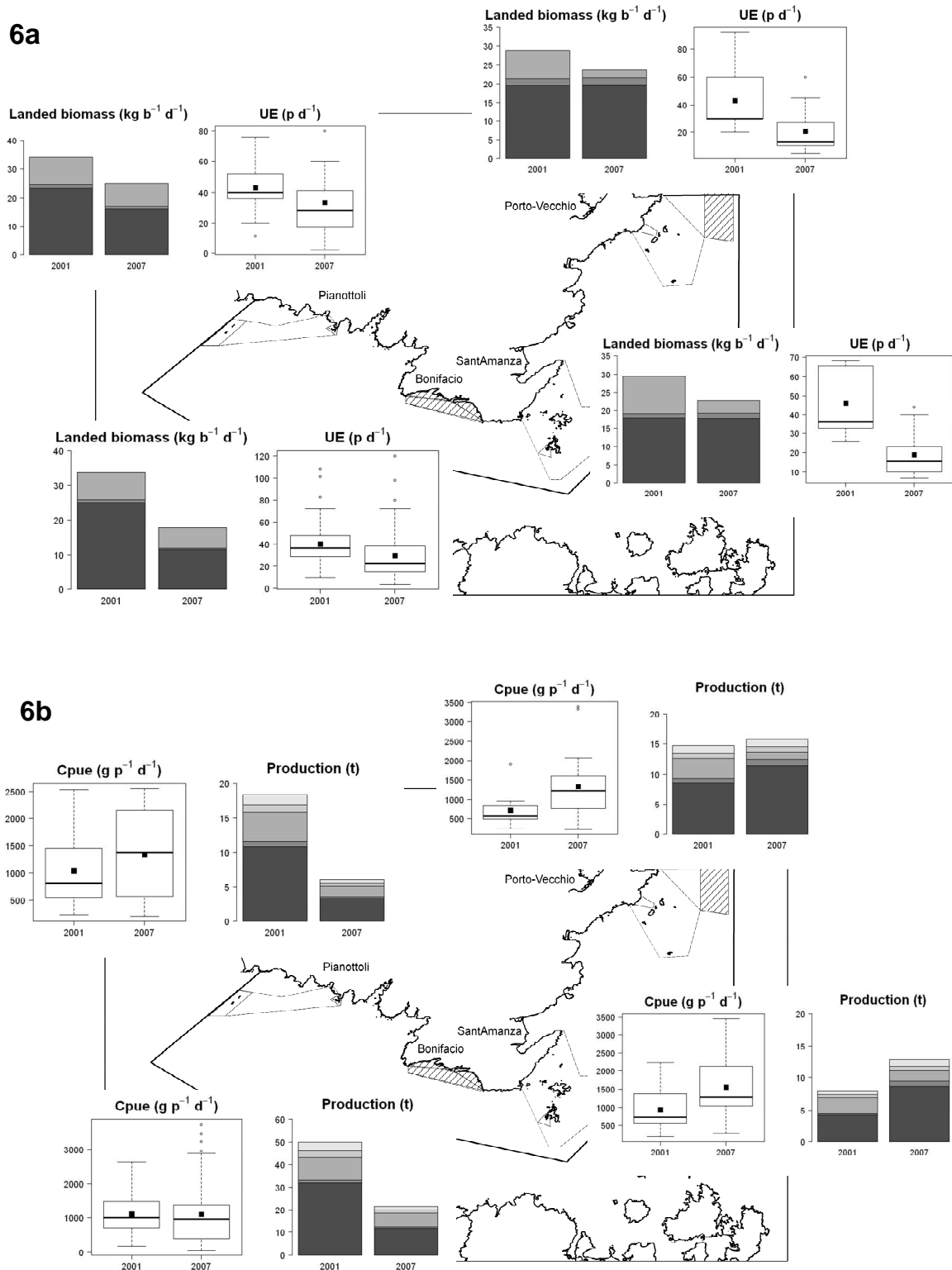


Figure 6a and 6b: Indicators of fishing activities for each port in the BSNR and their trends between 2001 and 2007. For 6a: left: mean landed biomass (in $\text{kg p}^{-1} \text{d}^{-1}$) (from black to grey: osteichthyans, molluscs and crustaceans); right: mean unit effort UE (in p d^{-1}). For 6b: left: mean cpue (in $\text{g p}^{-1} \text{d}^{-1}$); right: artisanal annual fishing production (in tonnes) per group (from black to light grey: osteichthyans, molluscs, crustaceans, damaged fish and discarded chondrichthyans).

The mean UE decreased whatever the considered area (Figure 6a). It was about 42 p.d⁻¹ for all boats in 2001 and decreased to ca. 30 p.d⁻¹ in Pianottoli and Bonifacio ($p = 0.02$ and $p < 0.0001$, respectively) and to ca 20 p.d⁻¹ in Sant'Amanza and Porto-Vecchio ($p < 0.0001$ and $p = 0.02$, respectively).

There was no significant difference of cpue in Pianottoli and Bonifacio ($p = 0.34$ and $p = 0.22$, respectively) between 2001 and 2007 (Figure 6b). However, the cpue significantly increased from 941.8 g p⁻¹ d⁻¹ to 1557.6 g p⁻¹ d⁻¹ ($p = 0.04$) in Sant'Amanza and from 701.5 g p⁻¹ d⁻¹ to 1318.6 g p⁻¹ d⁻¹ ($p = 0.02$) in Porto-Vecchio.

Finally, the total annual production highly decreased in Pianottoli (- 67.4%) and Bonifacio (- 56.9%) while it increased in Sant'Amanza (+ 59.8%) and exhibited weak differences in Porto-Vecchio (+ 7.9%). However, despite the decline of its production level, Bonifacio remained the main port of the BSNR, displaying 38.4% of the whole production. Grouping both Bonifacio and Sant'Amanza, these two ports caught 61.2% of the total production in the BSNR.

Discussion

The artisanal small-scale fishery in South Corsica is a traditional activity (Miniconi, 1994) and offers an important income for local economy. This can be considered as a mono-fishing activity, with the general use of trammel nets that is common in the Mediterranean, which targets multispecific catches, thus affecting numerous species (Farrugio and Corre, 1993; Goñi *et al.*, 2008; Stobart *et al.*, 2009). In Corsica, the principal caught species is the large scorpionfish *Scorpaena scrofa*, as observed in other parts of the Mediterranean (Colloca *et al.*, 2004; Merino *et al.*, 2008; Cadiou *et al.*, 2009; Forcada *et al.*, 2009). Emblematic species also represent a large amount of catches, like *P. Phycis*, and particularly the red spiny lobster, *P. elephas*.

Sustaining this activity is one of the main objectives of the BSNR. Indeed, artisanal small-scale meet most of the criteria required for an enlightened fishery policy in terms of employment and income distribution, energy use and product quality (Pauly, 2006).

Moreover, they have a lower impact on resources than their industrial counterparts, and generate fewer discards (Stobart *et al.*, 2009).

In Corsica, like generally in the Mediterranean, small-scale fishing activities are dispersed along the coast, which induces difficulties for obtaining long term data (Isaac *et al.*, 2008). Hence, fisher's participation through interviews or personal counting is necessary. This method has already been used in the Mediterranean to evaluate landings and fishing efforts (Le Direach *et al.*, 2004; Stelzenmuller *et al.*, 2007; Goñi *et al.*, 2008; Merino *et al.*, 2008; Cadiou *et al.*, 2009).

Our study has permitted to estimate some indicators in the south Corsican artisanal fishery such as fishing effort, mean landed biomass per boat per day, mean unit effort, catch per unit effort and production, including discards, both in 2001 and six years later in 2007.

This small-scale fishery displayed many changes over the 6 years of the study. Despite the reserve implementation in 1999, we have observed that the total artisanal fishery production has declined by 30% between 2001 and 2007 although the fleet composition has not significantly changed during this period. This tendency was also observed in other parts of the Mediterranean, like in Majorca, where landings decreased by 25% the last 20 years (Merino *et al.*, 2008). The same decreasing trend is observed for the fishing unit effort, meaning the number of pieces of trammel nets set per 24h. This could be due to a decreased mean net length used by fishers, as well as by a modification of the fishing technique used. Indeed, a decrease of UE can be the consequence of the substitution of lobster nets, usually set during 48h, by fish trammel nets which are set for 24h.

Conversely, we observed a significant increase of catches per unit effort. Such a result could be explained by a combined effect of fishing effort reduction and reserve benefit. Indeed, cpue traditionally declines with an increasing fishing effort and vice-versa (Lorenzen *et al.*, 2006). This hypothesis is not retained to explain our results since two studies on the BSNR show (i) that there is no overexploitation (Albouy *et al.*, in revision) of marine resources and (ii) that the increasing cpue between 2000 and 2007 was primarily due to the group of species targeted by spearfishing (Rocklin *et al.*, in revision). Thus the reserve effect following regulation of recreational activities is the most parsimonious explanation for the observed increased cpue while production declines.

Whereas some authors have underlined the need for spatialized indicators in ecosystem-based fishery management (Babcock *et al.*, 2005), it has been recognized that few studies have taken into account the spatial distribution of fishing effort to fully evaluate MPA effects (Murawski *et al.*, 2005; Cadiou *et al.*, 2009). Indeed, understanding the spatial pattern of fishing effort around MPAs is crucial to evaluating the fishery benefits of marine reserves (Stelzenmuller *et al.*, 2008).

Indicator trends are not homogeneous among the different locations of the BSNR. In all places of the reserve, except in Bonifacio, the unit effort strongly decreased while cpue increased everywhere. Overall, there was a consistent reduction of production in all ports. When considering the mean landed biomass per boat, while separating osteichthyans, molluscs and crustaceans, we observed a strong decrease of fish group biomass on the west part of the BSNR (Pianottoli and Bonifacio), while crustaceans displayed a weak decrease. On the contrary, on the East part of the BSNR, considering Sant'Amanza and Porto-Vecchio, we found that the fish group was caught at a same level in 2007 than in 2001, whereas crustacean landings strongly decreased. Consequently, we argue that artisanal fishers from Pianottoli and Bonifacio modified their fishing practices after the reserve implementation, by using less fish trammel nets while favouring the use of lobster trammel nets. On the contrary, fishers from Sant'Amanza and Porto-Vecchio, fishing near the two largest partially protected areas (Figure 1), namely the Lavezzi Islands and the Cerbicales Islands, also modified their fishing practices and focused more on fish instead of lobsters. Indeed, their lobster's catches collapsed while they maintained the amount of fish in landings. This shift in fishing strategy may explain the strong UE decrease in these Eastern ports.

We have also observed shifts in the fishing fleet, with an increased number of boats fishing on the East part of the BSNR to the detriment of Pianottoli and Bonifacio harbours. This can be explained by the fact that Sant'Amanza is more sheltered, thus offering greater possibilities to go fishing even when weather conditions are not favourable. Moreover, Lavezzi Islands, the largest and oldest (1982) partially protected area, are closer to Sant'Amanza than from Bonifacio. Thus, it has been proved that spatial allocation of fishing effort can be influenced by many factors, among which weather conditions as well as the distance to marine reserve (Abesamis *et al.*, 2006a), attracting fishers seeking higher yields. Indeed, reserve effect has been found to be principally obvious closed to MPA borders

(Abesamis *et al.*, 2006b; Goñi *et al.*, 2008; Stobart *et al.*, 2009) with a decreasing gradient of resource biomass from inside the MPA to exploited areas (Ashworth and Ormond, 2005; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008). This generally leads to a strong fishing effort close to MPA boundaries (Stelzenmuller *et al.*, 2007; Stelzenmuller *et al.*, 2008). In the BSNR, a great fishing effort was concentrated in 2007 around Lavezzi Islands, the oldest MPA of the BSNR, protected from spearfishing since 1982. Accordingly, the highest cpue increase was observed for boats from Sant'Amanza and Porto-Vecchio, fishing near the largest partially protected area where spearfishing is forbidden since 1999, like in the North-East Cerbicale partially protected area, the second largest with 4000 ha (Figure 1). Such a legislation leads to a reduction of fishing pressure on fish communities since it has been recognized that recreational fishing, particularly spearfishing, deplete coastal resources with unprecedented effort (Bell, 1983; García-Rubies and Zabala, 1990; Jouvenel and Pollard, 2001; Morales-Nin *et al.*, 2005; Cadiou *et al.*, 2009). For instance, in the Mediterranean, recreational catches are far from negligible compared to artisanal fishing activities (Cadiou *et al.*, 2009): in the Balearic Islands, recreational fisheries removed more than 30% of production at a high trophic level (Morales-Nin *et al.*, 2005). Thus removing this activity may directly benefit to artisanal fisheries through increasing cpue values.

The increasing implementation of MPAs worldwide is motivated by many objectives among which sustaining artisanal fisheries. However, this objective is only expressed for 53% of MPAs (Boersma and Parrish, 1999). A positive impact of MPAs on surrounding fisheries is generally expected, through spill-over and larvae emigration, but it is essential to take the size of MPAs into account, their designs, as well as species mobility, and types and qualities of habitats (García-Charton *et al.*, 2004; Stelzenmuller *et al.*, 2007; Claudet *et al.*, 2008; Forcada *et al.*, 2009). We may wonder whether the implementation of a MPA could be sufficient to sustain a declining artisanal fishing activity. MPAs may not always be efficient if fishing effort is not reduced at the same time. Fishing effort is then only displaced, inducing an equivalent pressure on fish resource but on a smaller surface. In this case, if the reserve area is not large enough or not located on strategic areas, spillover could not be sufficient to sustain a declining fishing activity (McClanahan and Mangi, 2000; Walters, 2000; Halpern *et al.*, 2004). Indeed, a challenge is to evaluate what is the reserve size needed to be of benefit to surrounding fisheries, since small reserves could be insufficient to provide significant exports (Halpern, 2003). It has been shown that large MPAs, meaning larger than 1000 meters in radius, can easily reach the carrying capacity and thus will offer a real benefit for

surrounding fisheries (Perez-Ruzafa *et al.*, 2008). Moreover, Perez-Ruzafa *et al.* (2008) suggest that the design offering the maximum benefit would be a network of many medium-sized (600-1500 ha) no-take areas separated by a few kilometres. The BSNR is made up of a network of no-take and partially protected areas. No-take areas displayed small surfaces, between 65 ha and 416 ha, while partially protected areas extend on 1216 ha for the smaller one to 5904 ha for the largest, around Lavezzi Islands. The design of the BSNR seems to achieve the goal of providing higher cpue for local fisheries. Even if the total fishing production highly decreased, due to a decline of net length and fishing duration, we can assess that since the MPA implementation, fishers fish less but better.

Acknowledgements. We thank the staff of the Office de l'Environnement de la Corse for helping collecting data and the fishermen of the BSNR. This work was partially funded by a LITEAU III project (PAMPA) as well as by two ANR programmes (GAIUS and AMPHORE) to study the effects of Marine Protected Areas, and IFREMER.

References

- Abesamis, R.A., Alcala, A.C. and Russ, G.R., 2006a. How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery Bulletin*, 104: 360-375.
- Abesamis, R.A., Russ, G.R. and Alcala, A.C., 2006b. Gradients of abundance of fish across no-take marine reserve boundaries: evidence from Philippine coral reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 349-371.
- 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. *In revision Marine Ecology Progress Series*
- Allison, E.H., 2001. Big lows, small catches: global ocean governance and the fisheries crisis. *Journal of International Development*, 13: 933-950.
- Ashworth, J.S. and Ormond, R.F.G., 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation*, 121: 333-344.
- Babcock, E.A., Pikitch, E.K., McAllister, M.K., Apostolaki, P. and Santora, C., 2005. A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *Ices Journal of Marine Science*, 63: 469-476.
- Bauchot, M.L. and Pras, A., 1980. *Guide des poissons marins d'Europe*. D. a. Niestlé, Lausanne, 427 p.
- Bell, J.D., 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.
- Boersma, P.D. and Parrish, J.K., 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31: 287-304.
- Cadiou, G., Boudouresque, C.F., Bonhomme, P. and Le Direach, L., 2009. The management of artisanal fishing within the Marine Protected Area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea): A success story? *Ices Journal of Marine Science*, 66: 41-49.
- Chuenpagdee, R., Liguori, L., Palomares, M. and Pauly, D., 2006. *Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches*, University of British Columbia, Vancouver.

- Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., Garcia-Charton, J.A., Perez-Ruzafa, A., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.M., Dimech, M., Falcon, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sanchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C. and Planes, S., 2008. Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481-489.
- Colloca, F., Crespi, V., Cerasi, S. and Coppola, S.R., 2004. Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research*, 69: 359-369.
- Denny, C.M. and Babcock, R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation*, 116: 119-129.
- FAO, 2008. The state of world fisheries and aquaculture, FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome.
- Farrugio, H. and Corre, G.L., 1993. A sampling strategy and methodology for assessment and monitoring of Mediterranean small-scale fisheries. *Scientia Marina*, 57: 131-137.
- Forcada, A., Valle, C., Bonhomme, P., Criquet, G., Cadiou, G., Lenfant, P. and Sanchez-Lizaso, J.L., 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 379: 197-211.
- Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17: 309-317.
- Froese, R. and Pauly, D., 2009. Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2009). .
- García-Charton, J.A., Perez-Ruzafa, A., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Reñones, O. and Moreno, D., 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.
- García-Rubies, A. and Zabala, M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.
- Gell, F.R. and Roberts, C.M., 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in ecology and evolution*, 18: 448-455.
- Gomez, S., Lloret, J., Demestre, M. and Riera, V., 2006. The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: The case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coastal Management*, 34: 217-232.

- Goñi, R., Adlerstein, S., Alvarez-Berastegui, D., Forcada, A., Reñones, O., Criquet, G., Polti, S., Cadiou, G., Valle, C., Lenfant, P., Bonhomme, P., Perez-Ruzafa, A., Sanchez-Lizaso, J.L., Garcia-Charton, J.A., Bernard, G., Stelzenmuller, V. and Planes, S., 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 366: 159-174.
- Goñi, R., Quetglas, A. and Reñones, O., 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 207-219.
- Halpern, B.S., 2003. The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13: S117-S137.
- Halpern, B.S., Gaines, S.D. and Warner, R.R., 2004. Confounding effects of the export of production and the displacement of fishing effort from marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1248-1256.
- Halpern, B.S. and Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5: 361-366.
- Harmelin-Vivien, M., Le Direach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., Garcia-Charton, J.A., Ody, D., Perez-Ruzafa, A., Reñones, O., Sanchez-Jerez, P. and Valle, C., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141: 1829-1839.
- Isaac, V.J., Silva, C.O. and Ruffino, M.L., 2008. The artisanal fishery fleet of the lower Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 179-187.
- Jacquet, J. and Pauly, D., 2008. Funding priorities: Big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22: 832-835.
- Jouvenel, J.Y. and Pollard, D.A., 2001. Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 1-9.
- Le Direach, L., Cadiou, G. and Boudouresque, C.F., 2004. Monitoring the traditional fishing effort in marine protected areas on the French Mediterranean coast. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, 59: 77-84.
- Lester, S.E. and Halpern, B.S., 2008. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 49-56.

- Lorenzen, K., Almeida, O., Arthur, R., Garaway, C. and Khoa, S.N., 2006. Aggregated yield and fishing effort in multispecies fisheries: An empirical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1334-1343.
- McClanahan, T.R. and Mangi, S., 2000. Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10: 1792-1805.
- Merino, G., Morales-Nin, B., Maynou, F. and Grau, A.M., 2008. Assessment and bioeconomic analysis of the Majorca (NW Mediterranean) trammel net fishery. *Aquatic Living Resources*, 21: 99-107.
- Miniconi, R., 1994. Les poissons et la pêche en Méditerranée. La Corse. Tome 1 et 2. A. Piazzola and L. Marge, Ajaccio, 505 p.
- Morales-Nin, B., Moranta, J., Garcia, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F. and Cerda, M., 2005. The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): Some implications for coastal resource management. *Ices Journal of Marine Science*, 62: 727-739.
- Murawski, S.A., Wigley, S.E., Fogarty, M.J., Rago, P.J. and Mountain, D.G., 2005. Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *Ices Journal of Marine Science*, 62: 1150-1167.
- Pauly, D., 2006. Major trends in small-scale marine fisheries, with emphasis on developing countries, and some implications for the social sciences. *Maritime Studies*, 4: 7-22.
- Perez-Ruzafa, A., Martin, E., Marcos, C., Zamarro, J.M., Stobart, B., Harmelin-Vivien, M., Polti, S., Planes, S., Garcia-Charton, J.A. and Gonzalez-Wanguemert, M., 2008. Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation*, 16: 234-255.
- Rocklin, D., Santoni, M.C., Culioli, J.M., Tomasini, J.A., Pelletier, D. and Mouillot, D., 2009. Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. *Ices Journal of Marine Science*, 66: 699-707.
- Rocklin, D., Tomasini, J.A., Culioli, J.M., Pelletier, D., Mouillot, D., 2010. Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries: A new indicator and its application in a Mediterranean marine protected area. *In revision Marine Ecology Progress Series*
- Russ, G.R., Alcalá, A.C., Maypa, A.P., Calumpong, H.P. and White, A.T., 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Applications*, 14: 597-606.

- Shears, N.T., Grace, R.V., Usmar, N.R., Kerr, V. and Babcock, R.C., 2006. Long-term trends in lobster populations in a partially protected vs. no-take Marine Park. *Biological Conservation*, 132: 222-231.
- Silva, L., Gil, J. and Sobrino, I., 2002. Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cadiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research*, 59: 117-128.
- Stelzenmuller, V., Maynou, F., Bernard, G., Cadiou, G., Camilleri, M., Crec'hriou, R., Criquet, G., Dimech, M., Esparza, O., Higgins, R., Lenfant, P. and Perez-Ruzafa, A., 2008. Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 2018-2026.
- Stelzenmuller, V., Maynou, F. and Martin, P., 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation*, 136: 571-583.
- Stobart, B., Warwick, R., González, C., Mallol, S., Diaz, D., Reñones, O. and Goñi, R., 2009. Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47-60.
- Walters, C., 2000. Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: How large should protected areas be? *Bulletin of Marine Science*, 66: 745-757.
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. and Tortonese, E., 1986. *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris, 490 pp. and 458 pp. respectively p.
- Zeller, D. and Pauly, D., 2005. Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries*, 6: 156-159.

MANUSCRIT B

Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve

Delphine Rocklin, Marie-Catherine Santoni, Jean-Michel Culioli, Jean-Antoine Tomasini, Dominique Pelletier & David Mouillot

Publié

dans ICES Journal of Marine Science, 66 : 699-707

Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve

Delphine Rocklin, Marie-Catherine Santoni, Jean-Michel Culioli, Jean-Antoine Tomasini, Dominique Pelletier, and David Mouillot

Rocklin, D., Santoni, M.-C., Culioli, J.-M., Tomasini, J.-A., Pelletier, D., and Mouillot, D. 2009. Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 699–707.

There is increasing evidence from previous studies, and from fishers' observations, that coastal dolphins use fishing nets as an easily accessible feeding source, damaging or depredating fish caught in the nets. This study investigates the impact of dolphin depredation on artisanal trammelnets by analysing the catch composition of 614 artisanal fishing operations in the Bonifacio Strait Natural Reserve (France). Common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) attacked, on average, 12.4% of the nets and damaged 8.3% of the catch. However, attacked nets were characterized by statistically significantly higher catch per unit effort than unattacked ones. Catch composition also differed significantly after dolphin attacks; benthic-pelagic fish were more represented and reef-associated fish less represented. Our results suggest that (i) dolphins are attracted by high fish densities in the fishing area and/or nets, and (ii) their attacks induce specific fish-avoidance behaviour, according to the fish position in the water column. Although dolphins depredate a small part of the catch, damage to nets, not yet assessed in this area, could weaken the benefits that reserves can provide to artisanal fisheries.

Keywords: artisanal fisheries, bottlenose dolphin, catch composition, catch per unit effort, depredation, interactions with fisheries, marine protected area.

Received 1 September 2008; accepted 9 February 2009; advance access publication 11 March 2009.

D. Rocklin, J.-A. Tomasini, and D. Mouillot: UMR CNRS-IFREMER-UM2 5119, *Écosystèmes Lagunaires*, Université Montpellier 2, CC 093 Montpellier Cedex 5, France. D. Rocklin and D. Pelletier: Ifremer, Département Sciences et Technologies Halieutiques, Technopôle Brest-Iroise, BP 70, 29280 Plouzané, France. M.-C. Santoni and J.-M. Culioli: Service du Parc Marin International, Office de l'Environnement de la Corse, BP 507, 20169 Bonifacio, France. Correspondence to D. Rocklin: tel: +33 2 98224766; fax: +33 2 29008547; e-mail: delphine.rocklin@ifremer.fr.

Introduction

Fish are among the world's most important natural resources (Ormerod, 2003), but because of technical improvements and trade development, fisheries have now reached an unprecedented level of exploitation (Jackson *et al.*, 2001; Ormerod, 2003). Global fish production increased steadily from 19.3 million tonnes in the mid-20th century to 134 million tonnes in 2002; in terms of marine fish, it increased from 16.7 to 84.4 million tonnes over the same period (FAO, 2005). This increasing catch reduces the amount of prey available for natural fish predators such as dolphins. As a response, such top predators have modified their feeding behaviour, and direct competitive interactions with humans have increased (Bearzi, 2002).

Interactions between dolphins and fishing nets have been reported for more than a century (Backhouse, 1843), but such events have been described sometimes as cooperative (Busnel, 1973; Pryor *et al.*, 1990; Neil, 2002). Currently, however, within the context of fish stock collapse (Jackson *et al.*, 2001; Myers and Worm, 2003), those interactions are considered by the fishing industry as conflicting (Yodzis, 1998), particularly so for small-scale fisheries. Dolphins have now learned to consider catches of fishing operations as a new food resource (Reeves

et al., 2001); they remove fish directly from nets, resulting in a loss of fish for fishers and damage to nets. The consequences of dolphin interactions with fishing activities, however, have often been neglected (Noke and Odell, 2002), although negative impacts on fisheries have already been reported from Morocco (Zahri *et al.*, 2004), Sardinia (Lauriano *et al.*, 2004; Díaz-López, 2006), and the Balearic Islands (Brotons *et al.*, 2008).

Marine reserves are now considered as management tools and as potential biomass contributors to fisheries (Russ *et al.*, 2004), although this may not always help to sustain the decline of artisanal fisheries (Gómez *et al.*, 2006). The sustainability of this traditional activity on Mediterranean coasts is a major issue, and the presence of dolphins, which depredate fish from nets, may bring additional difficulties to fishers. In the Mediterranean Sea, the status of marine resources is considered to range from fully exploited to overexploited (FAO, 2005), and artisanal fishing is declining (Gómez *et al.*, 2006), so depredation by dolphins may become even more critical to the activity. Until now, however, a lack of data has limited our ability to evaluate the expanse and nature of dolphin–fisheries interactions (Díaz-López, 2006). Indeed, few studies have attempted to fill this gap, and most information is anecdotal or unpublished (Reeves *et al.*, 2001; Bearzi,

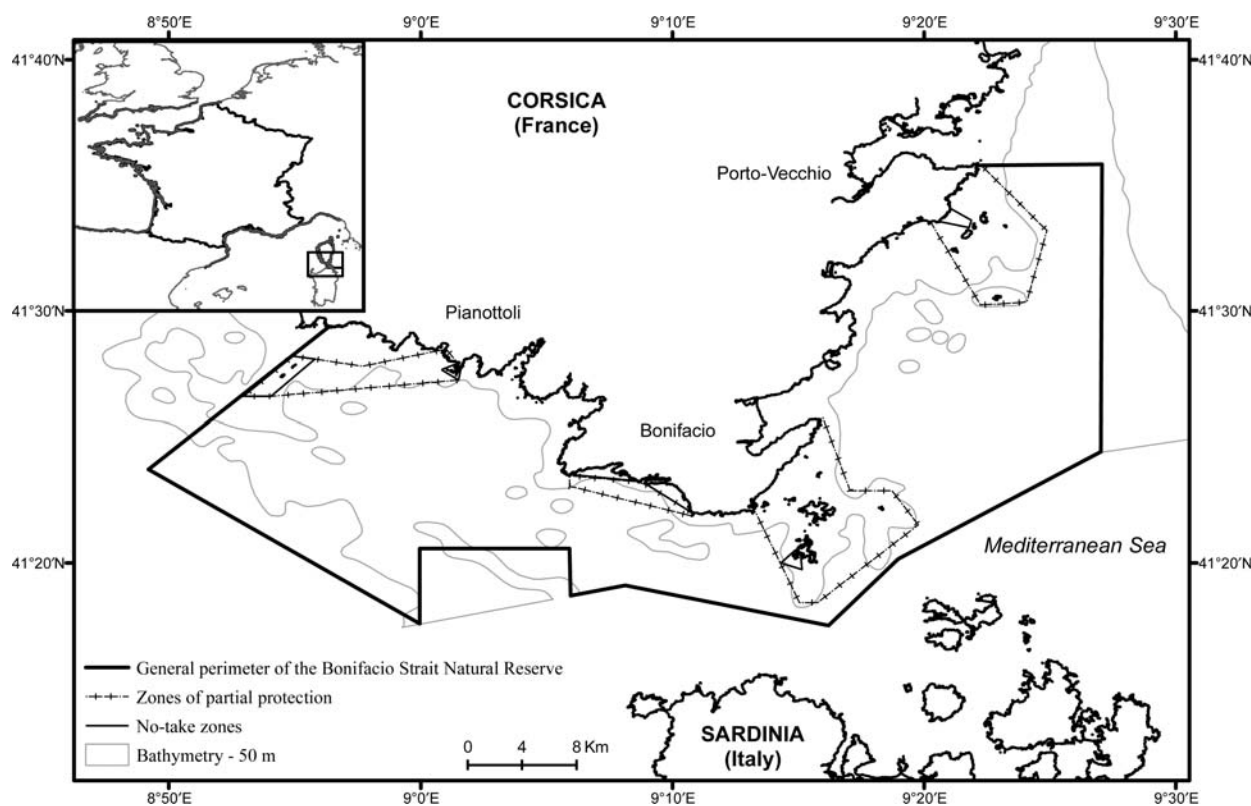


Figure 1. Geographic location of the study area: the Bonifacio Strait Natural Reserve (BSNR) in South Corsica, France.

2002). Consequently, little is known about the real impact of dolphins on artisanal fisheries.

Here, we attempt to evaluate the impact of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) attacks on a Mediterranean small-scale fishery (hereafter the term “bottlenose dolphin” refers to this species). In this area, the species is reported as the most involved in fishing operation interactions and net depredation (Bearzi, 2002; Gonzalvo *et al.*, 2008). We used a large dataset collected over 3 years in the Bonifacio Strait Natural Reserve (BSNR), Corsica (France). Our approach is original, in that we not only describe the impact of dolphin attacks on each fish species separately, but we are mainly interested in working at an assemblage level, while grouping species according to their position in the water column.

Material and methods

Study area and data collection

The BSNR is located around the south coast of Corsica in the western Mediterranean Sea (Figure 1). Established in September 1999, its marine surface area of around 80 000 ha includes four zones of partial protection (12 000 ha), where spearfishing and fishing for urchins are forbidden, and six no-take zones (1200 ha), closed to all types of fishing activities as well as diving and anchoring (Mouillot *et al.*, 2002).

The artisanal coastal fishery takes place throughout the entire reserve except in no-take zones. Fishing gears commonly used in the BSNR are trammelnets of mesh size varying from 5 to 9 (number of nodes per 25 cm of rope) that are set on the seabed (mean depth 33.5 m) for 24 h.

The natural diet of bottlenose dolphins is principally miscellaneous fish and to a lesser extent cephalopods (Barros and Odell, 1990; Cockcroft and Ross, 1990; Pauly *et al.*, 1998; Blanco *et al.*, 2001; Gonzalvo *et al.*, 2008). Currently, its population around the Corsican coast is estimated to be ~200–350 animals (GECM, 2007).

Data were collected by BSNR scientists on board fishing boats for 3 years, from May to August 2004, March to August 2005, and April to October 2006. For each fishing operation investigated, every fish caught in the nets was identified to species level and measured. Here, the term “fish” applies to all molluscs and fish species (osteichthyans and chondrichthyans); crustaceans were not taken into account on the assumption that they are not dolphin prey items (Blanco *et al.*, 2001). Evidence of dolphin attacks and depredation was assessed by the presence of at least one damaged fish on nets (cut behind gills, see Lauriano *et al.*, 2004) and/or new holes (Gazo *et al.*, 2008). Initial length of damaged fish was estimated based on the remains (head or body) still present in nets after dolphin attacks. Other information collected was net length, net mesh size, fishing depth, fishing duration, and whether the net was attacked by dolphins.

Fish weight was estimated from length–weight relationships (Bauchot and Pras, 1980). For each fishing operation, we calculated catch per unit effort (cpue, in $g\ p^{-1}\ d^{-1}$) for each species, defined as the biomass (in g) of the species caught, standardized per piece of net (p , 50 m) and per fishing day (d , 24 h). We recorded the cpue of the intact fish, the cpue of the fish damaged by dolphins, and the cpue of the fish damaged by other piscivorous predators (such as moray eels, octopuses, and water fleas). For each fishing operation, we then calculated the relative abundance, here referred to as occurrence, of each

Table 1. Scenarios based on statistical results for explaining significant differences in cpue and the catch composition of nets subject to dolphin attacks (compared with unattacked events).

		Catch composition	
		Unchanged	Modified
Cpue of catches	Equal	(1) Stable fish biomass in fishing area. No effect of dolphin attack	(4) Stable fish biomass in the area, and species-specific reaction of fish to dolphin attack (5) Lower fish biomass in the area compensated by free-swimming fish driven by dolphins into the net (6) Higher fish biomass in the area mitigated by immobility or escape of some fish species under dolphin attack
	Lower	(2) Lower fish biomass in fishing area. No effect of dolphin attack	(7) Lower fish biomass in the area, and species-specific reaction of fish to dolphin attack (8) Stable fish biomass in the area, but immobility or escape of some species under dolphin attack
	Higher	(3) Higher fish biomass in fishing area. No effect of dolphin attack	(9) Higher fish biomass in the area, and species-specific reaction of fish to dolphin attack (10) Stable fish biomass in the area, but free-swimming fish driven by dolphins into the net

species in the catch as the ratio of the cpue of that species to the cpue of the total catch. Fishing operations with zero catch in the nets were considered to have suffered gear dysfunction (Maunder and Punt, 2004) and were removed from the analysis.

Data analysis

Our intent was to assess the impact of dolphin attacks on both cpue and catch composition. As data did not match normality conditions (Shapiro–Wilk normality test, $p < 2.2 \times 10^{-16}$) nor homoscedasticity (Bartlett test, $p = 0.04$), we used two-tailed Mann–Whitney non-parametric tests for driving the analyses. First, we tested the null hypothesis that the mean cpue of the total catch in nets attacked by dolphins is equal to the mean cpue of the total catch in nets not attacked by dolphins. For that, we compared the total cpue of attacked and unattacked nets. Then, the link between the fish biomass depredated by dolphins and the fish biomass available in the nets was estimated using the Pearson correlation coefficient calculated on log-transformed data. Second, we tested whether dolphin attacks altered the species composition of catches. For that, we hypothesized that species of fish can behave in different ways when facing a predator. To carry out this analysis, fish species were combined according to their position in the water column. Following FishBase (Froese and Pauly, 2007) and Whitehead *et al.* (1986), we considered four groups: (i) a pelagic group living in midwater and consuming their prey near the surface; (ii) a benthopelagic group living near the seabed, but taking prey near the seabed and at the sea surface; (iii) a demersal group living close to the seabed and feeding exclusively on it; and (iv) a reef-associated group of fish living in reefs. If dolphin attacks do not influence fish behaviour near nets, we would not expect any change in the catch composition of nets under dolphin attacks, i.e. the proportion of each group in the catch would remain the same with or without attacks. We tested this second null hypothesis on both fish abundance and occurrence, with or without attacks, for each group considered before.

The two hypotheses analysed together could help us better understand the features of interactions between dolphins and fisheries (Table 1). An increase or decrease in the cpue of nets, without changes in the catch composition, can be representative of variability in fish availability in the area. Conversely, changes in the

catch composition in nets subject to dolphin attacks can be a direct consequence of the interaction. We distinguished ten combinations of changes in the cpue in nets and in the catch composition, under the assumption of no gear saturation.

To determine which, if any, species can play a role on the observed variability of cpue by group, we analysed changes in the catch at the species level. We estimated the occurrence of each species with or without dolphin attacks; species significantly more represented in nets attacked by dolphins than in unattacked ones were considered as “losers” because of their overrepresentation in catches, those underrepresented as “winners”, and others as “neutrals”.

Results

We investigated a total of 614 fishing operations, 191 in 2004, 162 in 2005, and 261 in 2006. Overall, 53 species were caught at least once during the study: 47 osteichthyans, 4 chondrichthyans, and 2 mollusc species. We determined that 15 of these species were reef-associated, 18 were demersal, 15 were benthopelagic, and 5 were pelagic (Table 2).

We recorded dolphin attacks and depredation on nets in 76 fishing operations, corresponding to an attack rate of 12.4%. When they attacked, dolphins damaged a mean of 8.3% of the biomass caught in the net. Fish depredated by dolphins at least once during the study included 23 species, 13 of which represented at least 2% of the cpue that dolphins depredated (Figure 2).

Nets attacked by dolphins had significantly higher values of cpue and displayed a higher mean number of species caught. The mean cpue was $1147.3 \text{ g p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ without attack (CI $\pm 105.6 \text{ g p}^{-1} \text{ d}^{-1}$), and $1299.2 \text{ g p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in attacked nets (CI $\pm 233.5 \text{ g p}^{-1} \text{ d}^{-1}$; Mann–Whitney test, $p = 0.02$). The mean species richness increased from 7.2 (CI ± 0.34) to 10.2 (CI ± 2.3 ; Mann–Whitney test, $p < 0.0001$) in unattacked and attacked nets, respectively (Figure 3).

In unattacked trammelnets, the most common fish species caught was the large-scaled scorpionfish (*Scorpaena scrofa*), its mean cpue accounting for 20.7% of the overall cpue (Table 2). The other targeted osteichthyan species were, in decreasing order, forkbeard (*Phycis phycis*, representing 10.9% of the caught biomass), common pandora (*Pagellus erythrinus*, 6.1%), black scorpionfish (*Scorpaena porcus*, 5.1%), striped red mullet (*Mullus*

Table 2. Description of species statistically overrepresented in catches (termed “losers”) subject to dolphin attacks and those present in the same proportion (termed “neutral”).

Species	Occ. WA	Occ. A	Occ. (A—WA)	p-value	Position of the fish species in the water column
Losers					
<i>Pagellus erythrinus</i>	6.07	11.98	5.91	0.0001	Bentho-pelagic
<i>Phycis phycis</i>	10.94	11.06	0.13	0.04	Reef-associated
<i>Mullus surmuletus</i>	4.65	8.98	4.32	0.0000	Demersal
<i>Scyliorhinus canicula</i>	1.36	3.30	1.93	0.017	Demersal
<i>Diplodus vulgaris</i>	1.78	2.75	0.97	0.01	Bentho-pelagic
<i>Spicara maena</i>	0.33	0.74	0.41	0.016	Bentho-pelagic
<i>Scorpaena notata</i>	0.23	0.34	0.11	0.005	Demersal
Neutral					
<i>Scorpaena scrofa</i>	20.74	11.37	-9.37	0.10	Demersal
<i>Sepia</i> sp.	7.21	5.75	-1.47	0.97	Bentho-pelagic
<i>Dentex dentex</i>	4.13	4.85	0.72	0.58	Bentho-pelagic
<i>Scorpaena porcus</i>	5.09	4.26	-0.83	0.14	Demersal
<i>Trachinus draco/araneus</i>	1.51	2.86	1.35	0.07	Demersal
<i>Labrus merula</i>	2.17	2.82	0.65	0.49	Reef-associated
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2.60	2.44	-0.16	0.13	Bentho-pelagic
<i>Raja</i> sp.	2.92	2.20	-0.73	0.83	Reef-associated
<i>Sciaena umbra</i>	4.42	1.93	-2.49	0.53	Reef-associated
<i>Sarpa salpa</i>	0.62	1.71	1.09	0.67	Bentho-pelagic
<i>Symphodus tinca</i>	1.65	1.68	0.03	0.48	Reef-associated
<i>Muraena helena</i>	0.56	1.45	0.88	0.70	Reef-associated
<i>Uranoscopus scaber</i>	0.80	1.42	0.62	0.22	Demersal
<i>Pagellus acarne</i>	0.43	1.34	0.91	0.19	Bentho-pelagic
<i>Torpedo marmorata</i>	1.47	1.05	-0.42	0.50	Reef-associated
<i>Diplodus sargus</i>	0.77	1.04	0.27	0.61	Demersal
<i>Octopus vulgaris</i>	2.01	1.04	-0.97	0.96	Reef-associated
<i>Scomber</i> sp.	0.50	1.01	0.52	0.85	Pelagic
<i>Sarda sarda</i>	0.56	1.01	0.45	0.56	Pelagic
<i>Merluccius merluccius</i>	0.79	0.96	0.17	0.26	Demersal
<i>Lophius piscatorius</i>	1.04	0.91	-0.13	0.90	Demersal
<i>Serranus cabrilla</i>	0.45	0.88	0.44	0.051	Demersal
<i>Labrus viridis</i>	0.69	0.87	0.17	0.90	Reef-associated
<i>Serranus scriba</i>	0.49	0.80	0.31	0.31	Demersal
<i>Zeus faber</i>	1.16	0.80	-0.36	0.39	Bentho-pelagic
<i>Epinephelus marginatus</i>	1.36	0.68	-0.68	0.78	Reef-associated
<i>Sphyraena sphyraena</i>	1.07	0.66	-0.41	0.93	Pelagic
<i>Labrus bimaculatus</i>	0.53	0.62	0.09	0.90	Reef-associated
<i>Pagrus pagrus</i>	2.41	0.43	-1.99	0.91	Bentho-pelagic
<i>Boops boops</i>	0.38	0.35	-0.03	0.05	Demersal
<i>Oblada melanura</i>	0.04	0.30	0.26	0.51	Bentho-pelagic
<i>Bothidae/Soleidae</i>	0.15	0.30	0.14	0.43	Demersal
<i>Conger conger</i>	0.55	0.27	-0.28	0.85	Reef-associated
<i>Diplodus annularis</i>	0.18	0.22	0.04	0.19	Bentho-pelagic
<i>Trigla lucerna</i>	0.18	0.15	-0.02	0.66	Demersal
<i>Trachurus</i> sp.	0.40	0.14	-0.26	0.90	Pelagic
<i>Sparus aurata</i>	0.01	0.13	0.12	0.87	Demersal
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	0.34	0.06	-0.28	0.93	Reef-associated
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.63	0.05	-0.58	0.60	Bentho-pelagic
<i>Mugil cephalus</i>	0.30	0.02	-0.28	1.00	Bentho-pelagic
<i>Symphodus</i> sp.	0.02	0.01	-0.02	0.75	Demersal
<i>Synodus saurus</i>	0.07	0.01	-0.06	0.93	Demersal

Occ. WA: occurrence of fish species in nets without dolphin attacks; Occ. A: occurrence of fish species in nets attacked by dolphins. Occurrence corresponds to the ratio of the cpue of the considered species divided by the cpue of the total catch.

surmuletus, 4.7%), brown meagre (*Sciaena umbra*, 4.4%), and common dentex (*Dentex dentex*, 4.1%). The cuttlefish (*Sepia* sp.) accounted for 7.2% of the catch. However, in fishing operations characterized by dolphin attacks, there were some representational differences: the common pandora was the most frequent species (12.0% of the cpue), followed by large-scaled scorpionfish

(11.4%), forkbeard (11.1%), striped red mullet (9.0%), common dentex (4.8%), and black scorpionfish (4.3%) Cuttlefish constituted 5.7% of the catch.

When considering the species damaged, we observed that dolphins preferentially attacked striped red mullet (accounting for 25.2% of the damaged cpue) and common pandora (19.5%),

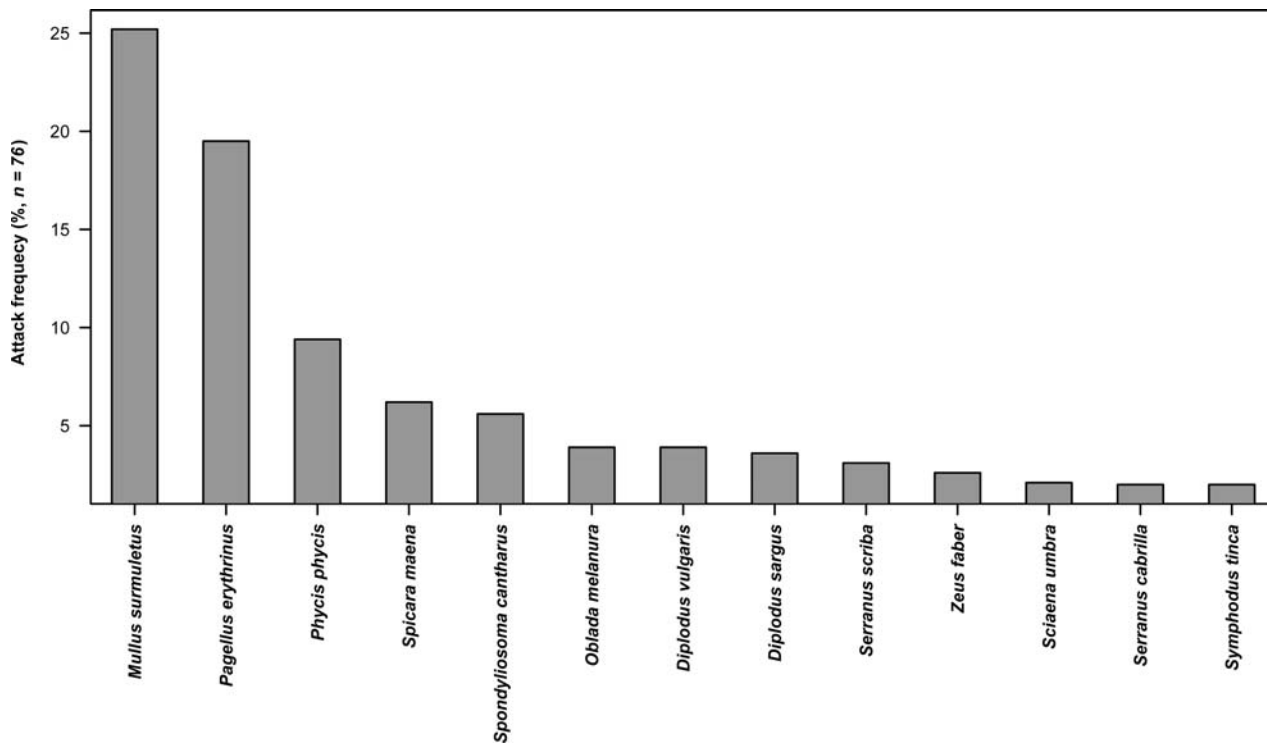


Figure 2. Species depredated by the common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from artisanal fishing nets (species represented in at least 2% of the damaged biomass).

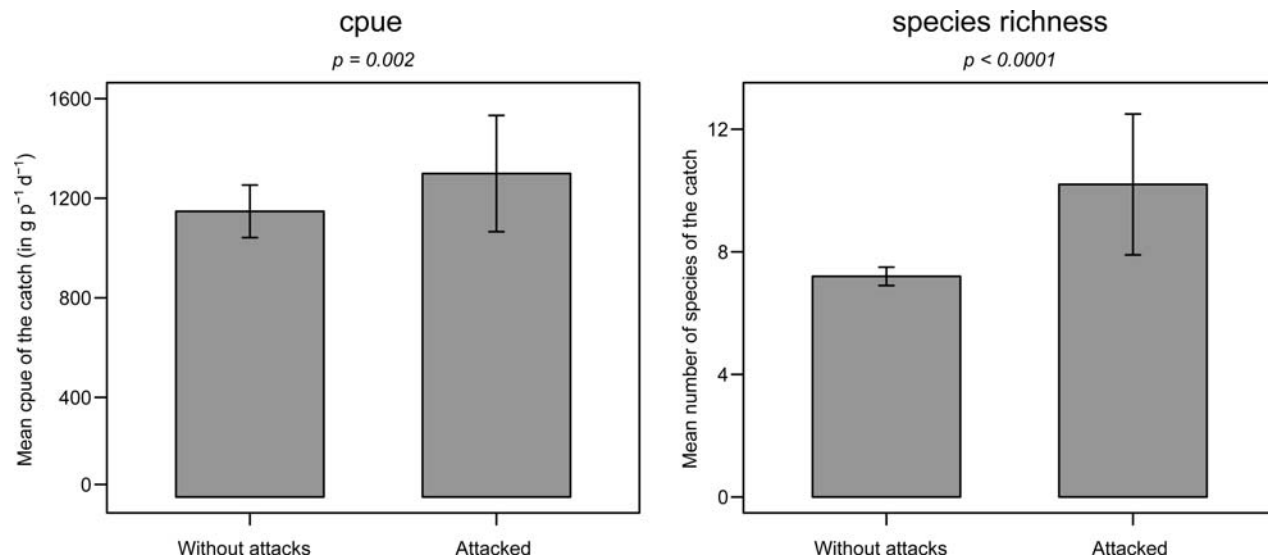


Figure 3. Mean cpue (in g p⁻¹ d⁻¹) and mean species richness (in number of species) caught on unattacked and attacked nets by bottlenose dolphins in the BSNR artisanal fishery (two-tailed Mann – Whitney non-parametric test). Error bars represent confidence intervals ($\alpha = 0.05$).

and in lesser proportion, forkbeard (9.4%), blotched picarel (*Spicara maena*, 6.2%), and black sea bream (*Spondyliosoma cantharus*, 5.6%; Figure 2). All cuttlefish found in the nets were damaged. There was no significant correlation between the biomass damaged by dolphins and the overall fish biomass available in the nets (Bravais–Pearson, $p = 0.13$). However, the biomass of common pandora removed by dolphins was positively correlated with its biomass available in the nets

($r = 0.34$, $p = 0.022$). The relationship was not significant for other species.

Considering the abundance of the various species groups (Figure 4), we found that, on average, mean cpue was significantly higher in attacked vs. unattacked nets for benthopelagic ($p = 0.001$; Figure 4b) and demersal species ($p = 0.03$; Figure 4c). In contrast, the cpue in attacked nets was lower for reef-associated species, although not significantly ($p = 0.32$, Figure 4d). In

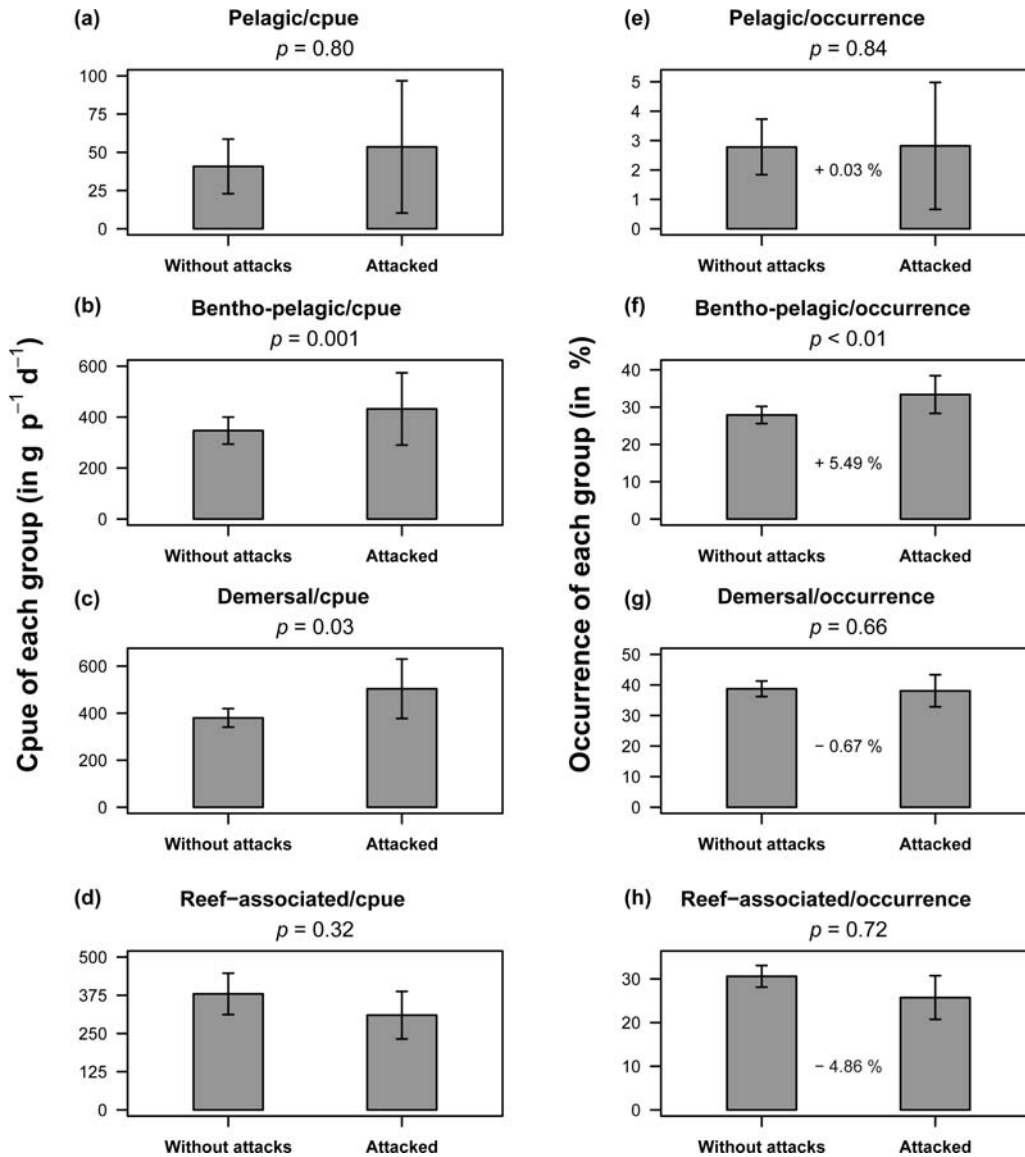


Figure 4. Cpue (in g p⁻¹ d⁻¹) and occurrence (in %) of each group, based on the species' position in the water column, in nets unattacked and attacked by bottlenose dolphins (two-tailed Mann–Whitney non-parametric test). Error bars represent confidence intervals ($\alpha = 0.05$).

terms of occurrence, the benthopelagic group was significantly more represented in attacked vs. unattacked nets ($p < 0.01$; Figure 4f), whereas the reef-associated group was less common in attacked than in unattacked nets, though not significantly ($p = 0.72$; Figure 4h). When examining the impact of dolphin attacks specifically at a species level, we found that seven species were significantly more frequent in terms of occurrence in fishing operations attacked by dolphins, of which three were benthopelagic and three were demersal (Table 2). Included in this group “losers” were common pandora, forkbeard, and striped red mullet. Other species displayed neither significant increases nor significant decreases in terms of their occurrence in attacked nets (termed neutral species).

