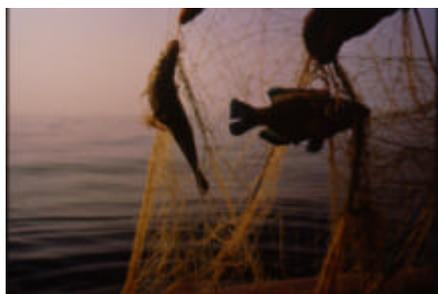


Impacts des pratiques de pêche en Méditerranée : Impact sur les espèces et les habitats sensibles, solutions techniques et recommandations



Projet pour la préparation d'un Plan d'Action Stratégique pour
la Conservation de la Biodiversité dans la Région
Méditerranéenne
(PAS - BIO)

**Impacts des pratiques de pêche en Méditerranée :
Impact sur les espèces et les habitats sensibles,
solutions techniques et recommandations**



**CAR/ASP– Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
2003**

Note : Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du CAR/ASP et du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leur autorité, ni quant au tracé de leur frontière ou limites. Les avis exprimés dans ce document sont propres à l'auteur et ne représentent pas nécessairement les avis du CAR/ASP ou du PNUE.

Ce document a été préparé dans le cadre d'une convention conclue entre le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) et le Département des Pêches de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) concernant le rôle à jouer par la FAO dans le cadre du projet PAS-BIO.
préparé par

Sergi Tudela, consultant FAO
Jacques Sacchi, consultant FAO

Photos de couverture

A.Bouajina
F.Garibaldi
M.Relini

Avant-propos

Ce document a été proposé aux plans d'action pour contribuer à limiter l'impact des activités de la pêche sur la biodiversité en Méditerranée et ceci dans le cadre du plan d'action stratégique pour la biodiversité (PAS Biodiversité), qui est destiné à fournir une base logique pour la mise en place du protocole de 1995 sur les aires spécialement protégées (convention de Barcelone).

Le document a été structuré en sections indépendantes, traitants les principaux menaces sur la biodiversité marine (y compris les espèces vulnérables et les habitats) provenant des engins ou des pratiques de pêche employées dans les eaux méditerranéennes. Les questions traitées peuvent être groupées en deux sections : une section traitant l'impact de la pêche sur les espèces vulnérables et les habitats et l'autre sur les aspects spécifiques en rapport avec des engins de pêche sélectionnés et aux pratiques d'intérêt spécial en Méditerranée. Les questions générales relatives au surexploitation de la pêche des espèces commerciales ont été omises délibérément des analyses, depuis elles font l'objet des longues études ailleurs et on leurs accorde une grande attention dans d'autres forums.

Les auteurs ont préparé une analyse classique utile pour des propositions pratiques, tout en essayant d'éviter le piège de modifier la réalité et d'avoir une bonne connaissance des sources traitants ces questions. Une tentative a été faite donnant du poids à ces interdépendances ainsi qu'aux effets globaux de l'écosystème de la pêche sur la structure ou le fonctionnement des écosystèmes (résultant des pratiques antérieures et présentes). L'importance de ce document réside au faite qu'il groupe des informations de différentes sources sur les effets de la pêche dans différents écosystèmes en Méditerranée et fournit une image cohérente de l'impact de la pêche sur la biodiversité dans la région. Cette vision globale est adressée dans la section conclusion.

Ce travail s'est intéressé à la Méditerranée tout en éliminant les données inutiles et les informations sur d'autres régions du monde. Etant donné les informations relatives à certaines questions majeures sont rares, une attention particulière a été consacrée au peu d'études de bonne qualité disponibles. Le but a été donc de produire un document spécifique à la Méditerranée.

Le document comprend des descriptions précises des pratiques de pêche susceptibles d'avoir des effets négatifs sur la biodiversité et/ou sur l'environnement; une évaluation, dans la mesure du possible, de l'impact; des propositions de solutions techniques spécifiques à des problèmes rencontrés dans la Mer Méditerranée et des recommandations pour leur mise en œuvre. Il prend en considération l'avis des professionnels quant à l'impact des pêcheries et des besoins en termes d'information / sensibilisation, de formation et d'extension.

Bien que la littérature ayant trait aux effets de la pêche soit abondante depuis dix ans, l'information sur les techniques de pêche concernées par ce problème est rare ou partielle. Les scientifiques oublient, souvent, de donner une bonne description des engins et

des pratiques de pêche, et les comparaisons sont faites, généralement, entre des techniques de caractéristiques tout à fait différentes et il est impossible de quantifier correctement les effets.

Cependant, de plus en plus d'études, essentiellement financées par l'UE, sont en cours d'élaboration mais elles n'ont pas encore été publiées. En particulier, on signale la quasi-absence de publications des travaux sur les pêcheries des zones est et ouest de la Méditerranée.

Des recommandations devraient être faites à l'endroit des pays pour fournir une description exhaustive des différentes techniques de pêche utilisées dans leurs pêcheries ainsi qu'une typologie simple de leurs activités de pêche. Sur ce dernier point, des données chronologiques sur l'évolution de la capacité de pêche seraient d'une grande utilité.

En plus, il serait d'un grand intérêt qu'une étude internationale utilisant les mêmes méthodes statistiques soit conduite dans toute la Mer Méditerranée et inclue l'évaluation des rejets.

Remerciements

L'auteur est reconnaissant à toutes les personnes qui ont contribué à l'élaboration de ce travail avec des documents ou toutes autres informations, aussi bien que pour simples échanges de leurs points de vue sur des différents aspects.

Des remerciements spéciaux sont donnés à :

Ahmed Nouar, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene El-Alia (Algérie); **Ali Cemal Gücü**, Middle East Technical University (Turquie), **Amor EL ABED** INSTM (Tunisie), **Andrea Farrugia, Michaël Darmanin , Matthew Camillieri** (Ministry of Fisheries, Malte) ; **Anna-Rosa Martínez**, GRAIN (Espagne); **Antonio di Natale**, Aquastudio (Italie), **Arnau Mateu**, Greenpeace (Espagne); **Chrissi-Yianna** (NCOM) ; **Daniel Oro** Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (Mallorca, Espagne), **Guy Oliver**, Université de Perpignan, (France) ; **Harun Guclusoy**, Ege Programi Underwater Research Society - Mediterranean Seal Research Group (Turquie); **Henri Farrugio**, Ifremer (France), **John Cooper**, BirdLife International (Afrique de Sud); **Jon Houghton**, University of Wales Swansea (Royaume Unie); **Jordi Leonart**, Institut de Ciències del Mar (Espagne); **Juan Antonio Caminas** Instituto Espanol de Oceanografia (Espagne); **JuanAntonio Camiñas**, Instituto Español de Oceanografía (Espagne); **Kostas Stergiou** Aristotle University of Thessaloniki (Grèce), **Lily Venizelos**, MEDASSET (Grèce) ; **Manel Gazo**, Universitat de Barcelona (Espagne); **Mario Feretti**, CIRSPE (Italie); **Michael Earle**, Green Party at the European Parliament (Belgique); **Othello Giovanardi** ,Istituto Centrale de Ricerca del Mar (Italie) ; **Pere Renom**, Universitat de Barcelona (Espagne); **Pierre Beaubrun** École Pratique des Hautes Études, (France), **Ramón Martí**, SEO/BirdLife (Espagne); **Rebecca Lent**, NOAA – San Diego (USA) ; **Roger Poland**, MEDASSET (Royaume Uni); **Svein Løkkeborg** Institute of Marine Research (Norway) and **William Johnson**, The Monachus Guardian (Canada);

La représentation de ce document était possible grâce au support de **Pere Oliver**, FAO (Italie) and **Joël Prado**, FAO (Italie).