Discussion

Fishing operations subjected to dolphin attacks displayed both quantitative and qualitative differences in catch composition compared with those for which no attacks were reported. It is

particularly relevant to point out that dolphin attacks were significantly associated with higher values of cpue. Silva *et al.* (2002) also noticed that catches in Azores tuna fisheries were higher when cetaceans were present in the fishing area. This could be explained by the fact that dolphins either (i) only attack nets when catches are notable, certainly attributable to a greater amount of fish in the area, or (ii) drive the fish into the nets, thereby increasing fish catches and cpue.

In our study, bottlenose dolphins attacked a total of 23 fish species (though 33% being attacked just once) that are targeted too by artisanal fishing. It is recognized that *T. truncatus* is an opportunistic species and adapts itself to its environment, while having a large dietary spectrum (Corkeron *et al.*, 1990; Bowen and Siniff, 1999; Blanco *et al.*, 2001). Currently, knowledge of the bottlenose dolphin in the Mediterranean is limited (Blanco *et al.*, 2001) and poorly understood. However, the results of this study relating to species depredated by *T. truncatus* are consistent with those obtained by Lauriano and Di Muccio (2002) in Sardinia

(close to southern Corsica). In both cases, *M. surmuletus* was the most depredated species, followed by *S. cabrilla*, *P. phycis*, and *P. erythrinus*. Moreover, although cephalopods are part of the dolphin's natural diet (Barros and Odell, 1990; Cockcroft and Ross, 1990; Pauly *et al.*, 1998; Blanco *et al.*, 2001) and were also caught in fishing trammelnets, we did not record any evidence of depredation on them.

We noticed that the main fish species depredated by Corsican bottlenose dolphins were those constituting the largest part of the fishery catch: *P. phycis*, *P. erythrinus*, and *M. surmuletus* (leaving aside *S. scrofa*, a venomous fish). According to previous studies, the feeding behaviour of *T. truncatus* depends on many factors, and the available species abundance in nets seems to be one of the most important (Cockcroft and Ross, 1990; Bowen and Siniff, 1999). This can explain the dolphin preferences observed in our study. The depredated biomass is limited (8.3% of the catch, i.e. in this study a mean of 609 g of fish per fishing operation) and represents just a small part of the daily nutritional requirements of an adult bottlenose dolphin, estimated at some 7–10 kg (Corkeron *et al.*, 1990). According to this observation, we hypothesize that dolphins hunt the greatest portion of their prey in the water column and only occasionally remove the fish caught in nets. Lauriano *et al.* (2004) suggested that bottlenose dolphins actually exhibit a complex feeding strategy, using nets not only as a “supermarket”, depredating fish from them, but also as a barrier to stop fleeing prey, while pushing fish towards nets to regroup them.

Studying not only the cpue caught in attacked nets but also dolphin impact on catch composition allows us to understand better the features of the interactions between dolphins and fishing activities. If dolphin attacks and depredation in nets have no impact on fish behaviour, we would not expect any changes in the relative occurrence of each group of species in catches, i.e. pelagic, benthopelagic, demersal, and reef-associated fish. However, we found that these groups were represented in different proportions in the catches in response to dolphin attacks. The occurrence of benthopelagic fish increased significantly, balanced by a corresponding decrease in the occurrence of the reef-associated fish group. Therefore, there is evidence that dolphin attacks tend to modify the species composition of net catches. We cannot argue that dolphins deliberately drive fish into the nets to facilitate their depredation, or if their attack generates a panic movement among fish schools. Little is known about the general behaviour of fish facing a predator, but it seems reasonable to expect fish located in the water column, such as benthopelagic fish, to try to escape, increasing their risk of being caught in the nets, and to expect a contrasting behaviour for reef-associated fish, which remain hidden in rocks. As dolphin attacks are associated with both larger catches and changes in the catch composition, the most plausible hypothesis retained to explain the features of dolphin interactions with nets is the greater fish biomass in the area and the species-specific reaction of fish to dolphin presence (scenario 9 of Table 1). According to this, we can assume that: (i) dolphins are also present in areas with high fish biomass; *T. truncatus* might be attracted by the noise produced by fish, either through a school frenzy for food or through fish trying to escape from nets (Wells *et al.*, 1999), and (ii) the behaviour of prey facing dolphin attacks will depend on the normal position of the fish in the water column. Moreover, attacked nets also included a larger number of species caught, which is consistent with the above hypothesis.

The rate of attack on fishing nets by bottlenose dolphins in the BSNR (around 12%) is similar to the 10% found by Lauriano *et al.* (2004) in Sardinia. Those authors considered that value not to be harmful to artisanal fisheries. In our study, dolphins were responsible for damage to 8.3% of the landings, a much lower percentage than the damage by other predators such as fish and water fleas (J-MC, pers. obs.). Bax (1991) also estimated that depredation on fish by piscivorous fish far exceeds that from other sources such as marine mammals and seabirds. Overholtz and Link (2007) also showed that predators consuming the greatest proportion of Atlantic herring (*Clupea harengus*) were demersal fish, followed by marine mammals. Although other predators are responsible for a large part of the damage to the fish in the nets, dolphins, because of their large body size, are seen as the most problematic competitors by fishers (Bowen, 1997; Morissette *et al.*, 2006).

However, several other consequences of dolphin depredation have not been evaluated in our study. First, although the quantity of fish caught in attacked nets is higher, the hunting of free-swimming fish by dolphins close to these nets can also be considered as a lost opportunity by fishers. Second, depredation of fish directly from nets by dolphins often causes damage to the nets, e.g. holes (Fertl and Leatherwood, 1997; Bearzi, 2002; Brotons *et al.*, 2008), reducing catching efficiency and capacity (Lavigne, 2003), and resulting in increased repair time and costs (Zahri *et al.*, 2004). Moreover, evaluating the real economic impact of dolphin depredation on artisanal fisheries is necessary. Changes in catch composition also have consequences on the value of the landings. Monitoring studies in collaboration with fishers should offer us the possibility to assess these effects.

This study allowed us to understand better how coastal bottlenose dolphins interfere with an artisanal Mediterranean fishery located in a marine reserve. Marine protected areas were originally developed to maintain or restore biodiversity, but are now being used to a greater extent for fisheries management purposes. Indeed, the potential benefits of marine reserves in terms of fishing mortality reduction (Jennings, 2001), fish biomass increase (Polunin and Roberts, 1993), and spillover to adjacent fisheries (Goñi *et al.*, 2006) are widely supported (Russ *et al.*, 2004). However, the utility of marine reserves as fisheries management tools is a challenge to demonstrate (Hilborn *et al.*, 2004; Gardmark *et al.*, 2006), and dolphin depredation on fish also targeted by local fisheries may weaken the anticipated effect of the reserve. Some authors have considered that depredation by dolphins on nets is a direct consequence of the reduction in prey availability attributable to the overexploitation of fish resources (Fertl and Leatherwood, 1997; Bearzi, 2002). Therefore, a potential increase in fish resources in marine protected areas could lead to a decrease in interactions between fishers and dolphins.

Acknowledgements

We thank the staff of the Bonifacio Strait Natural Reserve for collecting the data as part of the Life Linda project (Limitation of Negative Interactions between Dolphins and Human Activities), initiated in 2003 by the WWF. The study was partially funded by the LITEAU II and PAMPA projects through the French Ministry of Ecology and Sustainable Development. The research also benefited from two ANR projects (GAIUS and AMPHORE) studying marine protected areas. We thank Richard Merrick and an anonymous referee for helpful comments on the manuscript.

References

- Backhouse, J. 1843. A Narrative of a Visit to the Australian Colonies. Hamilton, Adams and Company, London. 560 pp.
- Barros, N. B., and Odell, D. K. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. *In* The Bottlenose Dolphin, pp. 309–328. Ed. by S. Leatherwood, and R. R. Reeves. Academic Press, San Diego. 653 pp.
- Bauchot, M. L., and Pras, A. 1980. Guide des Poissons Marins d'Europe. Delachaux and Niestlé, Lausanne. 427 pp.
- Bax, N. J. 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and mammals in six marine ecosystems. ICES Marine Science Symposia, 193: 217–224.
- Bearzi, G. 2002. Interactions between cetaceans and fisheries in the Mediterranean Sea. *In* Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies, pp. 78–97. Ed. by G. Notarbartolo di Sciarra. Report to the ACCOBAMS Secretariat (available from ACCOBAMS Secretariat, Jardins de l'UNESCO, Terrasses de Fontvieille, Monaco).
- Blanco, C., Salomon, O., and Raga, J. A. 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81: 1053–1058.
- Bowen, W. D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 158: 267–274.
- Bowen, W. D., and Siniff, D. B. 1999. Distribution, population biology and feeding ecology of marine mammals. *In* Biology of Marine Mammals, pp. 423–484. Ed. by J. E. Reynolds, III, and S. A. Rommel. Smithsonian Institution Press, Washington. 578 pp.
- Brottons, J. M., Grau, A. M., and Rendell, L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24: 112–127.
- Busnel, R. G. 1973. Symbiotic relationship between man and dolphins. *Transactions of the New York Academy of Sciences*, 35: 112–131.
- Cockcroft, V. G., and Ross, G. J. B. 1990. Food and feeding in the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. *In* The Bottlenose Dolphin, pp. 295–308. Ed. by S. Leatherwood, and R. R. Reeves. Academic Press, San Diego. 653 pp.
- Corkeron, P. J., Bryden, M. M., and Hedstrom, K. E. 1990. Feeding by bottlenose dolphins in association with trawling operations in Moreton Bay, Australia. *In* The Bottlenose Dolphin, pp. 329–336. Ed. by S. Leatherwood, and R. R. Reeves. Academic Press, San Diego. 653 pp.
- Díaz-López, B. 2006. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 946–951.
- FAO. 2005. Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fisheries Technical Paper, 457.
- Fertl, D., and Leatherwood, S. 1997. Cetacean interactions with trawls: a preliminary review. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22: 219–248.
- Froese, R., and Pauly, D. 2007. FishBase, version (08/2007). www.fishbase.org.
- Gardmark, A., Jonzen, N., and Mangel, M. 2006. Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 61–69.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., and Aguilar, A. 2008. Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research*, 92: 70–75.
- GECM. 2007. Suivi des populations de Grands dauphins sur les zones d'application du programme Life Linda. Report of Life Linda, France. 122 pp.
- Gómez, S., Lloret, J., Demestre, M., and Riera, V. 2006. The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: the case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coastal Management*, 34: 217–232.
- Goñi, R., Quetglas, A., and Renones, O. 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 207–219.
- Gonzalvo, J., Valls, M., Cardona, L., and Aguilar, A. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 367: 47–52.
- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.-J., Smith, T., Botsford, L. W., Mangel, M., Orensanz, J., et al. 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management*, 47: 197–205.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., et al. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629–638.
- Jennings, S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10: 209–231.
- Lauriano, G., and Di Muccio, S. 2002. Check list of fish damage caught in bottom trammel nets in the Asinara Island National Park (north western Sardinia). *Biologia Marina Mediterranea*, 9: 679–682.
- Lauriano, G., Fortuna, C. M., Moltedo, G., and Notarbartolo di Sciarra, G. 2004. Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Resource Management*, 6: 165–173.
- Lavigne, D. M. 2003. Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. *In* Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues, pp. 31–46. Ed. by N. Gales, M. Hindell, and R. Kirkwood. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria, Australia. 446 pp.
- Maunders, M. N., and Punt, A. E. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70: 141–159.
- Morissette, L., Hammill, M. O., and Savenkoff, C. 2006. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St Lawrence. *Marine Mammal Science*, 22: 74–103.
- Mouillot, D., Culioli, J.-M., and Do Chi, T. 2002. Indicator species analysis: an alternative to classical tests to identify non-random distribution of species with the context of marine protected areas. *Environmental Conservation*, 29: 385–390.
- Myers, R. A., and Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280–283.
- Neil, D. T. 2002. Cooperative fishing interactions between Aboriginal Australians and dolphins in eastern Australia. *Anthrozoos*, 15: 3–18.
- Noke, W. D., and Odell, D. K. 2002. Interactions between the Indian River Lagoon blue crab fishery and the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. *Marine Mammal Science*, 18: 819–832.
- Ormerod, S. J. 2003. Current issues with fish and fisheries: editor's overview and introduction. *Journal of Applied Ecology*, 40: 204–213.
- Overholtz, W. J., and Link, J. S. 2007. Consumption impacts by marine mammals, fish, and seabirds on the Gulf of Maine–Georges Bank Atlantic herring (*Clupea harengus*) complex during the years 1977–2002. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 83–96.
- Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., and Christensen, V. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 467–481.
- Polunin, N. V. C., and Roberts, C. M. 1993. Greater biomass and value of target coral reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 167–176.
- Pryor, K., Lindbergh, J., Lindbergh, S., and Milano, R. 1990. A dolphin–human fishing cooperative in Brazil. *Marine Mammal Science*, 6: 77–82.

- Reeves, R. R., Read, A. J., and Notarbartolo di Sciara, G. 2001. Report of the workshop on interactions between dolphins and fisheries in the Mediterranean: evaluation of mitigation alternatives. Report of ICRAM, Rome, Italy. 44 pp.
- Russ, G. R., Alcala, A. G., Maypa, A. P., Calumpong, H. P., and White, A. T. 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Applications*, 14: 597–606.
- Silva, M. A., Feio, R., Prieto, R., Gonçalves, J. M., and Santos, R. S. 2002. Interactions between cetaceans and the tuna fishery in the Azores. *Marine Mammal Science*, 18: 893–901.
- Wells, R. S., Boness, D. J., and Rathbun, G. B. 1999. Behaviour. *In* *Biology of Marine Mammals*, pp. 324–422. Ed. by J. E. Reynolds, III, and S. A. Rommel. Smithsonian Institution Press, Washington. 578 pp.
- Whitehead, P. J. P., Bauchot, M-L., Hureau, J-C., Nielsen, J., and Tortonese, E. 1986. *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean*, 2 and 3. UNESCO, Paris. 490 pp. and 458 pp., respectively.
- Yodzis, P. 1998. Local trophodynamics and the interaction of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 67: 635–658.
- Zahri, Y., Abib, N., Elouamari, N., and Abdellaoui, B. 2004. Etude de l'interaction entre le Grand dauphin et la pêche à la senne coulissante en Méditerranée Marocaine. Report of INRH, Nador, Morocco. 52 pp.

doi:10.1093/icesjms/fsp036

CHAPITRE IV

Maintenir la pêche artisanale en régulant la pêche récréative dans une AMP multi-usages :

Démonstration indirecte de l'impact de la chasse sous-marine et développement d'un indicateur synthétique

« Il y a bien longtemps, les clans pêcheurs mélanésiens de la Grande Terre vivaient une relation équilibrée avec le milieu marin, qui ne souffrait pas de la prédation humaine, si limitée par la satiété, les difficultés, la distance, la coutume. De nos jours, la mer appartient à tout le monde et chacun peut en profiter. »

Yves Magnier, 1996

4.1. Problématique

Les milieux marins côtiers sont exploités aussi bien par les pêcheurs professionnels, généralement recensés, que par des pêcheurs non-professionnels, pratiquant une pêche qualifiée de récréative et parmi lesquelles se trouvent la pêche à la canne, la pêche à la palangre, la palangrotte et la chasse sous-marine. Il est cependant difficile de quantifier l'importance de la pêche récréative en terme de nombre de pêcheurs et de biomasses prélevées, ces activités étant peu contrôlées, et les licences de pêche n'étant pas, en général, obligatoires. Même dans le cas où les licences sont obligatoires, il a déjà été observé que plus de la moitié des pêcheurs n'en possèdent pas (Morales-Nin et al. 2005). En conséquence, l'importance des pêches récréatives a été longtemps sous-estimée et leurs prélèvements restent mal connus (Jouvenel & Pollard 2001, Cooke & Cowx 2004, Lloret et al. 2008a).

Quelques études récentes évaluent la production de la pêche récréatives à 10%-12% de la production totale de la pêche (Cooke & Cowx 2004, EU 2004). Morales-Nin et al. (2005) proposent une valeur bien plus importante, considérant que les captures de la pêche récréative représentent en Méditerranée près de 50% de la production de pêche commerciale.

Au vu de ces niveaux de production très élevés, les activités de pêche plaisancière peuvent potentiellement entrer en compétition pour l'accès à la ressource avec une pêche artisanale déjà en déclin. Il devient donc crucial de mesurer l'importance de la pêche plaisancière et d'évaluer son impact potentiel sur les populations et ses interactions avec la pêche artisanale (Pitcher & Hollingworth 2002). Si les impacts de la pêche commerciale sur les populations et les assemblages dans leur ensemble sont dorénavant bien étudiés (Rochet 1998, Jennings et al. 1999, Hutchings 2005, Walsh et al. 2006), les répercussions des activités de pêche récréative sur les ressources ont rarement été évaluées, en raison entre autres de l'absence de systèmes déclaratifs des captures et de dispositifs de suivi (Zeller et al. 2008).

En tant qu'outils de gestion des pêches, les AMP côtières doivent pouvoir concourir à la régulation de la pêche récréative afin de préserver la pêche artisanale, d'importance patrimoniale, sociale et économique, et de conserver la biodiversité. Il n'est pourtant pas prouvé que restreindre la première activité puisse influencer les rendements de la seconde activité. Nous proposons donc d'étudier l'effet potentiel de la régulation de la pêche

plaisancière sur les captures des pêcheurs professionnels de la RNBB, à l'aide des données de séries temporelles et du développement d'un nouvel indicateur.

4.2. Objectifs

Les AMP sont des outils de gestion très flexibles permettant de s'adapter aux objectifs recherchés de par les nombreuses possibilités de réglementation (Francour et al. 2001). Les principaux degrés de protection des AMP sont (i) les zones de non-prélèvement, où tout type d'activité de pêche est interdite, et (ii) les zones de protection partielle, où certaines activités sont interdites ou restreintes, le plus souvent la pêche professionnelle. Les AMP peuvent être constituées uniquement de zones de protection totale ou partielle, ou d'une combinaison de ces zones, en grandes étendues ou en mosaïque. Les zones de protection partielle peuvent le plus souvent encercler les zones de protection totale, formant ainsi une zone « tampon ».

La Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio est un site d'étude présentant une grande originalité : ses zones de protection partielle (15% de sa surface totale) ne réglementent non pas la pêche professionnelle, mais une partie de la pêche plaisancière, en y interdisant la pratique de la chasse sous-marine. Après avoir évalué dans une première partie les caractéristiques de la pêche professionnelle, son niveau d'activité et son évolution depuis la mise en place de cette AMP (*Manuscrit A*), nous proposons de mettre en évidence l'impact réel de ce type de protection sur les captures et donc sur la durabilité de la pêche artisanale. Les quelques études s'intéressant à la performance des zones de protection partielle n'ont pas permis de mettre en évidence des résultats montrant un impact positif de ce type de réglementation, notamment lorsque ces AMP autorisent la pêche plaisancière (Denny & Babcock 2004, Lester & Halpern 2008). Par contre l'impact de la restriction de la pêche récréative au profit de la pêche artisanale n'est pas testé, alors qu'une telle réglementation pourrait se révéler pertinente, tout particulièrement en Méditerranée, si le maintien de la pêche artisanale devient prioritaire. Nous avons donc évalué dans cet article (*Manuscrit C*) si la limitation de la chasse sous-marine peut représenter un bénéfice réel pour la pêche artisanale, effet qui, à notre connaissance, n'a pas encore été démontré.

Nous avons utilisé les données des débarquements, recueillies annuellement de 2000 à 2007 sur l'ensemble du pourtour côtier de la RNBB. L'hypothèse de travail consiste à affirmer que la restriction de la chasse au harpon dans le sud de la Corse offre un bénéfice à la pêche artisanale et que celui-ci peut ne pas être équivalent pour toutes les espèces. En effet, la mise en place des zones de protection partielle ne devrait pas avoir de conséquences, du moins directes, sur les espèces initialement non chassées. Par contre, la protection devrait être bénéfique aux espèces très ciblées. Nous avons donc, comme dans le *Manuscrit B*, regroupé les espèces en fonction de l'hypothèse formulée afin de mettre en évidence un effet de la restriction de la chasse sous-marine sur le rendement de la pêche artisanale. Nous avons réparti les espèces capturées dans les filets de pêche en 3 groupes réponse, identifiés selon leur vulnérabilité à la chasse sous-marine. Nous avons également développé un indice standard et synthétique $StdI_n$ reflétant l'évolution intrinsèque de l'assemblage, et prenant en compte la proportion de chacun de ces groupes réponse. Son échelle de variation, entre 0 et 1, en fait de plus un indice facilement exploitable.

4.3. Résultats

Les débarquements de pêche ont été suivis annuellement depuis 2000, soit un an après la mise en place de la RNBB, soit l'interdiction de la chasse sous-marine sur 15% de sa surface. L'assemblage considéré ici se focalise sur 45 espèces couramment observées dans les captures des pêches artisanales. Les captures par unité d'effort (CPUE), soit la biomasse capturée dans 50 mètres de filets calés 24h, sont utilisées en tant qu'indicateur d'abondance relative (Maunder & Punt 2004). Cette métrique est en effet couramment utilisée pour évaluer le statut d'une ressource exploitée ou les modifications de la structure des communautés impactées (Alcala & Russ 1990, Maypa et al. 2002, Myers & Worm 2003, Coll et al. 2004, Russ et al. 2004, Goñi et al. 2006, Lorenzen et al. 2006, Stelzenmuller et al. 2007).

Dans le *Manuscrit C*, nous montrons que les CPUE des filets de la pêche artisanale augmentent d'environ 60% entre 2000 et 2007. Cependant, ce gain de biomasse n'est pas équivalent pour les trois groupes réponse. On observe en effet un gradient de réponse dépendant de la vulnérabilité des espèces à la chasse sous-marine : la CPUE des espèces les plus chassées au harpon double en 8 ans tandis que le gain de CPUE est de 50 % pour les

espèces occasionnellement chassées et de 15,5 % pour les espèces qui ne présentent pas d'intérêt pour la chasse sous-marine.

L'indice proposé compare les proportions des espèces qualifiées de « sensibles », donc très ciblées par la chasse sous-marine, aux proportions des espèces chassées de manière opportunistes ou jamais chassées. Les biomasses relatives de ces dernières espèces devraient être constantes quelle que soit la réglementation en vigueur alors que les biomasses relatives des espèces sensibles à la chasse sous-marine devraient augmenter sous l'effet de la régulation de cette pêche. On observe alors que la valeur de l'indice augmente significativement entre 2000 et 2007, progressant de 0,35 à 0,45. Les espèces sensibles sont présentes en proportion plus importante en 2007 qu'en 2000, indiquant une évolution de l'assemblage des captures de pêche, où les espèces ciblées par la chasse au harpon sont devenues plus abondantes. En détaillant l'évolution de l'indice dans la zone de protection partielle située autour des îles Lavezzi depuis 1982, et son évolution dans le reste de la RNBB, nous avons mis en évidence que la composition de l'assemblage capturé dans le secteur des Lavezzi est stable : la valeur de l'indice est de 0,43 depuis 2000 et n'a pas évolué entre 2000 et 2007. Par contre, dans le reste de la RNBB, la valeur de l'indice a augmenté très rapidement de 0,31 à 0,43 entre 2000 et 2002, croissant ensuite plus lentement pour atteindre une valeur de 0,45 en 2007, proche de celle observée aux Lavezzi.

Une analyse plus fine, à l'échelle de l'espèce, a permis de démontrer que malgré l'effet attendu d'une AMP, à savoir une augmentation de biomasse des populations exploitées, 7 espèces sur les 45 considérées dans cette étude présentent une diminution significative de leurs CPUE dans les débarquements. Parmi les espèces présentant des augmentations significatives de CPUE dans les captures de la pêche artisanale, se trouvent des espèces à fort intérêt économique comme le chapon *Scorpaena scrofa* (espèce la plus pêchée dans la RNBB, voir *Manuscrit A*), et des espèces emblématiques en Méditerranée, comme le corb *Sciaena umbra*, particulièrement recherché par les chasseurs sous-marins.

4.4. Discussion et implications

La pêche récréative est un terme générique employé pour désigner un large panel d'activités extractives non commerciales. Parmi celles-ci, la chasse sous-marine a la particularité d'être très sélective, puisqu'elle se concentre généralement sur les plus gros individus de certaines espèces cibles (Lloret et al. 2008a). Cette activité est relativement commune en Méditerranée, avec une forte expansion observée ces dernières années (Jouvenel & Pollard 2001, Morales-Nin et al. 2005). Il est donc important de s'interroger quant à l'impact que peut avoir une telle activité sur la ressource, et par conséquent sur les rendements des pêches professionnelles. Les pêches récréatives, difficilement estimables, mais pour lesquelles une augmentation considérable de l'effort de pêche semble observée (Pitcher & Hollingworth 2002, Cooke & Cowx 2004), peuvent avoir un impact non-négligeable sur la ressource. En effet, quelques rares études ont démontré que la chasse sous-marine peut engendrer une diminution de la densité de poissons, ce qui est susceptible d'affecter les captures des pêcheurs professionnels (Coll et al. 2004, Denny & Babcock 2004, Cooke & Cowx 2006).

Dans cet article, nous avons donc cherché à savoir si des restrictions de la pêche plaisancière peuvent aider à promouvoir la pêche professionnelle et ainsi conforter l'utilisation de zones de protection partielle en tant qu'outil efficace pour la gestion des pêches.

Dans la RNBB, la mise en place de grandes zones de protection partielle offre un bénéfice certain pour la pêche artisanale, ce qui infirme les études antérieures signalant l'impact très limité voire l'inefficacité des zones de protection partielle (Denny & Babcock 2004, Shears et al. 2006, Lester & Halpern 2008). Cependant, la plupart des études effectuées ne ciblaient que l'effet des zones de protection partielle à un niveau monospécifique (voir synthèse de Lester & Halpern 2008). Ici, nous avons supposé que certaines sous-parties de l'assemblage d'espèces devraient théoriquement répondre de manière équivalente à une modification des pressions anthropiques (dans notre cas d'étude, la diminution de la pression de chasse sous-marine). Analyser les données sous cet angle de vue nous a permis de mettre en évidence que le gain de CPUE pour les pêcheurs professionnels dépend de la sensibilité des groupes d'espèces à la pression de pêche considérée.

L'hypothèse de travail implique également que les espèces non ciblées par la chasse sous-marine ne devraient pas présenter de différences de CPUE au cours du temps. On observe pourtant un gain de 15% pour ces espèces qui, bien que beaucoup plus faible que pour les groupes ciblés, est néanmoins significatif. Nous avons vu dans les chapitres précédents que d'autres éléments peuvent expliquer une augmentation significative de CPUE, parmi lesquels (i) un gain de biomasse par export d'adultes se déplaçant des zones de non-prélèvement vers les zones adjacentes (phénomène appelé spillover) ou par recrutement larvaire (Rowley 1994, McClanahan & Mangi 2000, Gell & Roberts 2003a, Russ et al. 2004, Abesamis et al. 2006, Harmelin-Vivien et al. 2008, Forcada et al. 2009, Stobart et al. 2009, Goñi et al. 2010) et (ii) la diminution de l'effort de la pêche artisanale (Colloca et al. 2004, Lorenzen et al. 2006).

De plus, le nouvel indice créé au cours de cette étude a permis de mettre en évidence une stabilisation de la composition de l'assemblage autour des îles Lavezzi, zone partiellement protégée depuis 1982. Par contre, sa valeur a significativement et rapidement augmenté dans le reste du périmètre de la réserve, où des zones de non-prélèvement et des zones de protection partielle ont été mises en place en 1999, révélant de fortes modifications de la structure de l'assemblage, au regard de la sensibilité des espèces à la chasse sous-marine.

L'avantage d'un indice basé sur des proportions de groupe réponse définis en fonction de la sensibilité des espèces à un type de pression déterminé est qu'il est très flexible et peut être utilisé pour tous types d'assemblages, quelque soit la nature de la pression. Il peut par exemple être utilisé pour évaluer l'effet du changement global sur la structure des assemblages marins, en tenant compte de la sensibilité et de l'adaptabilité supposée des espèces à l'augmentation des températures (Soto 2002, Lasram & Mouillot 2009, Rijnsdorp et al. 2009). Enfin les tendances de cet indice sont directement liées à la pression désignée, *a contrario* de nombreux indices de diversité qualifiés de « classiques » comme l'indice de Shannon ou encore la richesse spécifique, qui ne sont pas liés de manière logique et monotone à un type de pression (Dufrene & Legendre 1997, Boersma & Parrish 1999).

Les trois manuscrits précédents ont permis d'évaluer quantitativement et qualitativement la pêche artisanale dans la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio. Nous avons également mis en évidence l'effet indirect et non négligeable de la chasse sous-marine sur la

ressource, puisque sa restriction dans une partie de la réserve a eu pour conséquence l'augmentation des CPUE des pêcheurs artisanaux, de nature à limiter le déclin de cette activité, en cohérence avec les objectifs de la RNBB.

L'analyse empirique et les indicateurs qui en sont issus sont des éléments essentiels pour évaluer l'effet réel de la mise en place des mesures de gestion (García-Charton et al. 2000b, Leonart & Maynou 2003, Pelletier et al. 2008) : il s'agit d'un outil de diagnostic. Cependant, les résultats ne sont analysables qu'après plusieurs années de suivi, ce qui ne répond pas nécessairement aux attentes des gestionnaires. L'échelle des études scientifiques est généralement plus grande que celle des réalités de terrain, où des résultats rapides sont attendus et où une erreur de diagnostic peut s'avérer critique. De plus, l'interprétation des indicateurs, que l'on qualifie d'outils de diagnostics, ne permettent pas d'inférer des mécanismes écologiques permettant d'expliquer les tendances observées. Par exemple, 7 espèces présentent des biomasses en déclin dans la RNBB depuis sa mise en place et des interactions biotiques et/ou des phénomènes intervenant à plus grande échelle que celle considérée (changement global, dynamique des populations, migrations, dispersion larvaire) peuvent être responsables de ces variations contraires à l'intuition. Les indicateurs basiques ne nous renseignent en rien sur les mécanismes sous-jacents à ces observations, alors que des approches écosystémiques, prenant en compte l'ensemble des composantes du système et leurs interactions, pourraient apporter des éléments de réponse.

Par conséquent, il est nécessaire de compléter les outils de diagnostics par des approches basées sur la modélisation dynamique, afin d'anticiper les effets sur l'écosystème et ses composantes d'une modification des pressions environnementales ou d'origine anthropiques, et ce à travers l'évaluation de scénarios.

La modélisation consiste à reproduire un système de manière simplifiée, ici pour tester différents scénarios d'évolution. Les résultats issus de ces modèles permettent de visualiser les tendances plausibles du système dans un futur plus ou moins proche, et de comparer les scénarios entre eux. Ces outils peuvent se révéler particulièrement utiles pour les gestionnaires des aires marines protégées, puisqu'ils leur permettent de tester divers scénarios probables d'évolution de leur réserve et les impacts induits au niveau de l'écosystème ou d'un point de vue économique.

Le dernier chapitre est consacré à la description, au développement et à l'utilisation de deux modèles dynamiques différents mais complémentaires. Le premier article (*Manuscrit D*) décrit l'écosystème marin des Bouches de Bonifacio dans son ensemble et permet de mettre en évidence l'état de la ressource, son niveau d'exploitation et l'impact sur cette ressource de l'évolution des activités de pêche.

Le *Manuscrit E* détaille la pêcherie de langoustes rouges dans le sud de la Corse, espèce emblématique, mais souvent surexploitée. Cette ressource est également en déclin dans la RNBB, et la mise en place de la réserve en 1999 ne semble pas avoir permis de soutenir de manière durable cette pêche économiquement nécessaire. Différents scénarios de gestion supplémentaires ciblant particulièrement la langouste rouge seront alors testés.

MANUSCRIT C

Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries:

A new indicator and its application to a multiple use

Mediterranean marine protected area

Delphine Rocklin, Jean-Antoine Tomasini, Jean-Michel Culioli, Dominique Pelletier &

David Mouillot

Soumis une seconde fois après Review et Corrections

dans Marine Ecology Progress Series

Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries: A new indicator and its application to a multiple use Mediterranean marine protected area

Delphine Rocklin^{a,b*}, Jean-Antoine Tomasini^a, Jean-Michel Culioli^c, Dominique Pelletier^b and David Mouillot^a

^aUMR CNRS-IFREMER-UM2 5119, Écosystèmes Lagunaires, Université Montpellier II, Place Eugène Bataillon, CC 093, 34095 Montpellier Cedex 5, France

^bLaboratoire de Biologie Halieutique – Département Sciences et Technologies Halieutiques, IFREMER Brest, BP 70, Technopôle Brest Iroise, 29280 Plouzané, France

^cOffice de l'Environnement de la Corse, 14 avenue Jean Nicoli, 20250 Corte, France

*Corresponding author: E-mail: delphine.rocklin@gmail.com; Tel: +33(0)2 98 22 47 66; fax: +33(0)2 98 22 45 45.

Running head: Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries

ABSTRACT

The development of fishing efficiency coupled with an increase of fishing effort led to the overexploitation of numerous natural marine resources. In addition to this commercial pressure, the impact of recreational activities on fish assemblages remains barely known. Here we examined the impact of spearfishing limitation on marine resources in a marine protected area (MPA) and the benefit it provides for the local artisanal fishery.

We analysed trends in fish assemblage composition using artisanal fishery catches collected in a Mediterranean MPA after the restriction of spearfishing activity over 15% of the whole surface area. Fish species were pooled into three response groups according to their target level by spearfishing. We also developed a new flexible indicator reflecting shifts in species assemblages according to the relative abundance of each response group facing external pressure.

The catch per unit effort (CPUE) increased by ca. 60% height years after MPA establishment. The gain in CPUE strongly depended on the considered response group: for the highly targeted group, CPUE doubled while the CPUE of the untargeted group increased by only 15.5%. The index value significantly increased from 0.31 to 0.45 (on a scale between 0 and 1) in lightly protected areas of the MPA while in the area protected from spearfishing since 1982, it reached a threshold of 0.43, considered to be a reference point.

Our results revealed that limiting recreational fishing by appropriate zoning in multiple-use MPAs (MUMPAs) represents a real benefit for artisanal fisheries. This reinforces the role of MUMPAs as tools for fisheries management particularly adapted when multiple stakeholders share common resources.

Key words: fisheries sustainability; marine protected area; partial closure; spearfishing; response groups; ecological indicator.

INTRODUCTION

The ease of accessibility to coastal marine resources coupled with considerable technical improvements in the professional fishing industry has increased fishing pressure worldwide. This has led to an unprecedented level of exploitation (Ormerod 2003), resulting in the collapse of many marine fish stocks (Botsford et al. 1997, Boersma & Parrish 1999, Jackson et al. 2001, Myers & Worm 2003, Ormerod 2003, Pitchford et al. 2007). Moreover, changes in exploited biological assemblages and biodiversity loss may disrupt ecosystem functioning (Botsford et al. 1997, Pauly et al. 1998, Myers & Worm 2003) and then alter the sustainability of goods and services provided by ecosystems to humanity (Bellwood et al. 2004, Lotze et al. 2006, Worm et al. 2006).

In addition to commercial fisheries, there is growing evidence of considerable yields from recreational fishing activities. Fishing is one of the most frequent recreational activities in coastal zones (Morales-Nin et al. 2005), but it has until now been rarely studied (Lloret et al. 2008b). Indeed, evaluating and managing this activity is challenging because it is poorly organised and surveyed. However, measuring the impact of recreational fishing activities becomes even more critical because fishing has reached an unprecedented level overall (Pitcher & Hollingworth 2002, Cooke & Cowx 2004).

In the Mediterranean Sea, marine resources range from fully exploited to overexploited (FAO 2008) and artisanal fisheries are declining (Gomez et al. 2006). Moreover, recreational activities represent 10% of total fishery production (EU 2004). Any increase in recreational fishing effort may weaken the long-term sustainability of artisanal activities.

Marine protected areas (MPAs) were initially established for conservation reasons, i.e., to protect or restore ecosystems (Agardy et al. 2003, Claudet & Pelletier 2004), but are now used for maintaining marine resources (Halpern & Warner 2002, Gell & Roberts 2003, Goñi et al. 2006, Lester & Halpern 2008). They are particularly advisable for multi-specific fisheries and sedentary stocks (Roberts & Polunin 1991, Hilborn et al. 2004). There is fair evidence that MPAs can provide higher fish biomass inside reserve boundaries (Gell & Roberts 2003, Halpern 2003, Micheli et al. 2004, Tetreault & Ambrose 2007, Claudet et al. 2008) as well as additional resources for adjacent unprotected areas, through larval export and

adults spillover (Russ et al. 2004, Stelzenmuller et al. 2007, Goñi et al. 2008, Forcada et al. 2009). In the light of fisheries management, MPA zoning can be adjusted to favour activities in some areas and restrict access to others, whether extractive or non-extractive activities. There is no evidence yet that MPAs may sustain artisanal fisheries by limiting recreational activities inside boundaries. Here we documented this issue from a Mediterranean case study for which we demonstrate the benefit of spearfishing regulation for a local artisanal fishery. Towards this objective we developed a new flexible index able to disentangle the effects of various forcing factors on ecological systems by focusing on relative abundances of species response groups.

In the Bonifacio Strait Natural Reserve (BSNR, France), 15% of the surface area has been closed to spearfishing since 1999 but open to artisanal fishing activities. The BSNR represents an archetypal situation for evaluating the impact of regulations targeting recreational fishing on artisanal fishery landings. We will use an extensive survey of the BSNR artisanal fishery carried out from 2000 to 2007, following spearfishing prohibition.

We hypothesize that, after this prohibition, the fish usually caught by spearfishers will become available for artisanal fishers. Thus, we expect that commercial catches of species highly targeted by spearfishers will increase, but that differences in the catches of other fish species will remain marginal. To test this hypothesis we gathered fish species caught in artisanal nets into response groups (RG) according to their level of targeting by spearfishers. If spearfishing has no effect on fish assemblages, the restriction of spearfishing in the BSNR should not affect the proportions of these groups in catches. Conversely, different trends of RG after the spearfishing restriction would imply that spearfishing had a significant impact on resources and may limit artisanal fisheries. We then developed a new synthetic index including the relative abundance of RG and describing the trend of fish assemblages after BSNR establishment. Finally, we discussed the ability of our new flexible index to reveal other environmental and anthropogenic pressures on coastal species assemblages.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The marine surface area of the BSNR, located in south Corsica in the western Mediterranean Sea (Fig. 1), is of ca. 800 km². Its bottom substrate is predominantly covered by a mosaic habitat of rocks, sand and seagrass beds of *Posidonia oceanica* (Pluquet 2006).

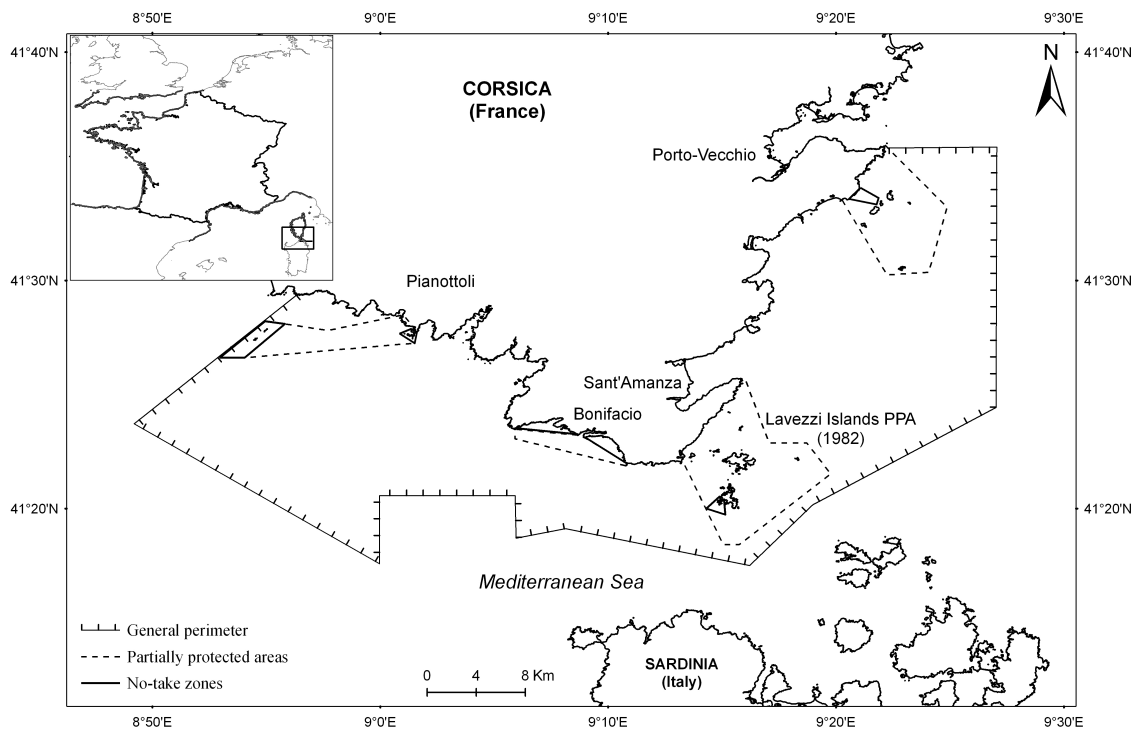


Fig. 1: Location of the study area, the Bonifacio Strait Natural Reserve in south Corsica, France.

Several activities take place in this multiple-use MPA such as commercial artisanal fishing (mainly trammel nets and longlines), recreational fishing (mainly longlines, hook fishing and spearfishing), diving and sailing.

The main objective of the BSNR, created in 1999, is to protect biodiversity, including habitats, while sustaining the local artisanal fishery. Towards this objective, six no-take zones (NTZ) covering 1.5% of the BSNR area (12 km²), were created, in which all types of fishing activities, as well as diving and anchoring, are forbidden (Mouillot et al. 2002). Moreover,

four partially protected areas (PPA) covering 15% (120 km²) of the BSNR surface area, were established. In those areas, spearfishing was totally forbidden, but artisanal fishing was allowed as well as other recreational activities like small longlines, angling and reel fishing, practised from a boat or from the shore but not from islands. However, it is of importance to note that the Lavezzi Islands PPA (Fig. 1) was created in 1982, many years before the BSNR implementation. In this protected area, spearfishing was totally forbidden.

Fishery data and ecological survey

We used data from artisanal fishery to evaluate the effect on fish landings of closing the PPA to spearfishing. The analyses were carried out on 787 fishing trips (154 in 2000, 152 in 2001, 76 in 2002, 110 in 2003, 59 in 2004, 36 in 2005, 69 in 2006 and 131 in 2007). The artisanal fishery fleet in the BSNR was composed of 13 active small boats (mean boat length 7.7 meters) working each day in the BSNR area (D. Rocklin, unpublished data). This activity is distributed over the whole BSNR, with four main harbours located along the RNBB coast: Pianottoli, Bonifacio, Sant'Amanza and Porto-Vecchio (Fig.1). The fishing gears used were trammel nets: those targeting fish and having a small mesh size of 62.5 mm elongated, and those targeting lobsters, having a larger mesh size of 125 mm elongated. To avoid a fishing gear effect (Stelzenmuller et al. 2007), only trammel nets targeting fish were considered. Nets were set on the bottom at a mean depth of 33.5 m and were left underwater for 12 to 24 hours.

Data were collected in May, June and July each year from 2000 to 2007. For each fishing operation, the collected information included fishing depth, mesh size, and fishing effort, through net length and set duration. Fishing effort was expressed in number of pieces of trammel net (50 meters) set per 24 hours. All individuals caught were identified at species level and measured. Species weight was estimated using length–weight relationships (Bauchot & Pras 1980, Whitehead et al. 1986). Catch per unit effort (CPUE) per species was calculated as the total catch in a fishing operation (in g), standardised per piece of net (of 50 m) and per 24 hours (CPUE in g 50m⁻¹.d⁻¹).

Spearfishing target species and response groups

Species caught were gathered into three response groups (RG) according to their level of targeting by spearfishing. In the absence of study about spearfishing in Corsica, this was achieved by a group of experts, scientists and spearfishers.

45 species were observed in landings (Table 1). The first group included seven species highly targeted (HT) by spearfishing in Corsica (therefore deemed as highly sensitive to spearfishing pressure). Spearfishers target species representing a particular interest because of their emblematic value, taste, or ease of catching. Among these species were some considered as emblematic such as the brown meagre (*Sciaena umbra*), and others representing a large amount of biomass in artisanal fisheries, such as the large-scaled scorpionfish *Scorpaena scrofa* (Mouillot et al. 2007, Forcada et al. 2009). The second group included 24 species moderately targeted (MT) by spearfishers (moderately sensitive). In this group were also species highly targeted by commercial fisheries such as the striped red mullet *Mullus surmuletus*, the common pandora *Pagellus erythrinus*, and the common dentex *Dentex dentex*. The last group included the remaining 14 species not targeted (NT) by spearfishers (non-sensitive species) (Table 1). The dusky grouper *Epinephelus marginatus* was placed in the MT group as a compromise; this species is protected from spearfishing in Corsica since 1980, but some poaching still exists.

Table 1: Species composition of the three response groups created according to their target level by spearfishing. HT: highly targeted species; MT: moderately targeted species; NT: never targeted species, and CPUE gain or loss (in % from 2000 to 2007) with its p-value (from the non parametric regression model).

Response group	Species	CPUE gain or loss (%)	p-value
HT	<i>Diplodus sargus</i>	357.28	< 0.001
	<i>Labrus merula</i>	-42.01	< 0.001
	<i>Labrus viridis</i>	150.91	0.079
	<i>Sciaena umbra</i>	218.33	< 0.001
	<i>Scorpaena scrofa</i>	101.81	< 0.001
	<i>Sparus aurata</i>	38.30	0.677
	<i>Octopus vulgaris</i>	28.25	< 0.001
MT	<i>Conger conger</i>	73.13	0.067
	<i>Dentex dentex</i>	136.43	0.027
	<i>Diplodus puntazzo</i>	362.02	0.003
	<i>Diplodus vulgaris</i>	149.35	< 0.001
	<i>Epinephelus marginatus</i>	184.51	0.534
	<i>Mullus surmuletus</i>	55.63	< 0.001
	<i>Muraena helena</i>	-9.48	0.149
	<i>Pagellus erythrinus</i>	22.35	< 0.001
	<i>Pagellus acarne</i>	1154.90	0.126
	<i>Pagrus pagrus</i>	177.52	0.101
	<i>Phycis phycis</i>	-8.79	0.009
	<i>Pleuronectiforms</i>	75.98	0.006
	<i>Sarda sarda</i>	255.76	0.053
	<i>Sarpa salpa</i>	219.61	0.506
	<i>Scomber sp.</i>	-9.45	0.458
	<i>Scorpaena notata</i>	382.61	< 0.001
	<i>Scorpaena porcus</i>	4.23	0.743
	<i>Seriola dumerili</i>	111.34	0.131
	<i>Serranus cabrilla</i>	-47.99	< 0.001
	<i>Serranus scriba</i>	-19.08	0.651
<i>Sphyaena sphyraena</i>	518.81	0.006	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	92.59	< 0.001	
<i>Symphodus tinca</i>	-3.69	0.001	
<i>Sepia sp.</i>	38.34	0.021	
NT	<i>Boops boops</i>	154.83	0.015
	<i>Diplodus annularis</i>	-55.03	0.018
	<i>Labrus mixtus</i>	31.07	0.105
	<i>Lophius piscatorius</i>	4.26	0.604
	<i>Merluccius merluccius</i>	-80.21	0.063
	<i>Oblada melanura</i>	-34.48	0.392
	<i>Spicara maena</i>	486.47	0.002
	<i>Symphodus sp.</i>	150.00	0.001
	<i>Synodus saurus</i>	-62.50	0.219
	<i>Trachinus sp.</i>	-43.82	< 0.001
	<i>Trachurus sp.</i>	11.76	0.786
	<i>Chelidonichthys lucernus</i>	17.60	0.672
	<i>Uranoscopus scaber</i>	-36.71	< 0.001
	<i>Zeus faber</i>	325.26	0.047

A new indicator of external pressure on species assemblages

Most existing community-level indicators were developed for soft-bottom macrobenthic communities in coastal zones (Dauvin 2007), whereas there is still a lack of consensus regarding the relevant ecological indicators for marine fish assemblages (Pelletier et al. 2005, Claudet et al. 2006). In earlier studies, benthic species were usually gathered into ecological groups depending on their sensitivity to environmental conditions and disturbances. For instance, Borja et al. (2000) considered five ecological groups while Mistri & Munari (2008) reduced the number of groups to three (opportunistic, tolerant and sensitive species) to limit errors due to uncertainty when grouping species.

By analogy, we developed a new simple and flexible index focusing on the abundance distribution among groups differing in their sensitivity to a particular disturbance, here spearfishing pressure. This index aims to provide synthetic information on the ecological state and trend of a whole fish assemblage facing pressure. First, we considered \bar{Y}_{ij} as the ratio between Y_{ij} the CPUE of the response group i at the fishing operation j and the overall CPUE $\sum Y_{ij}$ for the fishing operation j .

$$\bar{Y}_{ij} = \frac{Y_{ij}}{\sum Y_{ij}}$$

with $\sum \bar{Y}_{ij} = 1$

In a second step, we computed I_n rating the CPUE of the first two groups (species highly and occasionally targeted by spearfishing, HT and MT) relative to the importance of the third group (not targeted species, NT):

$$I_n = \frac{e^{(2\bar{Y}_{HT} + \bar{Y}_{MT})}}{e^{(2\bar{Y}_{NT})}}$$

We used the exponential transformation to avoid zero values at the denominator. Similar to other authors using RG (Mistri & Munari 2008) we assigned larger weights to HT and NT using a factor of 2. Indeed, HT and NT have a high ecological significance because their presence or absence is representative of a particular ecological situation: the presence of HT is representative of a healthy situation (not impacted), whereas NT is representative of strong consequences of the perturbation impact.

I_n was then standardised to $StdI_n$ varying between 0 (only not targeted species) and 1 (only highly targeted species):

$$StdI_n = \frac{I_n - \frac{1}{e^2}}{e^2 - \frac{1}{e^2}}$$

The theoretical trend of $StdI_n$ is presented in Fig. 2. Only HT and NT were used as explanatory variables since MT was deduced from the first two. The $StdI_n$ distribution pattern is asymmetrical. It decreases as the proportion of species belonging to NT increases and those belonging to HT decreases. By contrast, $StdI_n$ increases when NT proportion decreases, whereas HT ones increases. Moreover, $StdI_n$ displays four remarkable points. Its maximum value of 1 (point a) is reached when the assemblage is only composed of species belonging to HT and the minimum value of 0 (point b) is reached when only NT species are present. An assemblage composed of 50% of species belonging to HT and 50% to NT (point c) has an index of low value (0.119), whereas an assemblage composed of only MT species (point d) has a higher value (0.356).

Boundaries of the index range also shed light on $StdI_n$ behaviour. Line A (Fig. 2) represents situations where no one individual of NT is present. Line B represents situations where all groups of species are present but the proportion of HT is always larger than the proportion of each of the two other groups. Similarly, line C corresponds to the case where NT species are the most abundant. The last boundary (line D) corresponds to situations where only MT and NT species are present.

Although several combinations of abundance distribution among the RG can share the same index value, reducing the relative importance of NT (replaced by MT) while keeping HT fixed always results in increasing $StdI_n$ value. In reverse, increasing HT while keeping NT fixed consistently leads to an increase of $StdI_n$. Moreover, decreasing the proportion of NT always leads to an increase of $StdI_n$.

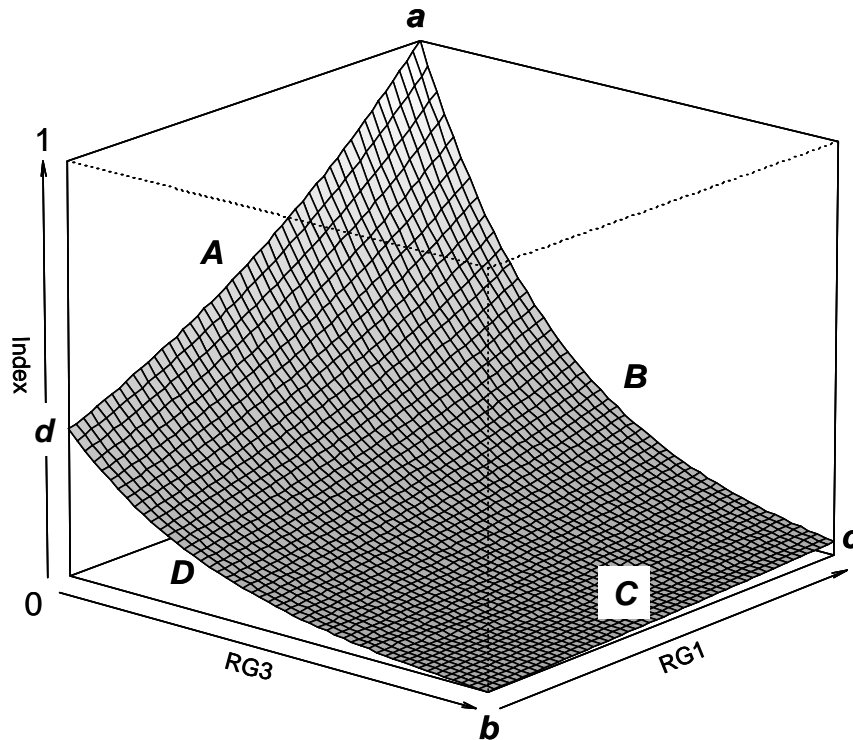


Fig. 2: Theoretical values of the StdIn index according to HT and NT proportions.

Statistical analyses

Zero values obtained for the total CPUE were considered erroneous data due to gear malfunction and removed from the dataset (Maunder & Punt 2004). Extreme values were detected using the “boxplot” method and data over the 95% confidence interval were also removed from the dataset before analysis (Murrell 2005).

Trends of CPUE over the study period were assessed using nonparametric regression analyses for the whole assemblage and for each response group (Fox 2002, Bowman &

Azzalini 2003), because fishing data are rarely Gaussian (Chen & Fournier 1999, Mouillot et al. 2005) and CPUE trends are not assumed to be linear.

This method allowed the real smoothed trend to be compared to a reference “no-effect” model. It also provided a graphical agreement between the nonparametric curve estimated from data and the reference model. The width of the reference band was calculated based on standard errors (Bowman & Azzalini 2003). In this study, the null hypothesis tested is “the slope of the regression is not different from 0, meaning that the CPUE of the considered group has not changed after MPA establishment”. By contrast, the rejection of the null hypothesis means that the closure of spearfishing in the PPA had a significant impact on the catches of the considered RG.

The $StdI_n$ index was calculated for each fishing operation. The temporal trend of the index between 2000 and 2007 was assessed using a nonparametric regression analysis. The trend of species belonging to each RG was also tested. All analyses were carried out using the R statistical software (<http://www.r-project.org/>) and the “sm.regression” smoothing method package (Bowman & Azzalini 2003, Venables & Smith 2009).

RESULTS

Each fishing operation displayed a mean of 0.38 caught species $50\text{m}^{-1} \text{p}^{-1}$ (SE = 0.013), corresponding to ca. 11 species caught per fishing operation (SE = 0.46), and a mean CPUE of $664.5 \text{ g } 50\text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$ (SE = $40.25 \text{ g } 50\text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$). Landings were composed on average of $15.7 \text{ individuals } \text{p}^{-1} \text{d}^{-1}$ (SE = $0.064 \text{ ind } \text{p}^{-1} \text{d}^{-1}$).

CPUE trends between 2000 and 2007

The general trend of the whole assemblage displayed a significant increase of CPUE (Fig. 3a) compared with the “no-effect” model (Table 2). We noticed that the overall CPUE increased from $606.59 \text{ g } 50\text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$ to $967.14 \text{ g } 50\text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$ between 2000 and 2007, corresponding to a gain of 59.4% (Table 2).

Table 2: Estimated slopes (gain of CPUE [in g p⁻¹ d⁻¹] each year), fitted values of CPUE in 2000 and 2007 and percentage increase of CPUE for the whole assemblage and each response group considering a linear regression test. HT: highly targeted species; MT: moderately targeted species; NT: never targeted species. The p-value results from the nonparametric regression model.

Response group	Fitted CPUE 2000	Fitted CPUE 2007	Increase 2000-2007	p-value
Whole assemblage	606.59	967.14	59.4 %	< 0.001
HT	157.71	318.90	102.2 %	< 0.001
MT	369.91	556.98	50 %	< 0.001
NT	78.98	91.26	15.5 %	0.046

Dividing the whole assemblage into RG disentangled the general pattern. The CPUE of all RG significantly increased over the study period, but the benefit was not equal for all groups (Fig. 3). The CPUE of HT doubled between 2000 and 2007 (Fig. 3b) while MT showed a ca. 50% increase (Fig. 3c). NT exhibited the lowest increase, of 15.5%, Fig. 3d).

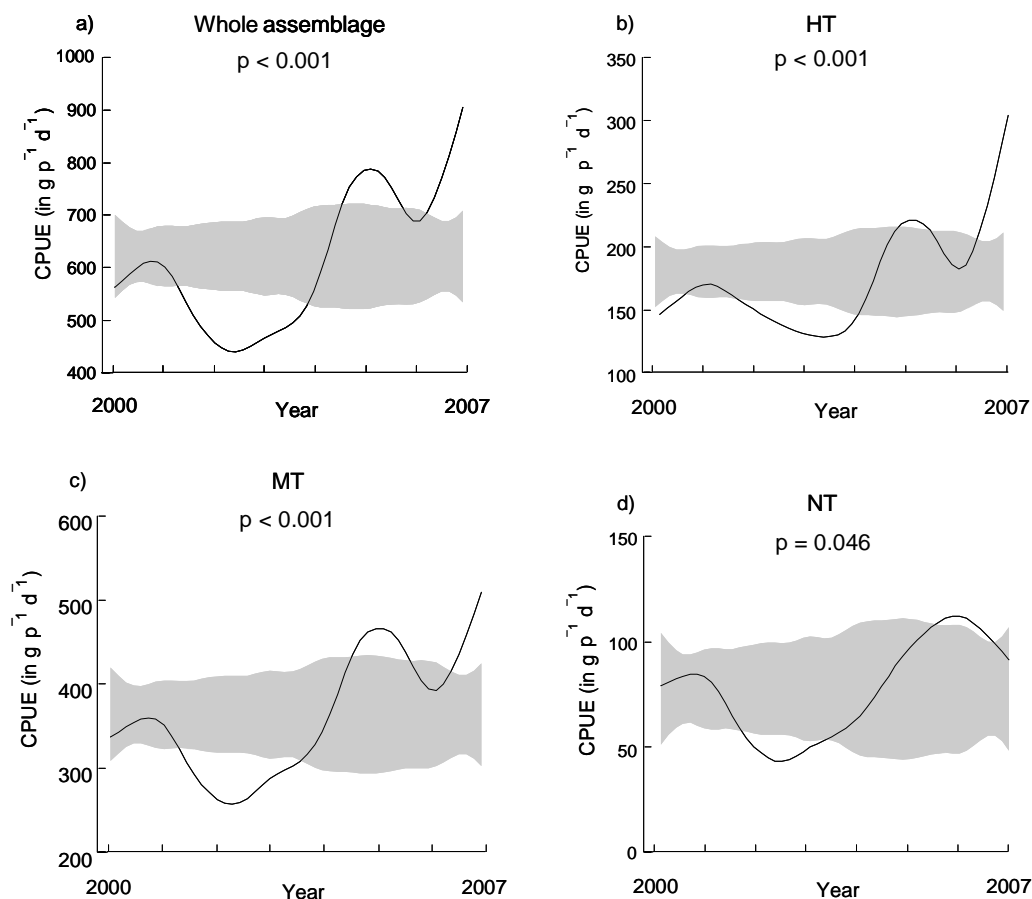


Fig. 3: CPUE (in g 50m⁻¹ d⁻¹) trends obtained with a nonparametric regression model. The grey band represents possible values for a no effect model. a) trend of the whole assemblage b) highly targeted (HT) species, c) moderately targeted (MT) species and d) never targeted (NT) species.

Some species particularly contributed to the observed CPUE trends for each response group (Table 1). For the HT group, the brown wrasse *Labrus merula* displayed a significant decrease of its CPUE while four species showed a significant increase in CPUE over time, including the brown meagre *S. umbra* (+ 218%, Fig. 4a) and the large-scaled scorpionfish *S. scrofa* (+ 102%, Fig. 4b). For the MT group, 9 species displayed a significant CPUE increase over time such as the striped red mullet *Mullus surmuletus* (+56%) and the common pandora *P. erythrinus* (+22%, Fig. 4c), whereas three species decreased, like the comber *Serranus cabrilla* (-48%, Fig. 4d). Finally, seven species out of the 14 belonging to NT showed no difference in CPUE values between 2000 and 2007. Four species displayed a significant CPUE increase such as the john dory *Zeus faber* (+325%, Fig. 4e), whereas CPUE of three species significantly decreased such as the Atlantic stargazer *Uranoscopus scaber* (-37%) and the annular seabream *Diplodus annularis* (-55%, Fig. 4f).

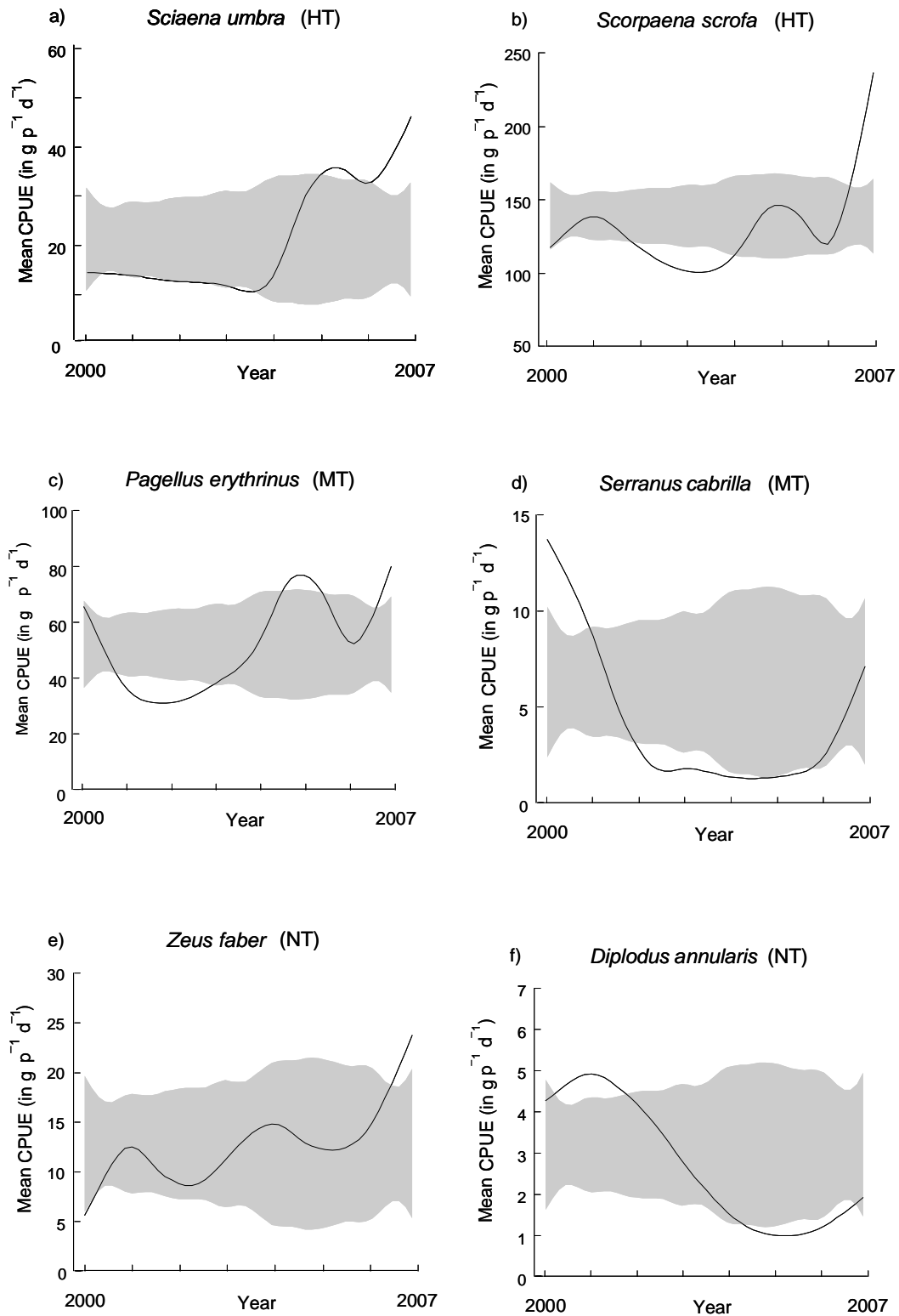


Fig. 4: CPUE (in $\text{g } 50\text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$) trends for 6 abundant species in the Bonifacio Strait Natural Reserve artisanal fishery for each response group based on species interest for spearfishing. The grey band represents possible values for a no effect model. a) and b) *Sciaena umbra* and *Scorpaena scrofa*, from the highly targeted group; c) and d) *Pagellus erythrinus* and *Serranus cabrilla*, from the moderately targeted group; e) and f) *Zeus faber* and *Diplodus annularis*, from the never targeted group.

Changes in $StdI_n$ index

In addition to significant CPUE increase for each response group, the composition of the caught assemblage itself showed marked modifications. Considering the whole reserve area, $StdI_n$ values significantly increased between 2000 and 2007 (Fig. 5a, model “no effect”, $p < 0.001$). Its fitted values varied from 0.35 in 2000 to 0.45 in 2007. We observed an increase in the HT group representativeness that intensified in 2007 (from 26.3% to 31.3% between 2000 and 2007), whereas the relative proportion of species belonging to MT and NT diminished over the same period, from 60.1% to 57.2% and 13.6% to 11.5%, respectively.

When considering the trend of this index on the Lavezzi Islands area, partially protected since 1982, no significant difference of $StdI_n$ values was observed over the study period (Fig. 5b, mean = 0.43, $p = 0.986$). On the contrary, this index significantly increased when considering the remaining of the MPA (exclusive of the Lavezzi Islands PPA), $StdI_n$ rising from 0.31 to 0.45 (Fig. 5c, $p < 0.001$) between 2000 and 2007.

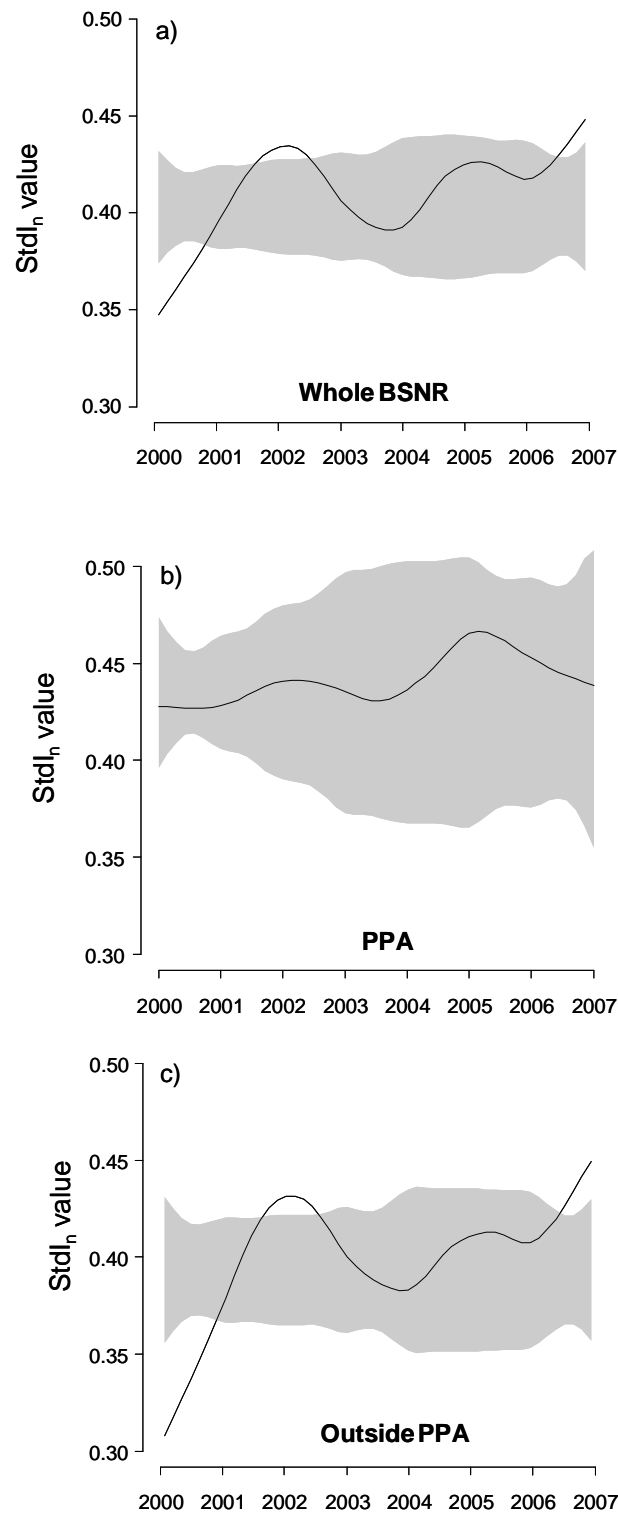


Fig. 5: Variation of the sensitivity index $StdI_n$ between 2000 and 2007, just after the spearfishing restriction a) on the whole Bonifacio Strait Natural Reserve, b) on the partially protected area around Lavezzi Islands (protected since 1982) and c) on the reserve area outside the Lavezzi Islands reserve, protected since 1999.

DISCUSSION

Our results showed that banning a recreational fishing activity, here spearfishing, in part of an MPA modifies the species assemblage structure and permits to promote artisanal fishery catches. In this study, the closure of 15% of the MPA surface area to spearfishing was related to an overall CPUE increase of ca. 60% for artisanal fishers eight years after BSNR implementation.

One step further, in order to evaluate whether spearfishing regulation had an effect on observed CPUE increase, we focused on species groups. Gathering species according to their sensitivity to an identified pressure has the advantage to drive analysis towards a particular answer at the response group level (Mouillot et al. 2006). Thus, in addition to the overall increase of CPUE over time, we found marked differences in CPUE per response group depending on the species sensitivity to spearfishing. Highly targeted species showed the highest gain of CPUE, whereas not targeted species exhibited the lowest increase. These findings are in agreement with those of Tetreault & Ambrose (2007), who showed that the response of species to an MPA establishment depends on the fishing pressure endured by species, with species highly targeted responding more rapidly to protection. It has also been showed that in a Mediterranean MPA, fish species contributing most to the biomass increase were highly catchable species (Stobart et al. 2009). Furthermore, we did not only show a binary response of species to protection, meaning a rapid recovery or no difference, but we evidenced a gradient of response related to the gradient of sensitivity to spearfishing, since the gain of CPUE decreased with a decreasing interest of species for spearfishing. Our results are in accordance with those found by Westera et al. (2003), who demonstrated that line fishing only was sufficient to alter the composition of targeted fish. Denny & Babcock (2004) also revealed that an area closed to commercial fishing but open to recreational fishing (such as spearfishing) is at least under the same fishing pressure as neighbouring unprotected sites.

Some studies have already assessed the benefits of MPAs for artisanal fisheries using experimental fishing (Forcada et al. 2009) or commercial fisheries data (McClanahan & Mangi 2000, Roberts et al. 2001, Gell & Roberts 2003, Murawski et al. 2003, Goñi et al. 2006, Stelzenmuller et al. 2007, Forcada et al. 2009). Such studies generally focus on spillover outside MPAs because fishery activities have been in the past usually forbidden

inside MPAs (Denny & Babcock 2004), but more rarely inside an MPA with regulation of recreational fishing.

In our study, we took advantage of the zoning of fishing activities within the BSNR to indirectly demonstrate the significant impact of spearfishing on marine assemblages. Several papers have assessed the effect of commercial fisheries on fish assemblages (Rochet 1998, Jennings et al. 1999, Hutchings 2005, Walsh et al. 2006), but the impact of recreational activities has been rarely assessed because there are usually no data collection systems for non-commercial fishing (Cooke & Cowx 2004, Zeller et al. 2008). The importance of recreational fisheries has long been underrated and is still poorly known (Jouvenel & Pollard 2001, Cooke & Cowx 2004, Morales-Nin et al. 2005, Lloret et al. 2008a). However, recent studies show that recreational fishing could account for more than 10% of global fishery production (Cooke & Cowx 2004, EU 2004). In the Mediterranean, catches from recreational fishing have been estimated at nearly 50% of commercial fishing production for some places (Morales-Nin et al. 2005, Lloret et al. 2008a).

It could be argued that such an increase may be due to a reduction of fishing effort in the area, through the decrease of net length. However, trammel nets used in the BSNR are passive gears and catch a large panel of species. Thus, upon decreasing net length or fishing effort, a consistent impact on each species of the whole caught assemblage should be expected whatever the RG. This was not the case in our study and we confidently discard this hypothesis.

Numerous factors can influence differences in abundance in marine assemblages, such as habitat, environmental pollution or global change (Islam & Tanaka 2004, Lasram et al. 2009). Ecosystems are complex and a wide set of factors indubitably affect the trend of all observed metrics. In order to measure the impact of a single factor in natural systems, others approaches have to be developed, namely based on adequate observation designs accounting for the main factors of variations, so as to be able to disentangle changes due to the natural variability of environmental factors from those resulting from anthropic pressure or management policies (Garcia-Charton et al. 2000). However, our RG are built according to one pressure (spearfishing) and species belonging to the same group would unlikely be consistently driven by other forcing factors. Then we suggest that other confounding factors are of secondary importance compared to the spearfishing regulation.

In addition and more generally, our results show that evaluating MPA effects at the assemblage level could benefit from the construction of indicators specifically related to the impact at stake, rather than attempting to control a number of forcing factors through a complex observation design.

All observation techniques used to monitor marine assemblages have limitations. MPA effects are generally assessed using underwater visual censuses (UVCs) and results often mirror the impact of legislation on a subset of species assemblages (Tuya et al. 2000, Westera et al. 2003, Kendall et al. 2004, Russ et al. 2004, Harmelin-Vivien et al. 2008). Cryptic and nocturnal species, apprehensive ones and overall those which are not present within transect boundaries are not taken into account (Seytre & Francour 2009). Furthermore, it is hazardous to proclaim that MPAs represent a benefit for fisheries while using UVCs data. Indeed, how can we claim that fish biomass observed in UVCs will be available for fishers? Thus, using fisheries data really allows evaluating not only the ecological role of MPAs but also the socio-economic role of MPAs, i.e. sustaining fisheries.

Human activities undoubtedly have a significant impact on biodiversity, but there is still little quantitative evidence of the direction and magnitude of this impact on communities. In aquatic ecology, several ecological indicators of disturbance have been developed in recent years, particularly those established on the concept of response groups (Dauvin 2007, Mistri & Munari 2008), which gather species according to their known or supposed sensitivity to an environmental or anthropogenic pressure (Borja et al. 2000). Such indicators help synthesizing a set of information into a single value, providing a diagnostic about community health (Diaz et al. 2004). Yet, the large majority of these indices were developed for benthic communities, and considered as bio-indicators for monitoring purposes because they tend to rapidly react to identified anthropogenic pressure and natural stress (Dauvin 2007). In contrast, few existing indices were dedicated to fish communities. The widely used index of biotic integrity (Karr 1981) has been adapted to a range of case studies by several authors but it was exclusively applied to freshwater or estuarine fish species. Another indicator (FAST) has been recently developed for coastal fish assemblages, based on presence/absence data, and classifying species according to their size (Seytre & Francour 2009). Fish size distribution is known to be influenced by the overall exploitation level (Shin & Cury 2004, Blanchard et al. 2005, Hutchings 2005). Our study shows that relying on response groups provides further insight into the effects of fishing on fish assemblages as it enables to disentangle the effects of

various fishing pressures (commercial vs. recreational). Other studies assessing the effect of MPAs on fish assemblages have considered species groups according to a range of distinct fishing pressures (Claudet et al. 2006, Tetreault & Ambrose 2007, Preuss et al. 2009), but none has proposed an integrated index.

The $StdI_n$ index was developed in the context of marine fish communities facing spearfishing pressure, but this new index is not exclusive to specific areas, particular taxa or particular disturbance. For instance, we may use $StdI_n$ to evaluate whether coastal communities are changing because of climate change simply by creating three response groups according to their water temperature preferendum defining their climatic niche. (Lasram et al. 2010) We may also reveal the degradation of some habitats (e.g. seagrass beds etc..) by classifying species according to their degree of requirement for these particular habitats and by using $StdI_n$ patterns across space and time. This index can be used for a variety of marine studies whatever the method of investigation carried out. It can be applied irrespective of the observation technique used, whether UVCs, experimental fishing or underwater videos, as long as species can be gathered into response groups according to their sensitivity to the considered pressure.

More precisely, this index can be used for two kinds of comparison. First, if data from a controlled or reference area (ideally a pristine area) are available, its observed index value can be used for comparison with the one of impacted sites or as a target for managers (Jennings 2005). The provision of reference points for gauging indicator values is desirable whether for fisheries management (Sainsbury & Sumaila 2002, Punt et al. 2008) for assessing MPA performance, (Pelletier et al. 2008) or for assessing the status of an ecosystem (Punt et al. 2008, Hutchings 2009).

Second, this index could also be used to compare the status of species assemblages over time when facing increasing disturbances or restoration plans (Trenkel & Rochet 2003, Rochet et al. 2005). Here, using smoothing regressions allowed the comparison of CPUE and $StdIn$ trends with a null “no-effect” model: the significant increase of their values over time in the BSNR indicated a general recovery of the fish assemblage after spearfishing regulation. It was also possible, in our study area, to compare the index values with reference points, i.e. those of the Lavezzi Islands where spearfishing has been forbidden 28 years ago. In this area, the index has reached a threshold at 0.43. In the other part of the BSNR, where partially

protected areas have been implemented in 1999, the index rapidly rose during the first three years of protection to reach a value of 0.43 in 2002, and increased up to 0.45 in 2007. This result is consistent with previous studies showing that the first effect of marine reserves could be perceived within the first years of implementation (Halpern & Warner 2002, Gell & Roberts 2003, Perez-Ruzafa et al. 2008). Thus we propose that a fish assemblage not impacted by spearfishing pressure in South Corsica display an index value ranging between 0.43 and 0.45 could be used as a reference point for managers and be compared to other protected areas in the Mediterranean Sea if they share more or less similar species as those found in Bonifacio.

Other reference points might be valuable since they have an ecological meaning. Hence, when the assemblage is highly impacted, with the opportunistic response group (less sensitive) NT representing the greater proportion of the biomass assemblage, for instance at least 50%, the index value cannot be higher than 0.119 (point c) (Fig. 2). Besides, an index having a higher value than 0.356 (point d) characterizes an assemblage where highly sensitive species are inevitably present. An increase in index value is always a consequence of a higher proportion of HT and MT groups with respect to the NT group. Conversely, a decrease in index is related to a larger proportion of species less sensitive to the studied pressure.

There is clear evidence that recreational activities, and particularly here spearfishing, not only quantitatively impact marine resources, but in addition modify their structure. Contrary to previous studies claiming limited or no effect of partially protected areas (Denny & Babcock 2004, Lester & Halpern 2008), we proved that multiple-use MPAs may represent effective management tools for reaching MPA goals while limiting the socio-economic impact of a total banning of fishing activities.

Evaluating the proportion of artisanal fishery yields extracted by recreational fishing activities remains a challenging issue. Hence, working in an area previously open to all types of fishing activities and then closed to spearfishing represents a great opportunity for indirectly evaluating the impact of such activities. In the BSNR, where legislation was expected to affect biodiversity and commercial catches, the closure of only 15% of the marine coastal water surface resulted in a real benefit for the local artisanal fishery with a significant increase in the landings of species initially targeted by spearfishing. MPAs were initially developed to protect or enhance local biodiversity, but they are being more and more used as

tools for fishery management. Some studies have already reported the benefit of NTZ to adjacent fisheries through spillover effects and larval dispersion (Halpern & Warner 2002, Russ et al. 2004, Goñi et al. 2008). Conversely, a few studies show that multiple-use MPAs are effective management tools for fisheries (Denny & Babcock 2004, Russ et al. 2004) and, in particular, that partial regulation of recreational fishing activities can benefit artisanal fisheries. Our data show the benefit from such policies on the sustainability of local artisanal fisheries (Stelzenmuller et al. 2007) and highlight the impact of spearfishing on fish assemblages.

We demonstrated that recreational fishing regulation can promote the sustainability of the declining artisanal fishery in the Mediterranean. Our results suggest that maintaining the sustainability of coastal resources and artisanal fisheries in the Mediterranean could require more regulations on recreational activities, which compete for the same resources as artisanal fisheries.

Acknowledgements. We thank the staff of the Office de l'Environnement de la Corse for collecting data and the fishermen of the BSNR. We also thank the scientists and spearfishers who helped us to classify fish species into response groups according to their sensitivity to spearfishing. This work was partially funded by a LITEAU III project (PAMPA) as well as by two ANR programmes (GAIUS and AMPHORE) to study the effects of Marine Protected Areas, and IFREMER.

LITERATURE CITED

- Agardy T, Bridgewater P, Crosby MP, Day J, Dayton PK, Kenchington R, Laffoley D, McConney P, Murray PA, Parks JE, Peau L (2003) Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13:353-367
- Bauchot ML, Pras A (1980) *Guide des poissons marins d'Europe*, Vol, Lausanne
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nystrom M (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429:827-833
- Blanchard JL, Dulvy NK, Jennings S, Ellis JR, Pinnegar JK, Tidd A, Kell LT (2005) Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES J Mar Sci* 62:405-411
- Boersma PD, Parrish JK (1999) Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecol Econ* 31:287-304
- Borja A, Franco J, Perez V (2000) A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40:1100-1114
- Botsford LW, Castilla JC, Peterson CH (1997) The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277:509-515
- Bowman AW, Azzalini A (2003) Computational aspects of nonparametric smoothing with illustrations from the sm library. *Computational Statistics and Data Analysis* 42:545-560
- Chen Y, Fournier D (1999) Impacts of atypical data on Bayesian inference and robust Bayesian approach in fisheries. *Can J Fish Aquat Sci* 56:1525-1533
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, Garcia-Charton JA, Perez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcon JM, Guala I, Milazzo M, Sanchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: Size and age do matter. *Ecol Lett* 11:481-489
- Claudet J, Pelletier D (2004) Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquat Living Resour* 17:129-138

- Claudet J, Pelletier D, Jouvenel JY, Bachet F, Galzin R (2006) Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation* 130:349-369
- Cooke SJ, Cowx IG (2004) The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54:857-859
- Dauvin JC (2007) Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55:271-281
- Denny CM, Babcock RC (2004) Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation* 116:119-129
- Diaz RJ, Solan M, Valente RM (2004) A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J Environ Manage* 73:165-181
- EU (2004) Fishing in Europe. Mediterranean: guaranteeing sustainable fisheries
- FAO (2008) The state of world fisheries and aquaculture, FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome
- Forcada A, Valle C, Bonhomme P, Criquet G, Cadiou G, Lenfant P, Sanchez-Lizaso JL (2009) Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 379:197-211
- Fox J (2002) An R and S-Plus companion to applied regression, Vol. SAGE Publications, London
- Garcia-Charton JA, Williams ID, Pérez Ruzafa A, Milazzo M, Chemello R, Marcos C, Kitsos MS, Koukouras A, Riggio S (2000) Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas : habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27:159-178
- Gell FR, Roberts CM (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 18:448-455
- Gomez S, Lloret J, Demestre M, Riera V (2006) The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: The case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coastal Management* 34:217-232
- Goñi R, Adlerstein S, Alvarez-Berastegui D, Forcada A, Reñones O, Criquet G, Polti S, Cadiou G, Valle C, Lenfant P, Bonhomme P, Perez-Ruzafa A, Sanchez-Lizaso JL, Garcia-Charton JA, Bernard G, Stelzenmuller V, Planes S (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366:159-174

- Goñi R, Quetglas A, Reñones O (2006) Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series* 308:207-219
- Halpern BS (2003) The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecol Appl* 13:S117-S137
- Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol Lett* 5:361-366
- Harmelin-Vivien M, Le Direach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, Garcia-Charton JA, Ody D, Perez-Ruzafa A, Reñones O, Sanchez-Jerez P, Valle C (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation* 141:1829-1839
- Hilborn R, Strokes K, Maguire JJ, Smith T, Botsford LW, Mangel M, Orensanz J, Parma A, Rice J, Bell J, Cochrane KL, Garcia S, Hall SJ, Kirkwood GP, Sainsbury K, Stefansson G, Walters C (2004) When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management* 47:197-205
- Hutchings JA (2005) Life history consequences of overexploitation to population recovery in Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can J Fish Aquat Sci* 62:824-832
- Hutchings JA (2009) Avoidance of fisheries-induced evolution: management implications for catch selectivity and limit reference points. *Evolutionary Applications* 2:324-334
- Islam MS, Tanaka M (2004) Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48:624-649
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638
- Jennings S (2005) Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries* 6:212-232
- Jennings S, Greenstreet SPR, Reynolds JD (1999) Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *J Anim Ecol* 68:617-627

- Jouvenel JY, Pollard DA (2001) Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11:1-9
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27
- Kendall MS, Christensen JD, Caldow C, Coyne MS, Jeffrey C, Monaco ME, Morrison W, Hillis-Star Z (2004) The influence of bottom type and shelf position on biodiversity of tropical fish inside a recently enlarged marine reserve. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14:113-132
- Lasram FB, Guilhaumon F, Mouillot D (2009) Fish diversity patterns in the Mediterranean Sea: Deviations from a mid-domain model. *Marine Ecology Progress Series* 376:253-267
- Lasram FBR, Guilhaumon F, Albouy C, Somot S, THUILLER W, MOUILLOT D (2010) The Mediterranean Sea as a “cul-de-sac” for endemic fishes facing climate change. *Global Change Biology Advance Access*
- Lester SE, Halpern BS (2008) Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 367:49-56
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Font T, Casadevall M, Riera V (2008a) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fish Res* 94:84-91
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Riera V (2008b) Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fish Res* 91:252-259
- Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH, Jackson JBC (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312:1806-1809
- Maunder MN, Punt AE (2004) Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish Res* 70:141-159
- McClanahan TR, Mangi S (2000) Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecol Appl* 10:1792-1805
- Micheli F, Halpern BS, Botsford LW, Warner RR (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol Appl* 14:1709-1723

- Mistri M, Munari C (2008) BITS: A SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 56:587-599
- Morales-Nin B, Moranta J, Garcia C, Tugores MP, Grau AM, Riera F, Cerda M (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): Some implications for coastal resource management. *ICES J Mar Sci* 62:727-739
- Mouillot D, Culioli JM, DoChi T (2002) Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental Conservation* 29:385-390
- Mouillot D, Spatharis S, Reizopoulou S, Laugier T, Sabetta L, Basset A, DoChi T (2006) Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:469-482
- Mouillot D, Stubbs W, Faure M, Dumay O, Tomasini JA, Wilson JB, Chi TD (2005) Niche overlap estimates based on quantitative functional traits: A new family of non-parametric indices. *Oecologia* 145:345-353
- Mouillot D, Tomasini J-A, Culioli J-M, DoChi T (2007) Développement durable de la pêche artisanale sur le site de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse du Sud), MEDD Liteau 2 : Gestion intégrée des zones côtières, Montpellier
- Murawski SA, Rago PJ, Fogarty MJ (2003) Spillover effects from temperate marine protected areas. In: Shipley JB (ed) *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. American Fisheries Society, Quebec, Canada, p 167-184
- Murrell P (2005) *R graphics*, Vol, Boca Raton
- Myers RA, Worm B (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423:280-283
- Ormerod SJ (2003) Current issues with fish and fisheries: Editor's overview and introduction. *Journal of Applied Ecology* 40:204-213
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, F.Torres (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279:860-863
- Pelletier D, Claudet J, Ferraris J, Benedetti-Cecchi L, Garcia-Charton JA (2008) Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Can J Fish Aquat Sci* 65:765-779
- Pelletier D, Garcia-Charton JA, Ferraris J, David G, Thebaud O, Letourneur Y, Claudet J, Amand M, Kulbicki M, Galzin R (2005) Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquat Living Resour* 18:15-33

- Perez-Ruzafa A, Martin E, Marcos C, Zamarro JM, Stobart B, Harmelin-Vivien M, Polti S, Planes S, Garcia-Charton JA, Gonzalez-Wanguemert M (2008) Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation* 16:234-255
- Pitcher TJ, Hollingworth CE (2002) *Recreational fisheries: Ecological, economic and social evaluation*, Vol 8. Blackwell Science, Oxford, UK
- Pitchford JW, Codling EA, Psarra D (2007) Uncertainty and sustainability in fisheries and the benefit of marine protected areas. *Ecol Model* 207:286-292
- Pluquet F (2006) *Evolution récente et sédimentation des plates-formes continentales de la Corse*. Université de Corse Pascal Paoli
- Preuss B, Pelletier D, Wantiez L, Letourneur Y, Sarramégnna 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. *ICES J Mar Sci* 66:170-179
- Punt AE, Cope JM, Haltuch MA (2008) Reference points and decision rules in US federal fisheries: West coast groundfish experiences. *Reconciling Fisheries with Conservation*, Vols I and II 49:1343-1356
- Roberts CM, Bohnsack JA, Gell F, Hawkins JP, Goodridge R (2001) Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294:1920-1923
- Roberts CM, Polunin NVC (1991) Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1:65-91
- Rochet MJ (1998) Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. *ICES J Mar Sci* 55:371-391
- Rochet MJ, Trenkel V, Bellail R, Coppin F, Le Pape O, Mahe JC, Morin J, Poulard JC, Schlaich I, Souplet A, Verin Y, Bertrand J (2005) Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES J Mar Sci* 62:1647-1664
- Russ GR, Alcala AC, Maypa AP, Calumpong HP, White AT (2004) Marine reserve benefits local fisheries. *Ecol Appl* 14:597-606
- Sainsbury K, Sumaila UR (2002) Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including "best practice" reference points and use of marine protected areas, Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, Iceland

- Seytre C, Francour P (2009) The Cap Roux MPA (Saint-Raphael, French Mediterranean): Changes in fish assemblages within four years of protection. *ICES J Mar Sci* 66:180-187
- Shin YJ, Cury P (2004) Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing. *Can J Fish Aquat Sci* 61:414-431
- Stelzenmuller V, Maynou F, Martin P (2007) Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation* 136:571-583
- Stobart B, Warwick R, González C, Mallol S, Diaz D, Reñones O, Goñi R (2009) Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series* 384:47-60
- Tetreault I, Ambrose R (2007) Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAs. *Ecol Appl* 17:2251-2267
- Trenkel VM, Rochet MJ (2003) Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Can J Fish Aquat Sci* 60:67-85
- Tuya FC, Soboil ML, Kido J (2000) An assessment of the effectiveness of marine protected areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES J Mar Sci* 57:1218-1226
- Venables WN, Smith DM (2009) An introduction to R, R Development Core Team
- Walsh MR, Munch SB, Chiba S, Conover DO (2006) Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: Impediments to population recovery. *Ecol Lett* 9:142-148
- Westera M, Lavery P, Hyndes G (2003) Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *J Exp Mar Biol Ecol* 294:145-168
- Whitehead PJP, Bauchot M-L, Hureau J-C, Nielsen J, Tortonese E (1986) Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean, Vol 2 and 3, Paris
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314:787-790
- Zeller D, Darcy M, Booth S, Lowe MK, Martell S (2008) What about recreational catch? Potential impact on stock assessment for Hawaii's bottomfish fisheries. *Fish Res* 91:88-97

CHAPITRE V

Du diagnostic à la scénarisation : quel futur pour les ressources de la RNBB face aux différentes pressions de pêche ?

« Le bénéfice d'une exploitation efficace réside plus dans une économie de l'effort que dans un accroissement des captures »

Michael Graham, 1935

5.1. Problématique

Les écosystèmes sont très complexes et leur fonctionnement reste difficile à comprendre et encore plus à anticiper. Bien que les activités de pêche ciblent en général peu d'espèces en comparaison de la richesse potentiellement disponible, les nombreuses interactions existantes au sein de ces écosystèmes induisent que l'impact sur une espèce, via son extraction par la pêche, va indéniablement impacter de manière indirecte d'autres espèces et compartiments biologiques (Figure 11), au travers de relations interspécifiques, par exemple trophiques (Pauly et al. 1998). L'ensemble de ces relations complique fortement les interprétations des résultats que l'on peut obtenir à partir des indicateurs de diagnostic et appelle à la mise en œuvre d'une approche permettant d'inférer des liens de causalité entre les pressions et les variations de biomasse observées.

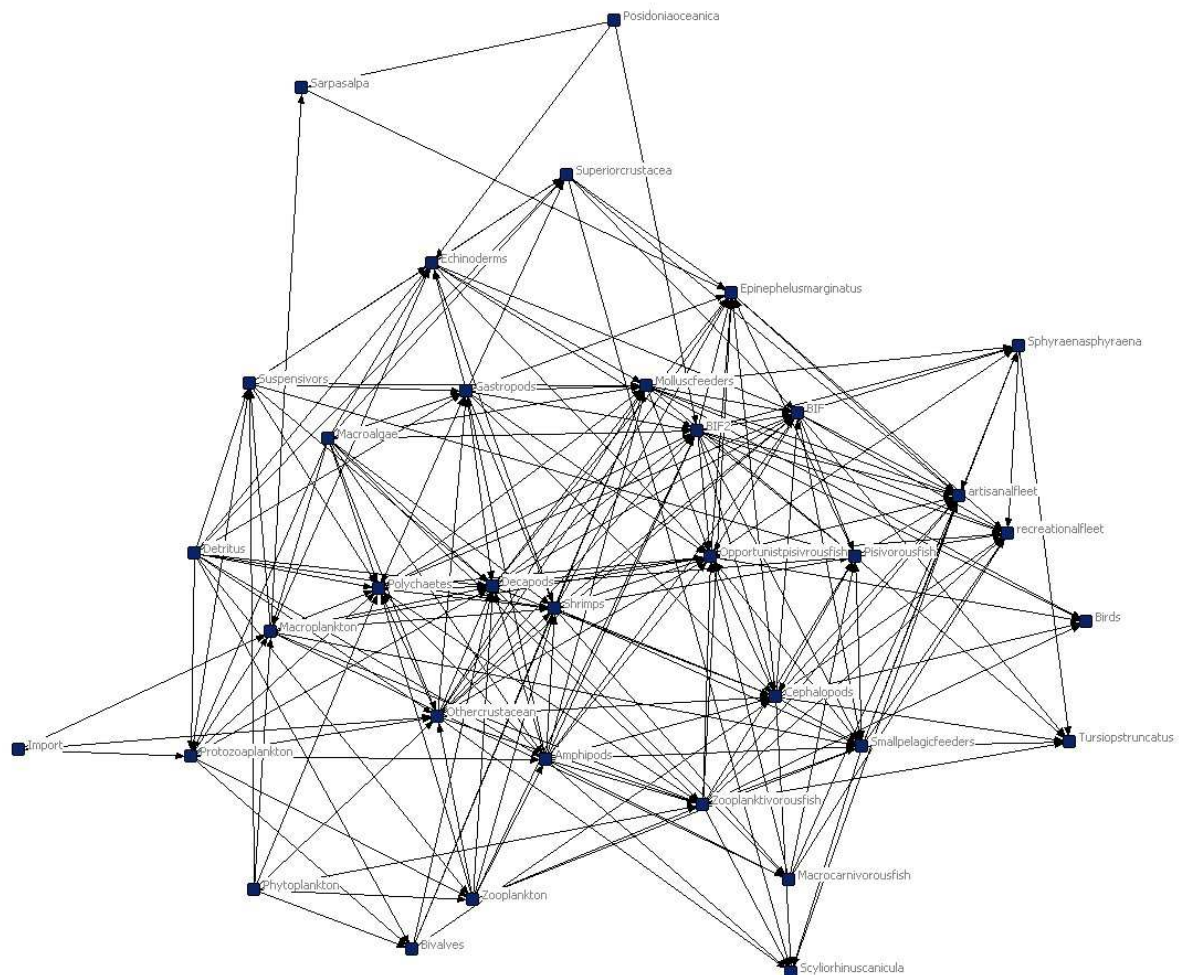


Figure 11 : Représentation des interactions trophiques au sein de l'écosystème marin des Bouches de Bonifacio, Corse du sud (C. Albouy)

Ces observations nous ont amené à prendre en considération les espèces étudiées dans l'ensemble auquel elles appartiennent et dans lequel elles évoluent, plutôt que d'étudier uniquement les évolutions monospécifiques. C'est ce que l'on appelle l'approche écosystémique des pêches (Cury 2004, Cury et al. 2005).

L'analyse statistique des données permet d'évaluer un effet observé suite à la mise en place de mesures de protection, sous l'hypothèse que les autres paramètres sont constants (la température par exemple). Si ce n'est pas le cas, les résultats obtenus sont difficilement interprétables car de nombreuses causes peuvent conduire aux mêmes effets (augmentation de la température et limitation de la pêche peuvent tous deux engendrer une augmentation de la production du système) et les effets deviennent alors "indémêlables". Ainsi, les conséquences directes des mesures de gestion peuvent ne pas correspondre à ce qui est attendu car elles sont difficilement quantifiables au milieu d'autres facteurs affectant les variables d'intérêt, telles que les biomasses des espèces ou d'autres indicateurs. Par exemple, dans les AMP, une augmentation des biomasses des espèces est généralement attendue suite à la mise en place des mesures de gestion. Or, bien que cette hypothèse soit généralement vérifiée pour l'ensemble de l'assemblage ou pour la plupart des espèces (Roberts & Polunin 1991, Francour 1994, Halpern 2003), d'autres études mettent en évidence que certaines de ces espèces peuvent présenter une baisse de leur biomasse, suite à l'augmentation de la prédation et/ou de la compétition (Micheli et al. 2004). La complexité des relations interspécifiques doit donc être intégrée pour pouvoir comprendre et interpréter les variations de biomasses observées.

Un modèle est une représentation simplifiée d'un système permettant d'en étudier les variations. Un modèle mathématique dynamique permet de décrire des processus et de valider ou invalider des hypothèses sur la dynamique du système et peut être utilisé pour projeter des états du système en dehors de la gamme des états observés. Définir un modèle nécessite de déterminer quels sont les paramètres entrant en jeu dans le fonctionnement du système étudié, de décrire les relations qui existent entre ces paramètres et d'évaluer les conséquences qu'entraîneraient la modification de certains éléments sur le système dans son ensemble.

Ces modifications peuvent être d'ordre (i) environnemental, comme une augmentation de la température des eaux, (ii) anthropique, avec une augmentation ou une diminution de l'effort de pêche, ou (iii) législatif, avec la mise en place de nouvelles mesures de gestion (Sumaila et al. 2000).

Les modèles permettent de mettre en évidence des liens de causalité directs et indirects. En effet, les sorties des modèles sont le résultat de la variation sous contrainte de certains éléments clairement identifiés, les autres paramètres étant fixes par ailleurs. Ainsi, il est par exemple possible d'étudier l'impact d'une augmentation de la pression de pêche de la flottille artisanale sur les différents compartiments trophiques, allant de la ressource directement ciblée aux plus bas niveaux trophiques indirectement impactés (Robinson & Frid 2003, Pinnegar & Polunin 2004, Chen et al. 2009).

Les modèles permettent également de représenter les relations complexes entre les différents éléments les composant. Cela peut avoir pour conséquence de révéler des relations non triviales pouvant expliquer la dynamique des écosystèmes et de déterminer quels sont les éléments clés du modèle.

Enfin, l'objectif final de la modélisation est de se projeter dans le futur en testant des scénarios possibles d'évolution en partenariat avec les gestionnaires et les utilisateurs.

Malgré ces nombreux avantages, les modèles présentent quelques inconvénients qu'il est nécessaire de prendre en considération. Tout d'abord, ils sont des outils théoriques construits sur une simplification du vivant. Or une trop forte simplification du vivant entraîne nécessairement des biais importants dans la représentativité du modèle. Il faut alors trouver le meilleur consensus possible entre une représentation très large du système étudié, au détriment de la précision, et une représentation peut-être plus restreinte mais également plus fine de ce système. Le modèle est construit à travers des choix pour plusieurs hypothèses et la définition de nombreux paramètres, dont certains sont mal connus voire inconnus. Au vu de ces incertitudes, il apparaît alors nécessaire de se questionner (i) sur le réalisme des sorties et (ii) sur la robustesse du modèle. Dans le premier cas (i), des données recueillies sur le terrain permettent de calibrer le modèle au regard d'une situation réelle. Dans le deuxième cas (ii), il est possible d'analyser la sensibilité des modèles à l'incertitude des paramètres d'entrée en faisant varier ces derniers puis en comparant les sorties.

5.2. Objectifs

Après avoir étudié les effets observés de la mise en place de la RNBB en 1999 sur les communautés exploitées, nous avons modélisé la dynamique de certains groupes trophiques ou de certaines espèces en fonction de possibles scénarios d'évolution au sein de cette réserve. La modélisation dynamique a pour objectif de prévoir l'évolution de cette AMP à court, moyen et long terme, et peut être considérée comme un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires et complémentaire des outils de diagnostic qui renseignent sur le passé. De plus, les modèles développés permettent également de renseigner la durabilité d'une exploitation actuelle.

L'ensemble de l'écosystème marin de la RNBB, des herbiers de posidonies *Posidonia oceanica* aux mammifères marins, incluant les grands dauphins *T. truncatus*, a été modélisé (*Manuscrit D*) à l'aide du modèle Ecopath (Polovina 1984). Divers scénarios probables d'évolution de l'effort de pêche des activités professionnelles et plaisancières ont ensuite été testés avec Ecosim (Walters et al. 1997), afin de mieux comprendre la réponse des compartiments biologiques à ces pressions combinées.

Un autre modèle dynamique, ISIS-Fish (Mahévas & Pelletier 2004, Pelletier & Mahévas 2005), a été utilisé pour modéliser plus précisément la pêcherie de la langouste rouge dans la RNBB (*Manuscrit E*). Cette espèce emblématique, ayant un intérêt économique majeur pour les pêcheurs locaux, est en déclin dans de nombreuses zones du globe mais également en Méditerranée (Quetglas et al. 2003, Goñi & Latrouite 2005). L'objectif dans cet article est de modéliser la dynamique de cette espèce en Corse et de la flottille la ciblant, pour tester l'impact de la mise en place de divers scénarios de gestion, tout en tenant compte du comportement des pêcheurs face à ces réglementations. Il a alors été possible de proposer divers scénarios offrant un compromis entre la protection du stock et le maintien des activités de pêche artisanale.

5.3. Résultats

Le modèle Ecopath, représentant l'écosystème marin des Bouches de Bonifacio (*Manuscrit D*), présente des paramètres de sortie (niveau trophique moyen etc...) qui sont cohérents par rapport aux autres modèles Ecopath développés dans les écosystèmes côtiers. La RNBB présente un écosystème mature caractérisé, entre autres, par une très forte productivité. Ainsi, il apparaît qu'un quadruplement des efforts de pêche des activités artisanales et plaisancières n'engendrerait pas *a priori* un état de surexploitation des stocks (chute brutale de la biomasse d'un compartiment). Par contre, une diminution de cet effort de pêche n'entraînerait qu'une augmentation relativement limitée de la production de pêche.

Les indicateurs issus de ce modèle, après 20 ans de simulation, mettent en évidence la complexité des cascades trophiques et font ressortir les effets indirects et non triviaux des variations d'un compartiment sur les autres. Ainsi, il apparaît que pour certaines espèces, telles que celles appartenant à la famille des sparidés (*Diplodus sargus sargus*, *D. vulgaris* et *D. puntazzo*), une augmentation de la pression de pêche artisanale induirait une augmentation de leur biomasse. En effet la pression de la pêche artisanale s'exerce principalement sur les hauts niveaux trophiques, *i.e.* leurs prédateurs piscivores.

A l'opposé, les stocks de certaines populations marines peuvent diminuer suite à la mise en place de zones de protection, comme déjà suggéré dans le *Manuscrit C*, dans lequel nous avons mis en évidence une diminution significative pour 15% des espèces.

Par contre, il apparaît clairement qu'une augmentation de la pression de pêche artisanale aurait pour conséquence une diminution des captures de deux espèces emblématiques en Corse, le mérrou *Epinephelus marginatus* (espèce protégée) et la langouste rouge *Palinurus elephas*. Une interdiction totale de l'activité de pêche artisanale permettrait par contre de faire croître la biomasse de la population de langoustes d'environ 2,7% après 20 ans de protection totale de l'espèce. Un même "pattern" est observé dans le second modèle dynamique ISIS-Fish. Après avoir testé plusieurs scénarios de gestion, il apparaît que seule l'interdiction totale de cette pêche permettrait d'inverser la tendance déclinante de la population. Cependant, une telle mesure ne serait pas cohérente avec les objectifs de la RNBB, qui sont de protéger les populations marines tout en maintenant une activité de pêche artisanale viable. Réglementer

plus drastiquement la pêche récréative n'offrirait aucun bénéfice pour les populations de langoustes, puisque cette dernière est interdite dans le périmètre de la RNBB. Ceci ressort clairement dans le modèle Ecosim, où une augmentation de l'effort de pêche plaisancier n'a aucune influence sur la population et les captures des langoustes. Il était donc nécessaire de proposer d'autres types de réglementations moins restrictives et plus ciblées, permettant de limiter le déclin de la population de langoustes tout en maintenant le niveau des captures de pêche. Il apparaît alors qu'autoriser l'utilisation des filets ciblant spécifiquement les langoustes uniquement pendant les deux mois les plus touristiques, soit juillet et août, permettrait de limiter le déclin de la population de langoustes, tout en offrant un bénéfice en terme de captures sur le long terme (au-delà de 5 années de protection). Actuellement, la pêche à la langouste est ouverte de mars à septembre, inclus.

5.4. Discussion et implications

Les modifications de la législation et de l'accès à la ressource, qu'elles soient considérées comme *a priori* négatives (augmentation de la pression de pêche) ou *a priori* positives (mise en place de mesures de protection), impacteront incontestablement l'ensemble de l'écosystème à travers des interactions trophiques complexes. On s'attend généralement à observer une amélioration de l'ensemble de l'écosystème, par une augmentation des biomasses, suite à la mise en place de mesures de gestion. Or les modèles écosystémiques ont permis de montrer qu'il existe des relations non-triviales occasionnant parfois, pour certains groupes, des réponses contraires à l'effet attendu. Les modèles permettent dans ce cas de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents au sein d'un écosystème et donc d'interpréter les indicateurs observés à la lumière des processus mis en évidence.

Les AMP ont pour objectif premier de protéger les habitats, les écosystèmes et la biodiversité associée, mais sont également supposées participer à la durabilité des pêches (Bohnsack & Ault 1996, Boersma & Parrish 1999, Dayton et al. 2000, Garcia-Charton et al. 2000, Agardy et al. 2003, Claudet et al. 2006). Cependant, les AMP peuvent avoir des effets contradictoires sur les différentes espèces d'une communauté, en protégeant mieux les espèces sédentaires ayant de faibles distances de dispersion (Hasting & Botsford 1999) que les espèces de haut niveau trophique, le plus souvent très mobiles (Baskett et al. 2007). De

plus, au vu des interactions trophiques complexes existantes entre les différents éléments d'un écosystème, il est souvent délicat de prédire quels seront les impacts réels de la mise en place d'une AMP ou de mesures de gestion plus restrictives.

Dans le cas de la RNBB, nous avons pu mettre en évidence que l'écosystème est en bon état écologique. La structure même des communautés est évidemment impactée par les activités de pêche artisanales et plaisancières, puisqu'une augmentation ou une diminution de l'effort de pêche provoque des modifications dans la représentativité des différents groupes trophiques. Or, malgré ces modifications, l'ensemble de la ressource n'est pas considéré comme surexploité (*Manuscrit D*).

Les scénarios de diminution des efforts de pêche ont permis d'observer une augmentation de la biomasse de nombreuses espèces, et une diminution de certaines, selon leur emplacement dans la chaîne trophique. Ces résultats sont cohérents avec ce que l'on a observé empiriquement dans la RNBB (*Manuscrit C*), à savoir une augmentation des captures de pêche dans les filets trémails suite à la mise en place de la protection. Cependant, malgré l'augmentation générale des CPUE, certaines espèces ont vu leur biomasse chuter dans les captures.