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION	1
2. SITUATION GENERALE EN MER MEDITERRANEE	2
2.1. Principaux aspects des pêcheries de la Méditerranée	2
2.2. Aperçu sur l'impact sur l'écosystème	5
2.2.1. L'impact physique de la pêche sur les fonds de mer	5
2.2.1.1. Herbiers des phanérogames	5
2.2.1.2. Impact physique de la pêche sur les autres herbiers	8
2.2.2. L'impact de la pêche sur les chondrichthyens	12
2.2.2.1. Impact sur les pêcheries démersales	13
2.2.2.2. Impact sur les pêcheries pélagiques	15
2.2.3. Interactions avec les oiseaux marins	17
2.2.3.1. Les effets direct	18
2.2.3.2. Les effets indirects	19
2.2.4. Interactions avec les tortues	22
2.2.4.1. Les tortues caouanes	23
2.2.4.2. La tortue verte	26
2.2.4.3. Autres espèces	26
2.2.5. Interaction avec les cétacés	28
2.2.5.1. Les filets dérivants	30
2.2.5.2. Impact des sennes coulissantes	31
2.2.5.3. Impact d'autres engins	33
2.2.5.4. Autres interactions	34
2.2.6. Interactions avec les pinnipèdes	36
2.2.6.1. Enchevêtrement	37
2.2.6.2. Massacre délibéré par les pêcheurs	38
3. EVALUATION DE L'IMPACT DES PRINCIPALES TECHNIQUES DE PECHE	42
3.1. Le Chalutage	42
3.1.1. Le Chalutage de fond	43
3.1.1.1. Sélectivité de la taille et espèces commerciales	44
3.1.1.2. Etude quantitative des rejets dans la pêche au chalut de fond en Méditerranée	45
3.1.1.3. Impact des rejets sur les écosystèmes démersaux	47
3.1.1.4. le chalutage benthique et les espèces et les habitats sensibles	52
3.1.2. Le Chalutage pélagique	57
3.1.3. Le chalut à perche et rapido	57
3.2. Les dragues	61
3.3. La senne	64
3.4. La pêche à la senne coulissante	66
3.5. Pêche au palangres dérivants	67
3.5.1. Les captures accidentelles des Elasmobranches	73
3.5.2. Les captures accidentelles des Oiseaux marins	74

3.5.3. Les captures accidentelles des tortues marines	75
3.5.4. Les captures accidentelles des mammifères marins	78
3.6. Utilisation des palangres de fond	79
3.7. Filets fixes	80
3.7.1. Les rejets des captures accidentelles et la sélectivité	81
3.7.2. Les captures accidentelles des Elasmobranches	83
3.7.3. Les captures accidentelles des oiseaux marins	83
3.7.4. Les captures accidentelles des tortues marines	84
3.7.5. Les captures accidentelles des mammifères marins	84
3.7.6. La 'Pêche fantôme'	85
3.8. Les filets dérivants	89
3.8.1 Les captures accidentelles des Elasmobranches	91
3.8.2. Les captures accidentelles des oiseaux marins	91
3.8.3. Les captures accidentelles des tortues marines	91
3.8.4 Les captures accidentelles des mammifères marins	92
3.9. Les pièges et les filets -pièges	93
3.10. Autres types d'interactions liées à la pêche	94
3.10.1. Les phoques moines, tortues, oiseaux marins, dauphins et autres concurrents aux activités humaines	94
3.10.2. Les problèmes liés aux activités ludiques de pêche	95
3.10.3. Les problèmes liés à l'aquaculture	95
4. DISCUSSION A PROPOS DE L'IMPACT SUR L'ECOSYSTEME ET LES PROBLEMES DE GESTION	97
4.1. L'état actuel des flottilles de pêche méditerranéennes	98
4.2. Situation de la protection des espèces menacées	98
4.3. Efficacité des mesures techniques sur la capacité de pêche	98
4.4. L'amélioration de la sélectivité des engins et des pratiques de pêche	100
4.5. L'interdiction et la limitation de quelques techniques de pêche	101
4.6. Fermeture temporaire	101
4.7. Aires marines protégées, réserves et récifs artificiels	104
4.8. Programmes d'éducation	105
4.9. Remèdes aux effets de la pêche sur l'écosystème dans le méditerranéen d'après une perspective systémique	106
5. CONCLUSION	
Références bibliographique	
Liste des abréviations	

1. INTRODUCTION

Le protocole concernant les Aires Spécialement Protégées et la Diversité Biologique en Mer Méditerranée, adopté dans le cadre de la Convention de Barcelone en 1995, encourage les Parties à entreprendre les mesures nécessaires pour la conservation de l'environnement et l'utilisation durable de la diversité biologique. Bien que la pêche ne soit pas le seul facteur humain agissant sur l'écosystème, il est important, pour la préparation d'un Plan d'Action Stratégique pour la Diversité Biologique (PAS BIO), de noter et enregistrer l'impact des pêcheries sur l'environnement.

Ce document de travail est une contribution à la connaissance du rôle joué par la technologie de la pêche ainsi qu'une étude sur les possibilités de remédier aux effets potentiels les plus négatifs.

Après une revue des éléments majeurs mentionnés dans la littérature sur les impacts des pêcheries, le document tente d'identifier, pour les principales pêcheries, les caractéristiques techniques des engins et pratiques de pêche qui pourraient endommager les écosystèmes. Il propose également des mesures d'atténuation qui pourraient être appliquées dans le contexte méditerranéen. La dernière partie est consacrée à une discussion générale sur la gestion des pêcheries côtières en relation avec leur impact sur l'environnement.

2. SITUATION GENERALE EN MER MEDITERRANEE

2.1. Principaux aspects des pêcheries de la Méditerranée

La Mer Méditerranée est caractérisée par une biodiversité d'un niveau élevé qui est en majeure partie concentrée entre 0 et 50 mètres de profondeur, puisque seulement 9% du nombre total des espèces vivent en dessous de 1000 mètres de profondeur. Le plateau continental, qui est la zone où la plupart des pêcheries sont entreprises, couvre une surface de 750.000 km² jusqu'à une profondeur de 200m, sa largeur moyenne atteint à peine les 9 milles marins.

L'information sur les captures est fournie par les Autorités de pêche et/ou l'administration chargée des statistiques dans les différents pays, principalement à partir de l'enregistrement des débarquements, des ventes à la criée de poisson ou à partir d'autres sources d'activités commerciales. Cependant, les débarquements sont largement sous-estimés pour la plupart des pêcheries du fait qu'une grande quantité de poissons est vendue directement dans le marché local d'une part, et le réseau de recueil de statistiques n'est pas suffisant. De plus, toutes les prises ne sont pas débarquées, puisque de prétendues captures accidentelles sont rejetées en mer. Par conséquent, les prises totales (ce qui a été prélevé des ressources naturelles) sont supérieures à celles que mentionnent les statistiques.

Néanmoins, à supposer que les statistiques officielles enregistrent la plupart des transactions commerciales concernant les produits halieutiques issue des pêcheries dans les différents pays, les débarquements annuels totaux pour la Mer Méditerranée (non compris la Mer Noire) seraient estimés à environ 1,1 millions de MT.

Après une augmentation constante, avant les années 1980, les prises en Mer Méditerranée semblent stagner. Un pourcentage de 59,5% de ces prises est fournit par les pays de l'UE (Espagne, France, et Italie) et plus de 70% des pays des Bassins occidental et central de la Mer Méditerranée. Avec plus de 100 espèces, les poissons démersaux représentent 40 à 45% des prises totales; les poissons pélagiques représentent également 45% du total avec, cependant, beaucoup moins d'espèces (la sardine, l'anchois, le thon rouge, le germon, l'espadon).

L'information concernant les flottes de pêche est pire encore. Plusieurs petites embarcations, dans beaucoup de pêcheries côtières, en particulier celles sans moteur, ne sont pas enregistrées. L'information sur la capacité (tonnage, puissance) manque souvent ou est erronée pour ce qui est des grands bateaux. Néanmoins, selon certains chiffres enregistrés au cours des dix dernières années, 84000 à 100000 unités de pêche seraient opérantes représentant approximativement 85% de petites embarcations côtières, 14% de chalutiers et senneurs et 1% d'activités diverses (Bruil, 1997). Environ 63% des bateaux de pêche appartiennent à des pays des Bassins Occidental et Central et 53% à ceux des pays de l'UE (Espagne, France et Italie). Abstraction faite de quelques pêcheries de haute mer, ciblant les grands poissons pélagiques ou les crustacés de profondeurs, la plupart des flottilles méditerranéennes opèrent dans les zones côtières; par conséquent, 70% des prises seraient réalisées par des bateaux qui ne dépassent pas les 15 tonnes (Caddy, 1996).