C'est le cas de la langouste rouge, espèce emblématique en Corse. Elle était traditionnellement pêchée à la nasse, qui est un engin très sélectif capturant principalement les gros individus. Les filets trémails en nylon ont fait leur apparition dans les années 1960 et, de par leurs rendements bien plus élevés, ont été préférés aux nasses (Campillo & Amadei 1978, Quetglas et al. 2003, Goñi & Latrouite 2005). Ceci a fortement impacté les populations de langoustes, en déclin en Méditerranée. Les mesures de gestion actuellement existantes, bien que nombreuses, ne semblent pas suffisantes ou suffisamment adaptées pour permettre un rétablissement des populations. Il était donc nécessaire de pouvoir modéliser la dynamique de population de langoustes, l'écosystème dans lequel elle évolue, et la dynamique des pêcheries la ciblant. Les deux modèles ont mis en évidence que seule une forte diminution, voire même un arrêt total de la pression de pêche permettrait de restaurer leur population. Il est cependant possible de trouver des solutions offrant un compromis acceptable entre une diminution restreinte des activités de pêche et un maintien des populations de langoustes dans la zone.

Ces modèles dynamiques décrivant la dynamique de l'écosystème sont parmi les premiers à avoir été développés dans une réserve naturelle de Méditerranée. Ils ont tous deux permis de mettre en évidence l'importance de la pression de pêche artisanale et de la pêche plaisancière sur la composition des assemblages et l'impact des activités de pêche sur les espèces en déclin, comme la langouste rouge.

La complémentarité des outils de diagnostic et dynamiques est forte. Ils permettent pour les premiers de mettre en avant un effet réel observé, et pour les seconds d'aider à la compréhension des phénomènes non triviaux découlant de la mise en place de zones protégées. Ils offrent également la possibilité de tester des scénarios. Comme le signalait Joël de Rosnay dans son ouvrage « Le microscope » (1975) : « *un scénario n'est rien d'autre que la description, plus ou moins détaillée, de quelques-uns de ces futurs possibles. Il sert à clarifier les décisions et à faciliter les choix* ». Les modèles représentent en effet des outils d'aide à la décision, nous permettant de prédire quels sont les mesures de gestion les plus performantes, ou quelles caractéristiques des AMP sont à prendre en compte, comme sa surface, son emplacement ou sa structure (Baskett et al. 2007).

MANUSCRIT D

Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model

Camille Albouy, David Mouillot, **Delphine Rocklin**, Jean-Michel Culioli & François Le

Loc'h

Soumis une seconde fois après Review et Corrections

dans Marine Ecology Progress Series

Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model

Camille Albouy^{1*}, David Mouillot¹, Delphine Rocklin^{1,2}, Jean M. Culioli³ & François Le Loc'h⁴.

¹Université Montpellier 2, CC 093, UMR 5119 CNRS-UM2-IFREMER-IRD ECOLAG, 34095 Montpellier, France.

²Laboratoire de Biologie Halieutique – Département Sciences et Technologies Halieutiques, IFREMER Brest, BP 70, Technopôle Brest Iroise, 29280 Plouzané, France

³Office de l'Environnement de la Corse, Reserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, 20250 Corte, France.

⁴IRD, UMR 212 EME, CRHMT, avenue Jean Monnet 34203 Sète cedex, BP 171, France.

*Corresponding author: Camille Albouy (albouycamille@gmail.com; Tel: 0033 + 467 14 45 71; Fax: 0033 + 467 14 37 19)

ABSTRACT

Marine Protected Areas (MPAs) have the potential to enhance the long-term sustainability of coastal resources upon which artisanal fisheries depend. However, recreational fisheries, which are increasing their impacts on coastal resources worldwide, may lessen the benefit of MPAs towards declining artisanal fisheries. This decline is marked in Mediterranean artisanal fisheries despite the establishment and the enforcement of more than 100 MPAs during the last decades. Here we used the Bonifacio Straits Natural Reserve (BSNR) as a study case to simulate the combined effects of artisanal and recreational fishery efforts on coastal resources.

The BSNR ecosystem was modelled using mass-balance modelling of trophic interactions. The model encompassed 32 trophic groups, including detritus, primary producers, pelagic species, demersal and benthic invertebrates, and fishes. This model was compared to another model built on a non protected area from the same region (Corsica Island). We aggregated fishing fleets into artisanal and recreational categories, and we simulated various combinations of fishing efforts during a 20 years dynamic simulation using Ecosim.

We showed that both fishing activities have an additional top-down effect on the food web and that they decrease the targeted group's biomass, such as piscivorous species. We also found, for some trophic groups, non trivial patterns of biomass variations through trophic cascades. Our trophic approach revealed that some species groups may suffer a biomass decrease when MPAs are set or enforced, due to a combined effect of artisanal and recreational fisheries. Overall, our results illustrate the need to rely on modelling to manage MPAs as a complementary tool to surveys. They give the opportunity to anticipate consequences at the ecosystem level of socio-political decisions that aim to sustain coastal resources while managing artisanal and recreational fisheries.

Keywords: Ecopath with Ecosim, *Epinephelus marginatus*, MPA, trophic cascades, artisanal fisheries, recreational activities, Mediterranean Sea

INTRODUCTION

Human activities have provoked unprecedented threats on coastal marine systems including direct and indirect fishing effects (Jackson et al. 2001). Indeed, major changes in biological assemblages under exploitation and ultimately biodiversity loss may disrupt ecosystem functioning and then alter the sustainability of goods and services provided by marine ecosystems to humanity (Lotze et al. 2006, Worm et al. 2006). To reduce such negative impacts, marine protected areas (MPAs) have been implemented worldwide as part of an ecosystem-based approach to coastal management (e.g. Lubchenco et al. 2003). However the term MPA encompasses a large range of protection levels from partially protected to full no-take areas. These restriction levels are often a result of compromise between conservationists and extractive user groups (professional and recreational).

There is an urgent need to evaluate the potential impact of the different types of fishing activities, alone and in combination, on the sustainable use of coastal resources as well as on the general functioning of coastal ecosystems. Here we aim to study the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a protected Mediterranean coastal ecosystem using a trophic modelling approach.

The western Mediterranean Sea is one of the most overpopulated coastal areas in Europe, and the increasing human population size may induce an increase of recreational fishing activities. This has been recognized as one of the most common leisure activities in coastal zones, involving several techniques (boat-fishing, spearfishing, shore fishing). Moreover, it has been recognised that the ever increasing recreational fishing effort (Cooke & Cowx 2004, Lloret et al. 2008) may locally surpass the one of artisanal fisheries (Morales-Nin et al. 2005). Commercial and recreational activities have similar demographic and ecological effects on fish populations and may provoke serious ecological and economic damages (e.g. Coleman et al. 2004). For instance spearfishing can affect benthic communities inhabiting shallow rocky bottoms (Dulvy & Polunin 2004, Meyer 2007). Over the last 20 years, catches of several commercial stocks have been in decline in the western Mediterranean Sea while in parallel the recreational fishing effort has increased (Morales-Nin et al. 1997). Taking

into account this symptom of overexploitation, several political strategies were applied to protect coastal ecosystems, biodiversity and artisanal fisheries. One of these strategies was the creation of marine protected areas with different levels of restriction including prohibition of spearfishing and boat fishing. However, positive reserve effects such as the spillover of biomass towards professional fisheries (Forcada et al. 2009) could not reverse the decline of some Mediterranean artisanal fisheries (Gómez et al. 2006). Thus, the sustainability of artisanal fisheries on Mediterranean coasts is becoming even more challenging within the context of increasing pressure from recreational fisheries which may further weaken this socio-economic and traditional activity.

The study of interactions between species, and not just a monospecific approach of fish stocks, is necessary to understand the whole dynamic of assemblages targeted by fishing activities, and their consequences on ecosystems (Gascuel 2005). Therefore, a consensus has emerged in fishery science to complement the "single species" approach by an ecosystem approach to fisheries (Walters et al. 1997, Cury et al. 2005, 2008). This modern approach explicitly takes into account ecological direct and indirect interactions, particularly trophic links between components of ecosystems, and allows simulations of impacts from different fishing activities at the level of whole species assemblages. MPAs offer unique opportunities to study the behavior of species assemblages facing disturbances or benefiting from restrictive policies. In addition, they have the advantage of being carefully monitored, and data sets are usually available over several years (e.g. Claudet et al. 2006, Guidetti et al. 2008).

The Bonifacio Straits Natural Reserve (BSNR), a multiple-use Mediterranean MPA, represents the opportunity to study the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean ecosystem within a multi-specific context. We built an Ecopath with Ecosim (EwE) model for its particular ecosystem facing fisheries. The BSNR is characterized by a predominantly rocky substrate: this ecosystem is known to be one of the most impacted by human activities around the world (Halpern et al. 2008). Moreover, the BSNR has a high touristic value, and attracts a large number of recreational fishermen, particularly during summer time. This pressure combined with the local small-scale artisanal fishery may induce a high fishing effort on the unprotected parts of this ecosystem (Mouillot et al. 2008). In a context of artisanal

fishery decline in the Mediterranean (Gomez et al. 2006), it is crucial to study interactions between commercial and recreational fishing activities in order to promote conservation measures (i) beneficial to the artisanal activity and (ii) able to sustain the functioning of coastal ecosystems.

MPA managers are searching for tools to help them understand ecosystem functioning and to evaluate policies effects. Indeed, they need to assess the effects of their decisions in order to adopt realistic measures for protecting areas. Reserve effect usually relies on empirical results showing gradients of species biomasses or catches (e.g. Russ & Alcala 1996, Stobart et al. 2009) but such observations, although necessary, do not allow predictions according to scenarios and still lack mechanisms behind the observed patterns. To overcome this lack of information, there is an urgent need to move towards the modelling of MPA functioning (e.g Gardmark et al. 2006, Perez Ruzafa et al. 2008).

EwE tools allow users to model exploited ecosystems and can provide a response to these expectations. It integrates several levels of analysis: Ecopath is a snapshot of annual trophic flows within an ecosystem, while Ecosim is able to simulate temporal trends of food web properties under different scenarios of fishing pressure (Christensen & Walters 2004).

Here, using such trophic modelling tools, we studied the combined effects of artisanal and recreational fisheries on the BSNR resources. To reach this goal, we simulated scenarios encompassing a mixed reduction and increase of both commercial and recreational fishing pressures.

MATERIALS AND METHODS

Study site and fishery fleets

The BSNR is located in the south of Corsica Island (France, Mediterranean Sea, Fig. 1). Its surface area is approximately 800 km² and the maximum depth is of 158 m. The BSNR is characterized by a predominantly rocky substrate and *Posidonia oceanica*

seagrass beds at shallow depths (Pluquet 2006). This BSNR was created in September 1999 and encompasses the Lavezzi Islands Reserve (LIR) created in 1982 (Mouillot et al. 2002). Since 1982, the area corresponding to the LIR has been partially protected from spearfishing and other recreational fishing activities whereas traditional trammel net fisheries are tolerated. In 1999, protection was strengthened (i) at the local level (LIR) with the prohibition of longlines for tourists and with an additional 0.9 km² no-take area for a total of 50.5 Km², and (ii) at the regional level with the creation of the BSNR: no take areas were created within the perimeter of the reserve and the limitation of recreational fishing activities was extended (Fig. 1). Nowadays the BSNR displays 3 protection levels: (i) fully no-take areas and fishing “cantonment” (12 km²) where all fishing activities and scuba-diving are forbidden; (ii) partially protected areas (120 km²) where spearfishing is forbidden while professional fishing is allowed; and (iii) the general perimeter of the reserve, where commercial and recreational fishing are allowed according to current policies (Mouillot et al. 2002).

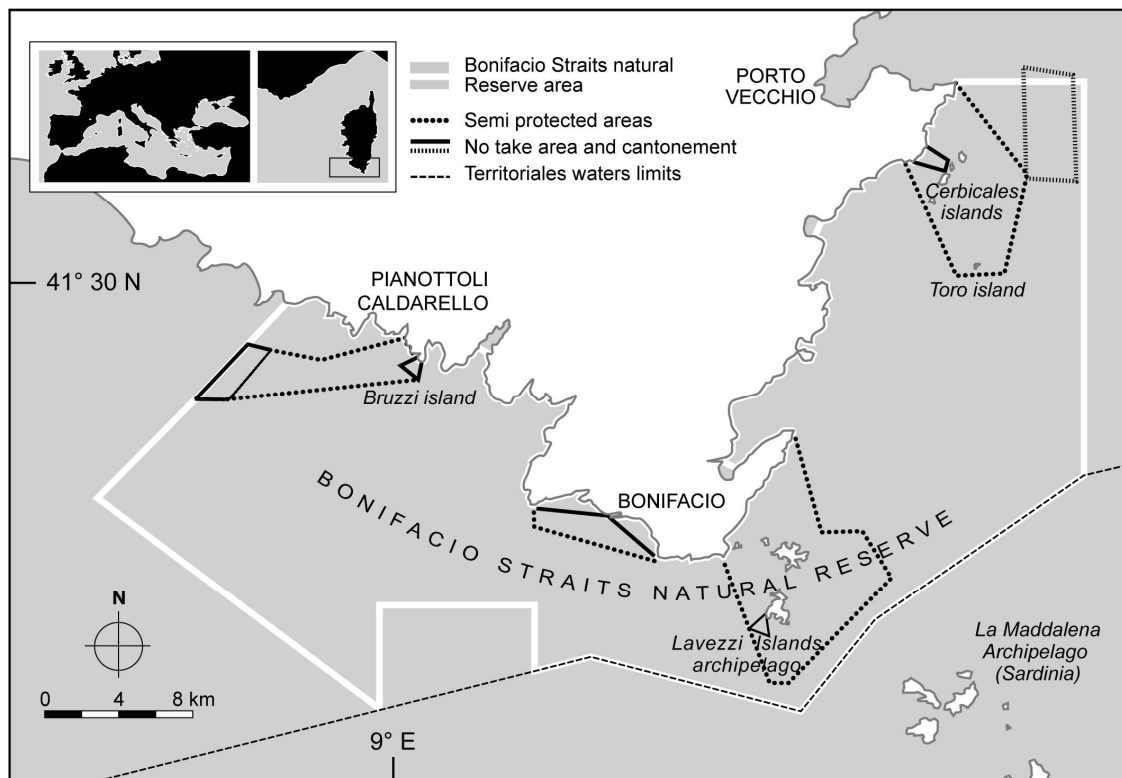


Figure 1: Map of the study area: the Bonifacio Straits Natural Reserve. Continuous lines: no-take areas; long dashed lines: fishing cantonments; dotted lines: partially protected areas (spearfishing is forbidden); white line: general perimeter of the reserve and limit of the EwE model.

The aim of this protected area is to ensure protection of the ecological heritage

while taking into account various economic factors, including the sustainability of the local small-scale artisanal fishery.

The BSNR artisanal fleet was composed of small boats (average length 7.7 m) fishing on the continental shelf (Mouillot et al. 2008). Generally, trammel nets were set for 24 h at depths ranging from 20 to 60 m. The minimum mesh size used for fish was of 62.5 mm elongated.

Ecopath and Ecosim models

Ecopath

Ecopath and Ecosim (version 6.0.7.114) models (Pauly et al. 2000, Christensen & Walters 2004) were employed to ensure energy balance and to quantify trophic flows in aquatic ecosystems. Basically implementation of Ecopath is based on two master equations, one describing the production term and the other one the energy balance of each group.

The first equation (1) describes how the production term for each group i can be split into several components of the system.

Production = predation mortality + other mortality + fishery catch + net migration
+ biomass accumulation

$$(1) \quad P_i = \sum_{j=1} B_j \times M2_{ij} + P_i \times (1 - EE_i) + Y_i + E_i + BA_i$$

The production (P) of each group (i) is divided into predation mortality ($M2_{ij}$) caused by the biomass of predators (B_j), exports from the system both from fishing activity (Y_i) and other emigration (E_i), the biomass accumulation rate (BA_i), and other mortality ($1-EE_i$). The other mortality term includes natural mortality due to diseases, old age, starvation, etc. This term is constructed using an ecotrophic efficiency term (EE_i) which represents the proportion of production (P_i) that is exported out of the ecosystem or consumed by predators within it.

The second equation (eq.2) expresses the principle of conservation within a compartment:

Consumption = production + respiration + unassimilated food.

$$(2) \quad Q_i = P_i + R_i + U_i$$

Equation 1 and 2 can be re-expressed as:

$$(3) \quad (P/B)_i \times B_i = Y_i + \sum_{j=1} (B_j \times (Q/B)_j \times DC_{ji}) + (P/B)_i \times B_i \times (1 - EE_i) + BA_i + E_i$$

and

$$(4) \quad (Q/B)_i \times B_i = B_i \times (P/B)_i + R_i + U_i$$

where $(P/B)_i$ represents the production of group (i) per unit of biomass; $(Q/B)_i$ is the consumption rate of group (i) per unit of biomass, DC_{ji} is the diet composition that indicates the proportion of (i) that is in the diet of predator (j) , R_i is for respiration and U represents the unassimilated food rate of group (i) .

For parameterization, EwE sets up a system with as many linear equations as there are groups in a system where, for each equation, three basic parameters among four must be entered (B_i , $(P/B)_i$, $(Q/B)_i$, and EE_i). However four parameters are needed to solve equations so we had to implement other parameters like catch rates, net migration rates, biomass accumulation rates, assimilate rates and diet compositions.

Ecosim

Ecosim provides a dynamic simulation capability at the ecosystem level, with key initial parameters inherited from Ecopath model (Christensen & Walters 2004). Ecosim uses a system of differential equations that derive from the Ecopath master equation (3). The set of equations is solved in Ecosim using an Adams-Bashford integration routine or a Runge-Kutta 4th order routine (Christensen et al. 2005).

$$(5) \quad \frac{dB_i}{dt} = (P/Q)_i \times \sum_{j=1} Q_{ji} - \sum_{j=1} Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) \times B_i$$

Where dB_i/dt is the biomass growth rate of group (i) during the time interval dt , $(P/Q)_i$ is the net growth efficiency, M_i the non-predation natural mortality rate, F_i is the fishing mortality rate, e_i the emigration rate, I_i the immigration rate, and $I_i - e_i B_i$ the net migration rate. Calculations of the consumption rate (Q_{ji}) are based upon the “foraging arena” theory where the biomass of i is divided between available prey (vulnerable, V_i) and unavailable prey (non-vulnerable fraction, $B_i - V_i$).

Ecopath model parameters

The system modelled in this study represented an annual average of trophic flows on the whole BSNR area in 2000-2001. The model included 32 biological groups depicting the main trophic components of the studied ecosystem. It includes 12 fish groups (targeted and non-targeted fish; Table 1). Groups can correspond to single species or trophic aggregation based on diet in our case. All details describing the parameter estimations and species grouping are in Appendix A.

Fish groups based on diet composition

In order to create homogeneous fish groups according to their trophic role in the ecosystem, a preliminary diet matrix was gathered from published gut content items (54 species present in the BNSR). The diet matrix was constructed using preferentially data from local studies as far as possible (Appendix B) and from the Mediterranean Sea if necessary. Then we calculated a Bray-Curtis distance matrix between species pairs. A k-means partitioning method was performed to determine the optimal composition of each group (Legendre & Legendre 1998). The optimal number of fish groups was selected using the highest SSI (Simple Structure Index) according to Dolnicar et al. (1999). Some species of particular ecological interest were excluded from fish trophic groups to constitute their own group: among those the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*), a protected top-predator, the European barracuda (*Sphyraena sphyraena*), the small-

spotted catshark (*Scyliorhinus canicula*) and the salema (*Sarpa salpa*) which is the only herbivorous fish in the BSNR.

Table 1: Input and output parameters used to model the Bonifacio Strait Natural Reserve ecosystem compartments. B: biomass (t.km⁻²); P/B: production/biomass ratio (yr-1); Q/B: consumption/ biomass ratio (yr-1); EE: ecotrophic efficiency; U/Q: unassimilated food. Landing and discards are expressed in t km⁻² yr⁻¹; TL: trophic level; art: artisanal fishing; rec: recreational fishing.

Compartments	B	P/B	Q/B	EE	U/Q	Landings art.fleet	Landings rec.fleet	Discards art.fleet	TL
1 <i>Tursiops truncatus</i>	0.007	0.01	13.49	0.00	0.2	-	-	-	5.22
2 <i>Sphyræna sphyræna</i>	0.25	0.60	5.00	0.0217	0.2	0.0005	0.0021	0.0001	4.96
3 <i>Scyliorhinus canicula</i>	0.06	1.32	4.06	0.01	0.2	0.0007	-	-	4.60
4 Piscivorous fish	3.48	0.89	3.556	0.39	0.2	0.0194	0.0277	0.0004	4.45
5 Small pelagic feeders	1.15	0.93	4.47	0.93	0.2	0.0067	0.0144	0.0001	4.52
6 <i>Epinephelus marginatus</i>	0.87	0.28	2.74	0.00	0.2	0.0006	-	0.0003	4.31
7 Opportunist piscivorous fish	7.56	0.64	4.83	0.96	0.2	0.0248	0.0160	0.0005	4.13
8 Cephalopods	3.42	2.12	5.27	0.97	0.4	0.0037	0.000152	-	3.94
9 Birds	0.001	5.74	85.03	0.031	0.2	-	-	-	4.43
10 Benthic invertebrate feeders	2.84	1.06	4.05	0.93	0.2	0.0065	0.0174	0.0004	3.65
11 Zooplanktivorous fish	13.30	0.44	9.42	0.95	0.2	0.0002	0.0001	0.0001	3.39
12 Mollusc feeders	10.08	0.75	6.60	0.90	0.2	0.0021	0.0084	0.0001	3.31
13 Benthic invertebrate feeders 2	8.00	1.03	6.40	0.96	0.2	0.0055	0.0035	0.0002	3.20
14 Shrimps	5.86	3.08	7.20	0.95	0.2	-	-	-	2.73
15 Macrocarivorous fish	1.15	0.93	4.47	0.99	0.2	0.0030	0.0087	0.0001	2.91
16 Decapods	29.28	3.11	15.39	0.99	0.2	-	-	-	2.96
17 Lobster & Spiny lobster	2.43	0.45	7.50	0.73	0.2	0.0197	-	-	2.83
18 Gastropods	29.32	1.94	10.89	0.95	0.2	-	-	-	2.45
19 Zooplankton	4.11	50.86	172.92	0.95	0.2	-	-	-	2.45
20 Polychaetes	49.87	3.41	19.57	0.99	0.6	-	-	-	2.44
21 Suspension feeders	47.87	1.52	6.78	0.95	0.4	-	-	-	2.28
22 Echinoderms	11.2	0.51	2.82	0.94	0.6	-	-	-	2.12
23 Protozoa plankton	44.18	90.00	305.16	0.95	0.4	-	-	-	2.11
24 <i>Sarpa salpa</i>	0.30	0.58	9.24	0.22	0.2	0.0004	-	0.0002	2.07
25 Other crustacean	10.02	20.54	94.00	0.99	0.2	-	-	-	2.05
26 Amphipods	22.86	9.15	22.09	0.95	0.4	-	-	-	2.09
27 Bivalves	12.19	2.10	8.95	0.99	0.4	-	-	-	2.11
28 Macroplankton	43.41	25.43	71.20	0.95	0.4	-	-	-	1.68
29 Phytoplankton	4.18	114.00	-	0.99	-	-	-	-	1
30 Macro-algae	150.62	13.30	-	0.95	-	-	-	-	1
31 <i>Posidonia oceanica</i>	357.79	14.92	-	0.002	-	-	-	-	1
32 Detritus	230.85	-	-	0.37	-	-	-	-	1

Biomasses and catches

Biomass estimation of fish groups were based on a visual count method, using circular fixed point (Bohnsack & Bannerot 1986, Samoilys & Carlos 2000). The underwater visual censuses (UVCs) method is commonly employed for fish counts in Mediterranean marine environments (Guidetti et al. 2003, Claudet et al. 2006).

UVCs were carried out monthly by scuba-diving from 2000 to 2001 in the BSNR. Observed fish were classified into three size classes (based on length) and the

abundance of each species per length class was estimated. The length-weight relationships between size class and fish weight were given by Bauchot & Pras (1980). For species not observed in UVCs, biomass values were collected in the literature from other Mediterranean trophic models (Pinnegar & Polunin 2004, Coll et al. 2006). All details are given in Appendix A.

A second data source for estimating biomass of fish groups was based on catches of the BSNR artisanal fishery. Data were collected during the warm season (between April and September) just after the implementation of the MPA. Fish landings were randomly sampled from the boats fishing in the BSNR. All caught species were measured and their total weight was also estimated using size-weight class correspondences (Bauchot & Pras 1980). Overall, 65 species were sampled including teleosts and elasmobranchs. This pool of species included most species known to live in the BSNR, excluding very small fish species (adult size < 10 cm) such as Gobiidae and Blenniidae and very large transient species such as tunas. Discards data were also available from 2004 to 2006 (Rocklin et al. 2009).

The exploited biomass of some fish species (Appendix A) was inferred from artisanal fishing effort during the fishing season (2000-2001). It was then divided by the fishing mortality rate (F) and compared to other available data estimated for a similar ecosystem (Calvi Bay, Corsica, France; Pinnegar & Polunin 2004).

Recreational fishing activities were divided into spearfishing, boat fishing and shore fishing activities. No data on recreational fishing catches were available for the study area. We used a list of species targeted by spearfishing provided by RNBB managers and a ratio from a study carried out in a Mediterranean MPA displaying similar habitats and similar species (Cap Creus, Spain, Lloret et al. 2008). This study estimated that the biomass caught by spearfishers was equivalent to 40% of the total biomass extracted annually by the artisanal fleet. Similarly, following Morales-Nin et al. (2005), we made the assumption that the level of exploitation by boat and shore fishing is common to north-shore Mediterranean countries.

Target fish species were different depending on fishing gears and the

discrimination was based on literature and expert opinions (Appendix B). Such differences were taken into account and re-expressed proportionately to the biomass of each species. In order to create one fleet representing all recreational fishing activities, biomass of each target group was added between different fleets (boat-fishing, spearfishing, shore fishing).

Estimation of fish Q/B and P/B

Consumption/biomass (Q/B) ratios were then calculated according to the empirical regression of Pauly (1989) and Christensen & Pauly (1993):

$$(6) \quad (Q/B) = 10^{6.37} \times 0.0313^{TK} \times W_{\infty}^{-0.168} \times 1.38^{Pf} \times 1.89^{Hd}$$

where W_{∞} is the asymptotic weight of fish species, T_k the mean annual temperature (for the BSNR 18.6°C for 2000-2001; see Appendix C for estimation) expressed as $1000/(T^{\circ}\text{C} + 273.1)$; P_f is estimated at 1 for apex predators, pelagic predators and zooplankton feeders and 0 for all other feeding types; H_d characterizes the food type and was set to 1 for herbivores and 0 for carnivores. Usually W_{∞} was calculated from L_{∞} , using published length/weight parameters a and b . However, where asymptotic length (L_{∞}) was not available, we used estimated maximum lengths for Corsican species based on Miniconi (1994) and we assumed that $L_{max} / 0.95 \approx L_{\infty}$ (Pauly 1984).

The P/B ratio was given by Beverton & Holt (1956) demonstrating that total mortality ($Z = P/B$) of fish population, from which individuals grow according to the Von Bertalanffy Growth Function (VBGF), can be expressed by:

$$(7) \quad Z = P/B = \frac{K \times (L_{\infty} - L_{\mu})}{L_{\mu} - L'}$$

where L_{∞} is the asymptotic length, i.e. the mean size that individuals would reach if they could live and grow indefinitely, K is the VBGF curvature parameter (expressing the rate at which L is reached), L_{μ} the mean length of the population, computed from L'

upward. Here, L' represents the mean length at recruitment the fishery, assuming knife-edge selection.

Total Q/B , P/B , and diets for each fish group were calculated taking into account the relative biomass of each species in their trophic group.

Balancing Ecopath model

To balance our Ecopath model we did not use the Automatic Mass Balance Procedure proposed by Kavanagh (2004). Instead, an ecological step by step approach was employed to find the more realistic equilibrium (Christensen et al. 2005). First, a model with all parameters available was created and basic outputs estimated. Three fish groups (macro-carnivorous fish, small pelagic feeders and benthic invertebrate feeders), lobster/spiny lobster group and echinoderms presented an ecotrophic efficiency higher than 1 revealing an overpredation on these groups. The model was then balanced by reducing the predation on those five groups and by reallocating the consumption on other prey groups.

Ecological indicators from Ecopath

To interpret the Ecopath model, the software EwE includes a large number of ecological indicators based on trophic flows, thermodynamic concepts, information theory and network analysis (Christensen & Walters 2004, Coll et al. 2006). To calculate trophic levels, a value of 1 was assigned to primary producers and detritus. For consumers, a trophic level of 1 plus the weighted average of the prey's trophic level was assigned. Other indicators were provided at the system scale. For instance the ratio of system primary productivity over biomass (P/B) varies with the development status of the system (Christensen & Pauly 1993). Developing systems tend to have a high P/B , due to low biomass and high production values, while developed systems tend to have high biomass and low production rate values. Odum (1971) described the primary production over respiration ratio (P_p/R) as an important descriptor of ecosystem maturity. For immature systems, it is assumed that primary production exceeds total respiration, whilst for mature systems the ratio would move towards unity ($P_p/R=1$). The

Finn's cycling index expresses the percentage of total throughput (sum of all flows in a system) that is actually recycled (Finn 1976), and can be related to ecosystems maturity (Christensen & Pauly 1993). In order to represent transfer efficiencies, *i.e* the energy transferred from a trophic level to the next trophic level through consumption, “Lindeman spine” analysis synthesizes the trophic structure of 32 groups (Fig. 2) into a simple linear food-chain (Odum 1969, Christensen & Pauly 1993).

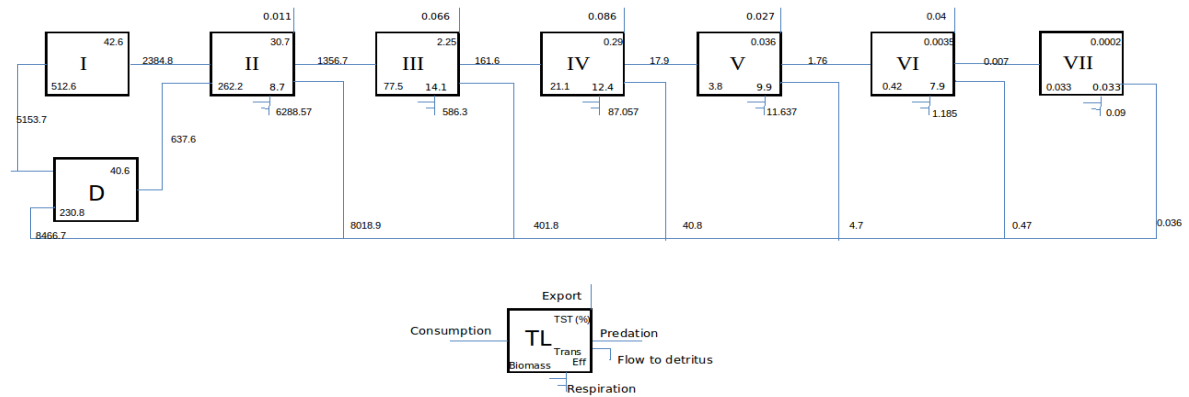


Figure 2: The BNSR ecosystem flow diagram organized by integer trophic levels (TL) in the form of Lindeman spine. Primary producer (I) and detritus (D) are separated to clarify the representation.

The mixed trophic impact routine derived from economic theory (Ulanowicz & Puccia 1990), shows direct and indirect impacts that a very small increase in the biomass of a group has on other groups of the system. All these indicators were analysed and compared to other models (Christensen & Pauly 1993) in order to replace the BNSR trophic model into a wider context.

The pedigree routine was used to a dual purpose, for describing data origin, and for assigning confidence intervals to data based on their origin.

Building and simulating Ecosim model

Ecosim model was built from the BNSR Ecopath model and many simulations were ran with two assumptions. Firstly, during the last years (2000-2008), the number of active professional fishing boats remained constant (Rocklin et al., submitted). Secondly, no major environmental disturbance (pollution....) has impacted the ecosystem during that period. Variability in phytoplankton and zooplankton production, due to climatic factor, was modelled by generating an environmental seasonal forcing

function Appendix E. Data related to variability in phytoplankton production were extracted from Bosc et al. (2003) for the period 2000-2001. For zooplankton, data were extrapolated from phytoplankton to infer monthly values.

One key feature of Ecosim is its ability to explore how the biomasses of different groups were controlled with implications on system dynamics. The two extreme views were top-down and bottom-up controls (Christensen et al. 2005). This was modelled using vulnerability (V) expressing the maximum increase in predation mortality under conditions of high predator/prey abundance. Low vulnerability (close to 1) indicates that an increase in predator biomass will not result in any substantial increase in predation mortality, and can be related to bottom-up effects. High vulnerability indicates that if the predator biomass is doubled, it will result in an increase of the predation mortality for a given prey species, and can be related to top-down effects (Christensen et al. 2005).

Default values of vulnerabilities ($V=2$) were used to represent mixed flow control, while values of $V=1$ were set to describe vulnerability of zooplankton to two of its predators (zooplanktivorous fish and polychaetes) to match with a bottom-up flow control (Cury et al. 2000). Impact of mollusc feeders on bivalves and polychaetes was modified to be top-down controlled ($V=10$), idem for vulnerability of zooplankton and suspension feeders on phytoplankton.

In order to study the combined influences of recreational and artisanal fishing activities on the food web and on available resources, simulations of variations in fishing efforts were carried out during 20 years. The initial value of fishing effort was set to 1 for both fishing types (the effort measured in 2000-2001) and varied from 0 to 4 by steps of 0.2 (a total of 440 simulations). In other words, we simulated a total prohibition of the artisanal fishery, a total prohibition of recreational activities, a fourfold increase of these two fishing activities, and all combinations between these extreme cases. Even if our study cannot rely on a rigorous estimation of recreational catches, which would be challenging to carry out on such a large MPA, the expert knowledge of BSNR managers and the comparable studies (Morales-Nin et al. 2005, Lloret et al. 2008) suggest that recreational activities may extract between 40 and 100%

of the biomass exploited by the artisanal fishery. Such values are contained in the range of simulated fishing efforts (0 to 400%) which thus embrace realistic scenarios.

After each simulation, the biomass ratio of each targeted fish group (end value /start value) was collected, compared to initial value and expressed as a percentage of variation.

RESULTS

Ecopath model

Based on available literature on fish diets, 8 compartments were created using the SSI index and a k-means partitioning algorithm. The composition of fish groups and the diet matrix are available in Appendices B and D, respectively. Biomasses of fish groups, invertebrate groups and primary producer groups represented 4.4%, 28.5% and 46.2% of the total biomass, respectively. Biomass extracted by fishing activities represented 0.4% of the total fish and lobster biomasses in the BSNR ecosystem, which is equivalent to a global biomass extraction of 152 tonnes for the whole BSNR annually. The production of artisanal and recreational fishing activities (boat and spearfishing combined together) was estimated at ca. 65 tonnes and 87 tonnes per year, respectively. By comparison, dolphins feed a biomass of 0.094 t.km^{-2} per year (meaning 75 tonnes on the BSNR) which is very close to the biomass exploited by the professional fleet (0.092 t.km^{-2}).

Input parameters and basic estimate parameters of the Ecopath model are presented in Table 1. Ecotrophic efficiencies were close to 1 for a large number of groups, while for some groups, such as the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*), birds, European barracuda (*S. sphyraena*), and small-spotted catshark (*S. canicula*), EE was very low (<0.05) indicating that the consumption on these groups is minimal. The pedigree index of the model was 0.61 (Table 2) suggesting a relative high quality of the data used.

Table 2: Ecological indicators related to the food web structure of the Bonifacio Straits Natural Reserve model and Calvi model, main statistics, and network flow parameters. The first one (BSNR model) displays protection measures, contrary to the other one (Calvi model, Pinnegar and Polunin 2002)

Model statistics										
Parameter	RNBB	Calvi	Units							
<i>Statistics and flows</i>										
Sum of all consumption	21339.91	7130.626	t/km ² /year							
Sum of exports	569.7	751.724	t/km ² /year							
Sum of respiratory flows	15151.36	2424.958	t/km ² /year							
Sum of all flows into detritus	5723.24	3227.519	t/km ² /year							
Total system throughput	42784	13535	t/km ² /year							
Sum of all production	14006	3670	t/km ² /year							
Mean Trophic level of catch	3.936	3.77								
Total catch	0.19	1.939	t/km ² /year							
<i>Network flow indices</i>										
Calculated total net primary production	7818.15	1929.396	t/km ² /year							
Total primary production/total respiration (Pp/R)	1.12	0.796								
Total primary production/total biomass (P/B)	8.91	1.503								
Total biomass/total throughput	0.017	0.095								
Total biomass (excluding detritus)	877.68	1284.056								
System Omnivory Index	0.26	0.344	t/km ²							
Finn's mean path length	2.72	4.26								
Finn's cycling index	10.71	21.69	% of total throughput							
Transfer efficiency for RNBB model										
	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
Producers	12.7	12.6	13.2	9.2	6.7	5.4	4			
Detritus	6.4	15.2	11.7	10.6	8.7	6.4	4.8			
All Flows	8.7	14.1	12.4	9.9	7.9	6	4.6	3.7	3	
Biomass										
Proportion of total flow originating from detritus: 0.54										
Transfer efficiencies (calc. as geometric mean for TL II-IV)										
From primary producers: 12.8%										
From detritus: 10.4%										
Total: 11.5%										

Results of the BNSR model (Table 1) revealed that groups were organized into five classes of trophic levels (TL). The highest trophic levels corresponded to top-predators such as bottlenose dolphin, piscivorous fishes, *S. sphyraena*, *S. canicula*, and birds.

Table 2 gathers summary statistics computed by Ecopath. These statistics allowed comparisons with other ecosystems (protected Mediterranean rocky littoral system versus non-protected) and were useful attributes for assessing ecosystem development

and maturity. For instance, the total primary production/total respiration ratio (P_p/R) was equal to 1.12, the total primary production/total biomass (P/B) was equal to 8.91, and the Finn's cycling index was 10.71%.

The 'mixed trophic impact analysis' (MTI, Fig. 3) routine can also be seen as a sensitivity analysis and was used to reveal influence, through trophic cascade, of one group on the other ones. Here we used this routine to evaluate both direct and indirect impacts of all groups on the system. One of these direct impacts is illustrated by the decrease of salema (*S. salpa*) induced by a small increase of dusky grouper (*E. marginatus*) which is its main predator. An indirect impact can be illustrated by the group of small pelagic feeders. A small increase of this group had a negative impact on European barracuda (*S. sphyraena*) due to a positive impact on the bottlenose dolphin (*T. truncatus*), and a positive impact on small-spotted catshark (*S. canicula*) due to trophic cascade by predation. Moreover, numerous groups in the model were impacted by groups situated at the base of the food web, such as macroalgae, amphipods, macroplankton. Some groups may have a negative impact on themselves such as zooplankton and protozoa plankton. Several groups such as opportunistic piscivorous fish, zooplanktivorous fish and decapods had a large impact along the entire food web (Fig. 3).

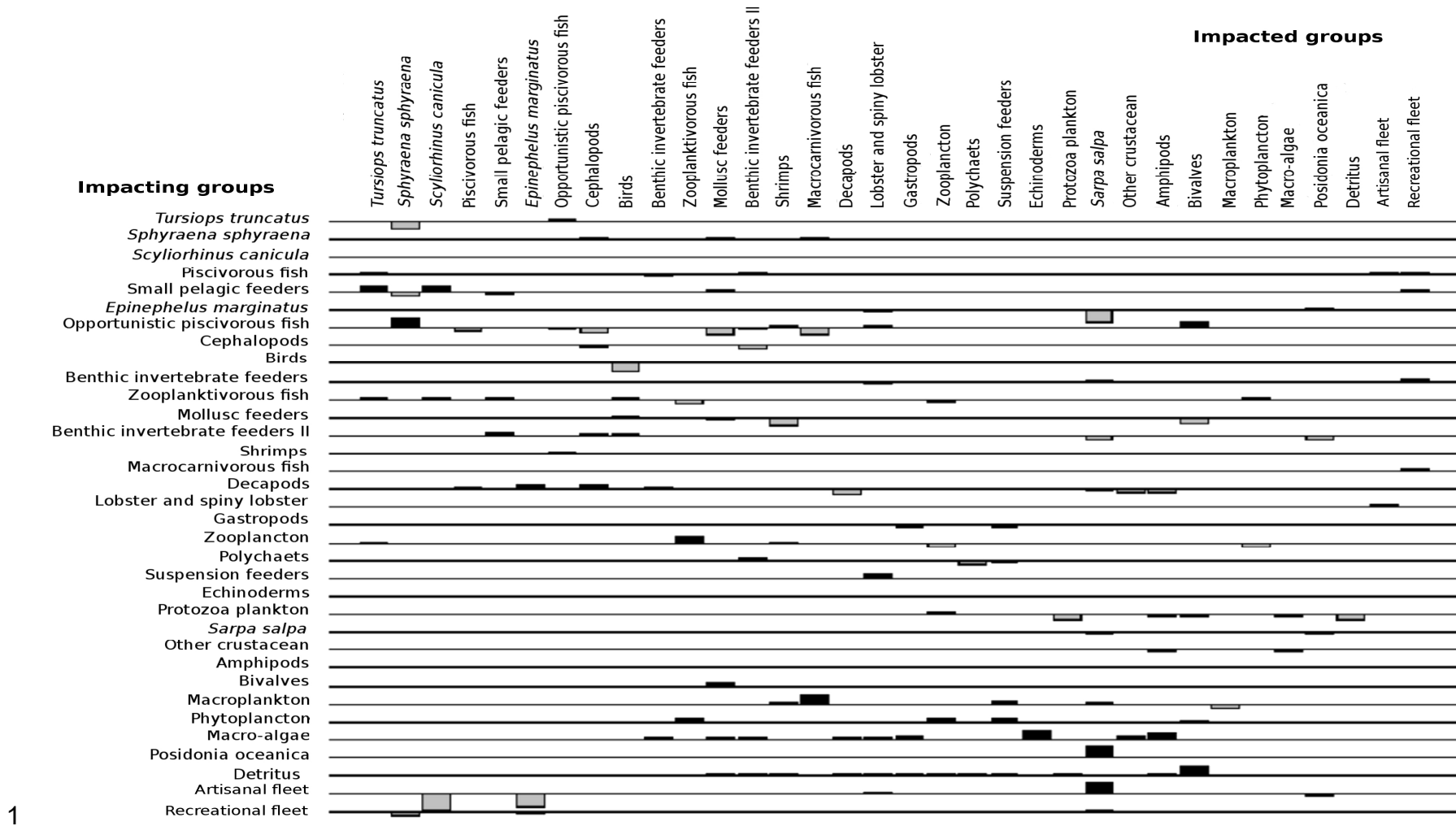


Figure 3: The mixed trophic impacts analysis from the Bonifacio Straits Natural Reserve model showing the combined direct and indirect trophic impacts that an infinitesimal increase of impacting groups (vertical axis) is predicted to have on impacted groups (horizontal axis). Black bars: positive impacts (between 0-1); grey bars: negative impact (between 0 and -1).

Ecosim simulations

Results from simulations using Ecosim showed different response patterns when we simulated variations of fishing effort for both artisanal and recreational fleets (Fig. 4). We identified three categories of responses due to combined impacts of these both fishing activities.

Firstly, we focused on groups only impacted by the artisanal fishery, meaning those losing biomass facing an increase of the artisanal fishery effort. For instance, an increase in artisanal fishing effort induced a decrease of catches for *E. marginatus*, benthic invertebrate feeders II and of lobsters/spiny lobsters. For these groups, an increase of recreational fishing effort had no influence. In the case of the lobsters/spiny lobsters group, a total prohibition of the artisanal fishery effort (set to $F=0$) would result in an increase of 2.7% of the system biomass. This amount corresponds to 51 tonnes considering the overall area of the BSNR.

Secondly, some groups were impacted by both fisheries, such as piscivorous fish, small pelagic feeders, *S. sphyraena* and *S. canicula*. For these groups there is an additional effect since their biomasses decreased in catches when both fishing efforts rose. For instance, when both fishing efforts were at the maximum (4 times the actual level), piscivorous fish and the European barracuda biomasses decreased by 4.7% and 5.4%, respectively. These percentages corresponded to a loss of 131 tonnes for piscivorous fish and of 10 tonnes for *S. sphyraena*.

Thirdly, other groups (zooplanktivorous fish, benthic invertebrate feeders, mollusc feeders and cephalopods) displayed non-trivial patterns mainly due to trophic cascades. For mollusc feeders and cephalopods, an increase in artisanal fishing effort induced an increase of their biomass, but coupled to an increase of recreational fishing effort, this biomass finally decreased. For zooplanktivorous fish and benthic invertebrate feeders, an increase in artisanal fishing effort provoked a decrease of biomass in the system, but, coupled to an increase of recreational fishing effort, this biomass increased.

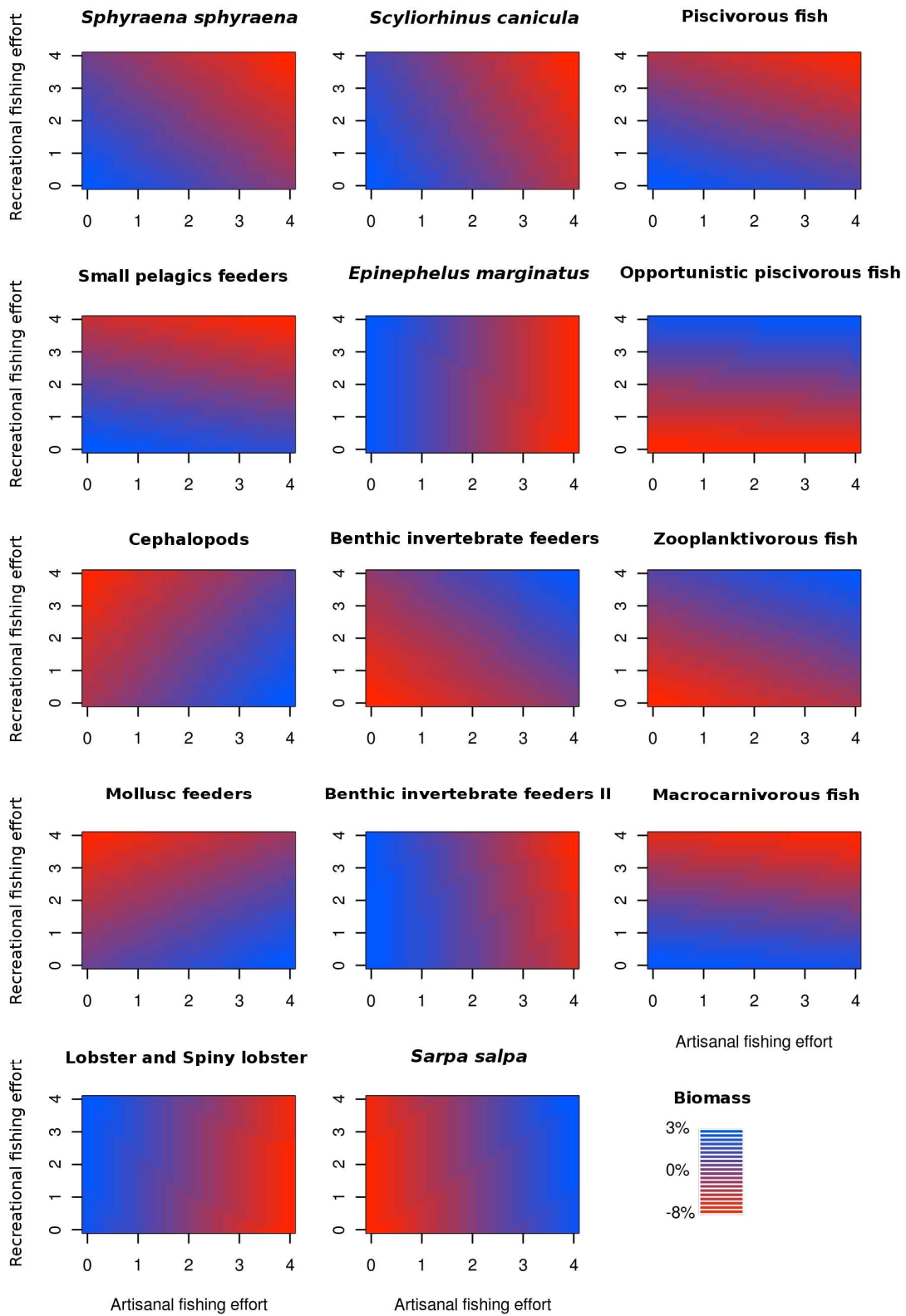


Figure 4: Combined effects of changes of recreational and artisanal fishing efforts on all fish groups, on one group of cephalopods and on one crustacean group. The red colour represents a biomass decrease and the blue colour a biomass increase in the ecosystem

DISCUSSION

Ecopath results

Trophic levels, matter flows and summary statistics

Overall, ecological indicators related to community energetic, community structure, cycling of nutrients and the comparison with other modelled ecosystems, suggest that the BSNR is a mature ecosystem, similar to most of coastal ecosystems. The pedigree index (0.61) representing the model quality is within the range (0.164-0.676) of the 50 previously constructed models reported in Morissette (2007). TLs of fish species are in accordance with the range of previous results for the Mediterranean (Stergiou & Karpouzi 2001) and also with TLs of the model created by Pinnegar and Polunin (2004) on a Corsican rocky littoral system, sharing similar attributes. Trophic levels obtained for dolphins (5.22) and *S. sphyraena* (4.96) are higher than TLs recorded by Pauly et al. (1998b) for dolphins (TL = 4.2) and by Ben-Tuvia (1986) for *S. sphyraena* (TL = 4.04). These differences are due to the diet of these two groups, feeding on top-predators, especially on fish species with a TL higher than 3.39 and may be due to MPA effects. Indeed MPAs are known to promote biomasses of large species and top predators (Claudet et al. 2006, Guidetti et al. 2008) which increase, by cascade, the trophic level of species feeding on them. Conversely, in Pauly et al (1998) the diet of *T. truncatus* (all around the world) is not exclusively made of top-predator fishes but of other items with lower trophic levels (large squid, small squid, small pelagics and miscellaneous fish) whereas in Blanco et al. (2001), *T. truncatus* feeds partly on *Phycis sp.* and *Conger conger*, in the western Mediterranean Sea. Therefore, it seems realistic that our obtained trophic level for the bottlenose dolphin is higher than the one of Pauly et al. (1998b).

The bottlenose dolphin is known to use fishing nets as an easily accessible feeding source, damaging or depredating fish caught in the nets (Reeves et al 2001, Lauriano et al, 2004, Diaz-Lopez 2006). This species attacked, on average, 12.4% of the nets and, when they attack, they damaged 8.3% of individuals caught in nets (Rocklin et al. 2009). Our data show that the fish biomass extracted by dolphins and by the artisanal fishery are similar in the BSNR. Moreover, the bottlenose dolphin and the artisanal fishery target the same groups of species (small pelagic feeders, piscivorous fish, cephalopods, benthic invertebrate feeders...) according to Blanco et al. (2001).

However, direct negative interactions between dolphins and fishermen were not demonstrated (Rocklin et al. 2009) and the low level of exploitation (compared to the biomass available in the BSNR) induced by both artisanal fishery and dolphins suggest non limiting resources and weak competitive interactions.

According to Odum (1969) and Christensen & Pauly (1993), a low ratio between system primary productivity and biomass (P/B) indicates a developed system due to high biomasses and low production rates. This ratio ranges from 0 to 200 for 41 Ecopath models. Here the value of P/B (8.91) is low and equivalent to those reported for other coastal areas (Christensen & Pauly 1993).

Odum (1971) explained that the ratio between total primary production and total system respiration (P_p/R) moves towards unity ($P_p/R=1$) for mature systems. For the 41 Ecopath models that were mentioned above, P_p/R values range from 0.8 to 3.2. Our value of 1.12 is close to 1, *i.e.* the lowest boundary of that range and indicates a highly mature system.

The capacity of an ecosystem to entrap and cycle nutrients increases with maturity (Odum 1969) and can be estimated using the Finn's cycling index (Finn 1976). Christensen & Pauly (1993) found a relation between this index and maturity ranking across the mentioned 41 Ecopath models. In the BNSR Ecopath model, the value of Finn's cycling index is 10.71%. This moderated value is in accordance with the value found in other coastal areas (Christensen & Pauly 1993) and suggests that our system is mature.

Transfer efficiencies (TE) represent the energy transferred from a trophic level to the next trophic level, through consumption. Since Lindeman (1942), it has often been assumed that TE varies around 10%. Our result (11.5%) is in accordance with the range (10% to 15%) of values reported in the literature (Christensen & Pauly 1993). Furthermore, for comparison, TEs are 12.62% and 10% for the Catalan and Adriatic Sea, respectively (Coll et al. 2006, 2007). To sum up, all these indicators of ecosystem maturity show that the BSNR model is in accordance with other Ecopath coastal models and with theory of trophic flows suggesting realistic features of the model despite some uncertainties.

In the mixed trophic impact analysis (Fig. 3) numerous groups at the base of the food web, such as *P. oceanica*, macro algae, phytoplankton, macroplankton, and zooplankton, have an impact on higher rank trophic groups by bottom-up predator-prey interactions occurring in the system (Hunter & Price 1992, Coll et al. 2006). On the other hand, some groups such as zooplanktivorous fishes (*Boops boops*, *Chromis chromis*, *Atherina sp*) have a strong impact on numerous groups of both higher and lower trophic levels. This zooplanktivorous fish group has a top-down effect on zooplankton and a bottom-up control of predators. These results underline the importance of this key group in the ecosystem and possible wasp-waist predator-prey interactions (Cury et al. 2000, Coll et al. 2006). Opportunistic piscivorous fish species (*Pagellus acarne*, *Apongon imberbis*, *Scorpaena porcus*...) occupy an intermediate trophic position (TL = 4.2) within the fish community and present an important number of trophic interactions with a large variety of other groups. Changes in their biomass may induce simultaneous positive and negative effects on other groups, which can be interpreted as a wasp-waist effect (Cury et al. 2000).

A weak increase of the dusky grouper biomass (*E. marginatus*) leads to a decrease of the salema biomass (*S. salpa*) and to an increase of *P. oceanica* biomass. This food chain was created in accordance with data available in FishBase that identifies *E. marginatus* as the unique predator of *S. salpa* and *S. salpa* as the main consumer of *P. oceanica*. The protection of the dusky grouper, an emblematic fish species in the Mediterranean, may have a positive impact on *P. oceanica* meadows by a top down effect. Since *P. oceanica* meadows constitute crucial habitats for nurseries (Gobert 2002) the management of top-predators such as groupers is critical. In the same vein, a recent study shows that protection of large individuals of salema (*S. Salpa*) may alter seagrass ecosystems (Prado et al. 2008). This type of investigation is possible in Ecosim through the use of mediation effects (Christensen et al. 2005), but here we only considered food web effects.