Bien qu'il n'y ait pas d'informations récentes sur les tailles de la flottille de pêche, les données fournies par diverses études montrent une tendance générale vers l'augmentation du nombre de bateaux (et donc de la capacité de pêche) dans la plupart des pays, du moins

jusqu'au début des années 90 (Caddy, 1996). La stabilisation apparente du nombre total de bateaux, pour les dix dernières années, prendrait en considération la réduction de la flottille de pêche de l'UE (12%); cependant, on peut considérer que la capacité effective de pêche s'est beaucoup accrue grâce aux améliorations dont a fait l'objet la technologie de pêche.

Ceci est en particulier vrai pour les pêcheries ciblant les espèces dont la demande est élevée sur les marchés internationaux (thon, merlu, rouget de vase, bivalves) où les équipements de bord (ex : de prospection, de transformation, de pêche et de manœuvre) ont souvent été modernisés grâce aux subventions.

De ce fait, on a observé une multiplication générale des efforts en ce qui concerne les espèces à haute valeur commerciale. Si pour une majorité de ces espèces, les débarquements ont montré une croissance constante jusqu'à présent, tels ceux du merlu, de l'espadon, des crevettes de profondeur et du thon, quelques autres espèces ont accusé des baisses considérables comme la plupart des élasmobranches, le corail rouge, les éponges et la langouste (Fiorentini et al., 1997).

Dans sa session de mars 1999 (GFCM 1999), le Comité Consultatif Scientifique du GFCM a noté que le niveau global de la production halieutique de la Méditerranée a augmenté d'environ 50% de 1977 jusqu'à présent. Cette caractéristique de la production méditerranéenne ne serait pas causée par un effort de pêche accru, mais plus vraisemblablement à un accroissement des apports nutritifs, surtout dans la Méditerranée Nord, sous l'influence des rivières (Caddy, 1997; 2000).

Bien qu'on ne puisse pas attester de l'existence d'une surpêche générale au niveau des ressources en Mer Méditerranée, les espèces les plus ciblées présentent déjà des signes évidents d'une exploitation intensive. L'évolution des mesures des captures par unité d'effort) et des indicateurs biologiques, telle que la réduction de la taille des poissons, laisse à penser que la plupart des stocks des poissons commerciaux pourrait être considérée comme pleinement exploitées ou surexploitées (GFCM, 2000).

Les autres causes de soucis liées à l'exploitation des espèces commerciales sont le volume des captures de juvéniles et les rejets. La durabilité de certaines pêcheries dépend principalement des captures ciblées des juvéniles de certaines espèces (GFCM, 1999). L'accroissement de la production de la pêche commerciale, au cours des 50 dernières années, a été accompagné par une augmentation des captures accidentelles et du rejet touchant un certain nombre d'espèces. Le quart, environ, des captures marines commerciales destinées à la consommation humaine serait rejeté en mer (Pascoe, 1997).

Il y a au moins quatre raisons principales qui expliquent les rejets en mer:

1. la capture d'espèces non commerciales due à une sélection insuffisante lors des opérations de pêche; il y a la plupart du temps quelques captures accidentelles et la quantité du rejet dépend des opportunités du marché pour de tels produits (comme les pêcheries des crevettes)

2. l'absence d'un volume de stockage suffisant ou d'équipements de congélation explique le rejet des espèces de basse valeur commerciale, capturées accidentellement en très grande quantité par les petites embarcations ou les grands bateaux spécialisés dans les pêches mono-spécifiques.

3. une détérioration de la qualité d'une partie de la capture ciblée ou accidentelle pendant les opérations de pêche pourrait être une troisième cause de rejet; la quantité de ce

type de rejet dépend du type d'engin de pêche utilisé, de l'habileté de l'équipage et des conditions atmosphériques.

4. enfin, la législation en vigueur pourrait aussi, dans certains cas, être un facteur important qui explique les rejets: les réglementations relatives à la taille minimale dans les débarquements visant la réduction de la capture des poissons juvéniles aboutissent pratiquement à l'augmentation des rejets des poissons de très petite taille, sauf quand il y a un marché pour les poissons juvéniles, comme il est de coutume dans les pays de la Mer Méditerranée.

En général, on accuse les rejets de fausser l'estimation de l'abondance relative des espèces. Le fait que la quantité de rejet reste, dans une large mesure, inconnue, fait que la mortalité des poissons reste par conséquent largement sous-estimée et augmente les risques de surexploitation des stocks. L'effet des rejets dépend largement de la fréquence de ces derniers, de leur distribution spatiale, et finalement de la capacité de l'écosystème à les assimiler. Environ la moitié des poissons rejetés en mer flottent en surface et sont consommés surtout par des oiseaux pendant le jour, et par des dauphins et des requins pendant la nuit. L'autre moitié plonge en profondeur et devient la proie des requins et des téléostéens, des requins, des crustacés et de toutes sortes d'animaux benthiques au fond de mer. Les rejets sont probablement responsables de l'attraction de prédateurs dans ces zones. Normalement, les rejets de poissons ou l'invertébrés morts sont vite mangés ou recyclés. Cependant, si le rejet dans une surface limitée est élevé, il pourrait perturber la capacité de la population des prédateurs et le recyclage des restes pourrait produire des maladies environnementales (Papaconstantinou et Labropoulou, 2000).

2.2. Aperçu sur l' impact sur l'écosystème

L'impact de la pêche sur les groupes vulnérables de poissons et d'habitat concerne aussi bien les pêcheries pélagiques que démersales.

2.2.1. L'impact physique de la pêche sur les fonds de mer

2.2.1.1. Herbiers des phanérogammes

Certaines plantes benthiques jouent un rôle important dans la stabilisation des sédiments. La perte de telles plantes provoque l'érosion des sédiments par les vagues et les courants qui rendent difficile leur restauration. Les herbiers marins sont, à beaucoup d'égards, des fonds marins exceptionnels. Dans la Mer Méditerranée, pas moins de 48 espèces de plantes sont considérées comme menacées. L'espèce dont la situation suscite le plus de souci et l'espèce angiosperme endémique *Posidonia oceanica* qui est la plus répandue en Mer Méditerranée. Cette plante couvre de grandes surfaces des fonds marins côtiers jusqu'à 40 m de profondeur. Dans les conditions optimales, on a estimé une surface totale d'environ 20.000 miles marins² soit 2 % de la surface du littoral (Ardizzone et al., 2000 ; Bethoux and Copin-Montegut 1986). Les herbiers marins sont des espaces complexes et des écosystèmes biologiquement productifs fournissant des habitats et des ressources trophiques pour une faune diversifiée de poissons.



L'herbier à *Posidonia oceanica* constitue un habitat et une ressource de nourriture pour une faune diversifiée. L'inquiétude internationale relative à la conservation de ces herbiers vise en premier lieu l'interdiction du chalutage benthique. A. Bouajina © CAR/ASP

Ils agissent ainsi en tant que nurserie importante pour beaucoup d'espèces (Harmelin-Vivien, 1982). Les rougets (*Mullus* spp.) sont parmi les poissons commerciaux recrutés dans les herbiers, et selon l'espèce, sont plus abondantes en été ou en automne, (Jiménez et al. 1997). De plus, ces herbiers contribuent également à la protection des rivages contre l'érosion par les courants en piégeant les sédiments dans les feuilles des plantes. Les herbiers les plus étendus se trouvent au large de la Libye, de la Tunisie, de la Sicile, de la Sardaigne, de la Corse et dans la Baie de Hyères (France).

Au cours des quelques dernières années, on a remarqué que la *Posidonia* a régressé. Les prairies de phanérogame régressent de manière significative pour deux raisons

principales, les changements anthropiques de la structure et de la composition du sédiment, et l'impact mécanique direct de la pêche (Ardizzone et al. 2000) et de certains systèmes d'ancrage des navires (la chaîne d'amarrage et l'ancre). La dernière raison devient une cause majeure de dégradation dans les régions où le tourisme nautique est en croissance comme dans les sites à ancrage ouvert dans le Nord-ouest de la Mer Méditerranée. La pêche au chalut de fond a les conséquences les plus graves sur les posidonies, bien que d'autres pratiques telles que la pêche à la dynamite peuvent également être destructives à un niveau plus local.

L'inquiétude internationale concernant la conservation de cet habitat particulier a conduit à l'interdiction du chalutage sur les herbiers marins dans les eaux de la CE (réglementation N° 1626/94), ainsi qu'au recensement et à la désignation des couverts de Posidonie en Annexe 1 des directives habitats de la CE en tant que zones spéciales à protéger.

La pêche au chalut affecte les herbiers marins par la suspension des sédiments et par la détérioration directe de la masse végétale. La suspension de sédiment perturbe la photosynthèse de macrophytes en diminuant l'intensité de la lumière. Ceci semble contribuer à la disparition des herbiers de phanérogames, et affecte le recrutement des poissons et la qualité des zones de nourrissage des juvéniles le long de la côte espagnole méditerranéenne (Sánchez-Jerez et Ramos-Espla, 1996).

L'évaluation à court terme de l'impact du chalutage benthique sur des fonds à Posidonies a été sérieusement étudiée seulement à Murcia (Espagne du sud-est), lieu où opère une flotte importante de pêche au chalut (Martín et al., 1997; Jiménez et al., 1997; Ramos Espla et al., 1997). La pêche au chalut est la cause principale de la dégradation des phanérogames profondes au large de cette partie de l'Espagne, où jusqu'à 40% de la surface totale couverte de Posidonies est fortement endommagée (Sánchez Lizaso et al., 1990).

A ce niveau, la comparaison de la structure d'un fond de Posidonies dans une zone non-chalutée et d'une zone fortement chalutée montre les changements profonds apparus dans cette dernière. La superficie occupée par des pousses mortes (85,2%) était beaucoup plus élevée qu'au niveau des phanérogames non touchées par le chalutage (5,9%). Les chalutages expérimentaux prouvent qu'un chalutier typique, de taille moyenne, déracine environ entre 99.200 et 363.300 pousses de Posidonie par heure respectivement dans les zones perturbées et calmes. L'impact mécanique de l'engin est plus important dans la zone la plus dégradée, les panneaux des chaluts benthiques causent un sillon continu sur le fond en raison de la perte de la complexité et de la consistance du fond. L'effet de l'engin dépend ainsi de l'état de conservation de l'herbier. Les panneaux sont responsables de déracinement de 93% de pousses de Posidonies dans les herbiers les plus sains, leur effet serait limité à seulement à 51% dans la zone endommagée, de fait qu'à ce niveau est également vulnérable à d'autres pièces de l'engin. Des différences dans la composition des poissons vivants dans des fonds à posidonies sains ou endommagés ont été remarqué, indiquant ainsi des changements radicaux dans la structure des communautés démersales provoquées par le chalutage benthique. L'ichthyofaune typique des fonds détritiques les plus profonds (*Pagellus erythrinus*, *Triglidae*...) ou des fonds sableux ou sablo-vaseux (*Lithognathus mormyrus*, *Blenius ocellatus*...) est rencontrée dans les herbiers dégradés et rarement dans un fond préservé de Posidonie. Le contraire s'applique à quelques espèces typiques habitant les herbiers (*Labrus merula*, *Symphodus rostratus*...) ou les fonds durs (*Muraena helena*, *Chromis chromis*). Les effets de la pêche au chalut sur les megabenthos dans des fonds de Posidonie sont également très évidents. Ceci inclut la réduction ou l'élimination des espèces typiques des fonds durs et leur remplacement par des espèces ubiquistes et par d'autres

caractéristiques des fonds sablo-vaseux, en raison de l'enrichissement du sédiment en particules plus fines. Le nombre croissant de filtreurs actifs et d'espèces sédimentivores, telles que les ascidies solitaires (*Microcosmus* spp.) et des holothuries, est peut être dû à la concentration élevée de la matière organique dans l'eau et le sédiment. Les plus grandes captures des macrobenthos dans les herbiers perturbés peuvent également refléter une augmentation de la vulnérabilité du benthos à la pêche au chalut dans ces habitats.

Les effets négatifs de la pêche au chalut sur phanérogames marines ont été confirmés par des études dans d'autres régions de la Méditerranée. Ardizzone et al. (2000) ont conclu que la dégradation des fonds de Posidonie en mer Tyrrhénienne méridionale, sur la côte italienne, a été provoquée par la turbidité accrue de l'eau due aux phénomènes anthropique et à la pêche au chalut de fond qui affecte les fonds chalutables non-rocheux. Dans les eaux tunisiennes méridionales, les fonds à phanérogames sont exploités par les chalutiers pratiquant la pêche à la crevette, qu'à l'état juvénile occupe ces habitats (Caddy, 2000).

La pêche à la dynamite existe dans quelques eaux méditerranéennes ce qui n'est pas toujours souhaitable pour les herbiers. En Algérie, bien qu'elle soit strictement interdite, elle est pratiquée très près des rivages à de faibles profondeurs (0-10 m) (A. Nouar, comm. Pers.). Les pêcheurs de Poacher qui captent les bancs de *Sarpa salpa* endommagent les fonds rocheux et les herbiers de phanérogames côtiers.

L'impact mécanique négatif des pratiques de la pêche mentionnées ci-dessus d'une part, et la pêche des communautés de phanérogames d'autre part, affectent d'une manière significative les chaînes trophiques et, par voie de conséquence, la structure et le fonctionnement de l'écosystème. En effet, en France et en Italie, la comparaison entre les fonds de Posidonies endommagés par la pêche et les fonds protégés mis en évidence une diminution des prédateurs supérieurs, principalement les Scorpaenidae et les Serranidae qui consomment les poissons et les grands crustacés, et parallèle à une augmentation des mesocarnivores (Labridae), probablement en raison de la plus faible pression de prédation de ce dernier, plus vulnérable à la pêche (Harmelin-Vivien, 2000). Une diminution du poids moyen de la densité et de la biomasse des poissons dans les zones à herbiers marins exploités, ainsi qu'un plus grand indice de diversité animale observé dans les réserves ont été mentionnées dans plusieurs études (Buia et al., 1999; Harmelin-Vivien, 2000; Francour, 1999).

CONCLUSION

Plusieurs études, ci-dessus citées, ont noté un rapport direct entre la santé de l'écosystème des herbiers marins et le niveau d'efficacité de protection. La plupart mettent en exergue l'importance de leur fonction écologique et leur vulnérabilité aux dommages physiques et à la mortalité par pêche liée à l'exploitation humaine. Les phanérogames doivent donc être protégées contre le chalutage de fond et d'autres pratiques destructives et la pression de la pêche doit être réduite autant que possible. Les réglementations actuelles interdisant la pêche au chalut sur des fonds à Posidonie dans la plupart des zones côtières méditerranéennes doivent être renforcées et de plus grandes zones d'herbiers marins doivent être incluses dans les zones marines protégées totalement fermées à la pêche. Des campagnes de sensibilisation ainsi qu'une surveillance adéquate sont également des outils intéressants. Les mesures techniques supplémentaires telles que le déploiement des récifs artificiels (si justifié) peuvent offrir davantage de protection.

2.2.1.2. Impact physique de la pêche sur d'autres herbiers

Les herbiers marins sont des fonds marins exceptionnels. La grande majorité de la surface des fonds marins méditerranéens manque d'une couverture végétale aussi importante et est vaseuse, sablonneuse ou, dans quelques endroits, rocheuse. Ces habitats modestes d'apparence, loin d'être sans vie, sont colonisés par des communautés biologiques complexes qui constituent souvent une partie des écosystèmes fragiles. Les pratiques de la pêche en vigueur, notamment le chalutage sur des fonds marins meubles, perturbent profondément le système physique du substrat et dégradent la structure et le fonctionnement de l'écosystème benthique.