Through interaction analyses of the BSNR model, we were able to reproduce complex cascades of trophic interactions observed on Mediterranean coasts and in MPAs. One step further than observing cascades we used such complex interactions to predict the status of the system according to scenarios involving non-trivial combined effects between fishing fleets.

Comparing two neighbour Mediterranean ecosystems: protected versus non-protected areas.

In order to understand the particularity of our system, we carried out a comparison with a non-protected area presenting similar sea surface temperature, habitats and species composition. This comparative analysis was established between two Ecopath models on rocky littoral ecosystem (Table 2), one protected (BSNR) and the other in a non-protected neighbour area (Calvi, Corsica, Pinnegar & Polunin 2004). There is a high similarity in model construction (target fish, invertebrate groups) which allows the comparison of model outputs. Both ecosystems are mature (with higher values of Pp/R for the BNSR model), the fishing pressure is less important and the mean trophic level of catches is higher in the BSNR than in the Calvi ecosystem (for values see Table 2).

The biomass extracted by artisanal fishing in the BSNR ($0.09 \text{ t.km}^{-2}.\text{year}^{-1}$) is very low compared to that of Calvi's ecosystem ($1.94 \text{ t.km}^{-2}.\text{year}^{-1}$). The BNSR artisanal fleet is small (40 boats) and the fishing period spreads only over 5 or 6 months per year. Bonifacio is the windiest area in Corsica with 328 days of wind per years (171 days with wind speed above 58 km.h^{-1}). In the BNSR, a restrictive policy was conducted since the creation of this MPA (1999) on fishing activities: the number of professional licenses and the minimum mesh size were controlled and various protected perimeters were delimited (Fig. 1). These restrictions tend to decrease the fishing pressure on the protected parts and to increase catches in terms of Capture Per Unit of Effort (CPUE) as demonstrated in Mouillot et al. (2008).

Pauly et al. (1998a) established that, with an increasing fishing pressure, the mean TL of catches decreases since fishes with high trophic levels are primarily targeted (generally benthic and demersal piscivorous). Top-predators are thus progressively substituted by fishes with lower trophic levels, such as invertebrate feeders and planktivorous species. This index (mean TL of catches) is able to relate the major difference of protection between these two ecosystems. Indeed the Calvi ecosystem is more exploited than the BSNR and its mean TL of catches is lower than for the BSNR model (3.77 versus 3.94, respectively). An alternative explanation of this difference may come from the absence of *E. marginatus* (TL = 4.31) and the small pelagic feeder groups (TL = 4.54) in Calvi catches. Their presence in the BNSR data could be related to a higher conservation status. *E. marginatus* was usually targeted by spearfishing and is a relevant indicator species of this activity (Mouillot et al 2002, Lloret et al. 2008).

Simulated combined effects of artisanal and recreational fleets.

Within the BSNR, artisanal and recreational fishing activities create a combined pressure on the ecosystem, even if this pressure seems low compared to the Bay of Calvi. Additional effects were observed when these two pressures increased in magnitude. The first level of interpretation was to distinguish which groups were particularly affected by either one or both types of fishing activity. The second level of interpretation was to understand the main trophic links between groups and to predict the combined effects of fishing pressure variations on the food web.

None group of fish represented in Fig 4 is targeted exclusively by recreational activities. The nature of relations between the two types of fisheries is therefore limited to an additional effect or a lack of recreational fishing effect for remarkable groups that have a protected status, and for which recreational catches are forbidden (*E. marginatus*, lobsters/spiny lobsters).

Considering *E. marginatus*, protected since 1980, recreational fishing has no influence on its stock. However, *E. marginatus* is occasionally caught by the artisanal fishery. As pointed out above with MTI analysis (Fig.3), several groups are connected to *E. marginatus* such as the *S. salpa* which is itself connected to *P. oceanica*. So an increase in catches of *E. marginatus* by artisanal fishing results in an over-grazing of *P. oceanica* by *S. salpa* (Fig. 4).

Mollusc feeders such as sparids (*Diplodus sargus sargus*, *Diplodus vulgaris*, and *Diplodus puntazzo*) showed a remarkable pattern (Fig. 4). Indeed, when artisanal fishing effort increases while recreational fishing effort is still limited, the biomass of this group increases. A possible interpretation of this result can be given by observing the position of this group in the network (Fig. 3). Indeed the trophic pressure exerted on mollusc feeders by top-predators, like *S. sphyraena* and opportunistic piscivorous fish, decreases when the fishing effort of the two fleets increases. Hence, this latter group of fish may be promoted by overfishing and may provide a wrong signal of protection efficiency. If all species of *Diplodus* are present with high biomasses, we may conclude that the ecosystem is well protected against fishing pressure, while an intensive artisanal activity may promote the diversity and biomass of such groups if recreational pressure is limited.

The opposite effect can be observed for zooplanktivorous fish, which are less targeted by both fisheries than other groups, due to the policy protection (mesh size authorized 9 nodes for 25 cm). A reduction of artisanal and recreational fishing efforts leads to the decrease of this group biomass in the system. When their predators are less exploited, predation on zooplanktivorous fish (forage fish) increases, leading to a decrease in their biomasses.

According to these results and the work carried out by Christensen et al. (2004), we suggest that recreational and artisanal fleets, by removing predators with high trophic levels, could cause top-down effects and then blur the classical patterns supposed to emerge when protection is enforced, i.e. an increase of fish biomasses. Hence, going one step further to what Tetreault and Ambrose (2007) highlighted, we suggest that some species groups may provide negative signals (meaning a biomass decrease) when MPAs are set or enforced and such potential patterns are revealed by a trophic modelling approach and mechanistic relationships.

Limitations

In this paper, partly dealing with recreational fisheries, we lack data on recreational catches like in most of coastal areas. As an alternative, we assumed that the percentage of spearfishing represent 40% of the artisanal production (Lloret et al. 2008). In addition, we made the assumption that the level of exploitation by boat and shore fishing is common to north-shore Mediterranean countries and we used the values proposed by Morales-Nin et al. (2005). However, recreational fishing pressure can be very different between sites depending on human population density, tourism activity, cultural traditions, legislation, management policies. Thus the chosen production for BSNR recreational fisheries is arbitrary and this choice may influence our results. To overcome this limitation we implemented simulations with a large range of recreational fishing effort (0-400%) which include realistic scenarios from a total prohibition of such recreational activities to their strong increase (4-fold the value of artisanal production). The actual production is within these two extremes but further field investigation is needed to estimate this crucial parameter.

Another limitation is the fact that the population dynamic of pelagic species and their home

range exceeds the size of our area while our model considers trophic transfer within this area with no external exchanges. This limitation is common to all EwE models which are not designed to include spatial dynamics and the use of an Ecospace model (Christensen et al 2005) would be of interest in the BSNR and its neighboring areas. However 85% of the total number and 90% of biomass of fish species modeled are benthic or demersal with few dispersal abilities. The dolphins are also supposed to be sedentary to the BSNR all over the year. Thus we suggest that our results, even if they do not include migrations of pelagic species, are robust since the main biomasses belong to sedentary species.

CONCLUSION

Overall, our results illustrate the utility of systemic approaches and the need to rely on modelling tools to manage MPAs and to anticipate ecosystem level consequences of socio-political decisions towards more restrictions or towards partial protections. The BSNR model is a preliminary approach to assess the combined effect of different types of fleets on a protected area, and it takes into account the overall trophic links from the bottom to the top of the food web. After comparison with another Mediterranean coastal model, it appears that protection measures may have an impact on the mean trophic level of catches. Managers of the BNSR predict an increase of recreational fishing activities while the fishing effort from the artisanal fishery may stabilize. Considering the effect of recreational fishing on coastal ecosystems, and the prediction of managers, it seems important to create new policies of regulation for recreational activities.

This would necessitate the delimitation of more areas restricted to recreational activities but open to artisanal fisheries under threats. The effects of fishery interactions on food webs would then deserve to be studied using a spatial approach that takes into account dispersal rate, preferred habitats of species and variation in protected area sizes. The BSRN Ecopath model can also be used to interpret how other threats like global change, species invasion and habitat destruction, that can affect the trophic web and the sustainability of coastal fisheries.

LITERATURE CITED

- Bauchot M, Pras A (1980) Guide des poissons marins d'Europe. Delachaux et Niestlé, Lausanne.
- Ben-Tuvia A (1986) Sphyraenidae. p. 1194-1196. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris. Vol. 3.
- Blanco C, Salomon O, Raga J (2001) Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Western Mediterranean Sea. Journal of the Marine Biological Association of the UK 81: 1053-1058
- Bohnsack JA, Bannerot SP (1986) A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Technical. Report NMFS 41:p 15
- Bosc E, Bricaud A, Antoine D (2003) Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of seawifs observations. Global biogeochemical cycles 18 (GB1005), doi:10.1029/2003GB002034.
- Christensen V, Pauly D (1993) Flow characteristics of aquatic ecosystems. In trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM, Manila, Philipines
- Christensen V, Walters CJ (2004) Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling 172:109-139
- Christensen V, Walters CJ, Pauly D (2005) Ecopath with Ecosim: A user's guide. Fisheries Center University of British Columbia. Vancouver, Canada
- Claudet J, Pelletier D, Jouvenel JY, Bachet F, Galzin R (2006) Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. Biological Conservation 130:349-369
- Coleman F, Figueira W, Ueland J, Crowder L (2004) The impact of united states recreational fisheries on marine fish populations. Science 305:1958-1960
- Coll M, Palomera I, Tudela S, Sarda F (2006) Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the south catalan sea, northwestern Mediterranean. Journal of Marine Systems 59:63-96
- Coll M, Santojanni A, Palomera I, Tudela S, Arneri E (2007) An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of ecosystem structure and fishing impacts. Journal of Marine Systems 67:119-154

- Cooke SJ, Cowx IG (2004) The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54(9): 857-859
- Cury P, Bakun A, Crawford R, Jarre A, Quinones R, Shannon L, Verheye H (2000). Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57:603-618
- Cury P, Shannon LJ, Roux JP, Daskalov GM, Jarre A, Moloney CL, Pauly D (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62:430-442
- Cury P, Shin Y, Planque B, Durant J, Fromentin J, Kramer-Schadt S, Stenseth N, Travers M, Grimm V (2008) Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 23:338-346
- Díaz-López B (2006) Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science*, 63:946–951
- Diggle P, Ribeiro P (2007) Model-based geostatistics. Springer
- Dolnicar S, Grabler K, Mazanec JA (1999) A tale of three cities: perceptual charting for analyzing destination images in: *Consumer psychology of tourism, hospitality and leisure*. CAB International, New York
- Dulvy, NK, Polunin NVC (2004) Using informal knowledge to infer human-induced rarity of a conspicuous reef fish. *Animal Conservation* 7:365-374
- Finn, JT (1976) Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology* 56:363-380
- Forcada A, Valle C, Bonhomme P, Criquet G, Cadiou G, Lenfant P, Sanchez-Lizaso J (2009) Effects of habitat spillover from protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 379: 197-211
- Gardmark A, Jonzen N, Mangel M, (2006) Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology* 23:61-69
- Gascuel D (2005) The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological Modelling* 189:315-332
- Gobert S (2002). Variations spatiale et temporelle de l'herbier à posidonia oceanica (l.) delile (baie de la revellata-calvi-corse). Thèse doctorale Université de Liège p. 226
- Gomez S, Lloret J, Demestre M, Riera V (2006) The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: the case of Cap de Creus. *Coastal Management* 34:217-232

- Guidetti P, Terlizzi A, Frascchetti S, Boero F (2003) Changes in Mediterranean rocky-reef fish assemblages exposed to sewage pollution. *Marine Ecology Progress Series* 253:269-278
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, Pais A, Spano N, Balzano R, Agardy T, Boero F, Carrada G, Cattaneo-Vietti R, Cau A, Chemello R, Greco S, Manganaro A, di Sciara GN, Russo GF, Tunesi L (2008) Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation* 141:699-709
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319:948-952
- Hunter MD, Price PW (1992) Playing chutes and ladders - heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73:724-732
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638
- Kavanagh P, Newlands N, Christensen V, Pauly D (2004) Automated parameter optimization for Ecopath ecosystem models. *Ecological Modelling* 172:141-149
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical ecology*. Elsevier Science B.V
- Lauriano G, Fortuna CM, Moltedo G, Notarbartolo di Sciara G (2004) Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Resource Management* 6: 165–173
- Lindeman R (1942) The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23:399-418
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Riera V (2008) Biological and socio-economic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fisheries Research* 91:252-259
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Font T, Casadevall M, Riera V (2008) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 94:84-91

- Lotze H, Lenihan H, Bourque B, Bradbury R, Cooke R, Kay M, Kidwell S, Kirby M, Peterson C, Jackson J (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312:1806-1809
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* 13:3-7
- Meyer CG (2007) The impacts of spear and other recreational fishers on a small permanent marine protected area and adjacent pulse fished area. *Fisheries Research* 84:301-307
- Miniconi R (1994) Les poissons et la pêche en Méditerranée: La corse. Alain Piazzola & La Marge, France
- Morales-Nin B, Moranta J, Garcia C, Tugores MP, Grau AM, Riera F, Cerda M, (2005) The recreational fishery off Majorca island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science* 62:727-739
- Morales-Nin B, Moranta J (1997) Life history and fishery of the common dentex (*Dentex dentex*) in mallorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Fisheries Research* 30:67-76
- Morissette L (2007) Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience: a comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the gulf of St. Lawrence, Vol. PhD Thesis, University of British Columbia, Vancouver
- Mouillot D, Culioli JM, Chi TD (2002) Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental Conservation* 29:385-390
- Mouillot D, Culioli J, Pelletier D, Tomasini J (2008) Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation* 141:1569-1580
- Odum EP (1969) Strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270
- Odum EP (1971) *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia
- Pauly D (1984) *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators*. ICLARM, Manila, Philippine
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F (1998a) Fishing down marine food webs. *Science* 279:860-863
- Pauly D, Trites AW, Capuli E, Christensen V (1998b) Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science* 55:1153-1153

- Pauly D, Christensen V, Walters C (2000) Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57:697-706
- Pérez-Ruzafa, A, Marcos, C, García-Charton, JA, and Salas, F (2008) European marine protected areas (MPAs) as tools for fisheries management and conservation. *Journal for Nature Conservation* 16:187-192
- Pinnegar JK, Polunin NVC (2004) Predicting indirect effects of fishing in mediterranean rocky littoral communities using a dynamic simulation model. *Ecological Modelling* 172:249-267
- Pluquet F (2006) Evolution récente et sédimentation des plates-formes continentales de la Corse. PhD dissertation, Université de Corse Pascal Paoli, Corte, France
- Prado P, Farina S, Tomas F, Romero J, Alcoverro T (2008) Marine protection and meadow size alter fish herbivory in seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 371:11-21
- Reeves RR, Read AJ, Notarbartolo di Sciara G (2001) Report of the workshop on interactions between dolphins and fisheries in the Mediterranean: Evaluation of mitigation alternatives. Report of ICRAM, Rome, Italy. 44 pp
- Rocklin D, Santoni M, Culioli J, Tomasini J, Pelletier D, Mouillot D (2009) Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. *ICES Journal of Marine Science* 66:699-707
- Russ GR, Alcala AC (1996) Marine reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 6:947-961
- Samoilys M, Carlos G (2000) Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes* 57:289-304
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2001) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11:217-254
- Stobart B, Warwick R, Gonzalez C, Mallol S, Diaz D, Renones O, Goni R (2009) Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series* 384:47-60
- Tetreault I, Ambrose RF (2007) Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no take MPAs. *Ecological Applications* 17:2251-2267
- Ulanowicz R, Puccia C (1990) Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5:7-16
- Walters C, Christensen V, Pauly D (1997) Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7:139-172

Worm B, Barbier E, Beaumont N, Duffy J, Folke C, Halpern B, Jackson J, Lotze H, Micheli F, Palumbi S, Sala E, Selkoe K, Stachowicz J, Watson R (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314:787-790

Appendix

Appendix A: Input data and references by biotic compartment for the BNSR model.

Compartments	B	P/B	Q/B	EE	Diets
1 <i>Tursiops truncatus</i>	Life Linda 2000-2001 data from visual survey Units of individuals has been transformed to T/km ² with the mean body weight par species	Data from Coll et al.2006 and corrected to consider differences of temperature with the equation of Opitz 1996			Blanco et al. 2001
2 <i>Sphyraena sphyraena</i>	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table2
3 <i>Scyliorhinus canicula</i>	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
4 Piscivorous fish	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data and visual census	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
5 Small pelagic feeders	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
6 <i>Epinephelus marginatus</i>	Unpublished data of the BSNR\ visual census data	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		Renones et al. 2002
7 Opportunist pisivrous fish	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data and visual census	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
8 Cephalopods	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data	Data from Opitz 1996 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation			Ambrose & Nelson1983
9 Birds	Unpublished data from visual survey Units of individuals has been transformed to T/km ² with the mean body weight per species	Data from Pinnegar and Polunin 2004 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation			Hickling 1983
10 Benthic invertebrate feeders	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data and visual census	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
11 Zooplanktivorous fish	Data from Pinnegar & Polunin 2004 mode\ Unpublished fishing data	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
12 Mollusc feeders	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data and visual census	Z=F+M; M=Empiral equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2

Appendix A (continued)

Compartments	B	P/B	Q/B	EE	Diets
13 Benthic invertebrate feeders 2	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data and visual census	Z=F+M; M=Empirical equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
14 Shrimps		Data from Coll et al. 2006, corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation (Opitz 1996)		Fixed to current values	Opitz 1996
15 Macroplanktivorous fish	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data and visual census	Z=F+M; M=Empirical equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al. 1990		See appendix Table 2
16 Decapods	Data from Sala 1997	Data from Otitz, corrected to the considered temperature	Data from Arias Gonzales 1994, corrected to the considerate temperature		Pinnegar & Polunin 2004
17 Lobster & Spiny lobster	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing and sampling data	Data from Marin 1987 and Opitz 1996 corrected to the considered temperature			Opitz 1996
18 Gastropods		Data from Otitz 1996, to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation (Opitz 1996)		Fixed to current values	Opitz 1996; Pearson & Cage 1984
19 Zooplankton		Data from Pinnegar and Polunin 2004 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation		Fixed to current values	Kleppel 1993; Kleppel et al. 1996
20 Polychaetes	Data from Sala 1997	Data from Pinnegar & Polunin 2004 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation (Opitz 1996)			Opitz 1996; Fauchald & Jumars 1979
21 Suspension feeders		Data from Otitz 1996, corrected to the considered temperature		Fixed to current values	Chintiroglou & Koukouras 1992; Arias-Gonzales 1994; Coma et al. 1995; Ribes et al.
22 Echinoderms	Data from Pinnegar & Polunin 2004 model	Data from Otitz 1996 and Pauly et al. 1993, corrected to the considered temperature			Arias-Gonzales 1994, Frantzis et al. 1998, Pearson & Cage 1984, Verlaque & Nedelec
23 Protozoa plankton		Data from Pinnegar & Polunin 2004 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation	Data from Sanchez & Olaso 2004 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation	Fixed to current values	Oliveri et al. 1993
24 <i>Sarpa salpa</i>	Unpublished data of the BSNR\ estimates from fishing data	Z=F+M; M=Empirical equation from Pauly 1980	Empirical relation from Pauly et al 1990		Havelange et al. 1997

Appendix A (continued)

Compartments	B	P/B	Q/B	EE	Diets
25 Other crustacean	Data from Pinnegar & Polunin 2004 model	Data from Pinnegar & Polunin 2004 and corrected to consider differences of temperature between areas with the Opitz equation (Opitz, 1996)			Arias-Gonzales 1994; Caine 1984; Vannier et al. 1998; Viejo & Arrontes 1996
26 Amphipods		Data from Vetter 1996 and Schwinghamer et al. 1986 and corrected by Opitz equation	Data from Otitz 1996, corrected to the considerate temperature	Fixed to current values	Greeze, 1968
27 Bivalves		Data from Otitz 1996, corrected to the considerate temperature		Fixed to current values	Opitz, 1996
28 Macroplankton		Data from Pinnegar and polunin 2004 and modified to consider area's temperature (Opitz 1996)		Fixed to current values	Dauby 1980; Hobson & Chess 1976; Kinsey & Hopkins 1994; Pursell 1981; Sullivan et al. 1994
29 Phytoplankton		Data from Pinnegar and polunin 2004 and modified to consider area's temperature (Opitz 1996)		Fixed to current values	
30 Macro-algae		Data from Otitz 1996, corrected to the considerate temperature		Fixed to current values	
31 Posidonia oceanica	Data from Gobert 2002 and modified to the meadows surface	Data from Otitz 1996, corrected to the considerate temperature			
32 Detritus	Data from Pinnegar & Polunin 2004 model				

Appendix B: Composition of fish compartments and their associated references for diets. The stars represent the targeted groups by artisanal fishing, boat and shore fishing, and spear fishing.

Compartments	Species	Artisanal fishing	Boat and shore fishing	Spear fishing	Bibliography
Piscivorous	<i>Conger conger</i>	*		*	Cau and Manconi, 1984
	<i>Dentex dentex</i>	*	*	*	Morales-Nin and Moranta, 1997
	<i>Lophius piscatorius</i>	*			Macpherson, 1981
	<i>Muraena helena</i>	*		*	Cau and Manconi, 1984
	<i>Phycis phycis</i>	*		*	Papaconstantinou and Caragitsou 1989
	<i>Synodus saurus</i>	*			Golani 1993
Oppotunist piscivorous fish	<i>Apogon imberbis</i>				Pinnegar and Polunin 2000
	<i>Labrus viridis</i>	*		*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Pagellus acarne</i>	*	*	*	Morato et al 2001
	<i>Pagrus pagrus</i>	*	*	*	Papaconstantinou and Caragitsou 1989
	<i>Scomber sp.</i>	*		*	Cabral and Murta 2002
	<i>Scorpaena porcus</i>	*		*	Arculeo 1993
	<i>Scorpaena scrofa</i>	*		*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Serranus scriba</i>	*		*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
<i>Uranoscopus scaber</i>	*			Sanz, 1985	
Benthic Invertebrate feeders	<i>Labrus merula</i>	*		*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Pagellus erythrinus</i>	*	*	*	Rossecchi, 1983
	<i>Sciaena umbra</i>	*		*	Derbal and Kara, 2007
	<i>Scorpaena notata</i>	*		*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Thalassoma pavo</i>				Bell and Harmelin-vivien, 1983
Macroplanktivorous fish	<i>Serranus cabrilla</i>	*	*	*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	*	*		Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Trachinus draco/araneus</i>	*			Morte et al., 1999
	<i>Trisopterus minutus</i>	*			Le Loc'h 2004
Small pelagic feeders	<i>Merluccius merluccius</i>	*			Le Loc'h 2004
	<i>Sarda sarda</i>	*		*	Campo et al 2006
	<i>Seriola dumerilli</i>	*	*	*	Mazzola et al 2000
	<i>Trachurus mediterraneus</i>	*			Ben salem, 1988
	<i>Zeus faber</i>	*			Bell and Harmelin-vivien, 1983
Mollusc feeders	<i>Coris julis</i>		*		Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Diplodus puntazzo</i>	*		*	Sala and Ballesteros, 1997
	<i>Diplodus sargus</i>	*	*		Sala and Ballesteros, 1997
	<i>Diplodus vulgaris</i>	*	*	*	Sala and Ballesteros, 1997
	<i>Symphodus sp.</i>	*			Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Trigla lucerna</i>	*			Macpherson, 1981
Zooplanktivorous fish	<i>Atherina boyeri</i>				Pinnegar and Polunin 2000
	<i>Boops boops</i>				Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Chromis chromis</i>				Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Engraulis encrasicolus</i>				Tudela and Palomera 1997
	<i>Mugilidés</i>				Blader 1976
	<i>Oblada melanura</i>	*	*		Moreno and Castro 1995
	<i>Spicara maena</i>	*			Khoury, 1987
Benthic Invertebrate feeders 2	<i>Diplodus annularis</i>	*	*		Rossecchi et nouaze 1989
	<i>Gobius sp</i>				Dierter Zander and Berg 1984
	<i>Lipophrys pavo</i>				Dierter Zander and Berg 1984
	<i>Mullus surmuletus</i>	*		*	Pinnegar and Polunin 2000
	<i>Parablennius rouxi</i>				Pinnegar and Polunin 2001
	<i>Solea sp</i>	*		*	Bell and Harmelin-vivien, 1983
	<i>Symphodus tinca</i>	*		*	Khoury, 1987
	<i>Tripterygion sp</i>				Bell and Harmelin-vivien, 1983
Single species groups	<i>Epinephelis marginatus</i>	*			Renones et al., 2002
	<i>Sarpa salpa</i>				Havelange et al., 1997
	<i>Sphyræna sphyraena</i>	*	*	*	Barreiros et al., 2002

Appendix C: Temperature assessment

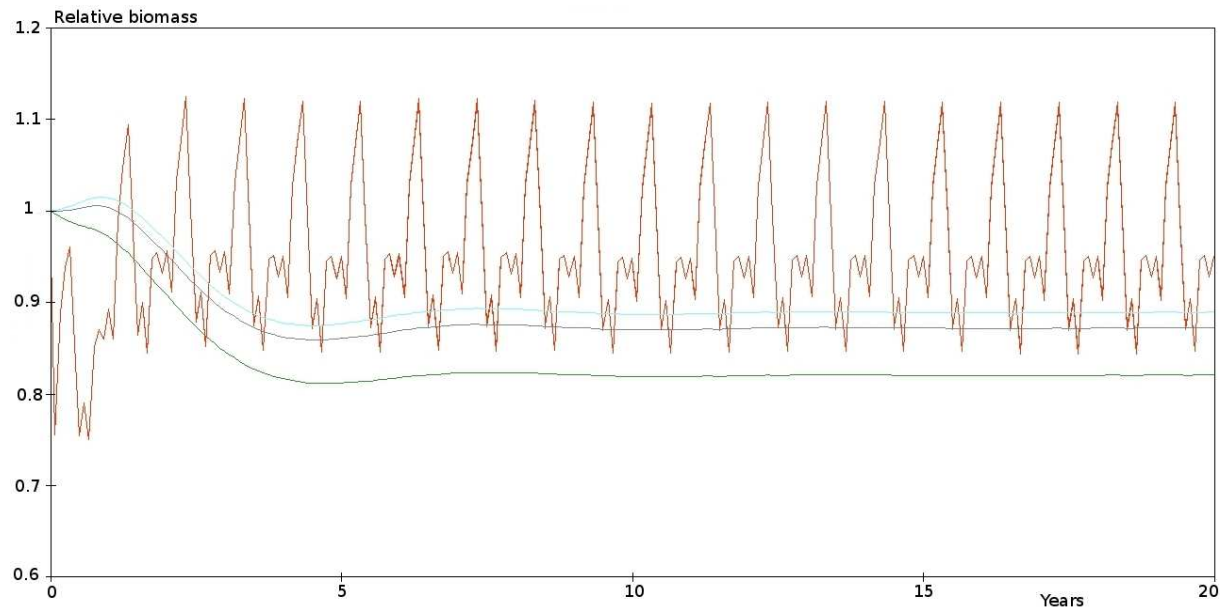
An average temperature for the modelled area is primordial in order to assess the consumption biomass ratio for fish (eq.6), and also P/B and Q/B (for other groups). Values for other groups were taken from the world-wide literature and adapted to our system using Opitz equation (Opitz 1996).

To estimate an annual average Sea Surface Temperature (SST) of the BNSR we collected a grid (resolution of 1°) of weekly SST values from the National Climatic Data Center (NCDC) National Operational Model Archive and Distribution System Meteorological Data Server (NOMADS) of the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Satellite and Information Service (www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/al_climo_mon.html). Then, maps were interpolated at the 0.1° resolution needed for our analyses via ordinary kriging (Diggle and Ribeiro 2007). Weekly SST values were averaged over the 2000 to 2001 period to provide 14 SST variables for each 0.1° grid cell. Twelve monthly means were used to calculate the mean annual SST then an average SST was extracted. The mean annual temperature for the BSNR was 18.6°C for the 2000-2001 period.

Appendix D: Final diet matrix of the BNSR model.

Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
1 Tursiops truncatus																												
2 Sphyræna sphyræna																												
3 Scyliorhinus canicula																												
4 Pisivorous fish	0,200	0,025		0,070		0,022		0,01																				
5 Small pelagic feeders	0,528		0,460	0,022	0,050		0,008																					
6 Epinephelus marginatus																												
7 Opportunist pisivorous fish		0,715		0,109	0,263	0,103	0,020		0,106																			
8 Cephalopods	0,032		0,090	0,099	0,010	0,213	0,125	0,030	0,005	0,010																		
9 Birds																												
10 BIF	0,034	0,101		0,090	0,108		0,027			0,000																		
11 Zooplanktivorous fish	0,202		0,090	0,114	0,220	0,011	0,042	0,001	0,366	0,001	0,009																	
12 Mollusc feeders		0,125		0,073			0,155		0,275	0,005																		
13 BIF2		0,034		0,011	0,257	0,101	0,090	0,150	0,246	0,017			0,000															
14 Shrimps				0,006	0,009	0,013	0,153	0,035		0,057		0,163		0,002	0,113													
15 Macrocarivorous fish				0,020			0,022																					
16 Decapods				0,365		0,418	0,276	0,636		0,489		0,127	0,179		0,036	0,083		0,008										
17 Superior crustacea	0,004		0,160	0,004		0,057	0,001			0,024																		
18 Gastropods						0,020	0,007	0,041		0,004		0,178	0,037	0,070	0,001	0,030	0,218	0,042		0,005		0,009						
19 Zooplankton					0,007						0,773		0,028	0,113	0,001	0,063			0,006	0,042		0,001			0,009	0,027		
20 Polychaetes				0,005			0,012			0,109	0,084	0,034	0,406	0,050	0,001	0,012		0,125		0,089		0,001						
21 Suspensivores				0,005			0,003			0,001		0,009				0,010	0,375	0,090		0,027		0,073						
22 Echinoderms							0,013			0,098		0,008	0,012	0,016		0,001	0,032	0,001		0,001								
23 Protozoa plankton																0,050			0,394	0,050	0,063		0,247		0,009	0,050	0,100	0,010
24 Sarpa salpa						0,016																						
25 Other crustacean			0,160	0,004		0,026	0,029	0,011		0,063	0,022	0,067	0,019	0,055		0,254		0,066		0,056		0,003						
26 Amphipods			0,040	0,001	0,009		0,007	0,049		0,114	0,074	0,067	0,214	0,087	0,150	0,262		0,006		0,048								
27 Bivalves							0,003	0,038					0,272		0,060	0,004	0,009											
28 Macroplankton					0,065		0,007				0,014		0,210	0,692	0,020					0,059	0,313	0,011		0,110				0,280
29 Phytoplankton											0,006								0,400	0,074	0,250		0,000	0,018		0,150		
30 Macro-algae				0,002							0,009	0,069	0,011	0,097	0,001	0,070	0,225	0,441		0,160		0,781	0,050		0,444	0,561		0,050

Appendix E: Ecosim output, with in red the variation of relative biomass for phytoplankton, in blue the variation of relative biomass for piscivorous fish for an absence of fishing effort ($F=0$), in dark the variation of relative biomass for piscivorous fish and actual fishing effort ($F=1$), in green the variation of relative biomass for piscivorous fish and a fourfold increase of fishing effort ($F=4$)



APPENDIX REFERENCES

- Ambrose R, Nelson B (1983) Predation by *Octopus vulgaris* in the Mediterranean. Marine Ecology-Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I 4:251-261
- Arculeo M, Frogliola C, Riggio S (1993) Food partitioning between *Serranus scriba* and *Scorpaena porcus* (Perciformes) on the infralittoral ground of the south Tyrrhenian Sea. *Cybium* 17:251-258
- Arias-Gonzalez J, (1994) Fonctionnement trophique d'un écosystème récifal: secteur de Tiahura, île de Moorea, Thèse de doctorat, Polynésie française
- Barreiros JP, Santos RS, de Borja AE (2002) Food habits, schooling and predatory behaviour of the yellowmouth barracuda, *Sphyrna viridensis* (Perciformes: Sphyrnidae) in the Azores. *Cybium* 26: 83-88
- Bell J, Harmelin-Vivien M (1983) Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. feeding habits. *Tethys* 11:1-14
- Ben salem M, (1988) Régime alimentaire de *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) et de *T. mediterraneus* (Steindacher, 1868), (poissons, Téléostéens, Carangidae) de la province Atlantico Méditerranéenne. *Cybium* 12:247-253
- Blaber SJM, (1976) Food and feeding ecology of Mugilidae in St Lucia Lake system. *Biological Journal of the Linnean Society* 8:267-277
- Blanco C, Salomon O, Raga J (2001) Diet of the Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81:1053-1058
- Cabral HN, Murta AG (2002) The diet of blue whiting, hake, horse mackerel and mackerel off Portugal. *Journal of Applied Ichthyology* 18:14-23
- Caine E, (1977) Feeding mechanisms and possible resources partitioning of the Caprellidae from Puget sound, USA. *Marine Biology* 42:331-336
- Campo D, Mostarda E, Castriota L, Scarabello MP, Andaloro F (2006) Feeding habits of the Atlantic Bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793) in the Southern Tyrrhenian Sea. *Fisheries Research* 81:169-175
- Cau A, Manconi P. (1984) Relationship of feeding, reproductive-cycle and bathymetric distribution in *Conger conger*. *Marine Biology* 81:147-151

- Chintiroglou C, Koukouras A (1992) The feeding habits of three Mediterranean Sea anemone species, *Anemonia viridis*, *Anemonia equina* and *Cereus pedunculatus*. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 46:53-68
- Coll M, Palomera I, Tudela S, Sarda F (2006) Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *Journal of Marine Systems* 59:63-96
- Coma R, Gili J, Zabala M (1995) Trophic ecology of a benthic marine hydroid, *Campanularia everta*. *Marine Ecology Progress Series* 119:211-220
- Dauby P (1980) Cycle annuel du zooplancton de surface dans la baie de Calvi (Corse). biomasse totale et plancton copépodien. *Oceanologica acta* 3:403-407
- Derbal F, Kara H (2007) Régime alimentaire du corb *Sciaena umbra* (Scianidae) des côtes de l'est algérien. *Cybium* 31:189-197
- Dierter Zander C, Berg J (1984) Feeding ecology of littoral Gobiid and Blennioid fishes of the Banyuls area (Mediterranean Sea). ii prey selection and size preference. *Vie et milieu* 34: 149-157
- Fauchald K, Jumars P (1979) The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 17:193-284
- Frantzis A, Berthon J, Maggiore F (1988) Relations trophiques entre les oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus* et le phytobenthos infralittoral superficiel dans la baie de Port-Cros. *Scientific Reports of the Port-Cros National Park, France* 14:81-140
- Gobert S (2002) Variations spatiale et temporelle de l'herbier à posidonie *Posidonia oceanica* (L.) Delile (baie de la Revellata-Calvi-Corse). Thèse de doctorat, Université de Liège, p. 226
- Golani D (1993) The biology of the red-sea migrant, *Saurida undosquamis* in the Mediterranean and comparison with the indigenous confamilial *Synodus saurus* (Teleostei, Synodontidae). *Hydrobiologia* 271:109-117
- Greze I (1968) Feeding habits and food requirements of some amphipods in the Black Sea. *Marine Biology* 1(4):316-332
- Havelange S, Lepoint G, Dauby P, Bouquegneau JM (1997) Feeding of the sparid fish *Sarpa salpa* in a seagrass ecosystem: diet and carbon flux. *Marine Ecology-Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli I* 18:289-297

- Hickling RAO (1983) Enjoying ornithology: a celebration of fifty years of British trust for ornithology, 1933-1983
- Hobson E, Chess J (1976) Trophic interactions among fishes and zooplankters near shore at Santa Catalina Island, California. *Fishery Bulletin* 74:567-598
- Khoury C (1987) Ichtyofaune des herbiers de posidonies du parc national de Port-Cros: composition, éthologie alimentaire et rôle dans le réseau trophique. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille II
- Kinsey S, Hopkins T (1994) Trophic strategies of Euphausiids in a low latitude ecosystem. *Marine Biology* 118:651-661
- Kleppel GS (1993) On the diets of Calanoid copepods. *Marine Ecology-Progress Series* 99:183-195
- Kleppel GS, Burkart CA, Carter K, Tomas C (1996) Diets of Calanoid copepods on the West Florida continental shelf: relationships between food concentration, food composition and feeding activity. *Marine Biology* 127:209-217
- Le Loc'h F (2004) Structure, fonctionnement et évolution des communautés benthiques des fonds meubles exploités du plateau continental nord Gascogne. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, p 326
- Macpherson E (1981) Resource partitioning in a Mediterranean demersal fish community. *Marine Ecology-Progress Series* 4:183-193
- Marin J (1987) Exploitation, biologie et dynamique du stock de langouste rouge de corse *Palinurus elepha fabricius*. Thèse de Doctorat Université d'Aix Marseille II, Marseille, p348
- Mazzola A, Favaloro E, Sara G (2000) Cultivation of the Mediterranean amberjack, *Seriola dumerili* (Risso, 1810), in submerged cages in the Western Mediterranean sea. *Aquaculture* 181:257-268
- Morales-Nin B, Moranta J (1997) Life history and fishery of the common dentex (*Dentex dentex*) in mallorca (Balearic Islands, Western Mediterranean). *Fisheries Research* 30:67-76
- Morato T, Sola E, Gros MP, Menezes G (2001) Feeding habits of two congener species of seabreams, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus acarne*, off the Azores (Northeastern Atlantic) during spring of 1996 and 1997. *Bulletin of Marine Science* 69:1073-1087

- Moreno T, Castro JJ (1995) Community structure of the juvenile of coastal pelagic fish species in the Canary Islands waters. *Scientia Marina* 59:405-413
- Morte S, Redon M, Sanz-Brau A (1999) Feeding habits of *Trachinus draco* off the Eastern coast of Spain (Western Mediterranean). *Vie et milieu* 49:287-291
- Olivieri RA, Cohen A, Chavez FP (1993) An ecosystem model of Monterey Bay, California in Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM
- Opitz S (1996) Trophic interactions in Caribbean coral reefs. ICLARM, Manila, Philippines.
- Papaconstantinou C, and Caragitsou E. 1989. Feeding interaction between 2 sympatric species *Pagrus pagrus* and *Phycis phycis* around Kastellorizo Island (Dodecanese, Greece). *Fisheries Research* 7:329-342
- Pauly D (1980) On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du conseil, Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39:175-192
- Pauly D, Christensen V, Sambilay V (1990) Some features of fish food consumption estimates used by ecosystem modellers. *ICES Council Meeting* 17:1-8
- Pauly D, Sambilay J, Opitz S (1993). Trophic models of aquatic ecosystems: estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations, required for modelling the Bolino Reef ecosystem, Philippines. ICLARM, Manila, Philippines
- Pearson M, Gage JD (1984) Diets of deep sea brittle stars. *Marine Biology* 82:247-258
- Pinnegar J, Polunin N (2004) Predicting indirect effects of fishing in Mediterranean rocky littoral communities using a dynamic simulation model. *Ecological Modelling* 172:249-267
- Pinnegar JK, Polunin NVC (2000) Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia* 122:399-409
- Purcell J (1981) Dietary composition and diel feeding patterns of epipelagic siphonophores. *Marine Biology* 65:83-90
- Renones OA, Polunin NVC, Goni RJ (2002) Size related dietary shifts of *Epinephelus marginatus* in a Western Mediterranean littoral ecosystem: an isotope and stomach content analysis. *Journal of Fish Biology* 61:122-137

- Ribes M, Coma R, Gili J (1999) Natural diet and grazing rate of the temperate sponge *Dysidea avara* throughout an annual cycle. *Marine Ecology Progress Series* 176:179-190
- Rosecchi E (1983). Régime alimentaire du pageot, *Pagellus erythrinus*, Linne 1758, (pisces, Sparidae dans le Golfe du Lion). *Cybium* 7:17-29
- Rosecchi E, Nouaze Y (1987) Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. *J Revue des Travaux. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes* 49:111-123
- Sala E (1997) The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community ii: epifaunal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212:45-60
- Sala E, Ballesteros E (1997) Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 152:273-283
- Sanchez F, Olaso I (2004) Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological Modelling* 172:151-174
- Sanz A (1985) Contribucion al estudio de la biologia de *Uranoscopus scaber* Linnaeus, 1758 (Osteichthyes, Uranoscopidae) del Mediterraneo Occidental. *Journal of Investigation Pesquera* 49:35-46.
- Schwinghamer P, Hargrave B, Peer D, Hawkins CM (1986) Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Marine Ecology Progress Series* 31:131-142
- Sullivan B, Garcia J, Klein-MacPhee G (1994) Prey selection by the Scyphomedusan predator *Aurelia aurata*. *Journal of Marine Biology* 121:335-341
- Tudela S, Palomera I (1995) Diel feeding intensity and daily ration in the anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Northwest Mediterranean Sea during the spawning period. *Marine Ecology Progress Series* 160:121-134
- Vannier J, Abe K, Ikuta K (1998) Feeding in myodocopid ostracods: a functional morphology and laboratory observations from videos. *Marine Biology* 132:391-408
- Verlaque M, Nedelec H (1983) Biologie de *Paracentrotus lividus* sur substrat rocheux en corse (Méditerranée France): alimentation des adultes. *Vie et Milieu* 33:191-201

- Vetter EW (1996) Secondary production of a southern Californie *Nebalia* (Crustacea: Leptostraca). *Marine Ecology Progress Series* 137: 95-101
- Viejo RM, Arrontes J (1996) Interactions between mesograzers inhabiting *Fucus vesiculosus* in Northern Spain. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 162:97-111

MANUSCRIT E

Evaluating restoration scenarios for the red spiny lobster (*Palinurus elephas*) in a Mediterranean Marine Protected Area

Delphine Rocklin, Dominique Pelletier & David Mouillot

Soumis

à *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*

**Evaluating restoration scenarios for the red spiny lobster
(*Palinurus elephas*) in a Mediterranean Marine Protected Area**

Delphine Rocklin^{a,b*}, Dominique Pelletier^b and David Mouillot^a

^aUMR CNRS-UM2-IFREMER-IRD 5119, Écosystèmes Lagunaires, Université Montpellier
2, Place Eugène Bataillon, CC 093, 34095 Montpellier Cedex 5, France

^bLaboratoire de Biologie Halieutique – Département Sciences et Technologies Halieutiques,
Ifremer Brest, BP 70, Technopôle Brest Iroise, 29280 Plouzané, France

*Corresponding author: E-mail: delphine.rocklin@gmail.com; Tel: +33(0)2 98 22 47 66; fax:
+33(0)2 98 22 45 45.

Abstract: The red spiny lobster *Palinurus elephas* has a high commercial value, but its populations are severely depleted worldwide. In the Bonifacio Strait Natural Reserve (France), the challenge is to regulate fishing activities in order to counteract the decrease of landings. We used the ISIS-Fish simulation tool to test and compare the efficiency of alternative management scenarios. The dynamic model was calibrated using empirical catch data. Sensitivity analyses were performed to highlight sensitive input parameters and to assess the reliability of simulation outputs. We found that only the total closure of the lobster fishery would enable population recovery, but a compromise would be to authorize lobster fishing nets only during the highly touristic season. This scenario would prevent population collapse in the medium term, while sustaining the local small-scale fishery, thus representing a benefit in landings at a mean and long time-scale (10 and 15 years). Interestingly, for this management scenario, the risk of loss in landings is null, even when accounting for uncertainties in input parameters. Our results illustrate the usefulness of dynamic models evaluating management scenarios. Sensitive parameters of the model could be identified through sensitivity analyses, and uncertainties in these parameters were accounted for in scenario evaluation.

Résumé : La langouste rouge *Palinurus elephas* a une très forte valeur commerciale, mais ses populations sont surexploitées de par le monde. Dans la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (France), l'enjeu est de réglementer la pêche artisanale afin de contrecarrer le déclin des captures de pêche. Nous avons utilisé l'outil de simulation ISIS-Fish pour tester et comparer les performances de scénarios de gestion alternatifs. Le modèle dynamique a été calibré à l'aide de données de captures. Des analyses de sensibilité ont permis de mettre en évidence les paramètres d'entrée les plus sensibles, et d'estimer ainsi la fiabilité des résultats. Nous avons trouvé que seule la fermeture totale de la pêche langoustière permettrait de rétablir la population, mais que l'utilisation des filets à langoustes uniquement pendant la haute saison touristique (juillet et août) serait un bon compromis. Ce scénario limiterait le déclin de la population tout en maintenant la pêche artisanale, de par les bénéfices dans les captures à moyen et long terme (10 et 15 ans). De plus, même en considérant la forte variabilité mise en évidence par les analyses de sensibilité, le risque de perte de biomasse dans les captures à long terme est nul. Nos résultats illustrent l'intérêt des modèles dynamiques pour l'évaluation de scénarios de gestion. Les paramètres sensibles du modèle ont pu être identifiés grâce aux analyses de sensibilité, et les incertitudes sur ces paramètres ont été prises en compte dans l'évaluation des scénarios.

Introduction

Coastal areas have important environmental and economic roles, with about 90% of the world's fish production depending on coastal resources (Scialabba 1998). They also offer a variety of goods and services for humans, providing seafood and open space for both commercial and leisure activities, like fishing (Lloret and Riera 2008; Morales-Nin et al. 2005). Coastal human populations have increased over the last years (Sobel and Dahlgren 2004). In 1994, approximately 20% of the world population lived within 30km of the coast and in the next 20 to 30 years, the coastal human population is expected to double (Scialabba 1998). As a consequence, marine coastal zones and associated resources suffer now and will endure in the next years strong anthropogenic pressures, such as constructions, erosion, pollutions, sewage waste and fishing activities.

The red spiny lobster (*Palinurus elephas*, Fabricius, 1787) is as a key species with high ecological, commercial and emblematic values (Diaz et al. 2005), and is one of the most valuable fisheries resources (Sobel and Dahlgren 2004), supporting important commercial fisheries world-wide (Lipcius and Cobb 1994). As a consequence, they have been intensely exploited and stocks are now severely depleted in many places over the world (Butler et al. 2006; Groeneveld et al. 2006; Sobel and Dahlgren 2004). In Corsica (France), since the end of the 19th century, red spiny lobsters contribute to a large part of fishing landings (Goñi and Latrouite 2005). However, they suffered an increase in fishing effort with the advent of nylon trammel nets in the 1960th, displaying a higher fishing efficiency compared to traps (Campillo and Amadei 1978; Goñi and Latrouite 2005; Groeneveld Goñi and Latrouite 2006; Quetglas et al. 2003).

Marine Protected Areas (MPAs) were initially developed to maintain, protect or restore marine ecosystem health, habitats and communities (Sobel and Dahlgren 2004). But since few years, they are more and more considered as tool for fisheries management (Gell and Roberts 2003; Guidetti et al. 2008; Halpern and Warner 2002) and for managing coastal uses in general.

Regulation by MPAs is flexible allowing for various levels of protection, restricting or banning some fishing activities (Denny and Babcock 2004; Lester and Halpern 2008). No-

take areas (NTA), where all extractive activities are permanently banned, are expected to contribute to surrounding fisheries by providing export of adults (spillover effect) and emigration of larvae (recruitment effect) from protected reproducers (Boersma and Parrish 1999; Eggleston and Parsons 2008; Perez-Ruzafa et al. 2008; Russ et al. 2004).

In partially protected areas (PPAs), regulations depend on activities in relation to the considered management objectives. Some fishing activities may be forbidden while others are authorized. Consequently, the benefit for the authorized fishing activity can be a direct consequence of restrictions on other fishing activities (Rocklin et al. 2010, revised) since the resources targeted by the banned activity becomes available for the others.

The ability of MPA and other fisheries management measures to ensure the sustainable exploitation of resources must be assessed. In this respect, it is desirable to have a long time-series of monitoring data. Yet, such data are rarely available; furthermore in the case of MPA, they are generally not collected at a spatial scale that enables assessment of multiple-use MPA performance. Moreover, empirical series of data do not inform about exploitation sustainability (Pelletier et al. 2008) unless a very long series controlling for other factors such as environmental variations is available. This is particularly true for low growth species, like the red spiny lobster (Goñi et al. 2003). In contrast, dynamic models can be used to predict the dynamic of exploited populations under a range of scenarios (see Pelletier et al. (2008) for a comparison of empirical versus model-based assessments of MPA performance). In this respect, dynamic models can be used as tools for supporting decisions which is more and more requested by MPA managers, either for designing a new MPA, for decision planning or for adapting existing regulations.

Many models have been developed these last decades to assess the dynamics of exploited populations and the consequences of management policies (Pelletier et al. 2005). These authors stressed the need to rely on models that depict the spatial dynamic of both resource and exploitation to be able to assess the performance of MPA for managing fisheries with several gears, activities and target species. In this paper, we use the model ISIS-Fish (Mahevas and Pelletier 2004; Pelletier et al. 2009) for this purpose.

ISIS-Fish is a generic simulation tool composed of 3 sub-models describing i) resource dynamics, ii) fishing activities and iii) existing or proposed management measures. This

simulation tool takes into account the spatial and seasonal variations of both population dynamic and fishing activities. It also enables to model fisher's response to management scenarios. ISIS-Fish model may be calibrated using real data in order to enhance the model accuracy. Finally, sensitivity analyses can be carried out to assess the interacting effects of parameters subject to uncertainty upon the model outputs.

In this paper, we focus on the Bonifacio Strait Natural Reserve (BSNR), a Marine Protected Area (MPA) covering ca. 800 km² and located in south Corsica, Western Mediterranean (Fig. 1). This multiple-use MPA was created in 1999 to protect biodiversity, habitats and to sustain the declining small-scale artisanal fishery. Hence, this encompasses protecting the red spiny lobsters population, while maintaining its exploitation, since the fishery is socially and economically important for South Corsica fishers.

The BSNR includes four partially protected areas, covering 15% (120 km²) of the BSNR surface area (Fig. 1). In PPA, recreational fishing activities are restricted but commercial fishing is allowed. In six no-take areas (NTA) covering 1.5% of the BSNR area (12 km²), all fishing activities are forbidden (Mouillot et al. 2002). Moreover, two areas closed to fishing were established by fishers, one in front of Bonifacio, comprising two NTA and a PPA, and the other near Porto-Vecchio.

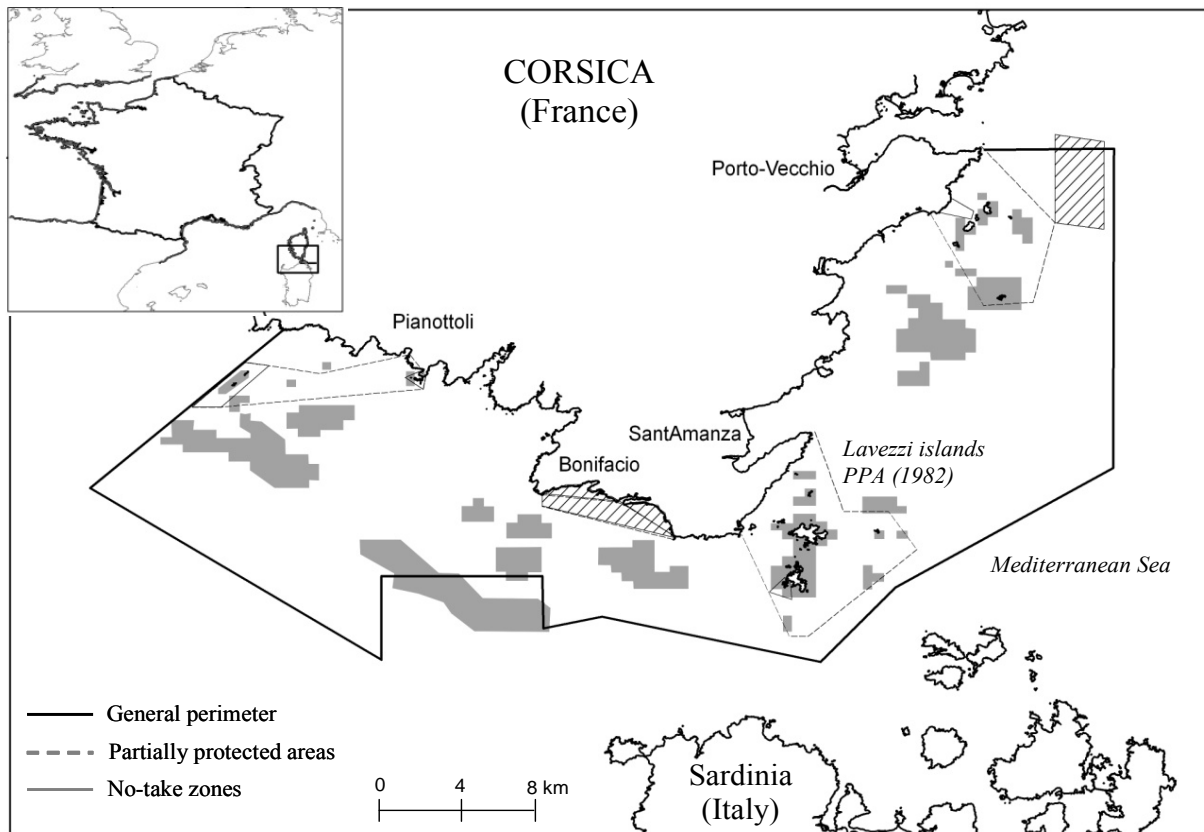


Fig. 1. The Bonifacio Strait Natural Reserve, south Corsica, Western Mediterranean (France). Grey zones represent red spiny lobsters presence areas.

The BNSR area is characterised by the presence of numerous small rocky islands and the substrate is predominantly covered by a mosaic habitat of rocks, sand and seagrass beds of *Posidonia oceanica* (Pluquet 2006).

In this study we modelled the dynamics of the Corsican red spiny lobster fishery and we assessed the impact of various temporal and/or spatial management measures on lobster stocks within the MPA. The objective is to identify scenarios including conventional management measures and changes in MPA regulations that would restore the red spiny lobster population while keeping this economically important resource available for local fishers. Finally, we discussed the interest of the results for a diagnostic about the red spiny lobster fishery and more generally, the usefulness of indicators obtained from such dynamic models as a decision-support for MPA managers.

Material and methods

The red spiny lobster model was parameterized using various data sources. Bibliography was mainly used to parameterize the population submodel. Catch and effort data collected from the artisanal fishers between 2000 and 2007 in the BSNR were used to model fishing. The overall biomass of red spiny lobsters in the BSNR is currently estimated at about 135 t (Albouy et al. 2010, revised).

Parameterization of population submodel

Red spiny lobster distribution area and movements

ISIS-Fish requires defining the perimeter of the area where the model takes place under the form of a regular grid of cells. In the present model, cells are 0.005° in latitude and 0.007° in longitude, so as to be able to account for the smallest islands and more importantly for the various protected areas existing in the BSNR. Once cells corresponding to suitable areas for lobster were determined, adjacent cells had to be grouped into a limited number of presence areas.

The red spiny lobster *Palinurus elephas* lives in natural refuges in rocky substrates. In the Mediterranean Sea maximum abundances are observed at depths ranging between 50 and 100 m (Ceccaldi and Latrouite 1994). However, there is little information on age-specific lobster habitat (Goñi, pers. comm.). To locate red spiny lobster distribution areas, the available information on bathymetry and substrate nature in the BSNR were considered (Pluquet 2006) and we assumed that red spiny lobster was present in all suitable habitats corresponding to the combination of depth and substrate preferendum, irrespective of age stages. Recall that ISIS-Fish assumes that individuals are uniformly distributed within a given presence area and that exchanges of post-recruits between distinct presence areas are modelled by seasonal migration coefficients (Mahevas and Pelletier 2004).

The red spiny lobster is not a mobile species, but it is not completely sedentary, and the definition of distribution areas had to account for potential movements. Migrations of red spiny lobsters in the Mediterranean are unknown, and in the reviewed sparse bibliography, it

was considered that red spiny lobsters are quite gregarious (Marin 1987) and that movements are limited within a maximum range of 5 km (Goñi et al. 2006). We thus assumed that red spiny lobsters were not able to move between two cells corresponding to suitable habitats when the distance between these cells exceeded 5 km. In reverse, all cells with suitable habitat less than 5 km apart were considered to constitute a single presence area. Moreover, habitat continuity was taken into account when defining these areas, since changes in the type of habitat can act as natural barrier limiting migratory movements (Forcada et al. 2009). Thus we defined a set of presence areas within which red spiny lobsters were found (Fig. 1) and no migration occurred between such areas. Red spiny lobsters reproduced and recruited in all described areas.

Life history traits of red spiny lobster

Males and females exhibit distinct demography and life history traits, like growth parameters (Table 1). In addition, as for many invertebrates, determining the age of red spiny lobster is difficult. Thus, we constructed a sex and length-based model comprising 14 stages. The red spiny lobster life cycle was described according to seasons (Fig. 2). In Corsica, red spiny lobster reproduce in September and October, with 80% of mature individuals reproducing in September and 20% in October (Marin 1987). Note that the fishery is traditionally closed from October to February included.

Berried females can be observed during the 6 months following reproduction, i.e. until February (Goñi Quetglas and Reñones 2003), while eggs are incubated for about 5 months (Groeneveld Goñi and Latrouite 2006; Marin 1987). Egg loss during incubation was estimated at ca. 26-28% in Corsica (Goñi and Latrouite 2005; Marin 1987). In the Mediterranean, eggs are hatched in January and February (Groeneveld Goñi and Latrouite 2006; Marin 1987). The pelagic larval cycle of *Palinurus elephas* lasts from 5 to 6 months (Marin 1987) and larvae settle during summer, in July and August.

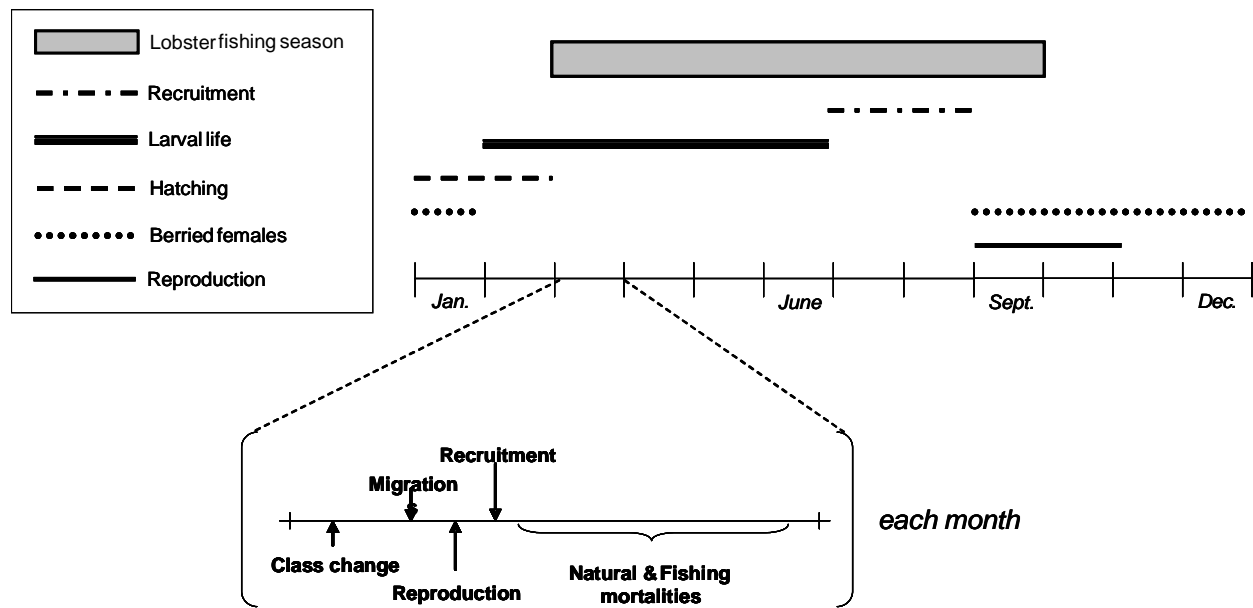


Fig. 2. Life cycle of the Corsican red spiny lobster *Palinurus elephas* and resulting assumptions for the dynamic model. The parenthesis indicates the chronology of population processes in ISIS-Fish (Pelletier and Mahevas 2005)

The first stage in the model is phyllosomas. It was hypothesized that they are passive drifters in the main water currents (Goñi and Latrouite 2005). Pelagic life has been modelled through ICHTHYOP, a tool for modelling ichthyoplankton dynamics (Lett et al. 2008), using real current conditions in the BSNR. This way, it was estimated that larvae deriving outside of the BSNR area was of ca. 90%. However, predation mortality and larvae natural death were not taken into account in this estimation. According to the literature, an optimistic assumption about egg-puerulus survival rate is about 0.01% (Stockhausen et al. 2000; Walters et al. 1993). Stages 2 and 3 correspond to juvenile lobsters less than 2 years old. They can be easily depredated by octopus and groupers, their only known predators (Groeneveld Goñi and Latrouite 2006). Consequently, their natural mortality rate is high, with only 4% of settlers deemed to survive until the age of 2 years (Stockhausen Lipcius and Hickey 2000).

Stages 0 to 2 are not fished. For these stages, abundance thus changes monthly according to the equation:

$$N_{s,t+1} = N_{s,t} \cdot \exp^{(-M_s)}$$

where $N_{s,t}$ is the abundance of stage s at month t , and M_s is the natural mortality coefficient of the considered stage (in month⁻¹) (Table 1).

A natural mortality coefficient of 0.2 months⁻¹ was considered for the second young adult stages and for all older stages, as estimated by Marin (1987) in Corsica.

Growth was assumed to follow a Von Bertalanffy curve with sex-specific parameters (Table 1).

The red spiny lobster fecundity FEC_s (expressed in number of eggs per female) is linearly dependent of female length (Goñi Quetglas and Reñones 2003). It was calculated for each stage s as:

$$FEC_s = 2428 \times LCT_s - 148998$$

where LCT_s is the mean CL length (in mm) for stage s .

Recruitment per month $N_{rec,t}$ (expressed in number of new eggs) was calculated for each zone, as a function of female abundance N_s , female fecundity FEC_s and of the proportion of females actually reproducing that month $p_{repro,t}$:

$$N_{rec,t} = p_{repro,t} \sum_{s=1}^{13} N_s \times FEC_s$$

Tableau 1: Population parameters for the *Palinurus elephas* dynamic model. CL stands for cephalothoracic.

Group	Sex	Description	Von Bertalanffy parameters	Min. length (mm CL)	Max. length (mm CL)	Mean weight (g)	Fecundity (nb eggs/female)	Natural mortality	Catchability
0	Juveniles	Egg	Linf = 166.025 K = 0.151 t0 = -0.348	0	3	0	0	0.3	0
1		Phyllosoma		3	21	1	0	9.2	0
2		Puerulus / Post-puerulus		21	25	9	0	3.0	0
3		Juvenile		25	60	54	0	2.0	1.8e ⁻⁰³
4	Males	Young 1	Linf = 135.916 K = 0.189 t0 = -0.342	60	70	190	0	0.3	4.61e ⁻⁰³
5		Young 2		70	77	274	0	0.2	3.5e ⁻⁰⁴
6		Mature 1		77	110	560	0	0.2	2.58e ⁻⁰³
7		Mature 2		110	166	1776	0	0.2	3.0e ⁻⁰²
8	Females	Young 1	Linf = 135.916 K = 0.189 t0 = -0.342	60	70	195	0	0.3	4.29e ⁻⁰⁴
9		Young 2		74	78	285	0	0.2	1.08e ⁻⁰⁴
10		Mature 1		82	86	385	18897	0.2	2.12e ⁻⁰³
11		Mature 2		93	100	558	52260	0.2	2.27e ⁻⁰³
12		Mature 3		110	120	914	103821	0.2	3.66e ⁻⁰³
13		Mature 4		128	136	1428	158415	0.2	1.58e ⁻⁰²

Fishery submodel

This submodel describes the characteristics of gears, "métiers", boat types, fishing trip, fleets and fishing strategies within the local fishery.

In the BSNR, red spiny lobsters are only caught by the artisanal fishery with the following gears: (i) lobster nets, with a large mesh size, targeting red spiny lobsters in deep fishing grounds, at depths ranging between 50 and 100 m, and set for 48 hours; (ii) fish nets, with a smaller mesh size, targeting fish and incidentally catching red spiny lobsters, set at a maximum depth of 50 m, and set for 24 h; and (iii) traps, which were the traditional gears used but finally abandoned for nets, that provide larger yields (Hunter 1999). The nets used for lobster and for fish were considered as the same gear. 26 fishing areas were defined, distinguishing areas where fish are targeted, at depth of 0 to 50 m, from areas where lobsters were targeted, at lower depth, until 100 m. In ISIS-Fish, fishing effort per metier is assumed to be homogeneously distributed over a given fishing area.

Gear standardization factor quantified the general efficiency of the gear all species confounded, and was estimated by confronting overall catch between gears (Table 1). Gear selectivity per stage was defined as the probability that a given gear retains a lobster of the stage (see length intervals per stage in Table 1).

Métiers were described by the target species, the gear used and fishing areas. Four main landing ports were located along the 147 km coastline of the BSNR. In a given port, boats usually fish in the same proximate areas, so that three métiers were defined for each port, corresponding to lobster net, fish net and traps (Table 2). For each métier, seasons and fishing areas were specified, as well as the target factor for the red spiny lobster, which quantified the importance of the red spiny lobster for the métier.

Table 2. Métier parameters. Note that target factor only needed to be defined for the population modelled, here the red spiny lobster, even if it was not the main target of the métier. For a given gear, there was one métier per fishing area, but métier parameters other than area were similar for a given target species. Métier name was formed by concatenating gear name and fishing area name. Fishing areas were noted S1, S2, S3, S4 and S5 (see Fig. 1).

Métier name	Gear used (standardisation factor)	Fishing areas per season	Target factor for lobster
FishArea	Net (1)	Jan-Dec: Area	0.05
SpinyLobArea	Net (1)	Jan- Dec:Area	1
PotArea	Pot (0.5)	Jan- Dec: Area	0.8

Three sets of boats were considered, depending on length and engine power, which affected the distance they can reach for fishing. Boats were relatively small, with a mean length of ca. 8 meters. A fleet was defined for each combination of boat length group and home port. Large and medium boats may fish further from their home port. For each fleet, we informed the range of métiers they practiced. Catch and effort data from 2000 to 2007 were used to calculate for each fleet the seasonal distribution of fishing effort among the métiers considered. This described the fishing strategies that encompass the seasonal patterns of exploitation of the fishery (Table 3).

The number of days where the fleet is active each month was similar for all fleets, and varied according to seasons.

Table 3. Fishing strategies. Seasonal distribution of métiers, expressed in proportions per métier (summing to one) for a given season. The first column for each métier corresponded to the winter season W (5 months, red spiny lobster fishing banned) and the second column to the summer season S (7 months, from March to September). The number of boats for each fleet was reported in the second column.

Fleet	Boats	Métiers																			
		FishS1		SpLobS1		FishS2		SpLobS2		FishS3		SpLobS3		SpLobS4		FishS5		SpLobS5			
		W	S	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S		
Small_P.	2	1.0	0.5	0.0	0.4			0	0.1												
Large_P.	1	0.8	0.4	0	0.4	0.2	0.1	0	0.1												
Small_B.	5					0.48	0.24	0	0.24	0.32	0.16	0	0.16	0	0.08	0.2	0.1	0	0.02		
Medium_B.	3	0.12	0.06	0	0.06	0.38	0.19	0.0	0.19	0.0	0.19	0.0	0.05	0.0	0.155	0.09	0.045	0.0	0.045		
Large_B.	3	0.32	0.16	0.0	0.16	0.42	0.21	0	0.21	0.26	0.13	0	0.09	0	0.04						
Small_Pa.	1													0	1						
Large_Pa.	1									1	0.5	0	0.045	0	0.455						
Small_SA	3					0.13	0.065	0	0.065	0.06	0.03	0	0.03	0	0.32	0.81	0.405	0	0.085		
Mean_SA	1													0	0.3	1	0.5	0	0.2		
Small_LC	1															1	0.5	0	0.5		
Small_PV	7															1	0.5	0	0.5		
Mean_PV	1															1	0.5	0	0.5		
Large_PV	1															1	0.5	0	0.5		

Model calibration

In ISIS-Fish, the calibration parameter is the catchability per stage. Catchability value was adjusted by a numeric algorithm so as to minimize the sum of squares between observations and simulated variables. Calibration relies on the simplex method (Walters et al. 1991) that permits to speed up convergence toward the optimum parameter value (Louvet and Delplanque 2005; Walters et al. 1991). Fishery data collected in 2004 in the BSNR were used for calibration. This data set was exhaustive from April to September, i.e. the main fishing season. All caught individuals, including discards, were counted and precisely measured.

Catch per month and per stage were computed and compared with the simplex outputs. The simplex method calculated square differences between observed and simulated abundances and retained the catchability coefficients per stage that led to the lowest square difference. Retained values of catchability per stage are given in Table 1.

Management scenarios submodel

Several management measures were currently implemented to protect the red spiny lobster in Corsica: i) the minimum catch length is set to a CL of 88 mm; ii) there is a seasonal fishing closure during the egg incubation period, i.e. from October to February included; and iii) recreational fishing of the red spiny lobster is banned altogether.

The purpose of the simulations is to test alternative measures and compare their outcomes (Table 4). The first management scenario is the total closure of the red spiny lobster fishery. It permits to evaluate the trend of the red spiny lobster population in the case of a total protection.

Table 4. Management scenarios simulated (25% reduction fishing effort corresponds to the proportion in 2007 of fishers aged of 55 years and more)

Scenario name	Regulation	Objective
1 Lobster fishing total closure	No lobster trammel nets All spiny lobsters caught on fish trammel nets must be discarded	Protecting the whole spiny lobster population
2 Fishing effort decrease	25% reduction in fishing effort (boat number) Discard of all undersized lobsters	Limiting the fishing effort according to the retirement of the oldest fishers
3 Lobster trammel nets authorized only in summer	No lobster trammel nets from September to June, includes 25% reduction in fishing effort Discard of all undersized lobsters	Protecting the whole lobster population while allowing the fishing as an important economic income during the touristic season
4 Use of traps instead of lobsters trammel nets	Metier transfer: fishers using lobster nets around Lavezzi islands change their métier to the use of traps in a buffer zone (PPA actually closed to fishing) Discard of all undersized lobsters	Promoting the traditional fishery: more selective than trammel nets, but offering lesser yields

The second scenario corresponded to a 25% reduction in fishing effort combined with the release of all undersized individuals. A part of fishers were already retired, but still continuing fishing. These fishers are expected to stop fishing in the next years. Indeed, the artisanal fishing in South Corsica is not attractive for young generations, and may create very few new job opportunities: only one new fisher entered the fishery in the last 5 years. The respect of the legal size was also included in addition to the management measure tested.

The third management scenario tested was a temporal closure to lobster nets. The use of lobster nets was only authorized during the peak touristic season, namely July and August, to respond to the high demand for lobsters. In contrast, the use of fish trammel nets was authorized the whole year, and caught lobsters can be kept during the authorized months.

The last scenario combined a gear restriction with a spatial regulation. With the Cerbicale archipelago, the Lavezzi archipelago is one of the oldest protected areas in the BSNR, where the first regulations were established in 1982, and is considered as an area of high ecological value. Indeed, 90% of animal species and 95% of plant species listed in the BSNR are found in the Lavezzi archipelago (OEC 2007).

The last scenario supposed to ban the use of lobster trammel nets in the Lavezzi archipelago with in compensation the authorization to use traps in a buffer zone close to the Bonifacio closed fishing area. One of the fisheries-related objectives of the BSNR is to favour the use of traps for fishing lobsters, traps being the traditional gear for this species. Indeed, the introduction of trammel nets, in the 1960s, providing better yields, has led to a large increase in exploitation level, probably contributing to the overexploitation of this resource.

Scenarios were tested through simulations over a 15 year time horizon, which approximately corresponded to one generation of lobster. They were compared through the evolution of population biomass and landings. The gain or loss in population biomass and landings was estimated at three time scales: over the 5 first years of protection for the short term; over the 10 first years for the medium-term scale and finally on a longer term, over the 15 years of simulation. This gain was computed for each scenario as the difference between the biomass (resp. landings) under the scenario and the biomass (resp. landings) under the status quo scenario.

Sensitivity analysis

The aim of sensitivity analyses is to evaluate the sensitivity of the model to input parameters, and the impact of parameter uncertainties upon output results. A magnitude of 20% around parameters' reference values is considered as reasonable for running sensitivity analyses (De Castro et al. 2001; Elkalay et al. 2003).

In the red spiny lobster fishery model, some parameters were difficult to estimate, generally due to a lack of knowledge. These were the natural mortality rate for all stages, the reproduction rate for the four mature female stages (stages 10 to 13), the target factor of fish trammel nets and lobster trammel nets, and catchability of each stage, even if it was calibrated.

We first identified which variables influenced most the model outputs using the Morris's elementary effects screening method, through the R-package "morris" (<http://www.r-project.org/>). The measures used for evaluating the most influent parameters are the statistics

of interest μ^* (estimated mean) and σ (standard deviation of the distribution of elementary effects associated with each input). They were evaluated for each tested parameter and were graphically confronted. The distance of a parameter to the origin is proportional to its influence on the response variables. The advantage of such a method is that it does not require a massive simulation experiment, even with a high number of factors. It is thus useful for screening model sensitivity for a large number of parameters (Morris 1991).

In a second step, a FAST (Fourier amplitude sensitivity test) sensitivity analysis was performed for the most influent factors revealed with the Morris method. It permitted to compute the “main effect” contribution of each input factor to the variance of the output (Saltelli et al. 1999).

Output indicators

Two main outputs are used: the trend of the red spiny lobster population biomass, and the trend of artisanal fisheries landings, thus enabling us to evaluate the impact of all tested scenarios both on the resource, and on the artisanal fishery sustainability.

We first graphically compared final simulation outputs obtained under each above-mentioned scenario to those resulting from the status quo scenario. This latter scenario corresponded to "no change" in existing management measures. Then, we calculated the mean gain for both the red spiny lobster population biomass and landings under new management measures compared to status quo, over 5, 10 and finally 15 years of simulation.

Results

Comparing management scenarios

We first compared the trends of population biomass and landings for the management scenarios tested (Fig. 3 and Fig. 4). We represented the evolution of the red spiny lobster population biomass and landings biomass for the four tested management scenarios.

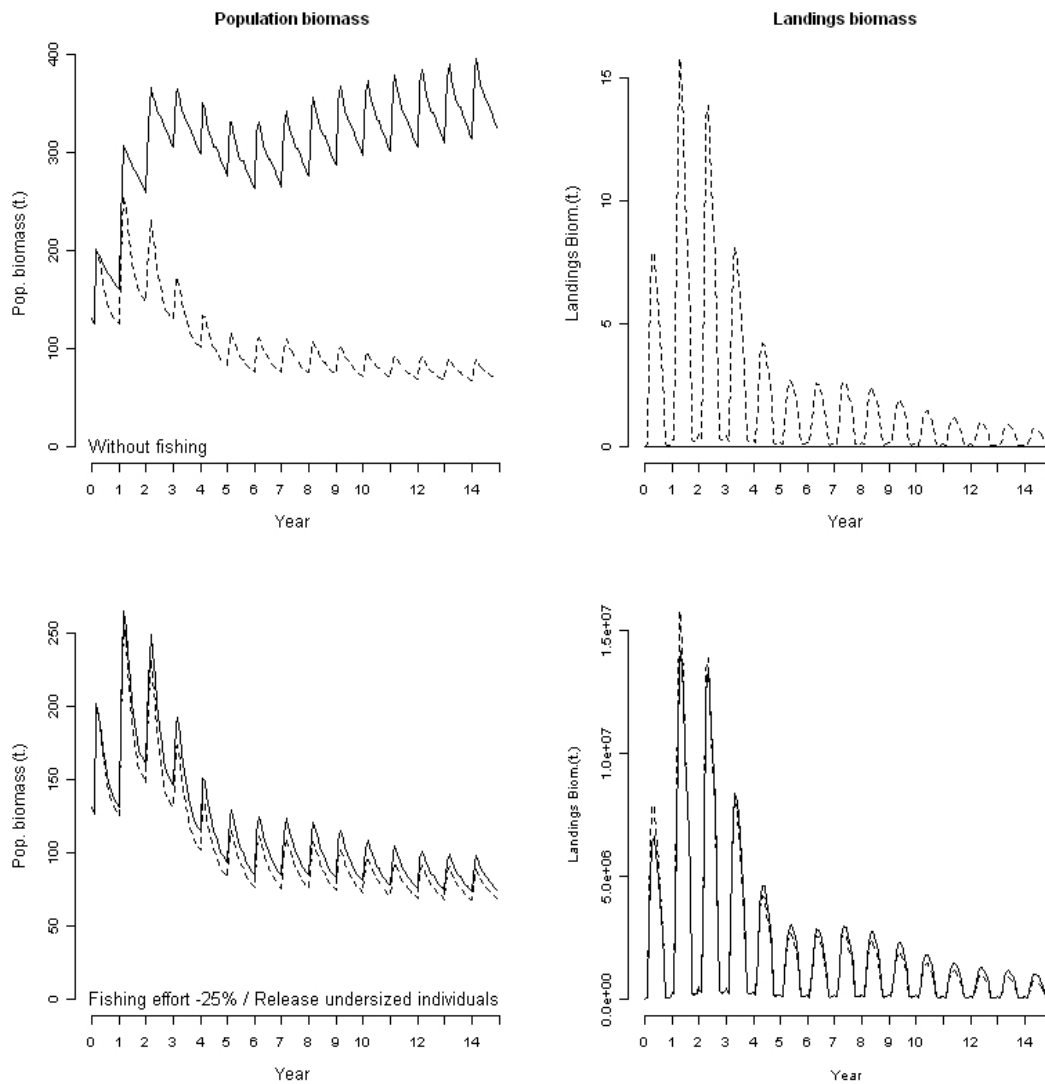


Fig. 3. Comparison of the first 2 tested management scenarios (solid lines) with the current fishery state in the BSNR (dotted lines). On the right: population biomass. On the left: landings biomass. a) and b): all red spiny lobster’s fishing activities banned. c) and d): decrease of the fishing effort (-25%) plus discard of undersized individuals.

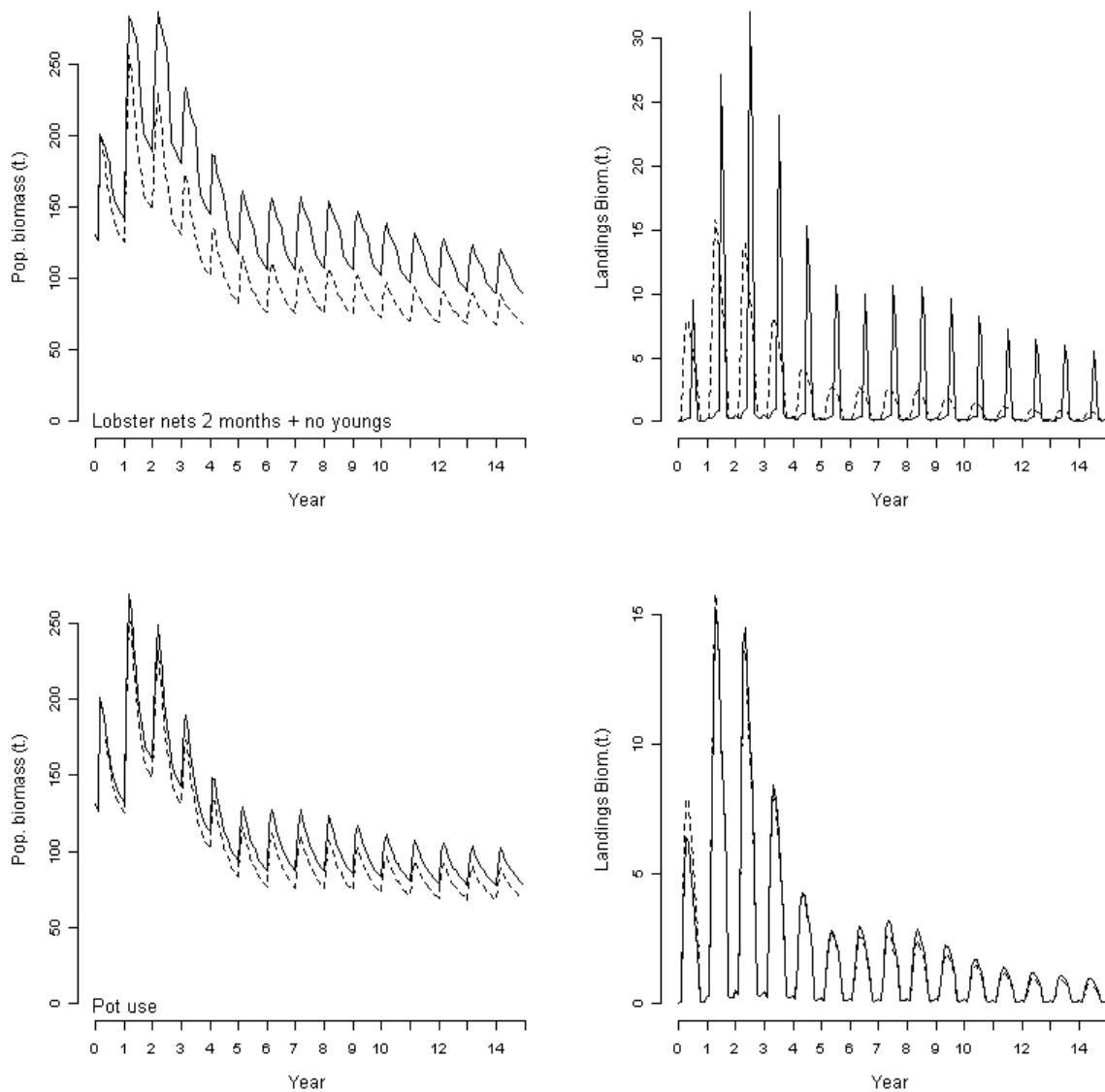


Fig. 4. Comparison of the last 2 tested management scenarios (dotted lines) with the current fishery state in the BSNR (solid lines). On the right: population biomass. On the left: landings biomass. a) and b): Discard of the oldest females c) and d): lobsters nets only authorized in July and August + discard of undersized individuals e) and f): change of métier for fishers using lobsters nets in Lavezzi islands to traps in front of Bonifacio.

Simulation over the next 15 years showed a continuous decrease of both biomass and landings under the status quo scenario (Fig. 3 and 5, dotted lines).

In the extreme case of a total closure of the fishery, meaning both prohibition of lobster trammel nets and discard of red spiny lobsters caught on fish nets, the population biomass increased over the simulation period (Fig. 4a).

In the three other management scenarios, population biomass was consistently higher than in the status quo scenario, although none of them led to population increase over time.

Decreasing overall fishing effort by 25% combined with discarding undersized red spiny lobsters, logically provided a larger benefit for the population (Fig. 3c). Total landings were lower than under the status quo scenario for the first fifth years, but were higher than in the status quo and second scenarios (Fig. 3d). Under this latter scenario corresponding to a reduction in the number of fishers, it must be underlined that the landings were shared among less fishers, thus leading to an increase of landings per fisher.

In the third management scenario (Table 4), final population biomass was higher than in the status quo scenario, but still slowly decreased over time (Fig. 5a). However, main landings, restricted over a 2 months-period, were higher during these months compared to ones of the status quo scenario (Fig. 5b). The temporal closure of the fishing activity induced the loss of catches during the considered months.

Finally, the last scenario considered the use of traps for some fishers of the BSNR instead of lobster trammel nets. The population biomass under this scenario was higher than under the status quo scenario, but still decreased over time (Fig. 5c). Landings were lower than under the status quo scenario for the first five years, and later displaying low but positive gains (Fig. 5d).

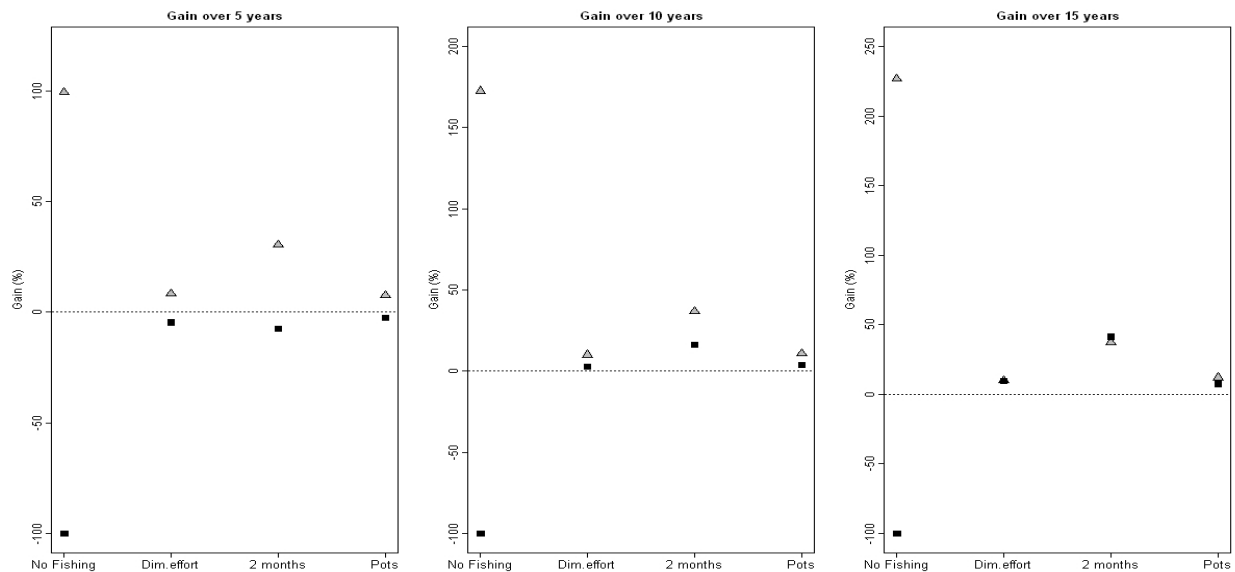


Fig. 5. Mean gain and loss in biomass and landings compared to status quo. Filled triangles: biomass population. Filled squares: landings biomass. On the left: after 5 years. At the centre: after 10 years. On the right: after 15 years.

For all management scenarios, the mean gain in population and landings biomass throughout the 15 years of simulation was positive immediately after the management measure implementation (Fig. 6). In the first scenario (total closure), the final biomass ratio to the status quo biomass was 225% after 15 years of simulation (Fig. 6a). Considering the artisanal fishery landings, all management measures resulted in a loss for fishers, until 5 years after the implementation of the management measures (Fig. 6a). In contrast, after 10 years, all management measures resulted in a gain for fishers (Fig. 6b). Scenario 3 (2-months opening) displayed the highest gain in landings whereas it displayed the larger loss after 5 years of simulation. For scenarios 2 (25% effort reduction) and 4 (trap use), gain in landings biomass was existent after 10 years of protection, but this gain was always lower than for the scenario 3. Finally, after 15 years of simulation, the mean gain in landings was marked for all management measures, except for the fishing ban (Fig. 6c). The highest gain was observed for the 2-months authorized use of lobster trammel nets.

Sensitivity analyses

The Morris screening method allowed evidencing two factors that strongly influenced model outputs, namely the natural mortality rate and the female fecundity for stage 10 (Fig. 6), displaying the largest standard deviation. This stage corresponded to the first stage of sexually mature females, having a cephalothorax length of 78-86 mm. Its population abundance was estimated as higher than that from larger mature females.

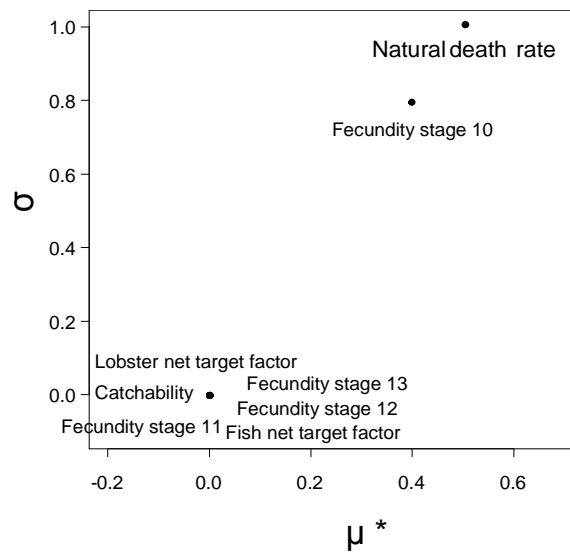


Fig. 6. Estimated means (μ^*) and standard deviations (σ) of the distribution of tested parameters using the Morris sensitivity analysis.

The FAST sensitivity analysis was then performed using these two sensitive parameters as sensitive variables. Two analyses were conducted: one for the status quo scenario, and one for scenario 3. For each scenario 300 simulations were carried out, modifying the two sensitive parameters identified above, of $\pm 20\%$ around their reference values.

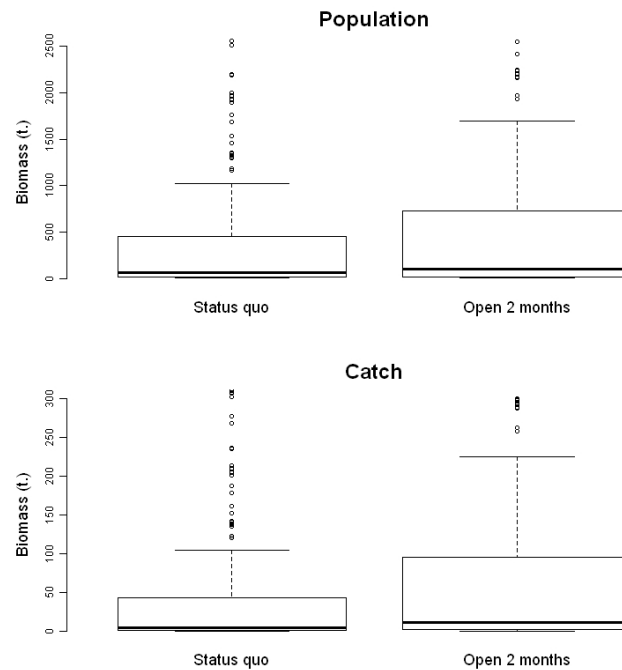


Fig. 7. Boxplots of final month population biomass and final year annual catch after 15 years of simulation with $\pm 20\%$ variability on natural mortality rate and reproduction rate of stage 10.

The variability of outputs around the reference output (corresponding to the reference parameter value) was important (Fig. 7). Population biomass and catch outputs were highly sensitive for both scenarios. In the status quo scenario, population biomass in the last month of the reference model simulation was estimated at 69.17 tonnes. The minimal value given by the sensitivity analysis was of 6.23 t. while the highest was of 4 908 tonnes. Under the 2-monthS opening management scenario, all these values were higher, with 90.1 t. for the status quo, 7.75 t. for the minimal value and 8 336 t. for the maximal value.

A similar pattern was observed for catches. Observed values for reference model simulation, the minimal value of the sensitivity analysis and its maximal value were respectively 4.58 t., 0.13 t. and 544.6 t., and 11.75 t., 0.49 t. and 1 101.99 t. under the 2-months opening management scenario.

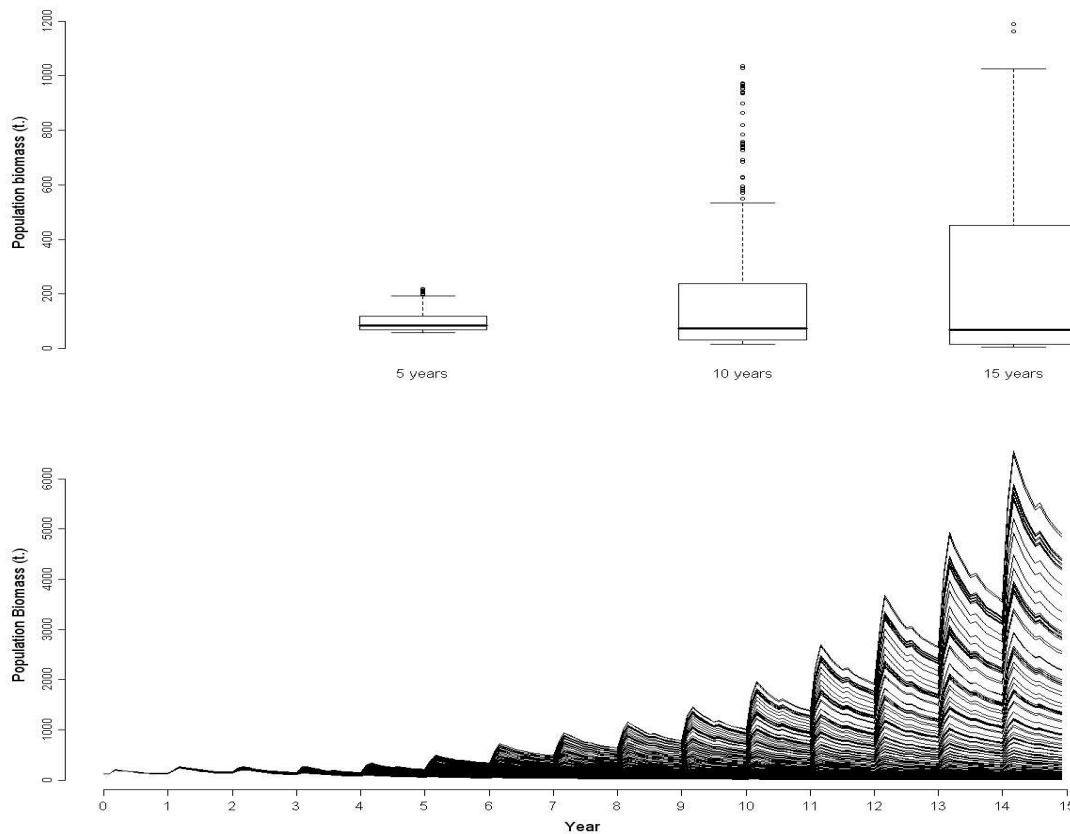


Fig. 8. Red spiny lobster population biomass variability: top: after 5 years, 10 years and 15 years of simulation; bottom: scatterplot of biomass trajectories

Because patterns in biomass and catch were roughly similar, only the variability of population biomass outputs was represented (Fig. 9). Plotting the whole set of simulations showed how output variability around the mean based model value increased with simulation time. After 5 years of simulation, the variability was limited, with a maximum biomass value of around 200 tonnes, whereas it was of ca. 1 000 tonnes after 10 years.

Finally, we estimated the risk of implementing the 2-months opening scenario with respect to the status quo, based on the variability of the gain in population biomass and landings. With this management scenario, the risk of loss for the lobster population and for fishers was null since, even in the worst case of the sensitivity analysis, the gain of biomass was always positive.

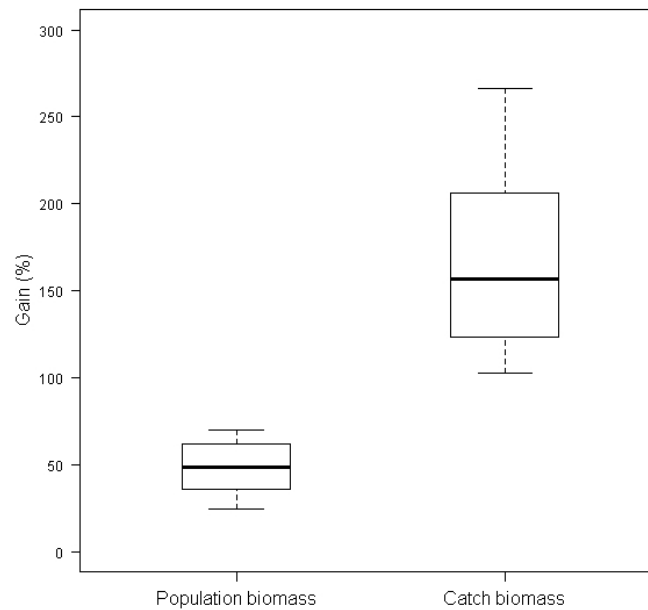


Fig. 9. Boxplot of the gain in population biomass and catch with the 2-months scenario compared with the status quo scenario.

Discussion

Modelling an artisanal coastal fishery with ISIS-Fish

This study was the first to model a small-scale Mediterranean fishery, targeting crustaceans. The choice for the ISIS-Fish model was based on its possibilities to precisely describe a multi-fleet and multi-gear fishery and the impact of management measures on populations and catches. Moreover, this model is spatially explicit and describes the population dynamic at a monthly time scale, offering the possibility to finely represent seasonal patterns (Pelletier and Mahevas 2005). Previous papers using ISIS-Fish dealt with modelling continental shelf fisheries such as the Bay of Biscay *Nephrops norvegicus* fishery (Pelletier et al. 2009) the Bay of Biscay mixed *N. norvegicus* and *Merluccius merluccius* fishery (Drouineau et al. 2006), the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus*) fishery (Lehuta et al. 2010), and the Baltic cod *Gadus morhua* (Kraus et al. 2009).

The ISIS-Fish model requires specifying a wide panel of parameters regarding the population, exploitation and management. However, specific studies about the Corsican red spiny lobsters permitted to accurately evaluate some population dynamic parameters like growth equation (Campillo and Amadei 1978), fecundity (Groeneveld Goñi and Latrouite 2006) and reproduction dynamics (Marin 1987). However these parameters are inevitably subject to uncertainty and some of them may even be poorly known (Drouineau Mahevas Pelletier and Beliaeff 2006). This uncertainty on input parameters would undoubtedly affect model outputs. Model calibration was a first step to ground the model into real data, by bringing together empirical monitoring data and a model-based approach. This was achieved using red spiny lobster landings as well as fishing effort for adjusting catchability values.

Assessing restoration scenarios for the Corsican red spiny lobster

Due to its great economic value, red spiny lobsters are highly targeted and are now overexploited in many places (Groeneveld Goñi and Latrouite 2006; Sobel and Dahlgren 2004). This was also observed in South Corsica, particularly since the 1960's due to the introduction of nylon trammel nets, offering greater yields than traditional traps (Campillo and Amadei 1978; Goñi and Latrouite 2005).

While the Corsican red spiny lobster fishery is already under several management measures, with a 5-months seasonal closure, a minimum catch-length and the ban of recreational fishing, its production continued to decrease over the last years (Pere et al. 2008). In Corsica, red spiny lobster is only fished by artisanal fishers, since recreational fishing for this species has been forbidden in the whole reserve area.

Thus, it appeared crucial to propose and to test new complementary management measures, for both restoring the red spiny lobster natural population and sustaining the local fishery, through landings. The scenarios considered are tailored to the context of small-scale fisheries. First, landings are frequently sold directly to private customers and restaurants, making accurate fishery statistics unavailable (Ceccaldi and Latrouite 1994; Hunter 1999) and raising the issue of undersized catches. Second, artisanal fisheries, particularly in the Mediterranean, are declining as they are not attractive for young fishers; we thus considered a

decrease in fishing effort of about 25%, corresponding to retirement of fishers in the next three years. Finally, we tested a scenario redirecting fishers using lobster trammel nets from the Lavezzi Island PPA which is a remarkable area in terms of biodiversity toward trap-based exploitation in a buffer area facing Bonifacio, presently closed to all types of fishing. This scenario echoes BSNR management objective to limit lobster trammel nets use to favour traditional gears that are highly selective and less detrimental to habitat and unexploited biodiversity.

Among the scenarios tested, the only one leading to an increase in population biomass was the total closure of the fishery. However, such a scenario is not applicable in the BSNR, where red spiny lobster represents a substantial economic income for artisanal fishers (Pere Lejeune and Pelaprat 2008). A consensus would be to limit the decrease of the population while maintaining the fishery incomes on the long term, through the objective of a sustainable activity. In this respect, the most promising scenario was the ban of red spiny lobster's trammel nets from September to June, whereas it is currently forbidden from October to February, included. The expected reduction in the number of fishers would not lead to population increase over 15 years, but it would provide the highest biomasses among the scenarios tested

Expressing simulation outputs in terms of gain or loss for population biomass or landings provides further insight into scenario comparison, particularly when gains were calculated at several time horizons. All tested scenarios result in short-term loss in catch (during the first 5 years). This is not surprising since red spiny lobster is a slow-growing species (Goñi Quetglas and Reñones 2006), and thus the response to protection cannot be immediate. However, after 10 years, all scenarios provided a mean increase of landings compared to the status quo. The implementation of new protection measures would thus undoubtedly benefit to the artisanal fishery but not in the very short-term.

Accounting for uncertainties in scenario evaluation

Scenarios were compared using the best estimates of model parameters. Sensitivity analyses were performed to evaluate the consequences on model outputs of uncertainty in some input parameters. Taking uncertainty associated to predictions into account was

necessary, and permitted to assess the model outputs robustness (Lembo et al. 2009). Two parameters were considered as highly influent on the model outputs, namely the natural mortality rate and the fecundity of the mature female's first stage. It is well-known that errors in the natural mortality rate coefficient strongly impact the outputs of population and fishery models (Drouineau et al. 1992). Our results were consistent, since natural mortality rate will highly impact the possibility of the population to regenerate or collapse. Moreover, the first stage of mature females was estimated to be the most abundant in the natural population (Pere, pers. comm.). The sensitivity of the model to the young female's fecundity suggests that protecting undersized individuals is a crucial issue.

The outputs of the 300 performed simulations in the sensitivity analyses showed various trajectories, for the two scenarios for both biomass and catch. This variability was higher for the alternative scenario than for the status quo. This can be explained by the fact that because the population biomass exponentially increases under the restoration scenario, possible population trajectories are all the more scattered, particularly since values from year to year are strongly correlated.

Results also show that variability around a mean value increased with simulation time. However, a closer look at the results, e.g. considering the 2-months scenario, with a sensitivity analysis on two important parameters, indicated that although model outputs were highly variable, there is a clear trend for the comparison between the alternative scenario and the status quo scenario. In all simulations, the gain in population biomass and landings was always positive compared to the status quo scenario after 15 years of simulation.

Conclusion

This study dealt with all steps of the modelling approach, from model parameterization to sensitivity analyses conducted on output indicators, through the use of model calibration by adjusting some input parameters to match with empirical observations.

One could argue that a multispecies approach to resource restoration might be necessary as during the restoration process, indirect effects of restoration may appear, such as

trophic cascades. Indeed, even if protection exists in the BSNR since 1999 and even since 1982 in some places (Lavezzi islands), the red spiny lobster production and CPUE still decreases. In fact, some studies pointed out that in the case of MPAs, predators are protected, whereas they are fished in other areas. This increase of predator abundances lead to an increase of predation on recently-settled juvenile red spiny lobsters (Diaz et al. 2005). Moreover, movements of the red spiny lobster are limited, thus spillover would be effective only in the case of small MPAs, without habitat discontinuity with adjacent fished areas (Goñi et al. 2010). Finally, when considering the long larval phase of the red spiny lobster in the Mediterranean, and their dispersion, it would be coherent to consider that recruitment of juveniles are not dependant of the protection of local individuals in the area, but could probably derived from other non-protected areas.

Thus, all these considerations propelled to conceive the need of more specific regulation tools applied to *P. elephas*. Particular policies seem to be the best way to protect this key species, offering a high economic income for local fishers.

Acknowledgements

This work was partially funded by a LITEAU III project (PAMPA) as well as by two ANR programs (GAIUS and AMPHORE) to study the effects of Marine Protected Areas, the Office de l'Environnement de la Corse, and IFREMER.

References

- Albouy, C., Mouillot, D., Rocklin, D., Culioli, J.M., and Floc'h, F.L. 2010. Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model. Revised
- Boersma, P.D., and Parrish, J.K. 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics* **31**:287-304. doi: S0921-8009(99)00085-3
- Butler, M.J., Steneck, R.S., and Herrnkind, W.F. 2006. Juvenile and adult ecology. Page 506 pp. in Philipps, B., editor. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell, Oxford.
- Campillo, A., and Amadei, J. 1978. Premières données biologiques sur la langouste de Corse *Palinurus elephas* Fabricius. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* **42**:347-373.
- Ceccaldi, H.J., and Latrouite, D. 1994. The French fisheries for the European spiny lobster *Palinurus elephas* in Phillips, B.F., Cobb, J.S., and Kittaka, J., editors. *Spiny lobster management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- De Castro, L.A.B., Petreire, M., and Comune, A.E. 2001. Sensitivity of the BEAM4 fisheries bioeconomic model to the main biological input parameters. *Ecological Modelling* **141**:53-66. doi: S0304-3800(01)00241-1
- Denny, C.M., and Babcock, R.C. 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation* **116**:119-129. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00183-6
- Diaz, D., Zabala, M., Linares, C., Hereu, B., and Abello, P. 2005. Increased predation of juvenile European spiny lobster (*Palinurus elephas*) in a marine protected area. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **39**:447-453.
- Drouineau, H., Mahevas, S., Pelletier, D., and Beliaeff, B. 2006. Assessing the impact of different management options using ISIS-Fish: the French *Merluccius merluccius*-*Nephrops norvegicus* mixed fishery of the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources* **19**:15-29. doi: 10.1051/alr.2006002
- Eggleston, D.B., and Parsons, D.M. 2008. Disturbance-induced 'spill-in' of Caribbean spiny lobster to marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* **371**:213-220. doi: 10.3354/meps07699

- Elkalay, K., Frangoulis, C., Skliris, N., Goffart, A., Gobert, S., Lepoint, G., and Hecq, J.H. 2003. A model of the seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological Modelling* **167**:1-18. doi: 10.1016/S0304-3800(03)00074-7
- Forcada, A., Valle, C., Bonhomme, P., Criquet, G., Cadiou, G., Lenfant, P., and Sanchez-Lizaso, J.L. 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* **379**:197-211. doi: 10.3354/meps07892
- Gell, F.R., and Roberts, C.M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in ecology and evolution* **18**:448-455. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00189-7
- Goñi, R., Hilborn, R., Diaz, D., Mallol, S., and Adlerstein, S. 2010. Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series* **400**:233-243. doi: 10.3354/meps08419
- Goñi, R., and Latrouite, D. 2005. Review of the biology, ecology and fisheries of *Palinurus* spp. species of European waters: *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) and *Palinurus mauritanicus* (Gruvel, 1911). *Cahiers De Biologie Marine* **46**:127-142.
- Goñi, R., Quetglas, A., and Reñones, O. 2003. Size at maturity, fecundity and reproductive potential of a protected population of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from the western Mediterranean. *Marine Biology* **143**:583-592. doi: 10.1007/s00227-003-1097-5
- Goñi, R., Quetglas, A., and Reñones, O. 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series* **308**:207-219.
- Groeneveld, J.C., Goñi, R., and Latrouite, D. 2006. *Palinurus* species. Page 506 pp. in Philipps, B., editor. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell, Oxford.
- Guidetti, P., Milazzo, M., Bussotti, S., Molinari, A., Murenu, M., Pais, A., Spano, N., Balzano, R., Agardy, T., Boero, F., Carrada, G., Cattaneo-Vietti, R., Cau, A., Chemello, R., Greco, S., Manganaro, A., Sciara, G.N.d., Russo, G.F., and Tunesi, L. 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation* **141**:699-709. doi: 10.1016/j.biocon.2007.12.013
- Halpern, B.S., and Warner, R.R. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* **5**:361-366.