Il n'y a pas de données bibliographiques complètes qui quantifient ou même décrivent l'impact physique des activités de pêche des fonds marins de la Méditerranée. Cependant, il y a un consensus général admettant que certains types de pêche causent des perturbations physiques diverses sur les fonds marins. Les habitats marins à fonds meubles et rocheux étant exploités différemment par la pêche subissent des effets divers. Ils seront traités séparément ci-dessous presque les informations disponibles sur ce sujet distinguent ces deux faciès.

Substrats durs

Les substrats durs hébergent généralement des communautés épi-faunales riches, particulièrement dans les eaux peu profondes. Il y a peu d'informations sur l'impact de la perturbation anthropique sur les fonds sub-tidal durs en Méditerranée. Ces systèmes sont caractérisés par une complexité élevée d'habitat et, par conséquent, par des indices élevés de biodiversité. De tels habitats sont sérieusement menacés dans beaucoup de régions: à titre d'exemple, le retrait de gros blocs de pierre provoque la destruction des substrats nécessaires à l'établissement d'espèces fixes et des juvéniles. Frascetti et al. (1999) ont exploré une grande étendue rocheuse au large de la côte des Pouilles (Italie du Sud-Est) afin d'étudier les effets de la pêche de la datte de mer (*Lithophaga lithophaga*) estimée d'après le démolition du substrat par la pêche à la plongée sur la biodiversité spatiale. Les signes des dégâts – ou un degré élevé de désertification -- ont été détectés dans toutes les zones; l'hétérogénéité spatiale élevée représentée par les communautés naturelles a été considérée comme symptôme de stress potentiels, et a été liée aux pratiques intensives de la récolte de la datte de mer. La désertification des rivages rocheux longs et étroits est provoquée par la destruction des habitats et des communautés qui y sont associées, combinée à broutage des oursins (Fanelli et al, 1994). D'autres pratiques destructives de pêche sont aussi localement importantes dans quelques régions. La pêche illégale à la dynamite pratiquée le long de la côte algérienne affecte les fonds rocheux à une profondeur de 10 m (A. Nouar, Comm. Pers.).

La croix de St André, une barre de fer avec des chaînes utilisées pour récolter le corail (*Corallium rubrum*), est un engin fortement destructif déployé sur les fonds rocheux méditerranéens. Depuis son interdiction dans les eaux de CE en 1994 (réglementation No. 1626/94 du Conseil), elle a été abandonnée dans plusieurs endroits, en faveur des plongeurs qui causent des impacts plus localisés sur l'épifaune des roches (Caddy, 2000). Le chalut standard à panneaux, pour fonds durs, nuit également aux fonds rocheux à cause des dispositifs spéciaux de roulement qui empêchent l'engin d'être endommagé. Malgré son

interdiction, il est employé au large de l'Espagne du nord-ouest sur les fonds rocheux, riches en sparidé.



Les fonds rocheux sont affectés par les pratiques de pêche destructives comme la croix de Saint André utilisé par les collecteurs de corail.

Corallium rubrum est parmi les espèces menacées de la Méditerranée. © CAR/ASP

Substrats meubles

La pêche intensive perturbe les fonds vaseux et sableux provoquant des changements dramatiques de la structure du support physique du système et des ensembles biologiques qui lui sont associés. Pranovi et al. (2000) ont signalé que les chaluts et les dragues raclent ou labourent le fond de la mer, remettant en suspension les sédiments, modifient la taille des grains et la texture des sédiments, détruisent la forme des fonds, retirent et dispersent les espèces non cibles. A ces effets peut être ajoutée l'augmentation de la quantité des nutriments et des matières organiques en suspension (Jones, 1992). La pêche de fond fortement gênante (chalutage, dragage,...) affecte principalement le plateau continental. Dans le bassin méditerranéen, la pêche profonde au langoustine ou à crevette rouge affecte également les pentes des fonds vaseux.

Les fonds sableux sont couverts par une prairie de *Cymodocea nodosa* ; le labridé *Xyrichtys novacula* caractérise cet habitat. © CAR/ASP



En général, les sédiments vaseux, qui se forment dans les zones de dépôts élevées avec une faible perturbation externe, sont beaucoup plus sensibles à l'impact pêche au chalut qu'à la dynamique des sédiments bruts. En effet, les panneaux du chalut y

pénètrent plus profondément que dans les autres sédiments avec des effets potentiellement plus grands sur les espèces de la faune locale (Ball et al., 2000).

Une flotte italienne avec des dragues hydrauliques, des chaluts à panneaux et le "rapido" (Ardizzone, 1994) exploitent une large zone chalutable du plateau continental en Adriatique du nord-ouest. Ce dernier engin est semblable au chalut à perche, et est utilisé en Adriatique pour pêcher les coquillages en mer et les poissons plats dans les zones côtières à fonds vaseux, bien qu'il pêche également les petits poissons (Pranovi et al., 2000; Giovanardi et al, 1998). L'étude effectuée par Pranovi et al. (2000) sur l'impact à court terme de cet engin sur le fond marin a indiqué qu'il cause des dommages étendus en creusant et en labourant le sédiment à une profondeur de 6 centimètres. Des effets négatifs sur la structure de la communauté du macrobenthos ont été enregistrés, une semaine après la perturbation: telle que l'augmentation de l'abondance et de la biomasse des taxa, et ce en raison de l'augmentation de la disponibilité trophique bénéfique à quelques espèces prédateurs opportunistes.

L'exploitation commerciale semble avoir comme conséquence une perturbation cumulative démontrée par l'augmentation de la biomasse des crustacés opportunistes et des échinodermes aux dépens des Porifera, des mollusques et des annélides. La pêche professionnelle peut donc sélectionner l'espèce épibenthique la plus apte à faire face à la perturbation physique causée par l'engin et qui peut supporter le phénomène de rejet. Les études expérimentales semblent conclure que le chalut "rapido" cause une plus grande perturbation, à court terme, sur les macrobenthos dans des zones à fond vaseux que sur ceux des fonds sableux, bien que la faune à courte durée de vie liée à ce dernier fond récupère tout à fait rapidement (dans un délai de deux semaines) (Pranovi et al., 1998).

La pêche benthique a profondément affecté quelques espèces d'invertébrés méditerranéennes, telles que l'éponge endémique *Axinella cannabina* ou les bryozoaires *Hornera lichenoides* (De Ambrosio, 1998). La pêche au chalut à panneaux sur les fonds vaseux ciblant la crevette *Parapenaeus longirostris* en Algérie a détruit la communauté benthique associée au plume de mer (*Funiculina quadrangularis*, Anthozoa) (A. Nouar, comm. Pers.). La drague hydraulique (dénommée en Italie 'cannellara'), qui laboure à une profondeur de 20-30 centimètre est particulièrement destructive (Relini et al., 1999). Cette pratique de pêche est très courante en mer Adriatique (50 bateaux à Monfalcone, Venise et Chioggia) pour les captures des mollusques tels que le sword razor shell (*Ensis minor*), le callista lisse (*Callista chione*), le venus rayé (*Chamelea gallina*) et le golden carpet shell (*Paphia aurea*). L'utilisation des dragues hydrauliques pour pêcher le venus warty (*Venus verrucosa*), espèce vivant dans les fonds détritiques, coquilliers, sableux ou à Posidonie, a été interdite en Italie en 1992 en raison des dommages importants qu'elle a infligés. En Adriatique du sud-ouest, la pêche de pétoncle lisse (*Chlamys glabra*) sur les fonds détritiques côtiers à l'intérieur du Golfe de Manfredonia provoque de grands déchets -- 395 kilogrammes seulement pour une heure de dragage -- principalement des oursins verts (*Psammechinus microtuberculatus*), des mollusques et des crustacés (Vaccarella et al., 1998).

La pêche, sur le talus profond ciblant des espèces de crustacés de haute valeur commerciale et pratiquée au large de l'Espagne, de l'Italie, de l'Algérie et de la Tunisie, pêchant à une profondeur de 1000 m dans les pêcheries de la crevette rouge (*Aristeus antennatus* et *Aristeomorpha foliacea*) en méditerranée du nord-ouest. Bien qu'il n'y ait aucune information sur les effets du chalutage profond sur les fonds vaseux en méditerranée (ou n'importe où ailleurs dans le monde), les quelques auteurs ayant traité ce sujet attirent l'attention sur la vulnérabilité extrême de tels fonds marins aux perturbations mécaniques. Il s'avère que les taux de récupération sont beaucoup plus lents et les impacts de la pêche au

chalut peuvent durer très longtemps (beaucoup d'années ou même de décennies) dans les eaux profondes, où la faune est moins adaptée aux changements de régimes de sédiments et aux perturbations externes (Jones, 1992; Ball et al., 2000). Le chalutage à panneaux dans les fonds de crevette rouge est nuisible au faciès à *Isidella elongata* de la biocénose des vases bathyales. Cette octocoralliaire est beaucoup affectée par la pêche (A. Nouar, Comm. pers.; Sardà, 1997).

Les effets de l'utilisation des engins de fond sur l'écosystème peuvent de loin dépasser les impacts directs discutés ci-dessus. Les processus d'eutrophisation peuvent augmenter provoquant à une hypoxie des zones sensibles des fonds meubles (comme au Nord de l'Adriatique) et peut augmenter la quantité de sulfure d'hydrogène libéré des sédiments (Caddy, 2000). La re-suspension du sédiment liée aux activités anthropiques enrichie par la matière organique peut éliminer les macrophytes, le benthos et les poissons démersaux ayant atteint leur limite de tolérance à l'hypoxie. La structure ainsi modifiée de l'écosystème favorise les espèces adaptées ou tolérantes aux conditions hypoxiques. La pêche au chalut et le dragage peuvent également affecter l'intensité et la durée des crises hypoxiques saisonnières naturelles dans quelques endroits. Ces pratiques de pêche, effectuées en conditions hypoxiques en Adriatique, peuvent aggraver la mortalité estivale des jeunes mollusques et crustacés. La pêche au chalut peut également éliminer les grands espèces macrobenthiques à durée de vie longue et peut ultérieurement réduire la zone de bioturbation (Ball et al., 2000). Ceci pourrait augmenter le danger de l'eutrophisation entraînant un taux de restauration plus long (Rumohr et al., 1996). D'autre part, les études effectuées sur les fonds marins vaseux au large de la côte Catalane (Méditerranée du nord-ouest) ont prouvé que les pratiques de pêche au chalut à panneaux produisent les changements à court terme de la biomasse des différents taxa dans la zone chalutée. Certaines se réfèrent à l'extermination pure et simple provoquée par les captures avec l'engin (tel est le cas de *Scyllorhinus canicula* et *Merluccius merluccius*) et d'autres au contraire à une concentration des espèces prédatrices (exp.. *Arnoglossus laterna*, *Cepola rubescens*, *Squilla mantis*, *Liocarcinus depurator*) attirée par ressources alimentaires accrues en raison du massacre mécanique de la faune benthique (Demestre et al., 2000). Cette réponse spécifique des prédateurs a seulement duré environ quatre jours. Ces résultats suggèrent que la perturbation causée par la pêche peut entraîner des changements dans la structure benthique de la communauté qui affectent en particulier les espèces mobile, probablement le groupe dont la nourriture est le plus limitée dans les environnements à fonds marins vaseux.

CONCLUSION

L'impact de la pêche sur le fond marin concerne généralement l'utilisation des chaluts de fond, à savoir le chalut à panneaux, les chaluts à perche et les dragues, ainsi que quelques pratiques agressives affectant les fonds rocheux tels que la pêche à la dynamite et la pêche du corail et des dattes de mer. Bien qu'il soit clair que cette dernière pêche devrait être réduite au minimum, étant donné les dégâts qu'elle cause aux fonds marins et aux communautés benthiques, un écosystème basé sur la gestion de cette dernière est difficile puisque ses effets nocifs sont inhérents à son utilisation. La création des réseaux de réserves marines totalement fermées à la pêche au chalut de fond pourrait aider à l'avenir la reconstruction des communautés benthiques dégradées dans les zones de pêche adjacentes. La rotation saisonnière des fonds de pêche en établissant des fermetures temporelles pourrait être aussi bénéfiques pour les fonds puisque la probabilité de changement

permanent des communautés des fonds est proportionnelle à la fréquence de la perturbation par les engins, comme l'a précisé Jones (1992). De toute les façons, les changements de l'écosystème, devraient être évitées et l'effet de pêche sur les fonds et les communautés associées devrait être strictement surveillé. La pêche au chalut de fond dans des zones eutrophies, sujettes à l'anoxie, est un souci particulier: les opérations de pêche devraient être sensiblement limitées, au moins dans les zones et/ou durant les saisons les plus critiques. Les effets sur l'écosystème de la pêche au chalut sur les fonds vaseux profonds, telles que dans les pêcheries de la crevette rouge ou de langoustine, mérite également une attention particulière étant donnée la vulnérabilité élevée des communautés des fonds profonds vaseux aux perturbations externes.

2.2.2. L'impact de la pêche sur les chondrichthyens

On a signalé 86 espèces d'Élasmobranches en Mer Méditerranée dont 1 Holocéphale et 45 espèces de requins. Un intérêt international croissant s'est manifesté, ces dernières années, pour la préservation des populations des chondrichthyens (requins, raies et chimères). En effet ce groupe s'est avéré particulièrement vulnérables à l'exploitation humaine et à la mortalité par pêche qui en résulte aussi bien des captures directement ciblées, que des prises nécessaires liées à l'utilisation d'engins de pêche peu sélectifs. Une tendance à la baisse de l'abondance de ces espèces dans différentes zones a déjà été remarquée (Bonfil, 1994). Ces espèces, par la nature de leurs caractéristiques biologiques c-à-d croissance lente et maturation retardé, long cycle de reproduction, par exemple l'incubation de squalus dure jusqu'à 22 mois, fécondité faible pour une durée de vie longue, position dans la chaîne trophique généralement élevée, sont plus affectées par l'activité intensive de la pêche que la plupart des téléostéens (Stevens et al. 2000 ; Castro et al., 1999). De plus, il y a un manque de connaissances concernant beaucoup de ces espèces. Carcharodon carcharias (grand requin blanc), Cetorhinus maximus et Mobula mobular sont cités (dans le protocole sur les Aires Spécialement Protégées dans le cadre de la Convention de Barcelone) parmi les espèces méditerranéennes les plus sérieusement menacées. Ainsi, bien que les estimations numériques du grand requin blanc soient rudimentaires ou inexistantes, il semble y avoir eu une baisse générale des prises normales et accidentelles dans les eaux méditerranéennes résultant des différentes pêcheries démersales. Dans ce contexte, il n'est pas surprenant, que Castro et al (1999) après avoir examiner le statut de certaines pêcheries importantes de sélaciens, ont conclu que leur historique indique que les pêches intensives ne sont pas durables et que des effondrements complets ne sont pas rares.

Pour plusieurs auteurs, la tendance au déclin des populations de chondrichthyens est évidente dans la plupart des pêcheries méditerranéennes : dans la Mer Tyrrhénienne, le Golfe du Lion, la Mer d'Alboran ou à Malte (Serena et Abella, 1999; Aldebert, 1997; Stevens et al, 2000). Bien que certaines activités spécifiques de pêche ciblant ces espèces existent, la plupart des individus sont, en général, attrapés accidentellement dans les chaluts de fond, les palangres et les filets dérivants utilisés pour la pêche de l'espadon. Ils sont généralement rejetés ou vendus comme produits de faible valeur commerciale.

Dans le cas des chondichthyens, il semble que privilégier l'accroissement du taux de survie des juvéniles à la place de l'augmentation du taux de fécondité peut fournir une plus

grande résistance à la pression de la pêche, comme l'a souligné Brander (1981) qui considère une telle solution comme élément clé pour la conservation des espèces.

Certaines initiatives internationales ont été prises en vue de la préservation de ces poissons telles que la création d'un Groupe de Spécialistes des Requins par la Commission de Survie des Espèces de l'IUCN et la mise au point d'un Plan d'Action pour la conservation et la gestion des populations de Requins, décidé par la FAO lors de la réunion tenue à Rome en octobre 1998. La CITES a été chargée de la réalisation d'une étude sur le statut et la commercialisation des sélaciens. Les résultats de cette étude ont donné lieu à la création d'un Groupe de Travail Technique au sein de la FAO sur les Requins. La convention de la CITES a refusé d'inclure le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) en Annexe I et le requin pèlerin (*Cetorhinus maximus*) et le requin baleine (*Rhincodon Typus*) en Annexe II. En Méditerranée, seule Malta a adopté des mesures législatives pour protéger le requin blanc et le requin pèlerin.