- Hunter, E. 1999. Biology of the European spiny lobster, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) (Decapoda, Palinuridea). *Crustaceana* **72**:545-565. doi: 10.1163/156854099503609
- Kraus, G., Pelletier, D., Dubreuil, J., Mollmann, C., Hinrichsen, H.H., Bastardie, F., Vermard, Y., and Mahevas, S. 2009. A model-based evaluation of Marine Protected Areas: The example of eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.). *Ices Journal of Marine Science* **66**:109-121. doi: 10.1093/icesjms/fsn166
- Lehuta, S., Mahévas, S., Petitgas, P., and Pelletier, D. 2010. Combining sensitivity and uncertainty analysis to evaluate the impact of management measures with ISIS-Fish: Marine Protected Areas for the Anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) fishery in the Bay of Biscay. *Ices Journal of Marine Science* **In press**.
- Lembo, G., Abella, A., Fiorentino, F., Martino, S., and Spedicato, M.T. 2009. ALADYM: an age and length-based single species simulator for exploring alternative management strategies. *Aquatic Living Resources* **22**:233-241. doi: 10.1051/alr/2009024
- Lester, S.E., and Halpern, B.S. 2008. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series* **367**:49-56. doi: 10.3354/meps07599
- Lett, C., Verley, P., Mullon, C., Parada, C., Brochier, T., Penven, P., and Blanke, B. 2008. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling and Software* **23**:1210-1214. doi: 10.1016/j.envsoft.2008.02.005
- Lipcius, R.N., and Cobb, J.S. 1994. Introduction: Ecology and fishery biology of spiny lobsters in Phillips, B.F., Cobb, J.S., and Kittaka, J., editors. *Spiny lobster management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Lloret, J., and Riera, V. 2008. Evolution of a Mediterranean coastal zone: human impacts on the marine environment of Cape Creus. *Environmental Management* **42**:977-988. doi: 10.1007/s00267-008-9196-1
- Louvet, F., and Delplanque, L. 2005. Méthodes du simplexe. Pages 365-382. *Les plans d'expérience : une approche pragmatique et illustrée*. Association Expérimentique, Orléans, France.
- Mahevas, S., and Pelletier, D. 2004. ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling* **171**:65-84. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2003.04.001

- Morales-Nin, B., Moranta, J., Garcia, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F., and Cerda, M. 2005. The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): Some implications for coastal resource management. *Ices Journal of Marine Science* **62**:727-739. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.01.022
- Morris, M.D. 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics* **33**:161-174.
- Mouillot, D., Culioli, J.M., and DoChi, T. 2002. Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental conservation* **29**:385-390. doi: 10.1017/S0376892902000267
- Pelletier, D., Claudet, J., Ferraris, J., Benedetti-Cecchi, L., and Garcia-Charton, J.A. 2008. Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**:765-779. doi: 10.1016/j.jnc.2008.09.003
- Pelletier, D., Garcia-Charton, J.A., Ferraris, J., David, G., Thebaud, O., Letourneur, Y., Claudet, J., Amand, M., Kulbicki, M., and Galzin, R. 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources* **18**:15-33.
- Pelletier, D., and Laurec, A. 1992. Management under uncertainty: Defining strategies for reducing overexploitation. *ICES Journal of Marine Science* **49**:389-401.
- Pelletier, D., and Mahevas, S. 2005. Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries* **6**:307-349. doi: 10.1111/j.1467-2979.2005
- Pelletier, D., Mahevas, S., Drouineau, H., Vermard, Y., Thebaud, T., Guyader, G., and Poussin, B. 2009. Evaluation of the bioeconomic sustainability of multi-species multi-fleet fisheries under a wide range of policy options using ISIS-Fish. *Ecological Modelling* **220**:1013-1033. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.01.007
- Perez-Ruzafa, A., Martin, E., Marcos, C., Zamarro, J.M., Stobart, B., Harmelin-Vivien, M., Polti, S., Planes, S., Garcia-Charton, J.A., and Gonzalez-Wanguemert, M. 2008. Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation* **16**:234-255. doi: 10.1016/j.jnc.2008.09.003
- Rocklin, D., Tomasini, J.A., Culioli, J.M., Pelletier, D., and Mouillot, D. 2010. Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries: A new indicator and its application to a multiple use Mediterranean marine protected area. Revised

- Russ, G.R., Alcala, A.C., Maypa, A.P., Calumpong, H.P., and White, A.T. 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Applications* **14**:597-606. doi: 10.1890/03-5076
- Saltelli, A., Tarantola, S., and Chan, K.P.S. 1999. A quantitative model-independent method for global sensitivity analysis of model output. *Technometrics* **41**:39-56.
- Sobel, J., and Dahlgren, C. 2004. *Marine reserves. A guide to science, design and use*, Washington DC.
- Stockhausen, W.T., Lipcius, R.N., and Hickey, B.M. 2000. Joint effects of larval dispersal, population regulation, marine reserve design, and exploitation on production and recruitment in the Caribbean spiny lobster. *Bulletin of Marine Science* **66**:957-990.
- Walters, C.J., Hall, N., Brown, R., and Chubb, C. 1993. Spatial model for the population dynamics and exploitation of the Western-Australian rock lobster, *Panulirus cygnus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**:1650-1662. doi: 10.1139/f93-186
- Walters, F.H., Parker, L.R., Morgan, S.L., and Deming, S.N. 1991. *Sequential simplex optimization*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

CHAPITRE VI

Discussion et perspectives

« The single most frightening and dangerous threat to the ocean is ignorance »

Sylvia Earle, 2001

6.1. La réserve naturelle des Bouches de Bonifacio : Synthèse des études empiriques de la performance de l'AMP

6.1.1. Prouver l'efficacité des AMP pour les pêches : avec quel type de données?

Sujet phare ces dernières années dans le domaine de l'écologie marine, l'étude de la performance des AMP a fait l'objet d'un grand nombre de publications. Initialement, les AMP existaient principalement sous la forme de zones de non-prélèvement destinées à protéger et/ou restaurer la biodiversité du milieu ; dans ce cas, les comptages sous-marins (UVC) constituent un outil privilégié pour le suivi de leurs performances (Bell 1983, García-Rubies & Zabala 1990). Puis il a été considéré que les AMP pouvaient également être utiles à la gestion des pêches. Bien que souvent évoquées, les études empiriques mettant en œuvre les moyens nécessaires pour évaluer réellement et directement les effets des AMP sur les pêcheries sont encore rares (Roberts et al. 2001). Les études concernent le plus souvent l'effet des AMP d'un point de vue strictement écologique, et citent les bénéfices qu'elles sont censées produire pour les activités de pêche. Comme il a été déjà remarqué (Russ 2002) : « *Despite this popularity, or perhaps because of it, the current literature on marine reserves as fisheries management tools is dominated by papers reviewing or modeling what marine reserves could do as fisheries management tools. There seems to be a remarkable paucity of good empirical studies telling us what they can do as fisheries management tools* ». Ce constat reste pour l'essentiel d'actualité, même si plusieurs articles ont été publiés sur le sujet. Les bénéfices des AMP pour les pêcheries ont alors été évalués à l'aide de données provenant de pêches expérimentales, pour lesquelles les engins et les techniques utilisés sont les mêmes que ceux des pêcheurs locaux (Roberts et al. 2001, Forcada et al. 2009).

Or chacune de ces techniques de suivi présente des limitations, et les résultats obtenus sont critiquables et difficilement transposables aux pêcheries locales. On peut observer à partir des UVC une augmentation de la biomasse des ressources dans les zones protégées (Polunin & Roberts 1993) et mettre en évidence un export de cette biomasse vers les zones partiellement ou non protégées adjacentes (Russ et al. 2004, Ashworth & Ormond 2005, Harmelin-Vivien et al. 2008). Mais comment s'assurer que cette biomasse sera réellement disponible pour les pêcheurs ? Dans le cas de pêcheries comme celles observées à Bonifacio, les engins de pêche sont passifs, et les captures dépendent principalement du comportement et

du déplacement des individus. Ainsi, si l'augmentation de biomasse observée en UVC ne concerne pas des individus potentiellement capturables par ce type d'engins, alors il n'y a aucune preuve que la réserve offre, d'un point de vue des captures, un bénéfice pour les pêcheurs. De plus, en UVC, les espèces recensées ne sont pas nécessairement les mêmes que celles représentant les biomasses les plus fortes dans les captures de pêche. Dans le cas de la RNBB, les chapons *Scorpaena scrofa*, les langoustes *Palinurus elephas* et les mostelles *Phycis phycis* sont les 3 espèces les plus capturées (voir *Manuscrit A*). Or ce sont toutes trois des espèces cryptiques et difficilement observables lors des comptages sous-marin (García-Charton et al. 2000a, Samoily & Carlos 2000). On ne voit alors que la partie immergée de l'iceberg.

Dans le cas des pêches expérimentales, ce sont généralement les scientifiques eux-mêmes qui les effectuent. Bien qu'utilisant des engins et des techniques équivalentes aux pêcheurs locaux, ils ne possèdent pas les mêmes facultés à cibler la ressource, ni les mêmes connaissances des zones exploitées. Ainsi, les résultats sont susceptibles d'être impactés par un « effet pêcheur ».

Les quelques études utilisant les données de captures des pêcheurs locaux, pour la plupart des études très récentes, ont révélé un effet réserve bénéfique pour les pêcheries adjacentes (Alcala & Russ 1990, McClanahan & Mangi 2000, Roberts et al. 2001, Maypa et al. 2002, Russ et al. 2004, Goñi et al. 2006, Stelzenmuller et al. 2007). Cependant, de longues séries temporelles ne sont encore que rarement disponibles. De plus, peu de cas d'études présentent des données permettant de comparer les zones intra-AMP et les zones en dehors de celles-ci.

La RNBB représente un cas d'étude exceptionnel : nous disposons en effet d'une longue série temporelle de données, recueillies annuellement de 2000 à 2007, mais également d'informations spatiales, nous permettant de comparer l'évolution des données en fonction de la zone de pêche. Enfin, la zone de protection partielle des îles Lavezzi, où l'activité de chasse sous-marine est interdite depuis 1982, pouvait être considérée en tant que zone contrôle face aux impacts de cette activité récréative.

Nous avons utilisé dans cette étude les données de débarquements de la pêche artisanale pour évaluer la performance de la RNBB. Cette évaluation des captures est une méthode assez

courante, mais qui ne permet pas d'estimer les rejets ni les captures accessoires (Hilborn & Walters 1992). C'est pourquoi nous avons également pris en compte les données d'embarquements récoltées pendant 3 années pour évaluer la proportion d'individus détériorés par les prédateurs et des espèces rejetées en raison de leur faible intérêt économique.

Les captures par unité d'effort (CPUE) sont couramment utilisées pour évaluer les évolutions des captures de pêches (Lorenzen et al. 2006), ce qui peut parfaitement traduire les bénéfices réels qu'apportent les AMP pour les pêcheries (Coll et al. 2004, Russ et al. 2004, Stelzenmuller et al. 2007), à condition de prendre également en compte les inconvénients de ces données dans l'analyse et l'appréciation s'en suivant. Smith et al. (2006) faisaient part de leur hésitation quant à l'utilisation des CPUE pour évaluer un effet réserve. Ils considèrent en effet qu'il n'est pas possible de mettre en évidence un réel effet réserve sans s'affranchir des effets multiples des technologies des engins de pêche, de l'hétérogénéité des compétences des marins, de l'hétérogénéité spatiale des stocks de poissons, des patrons saisonniers d'abondance, et des données extrêmes dues à des captures exceptionnelles (Maunder & Punt 2004).

Une attention particulière a été donnée pour limiter ces inconvénients. Tout d'abord, la RNBB se caractérise par l'utilisation quasi-exclusive des filets trémail. De plus, les engins utilisés dans la RNBB n'ont pas changé au cours de l'étude, ni même le nombre de bateaux actifs au sein de cette AMP. Afin de limiter les sources d'hétérogénéité sur les données de captures, nous avons réduit la saison d'étude à 3 mois, pour lesquels les valeurs de CPUE ne présentaient pas de variation inter-mensuelle statistiquement significative. Nous les avons analysées de telle manière qu'elles puissent permettre de répondre particulièrement à l'hypothèse posée, à savoir « est-ce que la limitation de la chasse au harpon dans la RNBB s'est accompagnée d'un bénéfice pour les captures des pêcheurs artisanaux ? ». Enfin, les données de pêche présentent généralement une très forte variabilité interannuelle (Botsford et al. 1997, Haltuch et al. 2009). L'utilisation de modèles linéaires pour expliquer l'évolution des données observées n'était donc pas possible. Nos analyses ont tenu compte de ces variations naturelles, en considérant principalement la tendance générale et sa significativité par rapport à un modèle nul.

Enfin, les données recueillies en collaboration avec les pêcheurs dépendent fortement de leur bon vouloir. Les déclarations des pêcheurs peuvent être faussées, notamment dans le cas d'espèces emblématiques comme la langouste, dont les populations sont en déclin et pour laquelle la réglementation impose une taille minimale de capture. De plus, certains pêcheurs, peu nombreux, refusaient quasiment systématiquement de présenter leurs captures de pêche. Cependant, les données recueillies nous ont permis d'avoir une vision réelle de l'effort de pêche dans chaque port, aussi bien en terme de nombre de bateaux sortis en mer chaque jour (indépendant des déclarations des pêcheurs) qu'en termes d'UE (unités d'effort : nombre de pièces de filets calées par 24h) moyennes utilisées. En effet, même si certains pêcheurs n'ont été interrogés qu'un nombre très limité de fois, la pêche est artisanale et les pêcheurs utilisent généralement toujours le même équipement au cours d'une saison.

Considérant tous ces éléments, en plus du fait que la RNBB est structurée selon différents niveaux de protection, nous pouvons considérer que les données utilisées dans cette étude sont pertinentes pour répondre aux questions posées, à savoir : « Quelle est la performance de la RNBB ? Est-ce que la limitation de la chasse sous-marine est efficace ? Est-ce qu'une telle réglementation représente un bénéfice pour les pêcheurs artisanaux ? ».

Les analyses statistiques effectuées dans les *Manuscripts A, B et C* nous ont permis de comprendre l'évolution des activités de pêche et de la composition des assemblages dans la RNBB depuis sa création en 1999, et ainsi évaluer sa performance.

6.1.2. La RNBB est-elle performante ?

Nous avons pu, dans cette étude, mettre en évidence dans quelle mesure la réglementation sous forme de protections partielles peut être efficace (*Manuscrit C*). Dans la RNBB, ces zones prohibent la chasse sous-marine depuis 1999. Bien qu'il est reconnu que les pêches commerciales entraînent des modifications à l'échelle de l'espèce, des populations et de l'écosystème dans son ensemble, les activités de pêche récréative, notamment la chasse sous-marine, doivent également être prises en compte. Ces activités peuvent affecter, comme le font les pêches commerciales, la composition des communautés de poissons, la structure de ces populations, et par conséquent le fonctionnement des écosystèmes (Bell 1983, García-

Rubies & Zabala 1990, Jouvenel & Pollard 2001, Morales-Nin et al. 2005, Cadiou et al. 2009). En effet la chasse sous-marine est très sélective puisque les pêcheurs ciblent précisément leurs proies : ils ne prélèvent qu'un nombre limité d'espèces, et chassent préférentiellement les individus de grande taille (Shears et al. 2006).

Dans le *Manuscrit A*, nous avons mis en évidence 2 patterns d'évolution des techniques et des stratégies de pêche, spatialement distincts, distinguant un cas particulier d'évolution de la pêcherie dans la partie sud / sud-ouest de la RNBB (cas 1), différente de celle utilisée par les pêcheurs de l'est de la Corse, basés dans les ports de Sant'Amanza et Porto-Vecchio (cas 2). Les indicateurs de pêche issus du *Manuscrit A* présentent des tendances similaires pour les pêcheurs de Pianottoli et Bonifacio, qui sont par contre très différentes de celles des pêcheurs des deux autres principaux ports.

Dans le cas 1, le nombre de bateaux actifs a légèrement diminué depuis 2000. Les unités d'effort ont diminué de 25%, dévoilant ici une diminution de la longueur des filets utilisés. Les pêcheurs de Pianottoli et de Bonifacio semblent avoir privilégié la pêche à la langouste au détriment de la pêche au poisson. En effet, l'analyse des débarquements montre une diminution flagrante des captures de poissons, tandis que les captures de crustacés (généralement des langoustes) restent beaucoup plus stables. Par contre, malgré la diminution de l'effort de pêche, les CPUE n'ont pas révélé de différences significatives entre 2001 et 2007, ce qui sous-entend que la ressource n'est probablement pas surexploitée. En effet, dans un contexte de surexploitation, une diminution de l'effort de pêche tend à faire augmenter les captures (Colloca et al. 2004, Lorenzen et al. 2006). Les informations apportées par les indicateurs de sortie du modèle Ecopath (*Manuscrit D*) confirment d'ailleurs que l'écosystème de la RNBB est caractérisé par une très forte productivité et n'est pas, de manière globale, surexploité. Ainsi, une augmentation ou une diminution des efforts de pêche, bien que risquant d'entraîner des modifications intrinsèques de la structure des communautés (Pauly et al. 1998, Jennings et al. 1999, Hutchings 2005), n'aura pas de conséquences sur l'évolution des captures de pêche.

Dans le cas 2, concernant les pêcheurs de Sant'Amanza et de Porto-Vecchio, nous avons mis en évidence une dynamique temporelle des stratégies de pêche très différente du cas 1. En effet, dans ces ports, le nombre moyen de bateaux actifs pêchant dans le périmètre de la RNBB a légèrement augmenté. Ils ont par contre vu leurs unités d'effort chuter de moitié.

Dans ce cas, cela pourrait s'expliquer non seulement par une diminution de la longueur des filets, mais surtout par un changement de stratégie dans l'utilisation des engins de pêche. En analysant les autres indicateurs de la pêche, nous pouvons affirmer qu'ils ont diminué leur utilisation des filets à langoustes au profit des filets à poissons. En effet, les débarquements d'ostéichthyens sont équivalents en 2001 et 2007, tandis que les débarquements de langoustes ont chuté d'environ 70%. Or on remarque également que leurs CPUE ont significativement augmenté, traduisant de meilleures pêches 8 ans après la mise en place de la réserve.

Les pêcheurs de Sant'Amanza et de Porto-Vecchio ont un avantage certain sur les pêcheurs du sud/sud-ouest de la Corse, puisque les ports dans lesquels ils sont basés sont situés au plus proche des zones de protection partielle des îles Lavezzi et des îles Cerbicale, les deux plus grandes zones de protection partielle de la RNBB, dans lesquelles la chasse sous-marine est prohibée depuis 1982 pour la zone des Lavezzi, et depuis 1999 pour la zone des Cerbicale.

Nous avons démontré dans le *Manuscrit C* que la fermeture de la chasse au harpon dans les zones de protection partielle offre un bénéfice certain pour la pêche artisanale. En effet, les espèces initialement très ciblées par la chasse sous-marine ont vu leurs CPUE doubler entre 2000 et 2007, tandis que les espèces non ciblées ne présentent qu'une très légère augmentation, de 15%. L'explication d'une telle observation est finalement logique, et ne fait pas intervenir de phénomène biologique ou écologique complexe. Avant la mise en place de la réserve, la quasi-totalité de la RNBB était accessible à tous les pêcheurs, qu'ils soient professionnels ou plaisanciers. En 1999, l'instauration des zones de protection renforcée a permis de limiter la chasse sous-marine, activité très commune en Méditerranée (Jouvenel & Pollard 2001, Morales-Nin et al. 2005), et dont la pression de pêche est dorénavant reconnue comme importante (Coll et al. 2004, Cooke & Cowx 2006).

Ainsi, les pêcheurs de Sant'Amanza et de Porto-Vecchio ont mis à profit la création de la réserve, qui semble efficace puisque leurs débarquements n'ont pas significativement diminué depuis 2000, malgré la diminution de l'effort de pêche.

La stratégie des pêcheurs de Pianottoli et de Bonifacio consisterait donc à cibler principalement les langoustes, ressource emblématique dans la RNBB, et présentant surtout un très fort intérêt économique (vendue 70€/kg en 2007 alors que le poisson se vend à 8€/kg

pour la soupe et à 22€/kg pour le beau poisson), mais dont les effectifs semblent en déclin sur l'ensemble du pourtour de la Corse (Marin 1985, Pere et al. 2008), comme dans de nombreuses zones du monde, suite à leur surexploitation (Hunter 1999, Goñi & Latrouite 2005, Groeneveld et al. 2006). Une analyse économique complémentaire permettrait d'évaluer l'intérêt pécuniaire réel de cette stratégie. Ils pêchent moins en termes de quantité, mais est-ce que la vente de langoustes principalement permet de compenser cette réduction des captures totales ?

De plus, il a été démontré dans le *Manuscrit E* que l'exploitation des langoustes dans l'état actuel des choses continuerait à entraîner un déclin de la population et donc des captures, tous autres facteurs environnementaux étant fixes par ailleurs. Il semblerait que seule une fermeture totale de la pêcherie de langoustes permettrait de renouveler les stocks déjà fortement impactés.

Nous avons donc proposé de tester la mise en place de mesures de gestion restrictives concernant la pêcherie de langoustes, en autorisant par exemple l'utilisation des filets à langouste uniquement pendant la haute saison touristique, limitant ainsi l'impact économique négatif de la mise en place de nouvelles mesures de gestion restrictives. Il serait alors proposé aux pêcheurs de reporter leur effort de pêche sur les ressources en poissons.

La création de la RNBB a permis d'instaurer en 1999 une mosaïque de petites zones de non-prélèvement situées pour la plupart autour des îles, comme de nombreuses AMP en Méditerranée (Francour et al. 2001). Ces emplacements sont particulièrement stratégiques : les zones rocheuses en Méditerranée sont des habitats remarquables complexes, très riches d'un point de vue de la biodiversité et des abondances (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001, La Mesa et al. 2006b), et abritant souvent des espèces emblématiques protégées, comme le mérrou *Epinephelus marginatus* ou les grandes cigales de mer *Scyllarides latus*.

La disposition de ces zones de non-prélèvement peut être parfaitement adaptée à l'objectif qu'elles cherchent à atteindre. En effet, définir quels sont les emplacements à privilégier, les surfaces à protéger et les dispositions optimales des réserves est une problématique récurrente (Halpern & Warner 2003, García-Charton et al. 2004, Guidetti & Sala 2007, Tetreault & Ambrose 2007, Claudet et al. 2008, Forcada et al. 2009), pour laquelle l'utilisation de modèles dynamiques peut se révéler essentielle (Drouineau et al. 2006,

Halpern et al. 2006, Baskett et al. 2007, Pelletier et al. 2008). Les comportements migratoires journaliers et saisonniers des espèces sont à prendre en compte, de même que la dispersion larvaire (Stockhausen et al. 2000, Russ 2002, Botsford et al. 2009). Plusieurs petites zones éparpillées de non-prélèvement peuvent en effet augmenter la surface probable de recrutement des larves, offrant une plus grande probabilité que celles-ci recrutent dans la zone attendue (Kaplan 2006).

L'agencement de la RNBB en mosaïque de zones de non-prélèvement et zones de protection partielle bénéficie aussi bien à l'ensemble des espèces dans un premier cas et tout particulièrement aux espèces sensibles (ici à la chasse sous-marine) dans un deuxième cas (Lester & Halpern 2008).

6.2. Quel avenir pour les zones de protection partielle ?

Un grand nombre d'études traitant des bénéfices des AMP pour les activités de pêche sont basées sur l'étude de zones de non-prélèvement : les pêcheurs peuvent caler leurs engins aux abords de la zone protégée, dans l'objectif d'obtenir des rendements de pêche plus élevés. Ceci sous-entend le succès de l'effet "spillover", la ressource se déplaçant de la zone protégée vers la zone alentour, soit par effet densité non-dépendant (déplacement naturel du poisson, supposant des comportements migratoires suffisants), soit par effet densité-dépendant ou pour échapper à une prédation accrue.

L'étude de la performance des zones de protection partielle est moins courante et les études empiriques s'y rapportant sont encore rares (Lester & Halpern 2008). De plus, dans la majorité des cas, les restrictions d'activité ciblent les activités de pêche professionnelle, puisque les pêches plaisancières sont souvent *a priori* jugées comme ayant un impact limité sur la ressource (voir la synthèse effectuée par Lester et Halpern, 2008).

Les rares études traitant de la performance des zones de protection partielle indiquent le plus souvent que celles-ci sont inefficaces, ou du moins d'efficacité très limitée. Ainsi, l'interdiction de la pêche commerciale dans le parc marin de Mimiwhangata (Nouvelle-Zélande), où la plupart des activités de pêche plaisancière sont autorisées, n'a pas permis ni le

rétablissement des populations de *Pagrus auratus* (Denny & Babcock 2004) ni l'augmentation des abondances des langoustes (Shears et al. 2006).

Cependant, les AMP dans lesquelles les activités professionnelles sont maintenues au détriment des activités récréatives sont rares. La réserve partielle des îles Medes (Espagne) ne semble pas offrir un bénéfice majeur pour la pêche artisanale autorisée sur site, mais elle pourrait jouer le rôle de zone tampon, et mettrait à la disposition des pêcheries adjacentes quelques espèces mobiles évoluant de la zone totalement protégée à la zone partielle, dans l'hypothèse d'une continuité des habitats (Stelzenmuller et al. 2007). C'est également le cas dans la réserve naturelle de Scandola, dans le nord-ouest de la Corse (Francour 1994).

Ces zones de protection partielle offrent par ailleurs un avantage certain en limitant les conflits entre les différents usagers de la mer (Badalamenti et al. 2000, Francour et al. 2001, Jones 2002). C'est le cas dans de nombreuses zones de la Méditerranée, où les compétitions entre les pêcheurs artisanaux et les pêcheurs récréatifs pour l'accès à la ressource sont communes (Gomez et al. 2006, Lloret et al. 2008b). Il apparaît, selon des études sociologiques, que les pêcheurs artisanaux de Cap Creus (Espagne) considèrent la chasse sous-marine comme l'activité récréative la plus nuisible, du fait que les chasseurs ciblent les espèces écologiquement et économiquement les plus importantes (Gomez et al. 2006).

Au vu des conflits d'intérêts entre les pêcheurs, on se dirige vers des agencements de plus en plus complexes des AMP, dans l'objectif de satisfaire l'ensemble des usagers, tout en maintenant des objectifs de protection de la biodiversité et de maintien des pêches artisanales lorsque cela est attendu.

Ainsi, il est essentiel de pouvoir évaluer les performances des zones de protection partielle, de même que les mécanismes clés de leur fonctionnement pour pouvoir par la suite optimiser leur design.

6.3. Les AMP : réellement efficaces ou est-ce un leurre ?

Certaines études ont mis en évidence un manque certain du suivi des performances pour de nombreuses AMP (Jones 2002). Kelleher et al. (2005) ont par exemple mis en évidence que sur les 1306 AMP étudiées, une grande majorité d'entre elles, soit 71%, ne faisaient pas l'objet du moindre suivi de leur performance. Concernant les autres AMP, 31% avaient atteint leurs objectifs de gestion, 40% présentaient des résultats modérés et 29% n'ont pas obtenu les résultats attendus (Kelleher et al. 1995). Hughes et al. (2005) considèrent qu'il est bien plus difficile de restaurer un écosystème dégradé que de le maintenir dans de bonnes conditions, d'où l'importance de la surveillance. Ainsi, bien que les AMP soient dorénavant considérées comme un outil fiable de protection de la biodiversité, et pour lesquelles on avance souvent les bénéfices pour les pêches artisanales, peu d'entre elles font réellement l'objet de suivis. Cependant, de nombreuses études ont récemment été publiées, apportant de plus en plus de preuves empiriques de la performance réelle des AMP, tout en soulignant leurs limitations.

La réponse des assemblages à la protection dépend en effet de plusieurs facteurs, parmi lesquels la situation géographique de l'AMP, les caractéristiques des espèces ciblées par la mise en place de l'AMP, les communautés la composant, et son agencement (Claudet et al. 2008, García-Charton et al. 2008). Il faut également tenir compte de l'effet du déplacement de l'effort de pêche : après la création d'une AMP, l'effort de pêche est souvent uniquement déplacé et non pas restreint. Dans ce cas, la forte pression de pêche s'effectuant autour des zones protégées peut provoquer un déclin local des populations exploitées (Halpern et al. 2004, Shears et al. 2006, Kellner et al. 2007).

De plus, il apparaît parfois que les zones de non-prélèvement, très souvent utilisées, ne forment pas nécessairement l'outil le mieux adapté aux besoins, notamment dans le cas d'espèces pélagiques ou au contraire grégaires. Dans ce second cas, l'effet "spillover" n'est pas possible, les espèces étant peu mobiles, et ne peuvent donc pas fournir de la biomasse supplémentaire pour les pêcheries alentours. Ce peut être le cas par exemple pour les langoustes, dont les déplacements sont très limités (Goñi et al. 2006, Shears et al. 2006).

Agardy (2003) souligne que la clé du succès d'une AMP dépend de sa capacité à résoudre des problèmes de gestion. Pour cela, les objectifs doivent être clairement établis à la

suite d'une collaboration entre les scientifiques, les communautés locales, les usagers et les autorités de gestion (Francini-Filho & Moura 2008). En effet, des études sociologiques effectuées dans la réserve de Cap Creus (Espagne) et de Egadi Islands (Italie) montrent que les pêcheurs se sentent généralement exclus des processus de gestion et seraient plus à l'aise avec les gestionnaires et les régulations s'ils étaient réellement impliqués dans la gestion (Himes 2003, Gomez et al. 2006).

Les AMP présentent cependant un atout essentiel, celui de l'approche de précaution (Agardy et al. 2003). En effet, protéger l'ensemble d'une zone de la surexploitation, de la destruction des habitats et de la pollution (Eichbaum et al. 1996) revient à limiter les risques pris par des mesures de gestion plus classiques, dans un cas d'incertitude sur les conséquences des recommandations ou de mauvaise évaluation (Hilborn et al. 2001). Ainsi les AMP peuvent servir de barrière dans le cas des incertitudes, des biais et des erreurs inévitables dans le domaine de la gestion des pêches (Lauck et al. 1998).

Enfin, toutes les synthèses récentes concernant les effets des AMP confirment qu'elles sont particulièrement efficaces pour protéger et restaurer la biodiversité (Gell & Roberts 2003a, Halpern 2003, García-Charton et al. 2008), et l'effet spillover est souvent observé, prouvant que certaines espèces se déplacent des zones protégées vers l'extérieur, pouvant potentiellement représenter un atout pour les pêcheries environnantes (McClanahan & Mangi 2000, Murawski et al. 2003, Ashworth & Ormond 2005, Francini-Filho & Moura 2008, Harmelin-Vivien et al. 2008, Forcada et al. 2009, Stobart et al. 2009).

6.4. Les indicateurs : l'importance d'être lié de manière directe à une pression donnée

En matière d'évaluation des mesures de gestion, les indicateurs peuvent être utilisés soit à partir de données de terrain pour évaluer la performance d'une mesure de gestion en place, soit pour comparer différents scénarios testés à l'aide de modèles, offrant ainsi une aide à la décision pour mettre en place des actions futures de gestion (Rice & Rivard 2007). Cependant, il faut noter que les indicateurs restent cantonnés au diagnostic tant qu'ils ne sont

pas analysés à la lumière des modèles permettant d'expliquer les mécanismes sous-jacents du système étudié.

De la même manière, il est important de considérer la concordance entre l'effet que l'on attend et les valeurs possibles des indicateurs. Afin de pouvoir le comprendre, l'indicateur doit être lié de manière logique et monotone à la pression. Les indicateurs classiques souvent utilisés pour évaluer l'évolution de la diversité ne répondent cependant pas à ces exigences.

Par exemple, la richesse spécifique est parfois utilisée pour évaluer l'effet d'une aire marine protégée (McClanahan & KaundaArara 1996, Harmelin-Vivien et al. 2008). Cependant, sa pertinence peut être mise en cause. Peut-on vraiment affirmer que la protection d'une zone induira une augmentation du nombre d'espèces observées ? En effet, puisque les espèces rares ne sont observées qu'occasionnellement, la richesse ne peut pas être un indicateur robuste de l'effet réserve (Boersma & Parrish 1999). De plus, la richesse spécifique est dépendante de nombreux facteurs (Dufrene & Legendre 1997) comme l'habitat, la surface étudiée et la température des eaux marines (Lasram 2009). C'est le cas dans la RNBB : bien que la richesse spécifique moyenne estimée par opération de pêche soit plus élevée dans la zone de protection partielle des Lavezzi que dans le reste de l'AMP (Figure 12, à gauche), on observe cependant, en considérant la richesse spécifique totale recueillie au cours de l'étude, qu'elle est plus élevée dans le périmètre général de la RNBB que dans le secteur 4, pourtant protégé depuis 20 ans (Figure 12, à droite). Une explication probable est que le périmètre général de la RNBB, de par sa très grande surface, englobe des habitats très variés et peut abriter un grand nombre d'espèces aux exigences différentes. Enfin, certaines rares études font état d'une plus faible richesse spécifique au sein d'AMP par rapport aux zones impactées alentours (Stobart et al. 2009), provenant d'une augmentation de la biodiversité induite par la pêche (Bianchi et al. 2000).

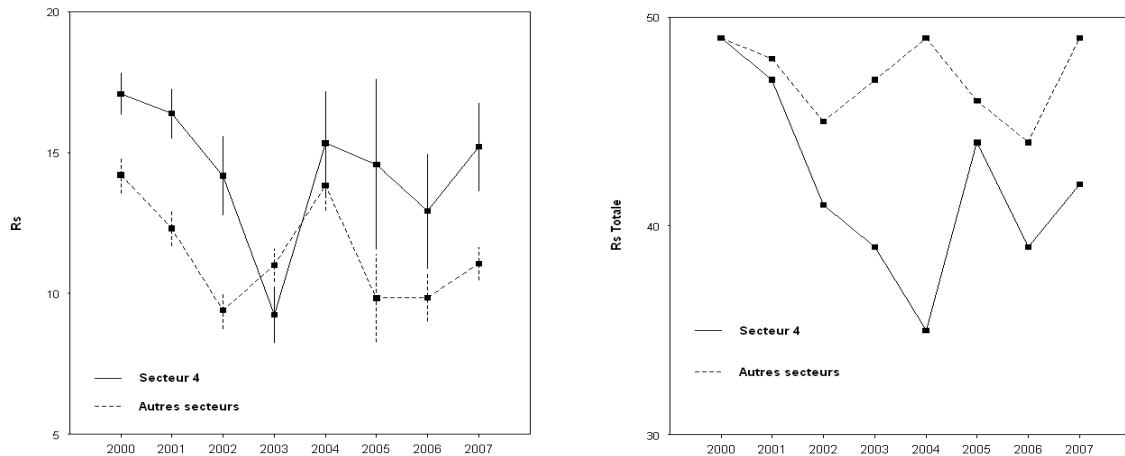


Figure 12 : Évolution de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche et totale au cours de l'étude, dans le secteur 4 et dans le reste de la RNBB

Les indicateurs sont également parfois calculés à l'échelle de l'assemblage dans son ensemble, espèce par espèce ou alors par famille (Guidetti & Sala 2007). En analysant des groupes d'espèces, il est nécessaire de s'assurer que toutes les espèces au sein de ce groupe vont répondre de manière équivalente à la perturbation. Or les espèces d'une même famille n'ont pas nécessairement la même fonction dans l'écosystème et ne répondront donc pas obligatoirement d'une manière identique à une perturbation environnementale. Par exemple, les sparidés regroupent, en Corse, quatre espèces communes : *D. sargus*, *D. vulgaris*, *D. puntazzo* et *D. annularis*. De ces quatre espèces, trois ont pour habitat préférentiel les zones rocheuses tandis que *D. annularis* est inféodé aux herbiers. De par leur milieu de vie, ils ne seront pas affectés de la même manière par une perturbation, en particulier la pêche qui s'effectue préférentiellement dans les zones rocheuses, abritant de nombreuses espèces ciblées.

Enfin l'échelle d'étude des indicateurs est également importante. Un indicateur trop global risque de "noyer" l'information et de confondre les effets de plusieurs facteurs. La performance d'un indicateur ne dépend pas de l'indicateur en lui-même, mais de son utilisation. Il peut en effet parfois être considéré comme non-pertinent, mais il est possible que l'échelle d'observation ne soit pas adaptée. Toutes les composantes d'un assemblage peuvent ne pas répondre de manière équivalente à une perturbation environnementale, qu'elle soit « négative » comme une pollution, ou « positive » comme une protection. Les réponses

multiples peuvent être opposées, et dans ce cas, au niveau de l'assemblage global, aucune tendance ne peut être mise en avant (Figure 13).

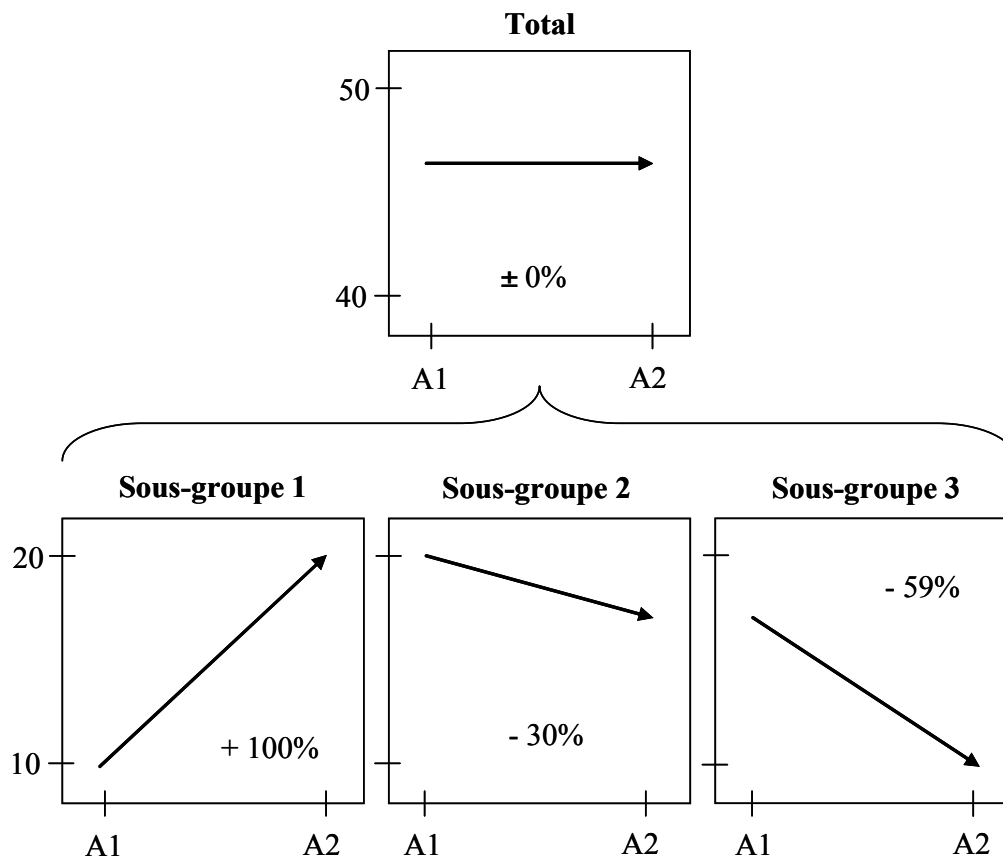


Figure 13 : Pourquoi est-ce important d'adapter l'échelle d'analyse à notre étude ? Représentation de l'importance d'analyser les résultats selon les sous-groupes déterminés en fonction des hypothèses testées

Il est donc nécessaire de bien analyser ce que l'on cherche à mettre en évidence en tenant compte des différences possibles de réponse à une perturbation au sein de l'assemblage, et analyser l'assemblage en groupe réponse, selon le principe macro-écologique de déconstruction des patterns.

Les chapitres 3 et 4 synthétisent les analyses empiriques effectuées dans la zone. Dans les trois articles les composant, les données ont été analysées de manière à répondre à l'hypothèse posée, en subdivisant l'assemblage global en sous-parties établies en fonction des hypothèses. Le *Manuscrit A* a permis de décrire l'évolution générale de l'activité de pêche dans la RNBB après sa mise en place. Il est apparu que le schéma général observé n'est pas homogène dans l'espace. Bien que les outils de gestion tels que les AMP sont créés selon un

agencement spatial particulier, les indicateurs sont eux rarement décrits à l'échelle spatiale correspondante (Stelzenmuller et al. 2008). Or les écosystèmes étant hétérogènes (Babcock et al. 2005), les effets attendus des AMP peuvent être différents en fonction de leurs emplacements. Il s'avère donc réellement nécessaire de prendre l'aspect spatial en compte.

Afin d'analyser l'effet de la présence des dauphins et de leurs attaques des filets sur les captures de pêche (*Manuscrit B*), nous avons regroupé les espèces capturées dans les filets de la pêche artisanale en sous-groupes correspondant à leur réponse probable à la présence d'un prédateur dans la zone, à savoir l'échappement ou la dissimulation. Un autre objectif était d'étudier dans quelle mesure la mise en place de grandes zones de protection partielle peut représenter un bénéfice pour la pêche artisanale. Nous avons défini pour cela 3 sous-groupes réponse en fonction de l'intérêt des espèces pour la chasse au harpon, interdite depuis la création de la RNBB dans 15% de sa superficie (*Manuscrit C*).

Dans chacun de ces cas, la réponse obtenue était une réponse globale à un effet particulier. De plus, il est important de signaler qu'utiliser plusieurs indicateurs permet d'évaluer plus précisément le statut d'un écosystème (Link et al. 2002).

Le cheminement de cette thèse a permis de mettre en évidence les bénéfices d'une AMP composée de plusieurs niveaux de protection, de par l'analyse empirique des données de suivi et les analyses dynamiques offrant un outil facilitant la compréhension des phénomènes non triviaux observés sur le terrain, et une base nécessaire comme outil d'aide à la décision pour les gestionnaires. Cependant, les AMP ne sont pas des systèmes fermés, et plusieurs co-facteurs intervenant à une échelle plus globale peuvent avoir un rôle non négligeable sur les patterns observés.

6.5. Vers une vision plus globale pour évaluer l'effet réel des AMP

Divers facteurs environnementaux, biotiques et abiotiques, peuvent impacter les écosystèmes et les communautés marines côtières (Jackson et al. 2001, Ormerod 2003, Islam & Tanaka 2004, Keller et al. 2009), et par conséquent les captures de pêche. En partant d'une échelle restreinte, impactant les communautés sur le court terme, à une échelle plus large, il est possible de citer plusieurs éléments.

La présence de prédateurs dans la zone peut influencer le comportement des proies (Lima & Dill 1990, Burrows et al. 1994, Bax 1998) et modifier les captures, basées dans le cas de l'utilisation d'engins dormants comme dans le sud de la Corse, sur la configuration du déplacement de poissons. Les suivis des interactions des grands dauphins avec les filets de pêche ont été effectués pendant 3 années (*Manuscrit B*). Il apparaît que ces prédateurs peuvent néanmoins participer à une augmentation des CPUE dans les captures de pêche, en impactant volontairement ou non le comportement de fuite des poissons présents dans la colonne d'eau.

Sur le court terme, les facteurs environnementaux tels que les pollutions marines et terrestres côtières peuvent également impacter le milieu et les ressources vivantes (Islam & Tanaka 2004). De plus, les conditions climatiques sont connues pour bouleverser le comportement des poissons (Anras & Lagardere 1998, Ortega-Garcia et al. 2008). Un coup de vent, des courants importants, induisent une mise en suspension des particules pouvant attirer les poissons, en frénésie dans la zone.

De manière plus générale, l'évolution des conditions climatiques à plus grande échelle, comme le réchauffement climatique global, peut influencer la composition des captures, avec par exemple l'apparition ou la disparition d'espèces dans la zone étudiée (Lasram et al. 2009). La dispersion larvaire et la connectivité entre les habitats sont également des éléments qu'il est important de considérer dans l'étude des communautés.

6.5.1. Et le changement global dans tout ça ?

Bien que le changement global, dont le scénario futur le plus probable est une augmentation de la température des eaux (qui s'observe déjà depuis 30 ou 40 ans) d'environ 3°C en moyenne d'ici 2099 (Lasram 2009) (Figure 14) soit dorénavant reconnu, peu d'études scientifiques font référence aux effets attendus de ce changement sur les communautés marines (Soto 2002, Munday et al. 2008) et par conséquent sur les captures de pêche (Sherman et al. 2009) ; il apparaît par conséquent crucial de s'intéresser à ces phénomènes de grande envergure.

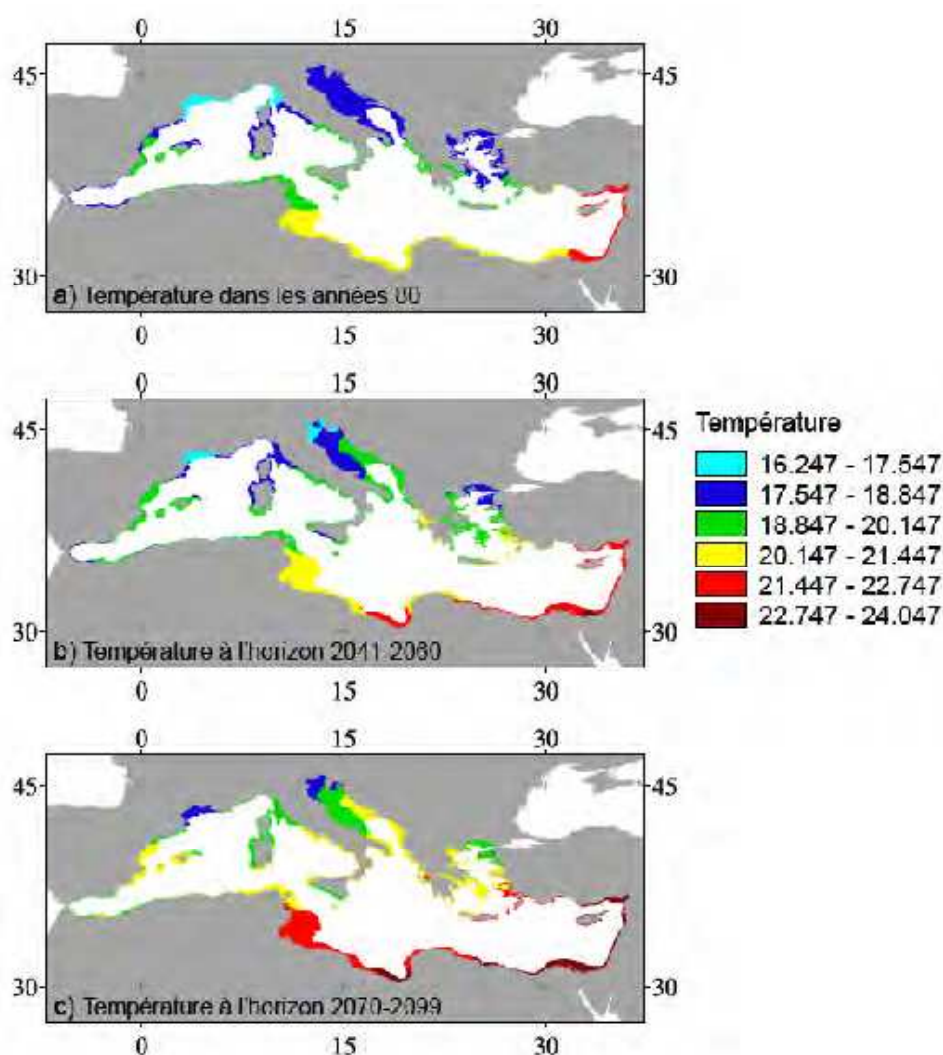


Figure 14 : Température moyenne de surface du plateau continental en 1980 (a) et prédictions à l'horizon 2041-2060 (b) et 2070-2099 (c) (issu de Lasram, 2009)

Le réchauffement climatique peut affecter les populations marines selon quatre mécanismes : (i) une réponse physiologique à l'augmentation des températures, (ii) une réponse comportementale par fuite des conditions défavorables (ou par recherche de températures préférentielles) (iii) des modifications des paramètres de la dynamique des populations et (iv) des modifications de la productivité des écosystèmes (Rijnsdorp et al. 2009). Les habitats sont également sensibles aux variations de température. Par exemple, le réchauffement des eaux tropicales entraîne la mort de coraux, phénomène appelé « blanchissement ». Or les communautés marines sont très dépendantes des habitats, et la destruction du corail entraîne indubitablement un appauvrissement du milieu en terme de diversité (Munday et al. 2008).

L'impact de la production primaire sur la production de pêche, de par les relations bottom-up, est dorénavant bien connu (Ryther 1969, Beddington 1995, Pauly & Christensen 1995). Ainsi il a été démontré que le réchauffement des eaux marines en milieu côtier influence 11,3% des biomasses des rendements des pêches mondiales (Sherman et al. 2009).

De plus, ces facteurs peuvent impacter différemment la ressource selon leur stade de développement (Munday et al. 2008). Les comportements de pontes et de recrutement sont par exemple très affectés par les températures (Henriques et al. 2007). De plus, les œufs et les larves planctoniques sont dispersés pas les courants marins ; une augmentation de la température de surface de la mer entraînera une stabilisation des masses d'eau, réduisant alors la productivité de nombreuses zones, de même que la dispersion larvaire, affectant les futures zones de recrutement (Soto 2002).

Le réchauffement des eaux entraîne non seulement une modification de la distribution spatiale des populations marines dans des zones septentrionales mais est également la cause de l'arrivée d'espèces dites exotiques. Dans le cas de la Méditerranée, celles-ci proviennent de l'océan Atlantique (Lasram et al. 2008) et/ou de la mer Rouge (espèces Lessepsiennes). Ces changements peuvent induire de fortes modifications des assemblages ichtyologiques, de par l'apparition de nouveaux phénomènes de prédation ou de compétition pour l'espace (Lasram & Mouillot 2009). Les conséquences sur la structure des assemblages et les biomasses sont difficilement prévisibles, et peuvent dépendre de nombreux paramètres comme la zone d'étude et l'adaptabilité des espèces (Brander 2007, Munday et al. 2008). En mer du Nord, il a été prouvé que l'augmentation des températures était responsable de l'accroissement de la richesses spécifique par arrivée d'espèces thermophiles (Hiddink & ter Hofstede 2008).

Il a déjà été mis en évidence en Atlantique que les modifications de régimes thermiques entraînent d'importantes conséquences sur la dynamique trophique des écosystèmes et par conséquent sur les captures de pêche (Murawski 1993, Lasram 2009). En Méditerranée, on observe depuis quelques années une augmentation du recrutement des larves et des abondances de juvéniles de mérour *Epinephelus marginatus* le long des côtes françaises, dont le "pattern" s'est d'abord étendu du sud vers le nord puis vers l'ouest. Bien que cette espèce soit protégée depuis 1993 par un moratoire, il semble que la protection ne soit pas le seul facteur pouvant expliquer ces variations d'abondances. Le réchauffement des eaux

Méditerranéennes pourrait également jouer un rôle non-négligeable dans ce phénomène, les températures influençant nettement le développement des larves (Bodilis et al. 2003).

Confronter les variations d'abondance observées et les phénomènes climatiques majeurs à grande échelle permettrait de mettre en exergue une vision à une échelle macro-écologique des variations d'abondances des poissons en Méditerranée. Ce facteur peut en effet masquer un réel effet réserve. Bien que l'effet des AMP sur la biodiversité et les abondances des espèces protégées est largement reconnu, les études sont généralement basées sur du court terme. Or il se pourrait que ces bénéfices ne soient pas suffisants pour contrecarrer les effets d'une perturbation à grande échelle sur l'écosystème (Graham et al. 2008).

Les communautés marines se trouvent donc confrontées aux effets conjoints de deux pressions majeures, à savoir le changement climatique global et la pêche (Shin 2009).

6.5.2. La connectivité et la dispersion larvaire

On considère qu'un des bénéfices qu'offrent les AMP est l'apport d'un surplus de larves, induisant des meilleurs recrutements, et donc une abondance accrue des populations. Cet effet est attendu aussi bien dans un objectif de restauration de la biodiversité dans les zones de non-prélèvement que comme bénéfice pour les pêcheries des zones alentours. Or les processus d'export de larves sont complexes. En conséquences, il est souvent difficile voire impossible de prédire quelles zones vont bénéficier du recrutement (Perez-Ruzafa et al. 2008).

L'efficacité du recrutement est très dépendante de la dynamique des populations et de la dispersion larvaire, qui peut varier de quelques mètres à plusieurs centaines de kilomètres (Botsford et al. 2009) et est principalement sujette aux déplacement des grands courants marins (Cowen et al. 2000). Dans la région des Caraïbes, il apparaît que la dispersion larvaire d'une grande partie des espèces de poissons récifaux s'étend sur une échelle de 10 à 100 km (Cowen et al. 2006).

Malgré cela, très peu d'études prennent en compte l'échelle spatiale de la connectivité entre les populations, ayant une importance cruciale dans leur maintien propre de même que pour les pêcheries (Botsford et al. 2001, Lockwood et al. 2002, Cowen et al. 2006). Les

besoins de connaissances sur les échanges de larves parmi les populations marines sont devenus critiques, afin de mettre en place des mesures de gestion adaptées et définir la structure des réserves marines (Cowen et al. 2000). Le maintien des populations dans les AMP dépend de la fraction de larves recrutées, qui est elle-même dépendante de la configuration des réserves et de la distance de dispersion larvaire (Botsford et al. 2001). Les populations « sources » sont celles d'où proviennent les larves s'installant dans la zone étudiée. Ces populations peuvent être géographiquement très distinctes des zones de recrutement (Lockwood et al. 2002, Lipcius et al. 2008). En raison de ces échanges à grande échelle, les pêcheries d'un pays peuvent indirectement impacter les ressources d'autres pays (Cowen et al. 2000). Pour cette raison, l'efficacité d'une AMP dépend des schémas de dispersion larvaire des espèces qu'elle tend à protéger.

Maintenir des populations au sein d'une unique réserve nécessite que celle-ci soit assez grande pour que les larves émises en son sein se réinstallent dans cette même réserve après la période de vie larvaire. Il est dans ce cas conseillé que la surface de la réserve soit au moins égale à deux fois la distance moyenne de dispersion larvaire ou, dans le cas de multiples zones protégées, que la portion de zones côtières protégées soit d'au moins 35-40% (Botsford et al. 2001, Lockwood et al. 2002). Certains pêcheurs des Florida Keys ont souligné que la conservation locale n'était relativement pas la plus importante, puisque les larves issues de leurs zones de pêche se déplacent très loin suivant les grands courants. Ceci est particulièrement vrai pour les espèces dont la durée de vie larvaire est très longue, comme les langoustes (Bohnsack & Ault 1996).

Un des objectifs de la RNBB est de restaurer la population actuellement en déclin des langoustes rouges. Or il semble à première vue que la mise en place de la réserve en 1999 n'a pas permis de modifier la tendance décroissante de ses populations ni des captures. Nous avons suggéré que la réglementation sous forme de petites zones de non-prélèvement autour des îles des Bouches de Bonifacio n'était potentiellement pas adaptée pour la protection de cette ressource, et que l'implémentation de mesures de protection plus « classiques » serait nécessaire.

En effet, la restauration de la population de la langouste rouge *Palinurus elephas* nécessiterait une augmentation des recrutements dans la zone. Les larves de langoustes rouges en Méditerranée ont une période de vie larvaire de 5 mois, et ne peuvent se déplacer que selon

des mouvements migratoires journaliers verticaux. Or la zone des Bouches de Bonifacio est réputée pour ses courants marins importants. Pour illustrer les possibilités de recrutement de larves produites dans les Bouches de Bonifacio, comprenant les zones rocheuses du sud de la Corse et du nord de la Sardaigne, distantes d'environ 12 km, nous avons utilisé le modèle de dispersion larvaire « Ichthyop » (Lett et al. 2008). Nous avons modélisé la période de vie larvaire des langoustes rouges de Corse, soit 5 mois, avec une période d'éclosion étalée sur 2 mois, de début janvier à fin février. Les données de courantologie des Bouches de Bonifacio, obtenues à l'aide du modèle océanique MARS, proviennent de l'année 2006 et ont été mesurées toutes les 3 heures. Nous avons alors représenté la dispersion de ces larves dans la zone pendant quatre mois, en débutant un mois après le début de la saison d'éclosion, soit janvier (Figure 15).