Le large consensus mondial sur les sérieuses menaces que cause la pêche pour la conservation des élasmobranches est en accord avec les informations disponibles sur la Méditerranée. Dans cette section, les pêcheries démersales et pélagiques seront traitées séparément en prenant en considération les différentes espèces impliquées et les impacts correspondants des activités de pêche.

2.2.2.1. Impact sur les pêcheries démersales

L'impact de la pêche démersale sur les populations d'élasmobranches en méditerranée est lié aussi bien à la pêche ciblées de ces espèces qu'aux prises accidentelles, dues à l'utilisation d'engins non sélectifs.

L'analyse des données anciennes des campagnes de prospection et des productions débarquées a mis en évidence une diminution nette de la population d'élasmobranches dans certaines régions de la Méditerranée. Une étude basée sur des données des campagnes de prospection par le chalut benthique et sur les statistiques de pêche dans le golfe du Lion a montré une diminution nette des populations des espèces démersales d'élasmobranches et ceci depuis 1960 (Aldebert, 1997). Cette région est exploitée par une importante flottille de chalutiers (plus de 200 chalutiers avec une production égale au 2/3 de la prise totale) ainsi que par d'autres flottilles de pêche côtière utilisant différents types d'engins. Les résultats des campagnes de chalutage expérimental indiquent que le déclin d'élasmobranches a commencé sur le plateau continental, et s'est étendu récemment sur le talus continental. Seulement 13 de 25 espèces recensées dans les années 1957-60 ont été encore pêchées durant la période 1994-95, ce qui correspond à une réduction des espèces de chondrichthyens de l'ordre de 50%.

Il est important de noter que la diminution a touché surtout les espèces ayant une importante valeur commerciale. C'est le cas de *Mustelus mustelus*, *M. asterias*, *Scyliorhinus stellaris* et *Squalus blainvillei* ainsi que la plupart des raies. En ce qui concerne les raies, elles semblent être très vulnérables à l'impact de la pêche, puisque sur les 10 espèces commerciales exploitées dans le golfe du Lion, seulement deux espèces *Raja asterias* et *R. clavata* ont été rencontrées lors des dernières campagnes de prospection. Les analyses des débarquements ont confirmé ces observations. Ainsi *Raja oxyrinchus*, dont la taille de maturité atteint 120 cm en Méditerranée, a disparu des apports depuis 1976.

La diminution des chondrichthyens dans la partie Nord de la mer Tyrrhénienne est aussi évidente. L'examen de séries de données historiques que les requins et les raies ont

constitué dans les années 50, une part des captures plus importante qu'actuellement. A tel point que certaines pêcheries ciblant des espèces autrefois abondantes telles que *Squalus acanthias* et *M. mustelus* ont disparu ainsi que celles des *Dasyatidae* et *Rhinochirocentridae* (Serena et Abella, 1999).

La tendance déclin des populations des chondrichthyens n'est pas exclusive à la région Nord ouest de la Méditerranée. En effet, des situations similaires ont été mentionnées dans la Mer Alboran et les eaux baignant l'île de Malte (Albert, 1997, Stevens et al. 2000). Les raies semblent être plus vulnérables à la pêche (Encadré 1).

Encadré 1

Les raies : Espèces spécialement vulnérables à la pêche

Dans la partie Nord de la mer Tyrrhénienne, où une importante flottille opère, les raies sont parmi les composants les plus importantes des captures débarquées par la flottille de chalutage à perche « Rapido » opérant dans les eaux côtières. Les captures détenues par la flottille de chalutage à panneaux sont moins importantes. Les captures réalisées par les chalutiers à panneaux sont moins importantes. Elles sont particulièrement élevées dans la région de Viareggio où les nombreux rejets de juvéniles de *Raja Viareggio* (la plus abondante des espèces) ne dépassant pas 28 cm de longueur sont constants malgré que la population paraisse stable. La taille de maturité de ces espèces est comprise entre 50 et 60 cm selon le sexe. D'après Relini et al (1997), les plus importantes captures de raies dans les eaux italiennes sont constituées de *R. Clavata* dont les juvéniles, abondants dans les zones fréquentées par les chalutiers, subissent une mortalité élevée. Les statistiques montrent que le niveau d'exploitation de cette espèce dans la partie nord de la Mer Tyrrhénienne est important, le cas de *R. miraletus* n'est pas différent.

Sources : Serena and Abella, 1999 ; Relini et al, 1999.

Les flottilles démersales italiennes rejettent beaucoup de juvéniles de *Galeus Melastomus* et de *Scyliorhinus canicula*, qui sont capturées par le chalut à différentes profondeurs (Relini et al, 1999). Autrefois ces espèces étaient capturées accidentellement dans les pêcheries de la crevette rouge et de la langouste. L'amélioration de la sélectivité des engins de pêche par l'accroissement de l'ouverture des mailles a été suggérée comme solution pour réduire les captures indésirables. En ce qui concerne le *G. melastomus*, une réduction significative de l'effort de pêche dans les nurseries est nécessaire, spécialement dans la nursery bien comme de la partie Nord de la mer Tyrrhénien entre Gorgona et Capraia à 200 m de profondeur. Une autre espèce, *S. blainvillei* était assez commune autrefois dans la partie Nord de la mer Tyrrhénien. Alors qu'actuellement la population a été considérablement réduite à cause des captures très élevées par le chalut benthique comme prises accessoires. D'autres espèces mineures, *S. acanthias* et *M. mustelus*, capturées dans les eaux italiennes par les filets benthiques, les palangres et les filets maillants, sont aussi concernées par ce problème. Le requin *Centropristis striata* figurent dans les pêches accessoires par les chaluts traditionnels de fond sur le talus continental.

Les chondrichthyens et particulièrement les espèces de *Raja*, *Scyliorhinus*, *Squalus* et *Oxyntotus* constituent une partie importante des rejets de la flottille grecque de chalutiers opérant dans la zone des cyclados en mer Egée (Vassilopoulou et Papaconstantinou, 1998).

Les pêcheries démersales ont également une répercussion sur les gros pélagiques tels que le requin blanc (*Carcharodon carcharias*), qui figure parmi les espèces protégées par la Convention de Barcelone (Annexe II) et la convention de Berne (Appendice II) et qui est représenté en Méditerranée par une population de très faible densité. Cependant, les eaux du Canal de Sicile sont considérées comme étant la zone principale d'abondance et de reproduction du requin blanc dans toute la région NE Atlantique Méditerranéenne (Fergusson, 1996). Depuis 1960, la densité de cette espèce dans les eaux méditerranéennes est en diminution.

Etant donné la vulnérabilité de la population méditerranéenne enfermée, la pêche accidentelle a un effet néfaste sur cette espèce. Fergusson et al. (1999), indiquent que de grands individus sont accidentellement pris dans les filets maillants de fond près de l'îlot de Filfta et Marsaloxlokk à Malte, à des profondeurs de 15 à 30 m. Ces dernières années les mêmes auteurs font référence aux captures du requin blanc en Sicile, Grèce et Turquie. Des jeunes individus de requin blanc dont certains ont moins d'un an, sont aussi capturés en Méditerranée dans les eaux algériennes, françaises et dans la partie Nord de la mer Egée. Cependant la majorité des captures provient des chalutiers siciliens opérant dans le canal de Sicile (Fergusson, 1998).

2.2.2.2. Impact sur les pêcheries pélagiques

Les gros élasmobranches pélagiques sont régulièrement capturés accidentellement en Méditerranée par les palangres flottantes dans les pêcheries d'espadon (*Xiphias gladius*). Quelques-unes de ces espèces sont débarquées et commercialisées.