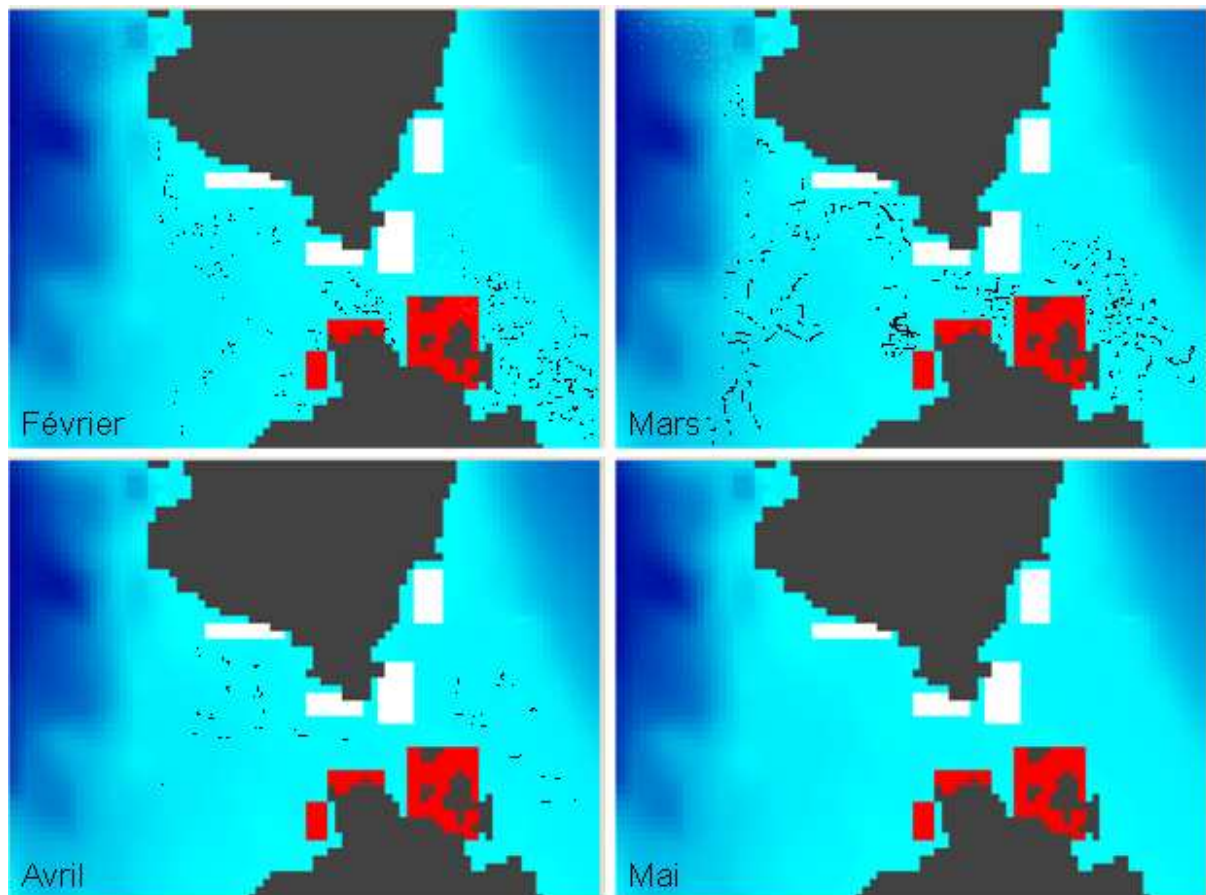


Figure 15 : Simulation de la dispersion de larves de langoustes dans les Bouche de Bonifacio au départ de plusieurs zones rocheuses de Corse (en blanc) et de Sardaigne (en rouge). "Patterns" de présence des larves 1, 2, 3 et 4 mois après le début de la ponte. La période de vie larvaire avant recrutement pour les langoustes rouges en Méditerranée est de 5 mois

On remarque que le mois suivant le début de la vie larvaire, les larves sont encore nombreuses dans la zone (février et mars). Par contre, elles commencent à se raréfier en avril et plus aucune larve n'est présente dans les Bouches de Bonifacio en mai. Ainsi, il semblerait que les langoustes recrutées dans la RNBB ne proviennent pas des zones rocheuses suggérées. Or si les zones sources sont des zones très pêchées, alors la population de langoustes ne pourra pas se renouveler.

La connectivité dépend donc de nombreux facteurs comme le transport, de par les courants marins, la situation et la taille des zones accueillant les larves (Incze et al. 2010).

6.6. Perspectives

A la lumière des éléments précédemment cités, de nouveaux axes de recherche peuvent alors être proposés. En effet, les facteurs agissant à grande échelle, comme le réchauffement global et les zones source de larves, peuvent avoir des conséquences non négligeables sur les observations effectuées à la petite échelle de l'AMP, et pourraient théoriquement dissimuler le rôle réel de l'AMP sur les assemblages. Tout l'enjeu est donc de démêler ces influences globales des influences locales liées aux mesures de gestion.

Ainsi, il serait sûrement pertinent de comparer les tendances observées des abondances locales des espèces avec celles espérées en fonction du réchauffement global à plus grande échelle. Des modèles ont été développés récemment en Méditerranée, projetant l'évolution des aires de répartition des espèces de poissons en Méditerranée aux horizons 2040-2060 et 2070-2099, selon le scénario A2 de réchauffement global (Lasram 2009). En effet, le déplacement de certaines espèces vers le nord de la Méditerranée, consécutivement à un réchauffement des eaux, pourrait induire l'augmentation observée des abondances de ces espèces dans les zones situées plus au nord de leur barycentre géographique.

De plus, on observe un manque certain d'informations concernant les effets combinés du réchauffement global et des pêcheries sur les assemblages (Shin 2009). Le changement climatique global impacte en priorité les bas niveaux trophiques, par les variations de productivité, ce qui entraîne des effets bottom-up sur l'ensemble de l'assemblage. Au

contraire, la pêche cible principalement les hauts niveaux trophiques, induisant des effets top-down dans l'écosystème. L'étude conjointe de ces deux phénomènes pourrait faciliter la compréhension des effets non triviaux observés lors des suivis de terrain.

Il est attendu, d'ici 2020, que 20% des zones côtières soient protégées. De précédentes études sur les AMP ont permis de mettre en avant leurs avantages ainsi que leurs limitations. Ces études fournissent un socle solide pour proposer des méthodes d'évaluation des emplacements stratégiques de futures AMP. L'utilisation des SIG permettrait par exemple de mettre en regard plusieurs paramètres que l'on sait importants, en fonction d'objectifs ciblés. Les évolutions spatio-temporelles des différentes pressions et techniques de pêche, la continuité des habitats, la mobilité des espèces, et les dynamiques de dispersion larvaire, sont autant de paramètres à prendre en compte pour pouvoir identifier des zones remarquables.

Ainsi une approche macro-écologique et interdisciplinaire (physique, climatologie, écologie, halieutique) de l'impact des réserves marines en Méditerranée semble souhaitable pour répondre aux questions cruciales qui pourraient déterminer les futures stratégies européennes et internationales :

- Sur la centaine d'AMP de Méditerranée, la grande majorité est située au nord-ouest, quelles sont les conséquences pour la connectivité et la migration larvaire ?
- Quels seraient les emplacements les plus pertinents pour les futures AMP en Méditerranée, en prenant en compte les patrons de biodiversité, les pêcheries et la connectivité ?
- Quelles sont les zones amenées à subir les futures arrivées d'espèces exotiques et sont-elles protégées ?
- L'augmentation des températures et le déplacement des espèces vont-ils accumuler de la biodiversité vers ou en dehors des zones présentant de nombreuses AMP ?

Le volet économique est également une réalité de terrain qu'il faut prendre en considération lors des études des effets des AMP, ce qui reste jusqu'alors peu mis en œuvre (White et al. 2008). En effet, une augmentation des captures de pêche est *a priori* considérée

comme un gain, ce qui est vrai en terme de biomasse. Mais les modifications de la structure des assemblages, et par conséquent des captures de pêche suite à la mise en place d'AMP peuvent entraîner une perte en terme de qualité via la plus forte représentativité d'espèces de faible valeur commerciale. Or il est crucial, lorsque l'on cherche à mettre en évidence les bénéfices des AMP pour les activités de pêche, de l'évaluer aussi bien de manière quantitative que qualitative.

Enfin, il est essentiel de développer les connaissances de terrain, et de récolter des données empiriques. De nombreux zones d'ombre subsistent encore, notamment, comme nous l'avons précédemment cité, concernant les exports de larves, de leur dispersion jusqu'à leur fixation. En effet, ce point est souvent cité comme un bénéfice qu'offrent les AMP pour repeupler les populations impactées par la pêche, en dehors des zones protégées. Cependant, ces études, bien que nécessaires, sont encore rares. De telles données permettraient également de mieux ajuster les modèles, les rendant plus réalistes. Le couplage entre le travail de terrain et le travail de modélisation est nécessaire pour améliorer la compréhension de notre environnement.

BIBLIOGRAPHIE

- Abdulla A., Gomei M., Mason E. & Piante C. (2008) Status of marine protected areas in the Mediterranean Sea. *IUCN, Malaga & WWF*. France. 152 p.
- Abesamis R.A., Alcala A.C. & Russ G.R. (2006) How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery Bulletin*, 104: 360-375
- Agardy M.T. (1994) Advances in marine conservation: The role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 267-270
- Agardy T. (2000) Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 761-765
- Agardy T., Bridgewater P., Crosby M.P., Day J., Dayton P.K., Kenchington R., Laffoley D., McConney P., Murray P.A., Parks J.E. & Peau L. (2003) Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 353-367
- Alcala A.C. & Russ G.R. (1990) A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil*, 47: 40-47
- Amand M., Pelletier D., Ferrari J. & Kulbicki M. (2004) A step toward the definition of ecological indicators of the impact of fishing on the fish assemblage of the Abore reef reserve (New Caledonia). *Aquatic Living Resources*, 17: 139-149
- Anras M.L.B. & Lagardere J.P. (1998) Weather related variability. Consequences on the swimming activity of a marine fish. *Comptes-rendus de l'academie des sciences*, 321: 641-648
- Ashworth J.S. & Ormond R.F.G. (2005) Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation*, 121: 333-344
- Auster P.J., Malatesta R.J., Langton R.W., Watting L., Valentine P.C., Donaldson C.L.S., Langton E.W., Shepard A.N. & Babb W.G. (1996) The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish populations. *Reviews in Fisheries Science*, 4: 185 - 202
- Babcock E.A., Pikitch E.K., McAllister M.K., Apostolaki P. & Santora C. (2005) A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 469-476

- Badalamenti F., Ramos A.A., Voultziadou E., Lizaso L.J.S., D'Anna G., Pipitone C., Mas J., Fernandez J.A.R., Whitmarsh D. & Riggio S. (2000) Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*, 27: 110-125
- Baskett M.L., Micheli F. & Levin S.A. (2007) Designing marine reserves for interacting species: Insights from theory. *Biological Conservation*, 137: 163-179
- Bauchot M.L. & Pras A. (1980) Guide des poissons marins d'Europe. Lausanne. 427 p.
- Bax N.J. (1998) The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 997-1030
- Beddington J. (1995) Fisheries - the Primary Requirements. *Nature*, 374: 213-214
- Bell J.D. (1983) Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369
- Bellwood D.R., Hughes T.P., Folke C. & Nystrom M. (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429: 827-833
- Bene C. (2003) When fishery rhymes with poverty: A first step beyond the old paradigm on poverty in small-scale fisheries. *World Development*, 31: 949-975
- Bianchi G., Gislason H., Graham K., Hill L., Jin X., Koranteng K., Manickchand-Heileman S., Paya I., Sainsbury K., Sanchez F. & Zwanenburg K. (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 558-571
- Birkeland C. & Dayton P.K. (2005) The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 356-358
- Bodilis P., Ganteaume A. & Francour P. (2003) Recruitment of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the north-western Mediterranean Sea. *Cybium*, 27: 123-129
- Boersma P.D. & Parrish J.K. (1999) Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31: 287-304
- Bohnsack J.A. (1996) Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries*, 21: 14-16
- Bohnsack J.A. & Ault J.S. (1996) Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9: 73-82
- Bohnsack J.A. & Bannerot S.P. (1986) A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. p.

- Botsford L.W., Brumbaugh D.R., Grimes C., Kellner J.B., Largier J., O'Farrell M.R., Ralston S., Soulanille E. & Wespestad V. (2009) Connectivity, sustainability, and yield: Bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19: 69-95
- Botsford L.W., Castilla J.C. & Peterson C.H. (1997) The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515
- Botsford L.W., Hastings A. & Gaines S.D. (2001) Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. *Ecology Letters*, 4: 144-150
- Bowen W.D. (1997) Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 158: 267-274
- Brander K.M. (2007) Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 19709-19714
- Brevost J.-P. (1972) Grande encyclopédie Alpha de la mer. *Grange Batelière*. Genève. 3600 p.
- Burrows M.T., Gibson R.N. & Maclean A. (1994) Effects of endogenous rhythms and light conditions on foraging and predator-avoidance in juvenile plaice. *Journal of Fish Biology*, 45: 171-180
- Cadiou G., Boudouresque C.F., Bonhomme P. & Le Direach L. (2009) The management of artisanal fishing within the Marine Protected Area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea): A success story? *ICES Journal of Marine Science*, 66: 41-49
- Campillo A. & Amadei J. (1978) Premières données biologiques sur la langouste de Corse *Palinurus elephas* Fabricius. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 42: 347-373
- CBD (2005) Draft global outcome-oriented targets for the programme of work on marine and coastal biological diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/10/8/Add.1., Convention on Biological Diversity. 15 pp. www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=sbstta-10.
- Chen Z.Z., Xu S.N., Qiu Y.S., Lin Z.J. & Jia X.P. (2009) Modeling the effects of fishery management and marine protected areas on the Beibu Gulf using spatial ecosystem simulation. *Fisheries Research*, 100: 222-229
- Christensen V. & Walters C.J. (2004) Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172: 109-139

- Chuenpagdee R., Liguori L., Palomares M. & Pauly D. (2006) Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches. *University of British Columbia*. Vancouver. 112 p.
- Claudet J. (2006) Aires marines protégées et récifs artificiels : Méthodes d'évaluation, protocoles expérimentaux et indicateurs. Thèse de Doctorat - Université de Perpignan - Ecole Pratique des Hautes Etudes, 266 p.
- Claudet J., Osenberg C.W., Benedetti-Cecchi L., Domenici P., Garcia-Charton J.A., Perez-Ruzafa A., Badalamenti F., Bayle-Sempere J., Brito A., Bulleri F., Culioli J.M., Dimech M., Falcon J.M., Guala I., Milazzo M., Sanchez-Meca J., Somerfield P.J., Stobart B., Vandeperre F., Valle C. & Planes S. (2008) Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481-489
- Claudet J. & Pelletier D. (2004) Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources*, 17: 129-138
- Claudet J., Pelletier D., Jouvenel J.Y., Bachet F. & Galzin R. (2006) Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130: 349-369
- Coll J., Linde M., Garcia-Rubies A., Riera F. & Grau A.M. (2004) Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): Species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research*, 70: 97-111
- Colloca F., Crespi V., Cerasi S. & Coppola S.R. (2004) Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research*, 69: 359-369
- Cook R.M., Sinclair A. & Stefansson G. (1997) Potential collapse of North Sea cod stocks. *Nature*, 385: 521-522
- Cooke S.J. & Cowx I.G. (2004) The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience*, 54: 857-859
- Cooke S.J. & Cowx I.G. (2006) Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation*, 128: 93-108
- COSEPAC (2003) Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la morue franche (*Gadus morhua*) au Canada – Mise à jour. Ottawa. 102 p.
- Cowen R.K., Lwiza K.M., nbsp, M, Sponaugle S., Paris C.B. & Olson D.B. (2000) Connectivity of marine populations: open or closed? *Science*, 287: 857-859

- Cowen R.K., Paris C.B. & Srinivasan A. (2006) Scaling of connectivity in marine populations. *Science*, 311: 522-527
- Culioli J.M. (1994) La pêche professionnelle dans le Réserve Naturelle des Iles Lavezzi (Corse) - Effort et productions. Diplôme d'Etudes Supérieures d'Université. *Université des Sciences et Technologies du Languedoc, Montpellier*. 183 p.
- Culioli J.M. (1995) Première approche descriptive des peuplements ichthyiques in situ dans le périmètre du Parc Marin International des Bouches de Bonifacio (Corse, Méditerranée Nord Occidentale). *Rapport Office de l'Environnement de la Corse A.G.R.N.I.C.L.* 93 p.
- Culioli J.M. (1996) Labridés, serranidés, sparidés : Poissons indicateurs de la nature et de la qualité de l'environnement marin. Etude des variations qualitatives et quantitatives d'espèces cibles de la Réserve Naturelle des Iles Lavezzi (Corse). *Mémoire de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes*. Montpellier. 165 p.
- Cury P. & Miserey Y. (2008) Une mer sans poissons. *Calmann-Lévy*. 283 p.
- Cury P.M. (2004) Tuning the ecoscope for the ecosystem approach to fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 272-275
- Cury P.M., Shannon L.J., Roux J.P., Daskalov G.M., Jarre A., Moloney C.L. & Pauly D. (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 430-442
- Day J.C. (2002) Zoning - lessons from the Great Barrier reef Marine Park. *Ocean and Coastal Management*, 45: 139-156
- Dayton P.K., Sala E., Tegner M.J. & Thrush S. (2000) Marine reserves: Parks, baselines, and fishery enhancement. *Bulletin of Marine Science*, 66: 617-634
- Denny C.M. & Babcock R.C. (2004) Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation*, 116: 119-129
- Drouineau H., Mahévas S., Pelletier D. & Beliaeff B. (2006) Assessing the impact of different management options using ISIS-Fish: the French *Merluccius merluccius-Nephrops norvegicus* mixed fishery of the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources*, 19: 15-29
- Dufrene M. & Legendre P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-361
- Eggleston D.B. & Parsons D.M. (2008) Disturbance-induced 'spill-in' of Caribbean spiny lobster to marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 371: 213-220

- Ehlinger L. (2001) Effort et productions de la pêche artisanale sur le site de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse du sud). *Mémoire de DESS, Université de Corse*. Corte. 50 p.
- Eichbaum W.M., Crosby M.P., Agardy M.T. & Laskin S.A. (1996) The role of marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity. *Oceanography*, 9: 60-70
- EU (2004) Fishing in Europe. Mediterranean: guaranteeing sustainable fisheries. 12 p.
- FAO (1999) Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. *FAO*. Rome. 68 p.
- FAO (2008) The state of world fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Department*. Rome. p.
- Farrugio H. & Corre G.L. (1993) A sampling strategy and methodology for assessment and monitoring of Mediterranean small-scale fisheries. *Scientia Marina*, 57: 131-137
- Forcada A., Valle C., Bonhomme P., Criquet G., Cadiou G., Lenfant P. & Sanchez-Lizaso J.L. (2009) Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 379: 197-211
- Forcada A., Valle C., Sanchez-Lizaso J.L., Bayle-Sempere J.T. & Corsi F. (2010) Structure and spatio-temporal dynamics of artisanal fisheries around a Mediterranean marine protected area. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 191-203
- Francini-Filho R.B. & Moura R.L. (2008) Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research*, 93: 346-356
- Francour P. (1994) Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17: 309-317
- Francour P., Harmelin J.G., Pollard D. & Sartoretto S. (2001) A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: Siting, usage, zonation, and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 155-188
- García-Charton J.A. & Pérez-Ruzafa A. (2001) Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A. & Marcos C. (2000a) Fish visual census methods for detecting gradients of abundance and biomass across boundaries of MPAs. In Goñi R., Harmelin-Vivien M.L., Badalamenti F., Diréach L.L. & Bernard G. (eds.)

- Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves.* GIS-Posidonie. Marseille. p. 120
- García-Charton J.A., Perez-Ruzafa A., Sanchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Reñones O. & Moreno D. (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182
- García-Charton J.A., Pérez Ruzafa A., Marcos C., Claudet J., Badalamenti F., Benedetti-Cecchi L., Falcon J.M., Milazzo M., Schembri P.J., Stobart B., Vandeperre F., Brito A., Chemello R., Dimech M., Domenici P., Guala I., Le Direach L., Maggi E. & Planes S. (2008) Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16: 193-221
- García-Charton J.A., Williams I.D., Pérez Ruzafa A., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M.S., Koukouras A. & Riggio S. (2000) Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas : habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27: 159-178
- García-Charton J.A., Williams I.D., Ruzafa A.P., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M.S., Koukouras A. & Riggio S. (2000b) Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27: 159-178
- García-Rubies A. & Zabala M. (1990) Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328
- García S.M., Staples D.J. & Chesson J. (1999) The FAO Guidelines for the development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application. *International Council for the Exploration of the Sea*. 18 p.
- Gardmark A., Jonzen N. & Mangel M. (2006) Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 61-69
- Gascuel D. (2005) The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 189: 315-332
- Gazale V., Saba S. & Solinas P. (1999) Blu come il mare. Guide Natura. *Editrice archivi fotografico sardo*. Sassari. 210 p.

- Gazo M., Gonzalvo J. & Aguilar A. (2008) Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research*, 92: 70-75
- Gell F.R. & Roberts C.M. (2003a) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 448-455
- Gell F.R. & Roberts C.M. (2003b) The fishery effects of marine reserves and fishery closures. Washington DC, USA. 90 p.
- Gerber L.R., Botsford L.W., Hastings A., Possingham H.P., Gaines S.D., Palumbi S.R. & Andelman S. (2003) Population models for marine reserve design: A retrospective and prospective synthesis. *Ecological Applications*, 13: S47-S64
- Gilliland P.M. & Laffoley D. (2008) Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. *Marine Policy*, 32: 787-796
- Gomez S., Lloret J., Demestre M. & Riera V. (2006) The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: The case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coastal Management*, 34: 217-232
- Goñi R., Adlerstein S., Alvarez-Berastegui D., Forcada A., Reñones O., Criquet G., Polti S., Cadiou G., Valle C., Lenfant P., Bonhomme P., Perez-Ruzafa A., Sanchez-Lizaso J.L., Garcia-Charton J.A., Bernard G., Stelzenmuller V. & Planes S. (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 366: 159-174
- Goñi R., Hilborn R., Diaz D., Mallol S. & Adlerstein S. (2010) Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series*, 400: 233-243
- Goñi R. & Latrouite D. (2005) Review of the biology, ecology and fisheries of *Palinurus* spp. species of European waters: *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) and *Palinurus mauritanicus* (Gruvel, 1911). *Cahiers De Biologie Marine*, 46: 127-142
- Goñi R., Quetglas A. & Reñones O. (2006) Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 207-219
- Graham N.A.J., McClanahan T.R., MacNeil M.A., Wilson S.K., Polunin N.V.C., Jennings S., Chabanet P., Clark S., Spalding M.D., Letourneur Y., Bigot L., Galzin R., Ohman M.C., Garpe K.C., Edwards A.J. & Sheppard C.R.C. (2008) Climate Warming, Marine Protected Areas and the Ocean-Scale Integrity of Coral Reef Ecosystems. *Plos One*, 3

- Granek E.F., Madin E.M.P., Brown M.A., Figueira W., Cameron D.S., Hogan Z., Kristianson G., Villiers P.d., Williams J.E., Post J., Zahn S. & Arlinghaus R. (2008) Engaging recreational fishers in management and conservation: global case studies. *Conservation Biology*, 22: 1125-1134
- Grenelle (2009) Grenelle de la mer : Entre menaces et potentiels, une mer fragile et promesse d'avenir. *Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la pêche*. 52 p.
- Groeneveld J.C., Goñi R. & Latrouite D. (2006) *Palinurus* species. In Philipps B. (ed.) *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell. Oxford. p. 506 pp.
- Guénette S., Lauck T. & Clark C. (1998) Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8: 251-272
- Guidetti P. (2006) Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16: 963-976
- Guidetti P. & Sala E. (2007) Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 335: 43-56
- Hall S. (1999) The effects of fishing on marine ecosystems and communities. *Blackwell Science*. Oxford (UK). 296 p.
- Hall S.J. & Greenstreet S.P. (1998) Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 166: 227-229
- Halpern B.S. (2003) The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13: S117-S137
- Halpern B.S., Gaines S.D. & Warner R.R. (2004) Confounding effects of the export of production and the displacement of fishing effort from marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1248-1256
- Halpern B.S., Regan H.M., Possingham H.P. & McCarthy M.A. (2006) Accounting for uncertainty in marine reserve design. *Ecology Letters*, 9: 2-11
- Halpern B.S. & Warner R.R. (2003) Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 1871-1878
- Haltuch M.A., Punt A.E. & Dorn M.W. (2009) Evaluating the estimation of fishery management reference points in a variable environment. *Fisheries Research*, 100: 42-56

- Harmelin-Vivien M., Le Direach L., Bayle-Sempere J., Charbonnel E., Garcia-Charton J.A., Ody D., Perez-Ruzafa A., Reñones O., Sanchez-Jerez P. & Valle C. (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141: 1829-1839
- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J. & Lasserre G. (1985) Evaluation des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, 40: 467-539
- Harrington J.M., Myers R.A. & Rosenberg A.A. (2005) Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries*, 6: 350-361
- Hasting A. & Botsford L.W. (1999) Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, 284: 1537-1538
- Henriques M., Goncalves E.J. & Almada V.C. (2007) Rapid shifts in a marine fish assemblage follow fluctuations in winter sea conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 259-270
- Hiddink J.G., Jennings S. & Kaiser M.J. (2006) Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. *Ecosystems*, 9: 1190-1199
- Hiddink J.G. & ter Hofstede R. (2008) Climate induced increases in species richness of marine fishes. *Global Change Biology*, 14: 453-460
- Hilborn R. (2007) Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, 31: 153-158
- Hilborn R., Maguire J.J., Parma A.M. & Rosenberg A.A. (2001) The Precautionary Approach and risk management: can they increase the probability of successes in fishery management? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 99-107
- Hilborn R., Strokes 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*, 47: 197-205
- Hilborn R. & Walters C.J. (1992) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. New York. 570 p.
- Himes A. (2003) Small-scale Sicilian fisheries: opinions of artisanal fisheries and sociocultural effects in two MPA case studies. *Coastal Management*, 31: 389-408
- Holmlund C.M. & Hammer M. (1999) Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29: 253-268

- Hsieh C.H., Reiss C.S., Hunter J.R., Beddington J.R., May R.M. & Sugihara G. (2006) Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature*, 443: 859-862
- Hughes T.P., Bellwood D.R., Folke C., Steneck R.S. & Wilson J. (2005) New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 380-386
- Hunter E. (1999) Biology of the European spiny lobster, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) (Decapoda, Palinuridea). *Crustaceana*, 72: 545-565
- Hutchings J.A. (2005) Life history consequences of overexploitation to population recovery in Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 824-832
- Incze L., Xue H.J., Wolff N., Xu D., Wilson C., Steneck R., Wahle R., Lawton P., Pettigrew N. & Chen Y. (2010) Connectivity of lobster (*Homarus americanus*) populations in the coastal Gulf of Maine: part II. Coupled biophysical dynamics. *Fisheries Oceanography*, 19: 1-20
- Isaac V.J., Silva C.O. & Ruffino M.L. (2008) The artisanal fishery fleet of the lower Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 179-187
- Islam M.S. & Tanaka M. (2004) Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 624-649
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J. & Warner R.R. (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638
- Jacobson L.D., Cadrin S.X. & Weinberg J.R. (2002) Tools for estimating surplus production and F-MSY in any stock assessment model. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 326-338
- Jacquet J. & Pauly D. (2008) Funding priorities: Big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22: 832-835
- Jennings S. (2004) The ecosystem approach to fishery management: A significant step towards sustainable use of the marine environment? *Marine Ecology Progress Series*, 274: 279-282

- Jennings S. (2005) Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 212-232
- Jennings S., Greenstreet S.P.R., Hill L., Piet G.J., Pinnegar J.K. & Warr K.J. (2002) Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: Evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology*, 141: 1085-1097
- Jennings S., Greenstreet S.P.R. & Reynolds J.D. (1999) Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68: 617-627
- Jennings S. & Kaiser M.J. (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. In Blaxter J.H.S., Southward A.J. & Tyler P.A. (eds.) *Advances in marine biology*. Academic Press. London. p. 202-351
- Jones P.J.S. (2002) Marine protected area strategies: issues, divergences and the search for middle ground. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 197-216
- Jouvenel J.Y. & Pollard D.A. (2001) Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 1-9
- Kaplan D.M. (2006) Alongshore advection and marine reserves: consequences for modeling and management. *Marine Ecology Progress Series*, 309: 11-24
- Kelleher G., Bleakley C. & Wells S. (1995) A global representative system of marine protected areas. Vol. 1-4. *The Great Barrier Reef Marine Park Authority*. Washington, DC. 219 p.
- Kelleher G. & Kenchington R. (1992) Guidelines for establishing marine protected areas. *A Marine conservation and development report*. Gland, Switzerland. 79 p.
- Kelleher K. (2005) Discards in the world's marine fisheries: An update. Roma. p.
- Keller B.D., Gleason D.F., McLeod E., Woodley C.M., Airame S., Causey B.D., Friedlander A.M., Grober-Dunsmore R., Johnson J.E., Miller S.L. & Steneck R.S. (2009) Climate change, coral reef ecosystems, and management options for marine protected areas. *Environmental Management*, 44: 1069-1088
- Kellner J.B., Tetreault I., Gaines S.D. & Nisbet R.M. (2007) Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications*, 17: 1039-1054

- Kendall M.S., Christensen J.D., Caldow C., Coyne M.S., Jeffrey C., Monaco M.E., Morrison W. & Hillis-Star Z. (2004) The influence of bottom type and shelf position on biodiversity of tropical fish inside a recently enlarged marine reserve. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 113-132
- Kraus G., Pelletier D., Dubreuil J., Mollmann C., Hinrichsen H.H., Bastardie F., Vermard Y. & Mahévas S. (2009) A model-based evaluation of Marine Protected Areas: The example of eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.). *ICES Journal of Marine Science*, 66: 109-121
- Kronen M. (2004) Fishing for fortunes? A socio-economic assessment of Tonga's artisanal fisheries. *Fisheries Research*, 70: 121-134
- La Mesa G., Di Muccio S. & Vacchi M. (2006a) Abundance, size distribution and habitat preferences in the grouper assemblage of the Ustica marine reserve (SW Mediterranean). *Cybium*, 30: 365-377
- La Mesa G., Di Muccio S. & Vacchi M. (2006b) Structure of a Mediterranean cryptobenthic fish community and its relationships with habitat characteristics. *Marine Biology*, 149: 149-167
- Lasram F.B., Guilhaumon F. & Mouillot D. (2009) Fish diversity patterns in the Mediterranean Sea: Deviations from a mid-domain model. *Marine Ecology Progress Series*, 376: 253-267
- Lasram F.B. & Mouillot D. (2009) Increasing southern invasion enhances congruence between endemic and exotic Mediterranean fish fauna. *Biological Invasions*, 11: 697-711
- Lasram F.B.R. (2009) Diversité ichtyologique en Méditerranée : Patrons, modélisation et projections dans un contexte de réchauffement global. Thèse de Doctorat - Université Montpellier II, Montpellier. 299 p.
- Lasram F.B.R., Tomasini J.A., Romdhane M.S., Do Chi T. & Mouillot D. (2008) Historical colonization of the Mediterranean Sea by Atlantic fishes: do biological traits matter? *Hydrobiologia*, 607: 51-62
- Lauck T., Clark C.W., Mangel M. & Munro G.R. (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, 8: S72-S78
- Lauriano G., Fortuna C.M., Moltedo G. & Sciara G.N.d. (2004) Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara

- Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Resource Management*, 6: 165-173
- Lester S.E. & Halpern B.S. (2008) Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 49-56
- Lett C., Verley P., Mullon C., Parada C., Brochier T., Penven P. & Blanke B. (2008) A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling and Software*, 23: 1210-1214
- Lima S.L. & Dill L.M. (1990) Behavioral decisions made under the risk of predation: A review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 619-640
- Link J.S., Brodziak J.K.T., Edwards S.F., Overholtz W.J., Mountain D., Jossi J.W., Smith T.D. & Fogarty M.J. (2002) Marine ecosystem assessment in a fisheries management context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 1429-1440
- Lipcius R.N., Eggleston D.B., Schreiber S.J., Seitz R.D., Shen J., Sisson M., Stockhausen W.T. & Wang H.V. (2008) Importance of metapopulation connectivity to restocking and restoration of marine species. *Reviews in Fisheries Science*, 16: 101-110
- Leonart J. & Maynou F. (2003) Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Scientia Marina*, 67: 37-49
- Lloret J., Zaragoza N., Caballero D., Font T., Casadevall M. & Riera V. (2008a) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research*, 94: 84-91
- Lloret J., Zaragoza N., Caballero D. & Riera V. (2008b) Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, 91: 252-259
- Lockwood D.R., Hastings A. & Botsford L.W. (2002) The effects of dispersal patterns on marine reserves: Does the tail wag the dog? *Theoretical Population Biology*, 61: 297-309
- Lorenzen K., Almeida O., Arthur R., Garaway C. & Khoa S.N. (2006) Aggregated yield and fishing effort in multispecies fisheries: An empirical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1334-1343
- Lotze H.K., Lenihan H.S., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R.G., Kay M.C., Kidwell S.M., Kirby M.X., Peterson C.H. & Jackson J.B.C. (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806-1809

- Mahévas S. & Pelletier D. (2004) ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling*, 171: 65-84
- Marin J. (1985) La pêche de langoustes rouges en Corse. *Ifremer*. 94 p.
- Martínez M.L., Intralawan A., Vázquez G., Pérez-Maqueo O., Sutton P. & Landgrave R. (2007) The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63: 254-272
- Maunder M.N. & Punt A.E. (2004) Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70: 141-159
- Maypa A.P., Russ G.R., Alcala A.C. & Calumpong H.P. (2002) Long-term trends in yield and catch rates of the coral reef fishery at Apo Island, central Philippines. *Marine and Freshwater Research*, 53: 207-213
- McClanahan T.R. & KaundaArara B. (1996) Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology*, 10: 1187-1199
- McClanahan T.R. & Mangi S. (2000) Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10: 1792-1805
- Medeiros P.R., Gempel R.G., Souza A.T., Ilarri M.I. & Sampaio C.L.S. (2007) Effects of recreational activities on the fish assemblage structure in a northeastern Brazilian reef. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2: 288-300
- Merino G., Morales-Nin B., Maynou F. & Grau A.M. (2008) Assessment and bioeconomic analysis of the Majorca (NW Mediterranean) trammel net fishery. *Aquatic Living Resources*, 21: 99-107
- Micheli F., Halpern B.S., Botsford L.W. & Warner R.R. (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1709-1723
- Mistri M. & Munari C. (2008) BITS: A SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 587-599
- Mora C., Andrefouet S., Costello M.J., Kranenburg C., Rollo A., Veron J., Gaston K.J. & Myers R.A. (2006) ECOLOGY: Enhanced: Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science*, 312: 1750-1751
- Morales-Nin B., Moranta J., Garcia C., Tugores M.P., Grau A.M., Riera F. & Cerda M. (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): Some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 727-739

- Morissette L., Hammill M.O. & Savenkoff C. (2006) The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Mammal Science*, 22: 74-103
- Mouillot D., Culioli J.M. & DoChi T. (2002) Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental Conservation*, 29: 385-390
- Munday P.L., Jones G.P., Pratchett M.S. & Williams A.J. (2008) Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 9: 261-285
- Murawski S.A. (1993) Climate change and marine fish distributions: Forecasting from historical analogy. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 647-658
- Murawski S.A., Rago P.J. & Fogarty M.J. (2003) Spillover effects from temperate marine protected areas. In Shipley J.B. (ed.) *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. American Fisheries Society. Quebec, Canada. p. 167-184
- 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*, 62: 1150-1167
- Myers R.A. & Worm B. (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280-283
- Noke W.D. & Odell D.K. (2002) Interactions between the Indian River Lagoon blue crab fishery and the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. *Marine Mammal Science*, 18: 819-832
- Nowlis J.S. & Roberts C.M. (1999) Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin*, 97
- OEC (2007) Plan de gestion de la Réserve naturelle des Bouches de Bonifacio, 2007-2011. *Office de l'Environnement de la Corse*. 157 p.
- Ormerod S.J. (2003) Current issues with fish and fisheries: Editor's overview and introduction. *Journal of Applied Ecology*, 40: 204-213
- Orsoni V. (2000) Mise en évidence de la relation entre les variables environnementales et les espèces prélevées par la pêche artisanale sur le périmètre de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio. *Mémoire de DESS, Université de Corse*. Corte. 55 p.
- Ortega-Garcia S., Ponce-Diaz G., O'Hara R. & Merila J. (2008) The relative importance of lunar phase and environmental conditions on striped marlin (*Tetrapturus audax*) catches in sport fishing. *Fisheries Research*, 93: 190-194
- Pauly D. (2006) Major trends in small-scale marine fisheries, with emphasis on developing countries, and some implications for the social sciences. *Maritime Studies*, 4: 7-22

- Pauly D. & Christensen V. (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255-257
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. & F.Torres (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863
- Pauly D., Christensen V., Guenette S., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R. & Zeller D. (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695
- Pauly D., Christensen V. & Walters C. (2000) Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 697-706
- Pelletier D. (2003) Dynamique spatiale et saisonnière de pêcheries démersales et benthiques. Caractérisation, modélisation, et conséquences pour la gestion par zones marines protégées. *HDR*: 281 p.
- Pelletier D., Claudet J., Ferraris J., Benedetti-Cecchi L. & Garcia-Charton J.A. (2008) Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 765-779
- Pelletier D., Garcia-Charton J.A., Ferraris J., David G., Thebaud O., Letourneur Y., Claudet J., Amand M., Kulbicki M. & Galzin R. (2005) Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources*, 18: 15-33
- Pelletier D. & Mahévas S. (2005) Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, 6: 307-349
- Pere A., Lejeune P. & Pelaprat C. (2008) Suivi scientifique de la pêche langoustière Corse - Rapport final - Année 2007. *Stareso*. 114 p.
- Perez-Ruzafa A., Martin E., Marcos C., Zamarro J.M., Stobart B., Harmelin-Vivien M., Polti S., Planes S., Garcia-Charton J.A. & Gonzalez-Wanguemert M. (2008) Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation*, 16: 234-255
- Piet G.J. & Jennings S. (2005) Response of potential fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 214-225
- Pinnegar J.K. & Polunin N.V.C. (2004) Predicting indirect effects of fishing in Mediterranean rocky littoral communities using a dynamic simulation model. *Ecological Modelling*, 172: 249-267

- Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin-Vivien M.L., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., D'Anna G. & Pipitone C. (2000) Trophic cascades in benthic marine ecosystems: Lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27: 179-200
- Pitcher T.J. (2001) Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future. *Ecological Applications*, 11: 601–617
- Pitcher T.J. & Hollingworth C.E. (2002) Recreational fisheries: Ecological, economic and social evaluation. *Blackwell Science*. Oxford, UK. 271 p.
- Pitcher T.J., Watson R., Forrest R., Valtysson H.P. & Guénette S. (2002) Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: A basis for change. *Fish and Fisheries*, 3: 317-339
- Pluquet F. (2006) Evolution récente et sédimentation des plates-formes continentales de la Corse. Thèse de Doctorat - Université de Corse Pascal Paoli, Corte. 300 p.
- Polacheck T. (1990) Year around closed areas as a management tool. *Natural Resource Modeling*, 4: 327-354
- Polovina J.J. (1984) Model of a coral-reef ecosystem .1. the Ecopath model and its application to French frigate shoals. *Coral Reefs*, 3: 1-11
- Polunin N.V.C. & Roberts C.M. (1993) Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 167-176
- Punt A.E., Cope J.M. & Haltuch M.A. (2008) Reference points and decision rules in US federal fisheries: West coast groundfish experiences. *Reconciling Fisheries with Conservation, Vols I and II*, 49: 1343-1356
- Quetglas A., Gaamour A., Reñones O., Missaoui H., Zarrouk T., Elabed A. & Goñi R. (2003) Spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabricius 1787) fishery in the western Mediterranean: a comparison of Spanish and Tunisian fisheries. 32 p.
- Randall J. (1968) Conservation in the sea: A survey of marine parks. *Oryx*, 10: 31-37
- Rice J.C. & Rivard D. (2007) The dual role of indicators in optimal fisheries management strategies. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 775-778
- Rigo D. (2000) La pêche professionnelle dans la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse). Effort et productions. *Mémoire de DESS, Université de Corse*. Corte. 51 p.
- Rijnsdorp A.D., Peck M.A., Engelhard G.H., Möllmann C. & Pinnegar J.K. (2009) Resolving the effect of climate change on fish populations. *Ices Journal of Marine Science*, 66

- Roberts C.M., Bohnsack J.A., Gell F., Hawkins J.P. & Goodridge R. (2001) Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294: 1920-1923
- Roberts C.M., Hawkins J.P. & Gell F.R. (2005) The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360: 123-132
- Roberts C.M. & Polunin N.V.C. (1991) Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1: 65-91
- Robinson L.A. & Frid C.L.J. (2003) Dynamic ecosystem models and the evaluation of ecosystem effects of fishing: Can we make meaningful predictions? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 5-20
- Rochet M.J. (1998) Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 371-391
- Rochet M.J. & Trenkel V.M. (2003) Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 86-99
- Rodwell L.D. & Roberts C.M. (2004) Fishing and the impact of marine reserves in a variable environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 2053-2068
- Rowley R.J. (1994) Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4: 233-254
- Russ G.R. (2002) Marine reserves as reef fisheries management tools: Yet another review. In Sale P.F. (ed.) *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Elsevier. Burlington. p. 421-444
- Russ G.R., Alcalá A.C., Maypa A.P., Calumpong H.P. & White A.T. (2004) Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Applications*, 14: 597-606
- Ryther J.H. (1969) Photosynthesis and fish production in sea. *Science*, 166: 72-&
- Sala E. (2004) The past and present topology and structure of Mediterranean subtidal rocky-shore food webs. *Ecosystems*, 7: 333-340
- Samoilys M.A. & Carlos G. (2000) Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 289-304
- Santoni M.C. (2001) Effort et productions de la pêche artisanale sur le site de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse du sud). *Mémoire de Maîtrise, Université de Corse*. Corte. 40 p.

- Schaefer M.B. (1954) Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1: 27-56
- Seytre C. & Francour P. (2009) The Cap Roux MPA (Saint-Raphael, French Mediterranean): Changes in fish assemblages within four years of protection. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 180-187
- Shears N.T., Grace R.V., Usmar N.R., Kerr V. & Babcock R.C. (2006) Long-term trends in lobster populations in a partially protected vs. no-take Marine Park. *Biological Conservation*, 132: 222-231
- Sherman K., Belkin I.M., Friedland K.D., O'Reilly J. & Hyde K. (2009) Accelerated warming and emergent trends in fisheries biomass yields of the world's large marine ecosystems. *Ambio*, 38: 215-224
- Shin Y.-J. (2009) Modèles et indicateurs pour une approche écosystémique des pêches. Thèse de Doctorat - Université Montpellier II, Montpellier. 64 p.
- Shin Y.J. & Cury P. (2001) Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*, 14: 65-80
- Silva L., Gil J. & Sobrino I. (2002a) Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cadiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research*, 59: 117-128
- Silva M.A., Feio R., Prieto R., Goncalves J.M. & Santos R.S. (2002b) Interactions between cetaceans and the tuna fishery in the Azores. *Marine Mammal Science*, 18: 893-901
- Silva M.E., Gately E.M. & Desilvestre I. (1986) A bibliographic listing of coastal and marine protected areas: A global survey. *Woods Hole Oceanographic Institution Massachusetts USA Technical Report*. 11 p.
- Singh R. & Weninger Q. (2009) Bioeconomies of scope and the discard problem in multiple-species fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 58: 72-92
- Sobel J. & Dahlgren C. (2004) Marine reserves. A guide to science, design and use. Washington DC. p.
- Soto C.G. (2002) The potential impacts of global climate change on marine protected areas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 181-195
- Stelzenmuller V., Maynou F., Bernard G., Cadiou G., Camilleri M., Crec'hriou R., Criquet G., Dimech M., Esparza O., Higgins R., Lenfant P. & Perez-Ruzafa A. (2008) Spatial

- assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 2018-2026
- Stelzenmuller V., Maynou F. & Martin P. (2007) Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation*, 136: 571-583
- Stobart B., Warwick R., González C., Mallol S., Diaz D., Reñones O. & Goñi R. (2009) Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47-60
- Stockhausen W.T., Lipcius R.N. & Hickey B.M. (2000) Joint effects of larval dispersal, population regulation, marine reserve design, and exploitation on production and recruitment in the Caribbean spiny lobster. *Bulletin of Marine Science*, 66: 957-990
- Sumaila U.R., Guenette S., Alder J. & Chuenpagdee R. (2000) Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 752-760
- Tetreault I. & Ambrose R. (2007) Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAs. *Ecological Applications*, 17: 2251-2267
- Travers M., Watermeyer K., Shannon L.J. & Shin Y.J. (2010) Changes in food web structure under scenarios of overfishing in the southern Benguela: Comparison of the Ecosim and OSMOSE modelling approaches. *Journal of Marine Systems*, 79: 101-111
- Trenkel V.M. & Rochet M.J. (2003) Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 67-85
- Tuya F.C., Soboil M.L. & Kido J. (2000) An assessment of the effectiveness of marine protected areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1218-1226
- Walsh M.R., Munch S.B., Chiba S. & Conover D.O. (2006) Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: Impediments to population recovery. *Ecology Letters*, 9: 142-148
- Walters C., Christensen V. & Pauly D. (1997) Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139-172
- Walters C.J., Hilborn R. & Parrish R. (2007) An equilibrium model for predicting the efficacy of marine protected areas in coastal environments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64: 1009-1018

- Warwick R.M. & Clarke K.R. (1995) New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129: 301-305
- Warwick R.M. & Clarke K.R. (1998) Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*, 35: 532-543
- Watson R., Revenga C. & Kura Y. (2006) Fishing gear associated with global marine catches II. Trends in trawling and dredging. *Fisheries Research*, 79: 103-111
- WDPA World Database on Protected Areas: <http://www.wdpa-marine.org/>.
- Westera M., Lavery P. & Hyndes G. (2003) Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 294: 145-168
- White C., Kendall B.E., Gaines S., Siegel D.A. & Costello C. (2008) Marine reserve effects on fishery profit. *Ecology Letters*, 11: 370-379
- Wilcox C. & Pomeroy C. (2003) Do commercial fishers aggregate around marine reserves? Evidence from Big Creek Marine Ecological Reserve, central California. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 241-250
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J. & Watson R. (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790
- Zeller D., Darcy M., Booth S., Lowe M.K. & Martell S. (2008) What about recreational catch? Potential impact on stock assessment for Hawaii's bottomfish fisheries. *Fisheries Research*, 91: 88-97
- Zeller D. & Pauly D. (2005) Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries*, 6: 156-159
- Zeller D. & Reinert J. (2004) Modelling spatial closures and fishing effort restrictions in the Faroe Islands marine ecosystem. *Ecological Modelling*, 172: 403-420

ANNEXES

Annexe 1 : Relations taille-poids (par classe de taille) des espèces observées dans les captures de la pêche artisanale

NOMS SCIENTIFIQUES	NOMS COMMUNS	Classes de taille (en cm)			Poids moyens (en g)		
		Petits	Moyens	Gros	Petits	Moyens	Gros
OSTEICHTYENS							
<i>Boops boops</i>	BOGUE	0_10	10_20	20_30	1,2	43,1	223
<i>Bothidés / Soléidés</i>	SOLES					75	
<i>Conger conger</i>	CONGRE	0_83	83_167	167_250	104,4	1500	3000
<i>Dentex dentex</i>	DENTI	0_40	40_60	60_80	597,2	2779,1	7651,5
<i>Diplodus annularis</i>	SAR JAUNE	0_6	6_12	12_18	1	11	60
<i>Diplodus puntazzo</i>	SAR A MUSEAU POINTU	0_18	18_33	33_45	34	317	1145
<i>Diplodus sargus</i>	SAR COMMUN	0_16	16_28	28_40	17	200	778
<i>Diplodus vulgaris</i>	SAR A TETE NOIRE	0_10	10_20	20_30	7	81	317
<i>Epinephelus marginatus</i>	MEROU	0_47	47_93	93_140	167,8	5279,6	26404,9
<i>Labrus mixtus</i>	VIEILLE COQUETTE	0_13	13_27	27_40	29	302	1095
<i>Labrus merula</i>	MERLE	0_20	20_35	35_50	29	302	1095
<i>Labrus viridis</i>	LABRE VERT	0_20	20_35	35_50	29	302	1095
<i>Lophius piscatorius</i>	BAUDROIE	0_67	67_133	133_200	600	14652	64000
<i>Merluccius merluccius</i>	MERLU	0_40	40_80	80_120	60,2	1678,3	7885,9
<i>Mullus surmuleius</i>	ROUGET	0_13	13_26	26_40	11	154	666
<i>Muraena helena</i>	MURENE	0_47	47_87	87_130	100	550	2000
<i>Oblada melanura</i>	OBLADE	0_8	8_16	16_25	1	25	127,5
<i>Pagellus erythrinus</i>	PAGEOT	0_17	17_33	33_50	13,2	404,6	1725,2
<i>Pagellus acarne</i>	PAGEOT BLANC	0_8	8_16	16_24	2,3	61,3	290
<i>Pagrus pagrus</i>	PAGRE	0_25	25_50	50_75	47,5	1135,7	5068,2
<i>Phycis phycis</i>	MOSTELLE	0_20	20_40	40_60	7,1	293	1653,9
<i>Sarda sarda</i>	BONITE A DOS RAYE	0_30	30_60	60_90	150	1500	6400
<i>Sarpa salpa</i>	SAUPE	0_17	17_29	29_40	15	155	552
<i>Sciaena umbra</i>	CORB	0_35	35_55	55_75	203,4	1061,1	2981,9
<i>Scomber sp.</i>	MAQUEREAU	0_17	17_33	33_50	6,4	156,5	762,9
<i>Scorpaena notata</i>	PETITE RASCASSE ROUGE	0_10	10_20	20_30	1,8	54,5	262,8
<i>Scorpaena porcus</i>	RASCASSE BRUNE	0_10	10_20	20_30	1,8	54,5	262,8
<i>Scorpaena scrofa</i>	CHAPON	0_17	17_33	33_50	9,6	277,8	1300
<i>Seriola dumerilii</i>	SERIOLE COURONNEE	0_66	66_133	133_200	400	8000	25000
<i>Serranus cabrilla</i>	SARAN	0_13	13_24	24_35	5	78	344
<i>Serranus scriba</i>	SERRAN ECRITURE	0_10	10_17	17_25	4	42	175
<i>Sparus aurata</i>	DORADE ROYALE	0_23	23_47	47_70	21,1	638,2	3105
<i>Sphyræna sphyraena</i>	BORCHET DE MER	0_50	50_100	100_150	500	1600	2500
<i>Spicara maena</i>	MENDOLE	0_8	8_17	17_25	6,1	19,8	98,2
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	DAURADE GRISE	0_17	17_33	33_50	27	326	1280
<i>Symphodus sp.</i>	CRENILABRE	0_6	6_12	12_18	2	11	36
<i>Symphodus tinca</i>	CRENILABRE PAON	0_11	11_29	29_35	3	73	354
<i>Synodus saurus</i>	LEZARD	0_12	12_24	24_35	1,4	42,3	197,6
<i>Trachinus draco / araneus</i>	VIVE	0_13	13_27	27_40	50	180	400
<i>Trachurus mediterraneus</i>	CHINCHARD	0_17	17_33	33_50	8	120	220
<i>Trigla lucerna</i>	GRONDIN PERLON	0_25	25_50	50_75	15	515	2512,5
<i>Uranoscopus scaber</i>	CURE	0_18	18_26	26_33	51,1	188,8	473,7
<i>Zeus faber</i>	SAINT PIERRE	0_23	23_46	46_70	21,6	586,3	2793,2

NOMS SCIENTIFIQUES	NOMS COMMUNS	Classes de taille (en cm)			Poids moyens (en g)		
		Petits	Moyens	Gros	Petits	Moyens	Gros
CHONDRICHTYENS							
<i>Raja sp.</i>	RAIE					1262,5	
<i>Torpedo marmorata</i>	RAIE TORPILLE					800	
<i>Scyliorhinus canicula</i>	PETITE ROUSSETTE	0_10	10_30	30_50	5	85	400
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	GRANDE ROUSSETTE	0_15	15_45	45_75	15	350	1100
MOLLUSQUES							
<i>Octopus vulgaris</i>	POULPE					1000	
<i>Sepia sp.</i>	SEICHE					486,1	
CRUSTACES							
<i>Palinurus elephas</i>	LANGOUSTE	0_17	17_33	33_50	27	494,2	2489,7
<i>Homarus gammarus</i>	HOMARD	0_17	17_33	33_50	166,5	2704	5647,5
<i>Maja squinado</i>	GRANDE ARAIGNEE					1600	

Résumé

Les dernières décennies ont été marquées par un fort développement des techniques de pêche, contribuant à la surexploitation de nombreux stocks de ressources marines. Afin de limiter ce déclin et restaurer les communautés impactées, l'instauration de mesures de gestion s'est révélée nécessaire. Les Aires Marines Protégées (AMP), initialement développées pour protéger les habitats remarquables et la biodiversité associée, sont de plus en plus utilisées en tant qu'outil de gestion spatialisée des activités de pêche, de par les exports d'adultes et/ou la migration de larves depuis les zones protégées vers les pêcheries adjacentes.

L'objectif de cette thèse est d'évaluer à l'aide d'indicateurs et de modèles prédictifs l'impact de la mise en place de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (Corse) sur les communautés de poissons et les bénéfices de ce type de gestion pour l'activité de pêche artisanale locale.

Les données de captures de la pêche artisanale du sud de la Corse nous ont permis de mettre en évidence de manière indirecte l'impact de la pêche plaisancière sur la structure et la biomasse des communautés de poissons exploitées. Bien que la forte diminution de l'effort de pêche dans la zone ait pu contribuer à une augmentation des captures par unité d'effort (CPUE), l'analyse sous forme de groupes de réponse nous a permis de mettre en évidence une augmentation différenciée des captures de la pêche artisanale en fonction de l'intérêt des espèces pour la chasse au harpon. Nous avons de plus développé un modèle et testé différents scénarios de gestion pour favoriser le maintien de la ressource de langouste rouge, en déclin dans la réserve, et à son exploitation durable. Nous avons remarqué que, bien que bénéfique pour de nombreuses espèces, la réglementation de la RNBB ne semble pas suffire à la protection d'une espèce emblématique, comme la langouste rouge. Les indicateurs issus de l'outil de modélisation ISIS-Fish nous ont permis de constater la nécessité d'une restriction plus importante de l'accès à cette ressource. Après avoir comparé plusieurs scénarios de gestion, il semble que l'autorisation de l'utilisation des filets ciblant la langouste uniquement pendant la haute saison touristique (juillet-août) pourrait limiter le déclin de sa population, tout en offrant à moyen et long terme un bénéfice pour les pêcheurs artisanaux, et ceci dans l'objectif d'une pêche durable.

Mots clés : Aires marines protégées ; pêche artisanale ; gestion des pêcheries ; ressource ; modélisation dynamique ; indicateurs ; gestion des zones côtières ; évaluation de scénarios ; conservation des écosystèmes