Le Requin bleu (*Prionace glauca*) est probablement l'espèce la plus affectée bien qu'elle soit classée parmi les espèces les plus résistantes à la pêche (Smith et al., 1998) et du fait de sa fécondité élevée (Compagno, 1984). Le taux de captures accidentelles varie selon les régions (Encadré 2).

Les pêcheries de surface ciblant les gros pélagique en Méditerranée occasionnent aussi la capture du requin blanc (*Carcharodon carcharias*). Les palangriers pêchant le thon rouge (*Thunnus thynnus*) et opérant de Marsaxlokk à Malte capturent de nouveaux nées requins blancs dans les eaux internationales près de Lampedusa et de la Libye (Fergusson et al, 1999). De même la flottille des palangriers ciblant l'espadon est basée à Mazzara del Vallo en Sicile est connue pour la capture accidentelle de nouveaux nées (Fergusson, 1998). Tous ces individus proviennent de la zone de reproduction située dans le Canal de Sicile. Certains adultes sont aussi capturés dans les environs de l'îlot Filfta par la flottille des palangres flottantes basée au port maltais de Wied-iz-zurrieq, d'autres spécimens sont pris dans les madragues à thon installées tout au long des côtes Nord de Malte.

Les pastenagues pélagiques ou benthopélagiques (*Dasyalis spp*) sont aussi victimes de certaines pêcheries en Méditerranée. Etant donné son grand nombre (*Dasyalis violacea*) domine largement dans les captures accidentelles non commercialisées réalisées par la flottille de palangriers (27 unités environ, utilisant le « Palamito » pour espadon) pêchant dans la zone appelée « sanctuaire des cétaqués » située dans le centre ouest de la mer Ligure.

De même quelques spécimens de poisson comme la *Mobula mobular*, espèce inscrite dans l'annexe II de la Convention de Barcelone sont capturés régulièrement dans cette pêcherie. *D. violacea* est aussi victime des palangriers espagnols ciblant l'espadon dans la partie Sud ouest de la Méditerranée. (Aguilar et al. 1992).

Les palangres et les filets maillants sont encore responsables d'une mortalité considérable d'élasmobranches pélagiques qui sont fréquemment emmêlés dans ces engins.

En Algérie, malgré que cette pêche soit légalement interdite, le requin bleu est encore pêché dans cette région, ainsi que d'autres espèces appartenant aux familles des Alopidae et des Carcharhinidae mais à un degré moins que le requin bleu (A. Nouar, comm. pers.).

D'importantes pêches commerciales de *A. vulpinus* et du requin bleu aussi bien que des rejets mineurs de *D. violacea*, *M. mabular* et aussi *Cethorhinus maximus* (inscrit dans l'annexe II de la convention de Barcelone) sont aussi signalées dans les pêcheries aux filets maillants opérant en mer Ligure (Di Natale et al., 1992).

Encadré 2

Impact des palangres sur les gros élasmobranches pélagiques

La proportion des captures espadon/ requin bleu provenant de la flottille ionien des palangriers opérant dans les eaux italiennes durant la période 1978-1981 a été faible soit 1,6 : 1 ; du fait des prises élevées de requins ; dans d'autres régions les poids relatifs des requins capturés accidentellement est faible. C'est le cas de la partie sud de l'Adriatique (3,4 :1) et dans la zone protégée autrefois connu comme santuario dei cetacei dans la partie centre-ouest de la Mer Ligurien où la proportion a été seulement 18-20 :1 reflétant, peut être une abondance faible de ces espèces dans cette région, où des densités élevées d'autres prédateurs situés au sommet de la pyramide trophique sont enregistrés (Orsi Relini, sous- presse ; Orsi Relini et al. 1999). Plusieurs autres espèces d'élasmobranches telles que *Alopias vulpinus*, *Isurus oxyrinchus* et *Lamna nasus*) font aussi partie de la fraction commerciale des prises accessoires des palangres dans la zone protégée indiquée ci-dessus (Orsi Relini et al. 1999). Le suivi des débarquements de pêcheries d'espadon espagnoles en Méditerranée (palangres) dans les ports entre les villes d'Alicante et Algeciras (Espagne) effectué durant l'été 1998 a montré que le requin bleu constitue à peu près le quart des débarquements totaux avec plus de 500 individus enregistrés (Raymakers et Lynham, 1999).

Sources : Orsi Relini, in press ; Orsi Relini et al. 1999 ; Raymakers et Lynham, 1999.

CONCLUSION

La plupart des études récentes indiquent que les pêches méditerranéennes ne font pas exception dans le contexte général de la tendance au déclin des populations d'élasmobranches en relation avec les pêches partout dans le monde. Les informations sur les raies et les autres espèces démersales méritent une attention particulière puisqu'elles ont prouvées leur vulnérabilité à la pêche. Les prises accidentelles très élevées d'élasmobranches (ainsi que les captures commerciales) associées à plusieurs pêcheries pélagiques notamment les palangres apparaissent aussi comme un danger potentiel pour plusieurs espèces et plus particulièrement pour le requin blanc, le requin bleu et les pastenagues.

Dans ce contexte, le suivi rigoureux des prises et l'estimation des populations touchées doivent être entrepris afin de décider où et quand il faut appliquer les mesures nécessaires pour réduire la mortalité par pêche dans les prises débarquées ou les rejets des espèces de chondrichthyens.

Etant donné que ces espèces ont habituellement une position trophique élevée, la conservation de la diversité de ce groupe important de problèmes, est essentielle pour la

santé de l'écosystème, car un changement de population peut entamer des effets en cascade imprévisibles sur plusieurs chaînes alimentaires. L'établissement des aires marines protégées dans les frayères ou dans les zones d'intérêt spécial, l'élimination complète des engins de pêche destructifs tels que les filets dérivants et l'amélioration de la sélectivité des palangres flottantes et des chaluts de fond, afin de réduire les captures accidentelles, sont des mesures nécessaires à prendre à court terme.

Etant donné le rôle de prédateur joué par plusieurs espèces d'élastomobranches, un aménagement systémique aboutissant à une conservation adéquate de tous les écosystèmes, en incluant le niveau de santé d'autres populations de poissons pourrait être nécessaire. Ceci s'appliquerait à la population des requins blancs en Méditerranée qui souffre de la surexploitation de ses principales proies qui sont les gros pélagiques tel que le thon rouge (Fergusson et al., 1999). En conclusion, toute la politique de gestion concernant l'exploitation des populations d'élastomobranches, y compris les pêcheries commerciales et les processus de commercialisation concernés, devrait être révisée tout en tenant compte des derniers indicateurs qui prouvent la non-durabilité des pratiques courantes.

Les chondrichthyens semblent être particulièrement vulnérables à l'exploitation abusive et à la mortalité par pêche : le requin bleu fait parti des captures accidentelles des pêcheries d'espadon.
F. Garibaldi © CAR/ASP



2.2.3. Interactions avec les oiseaux marins

Jusqu'à présent peu d'attention a été donné à l'impact des pêcheries méditerranéennes sur les populations des oiseaux marins. Cependant, les études menées ces dernières années et principalement dans la région N.O. de la Méditerranée ont montré des interactions d'intérêts mondiaux fortes et complexes. Les effets de la pêche sur les populations des oiseaux peuvent avoir soit des causes directes de mortalité et ceci par l'utilisation des techniques de pêche non sélectives soit des causes indirectes et ce, quand la pêche diminue les sources de nourriture des oiseaux, entraînant des modifications majeures aussi bien dans leurs habitudes trophiques que dans les paramètres démographiques et les relations inter spécifiques. L'impact principal du chalutage sur les oiseaux de mer consiste en rejets de poissons dans certaines pêcheries côtières qui deviennent alors la source principale de nourriture pour les mouettes et les puffins de Méditerranée.

L'élément clé touchant les populations des oiseaux marins est le taux de mortalité. Les Procellariiformes aussi bien que les Pelecaniformes et les Laridés ont généralement une longue vie et leurs populations sont très sensibles aux changements de survie. Une mortalité supplémentaire induite par les captures accidentelles est par conséquent un danger réel pour ces espèces (Lebreton, 2000). Certaines activités de pêche, telles que la pêche aux palangres et la pêche aux filets dérivants pélagiques et benthiques sont considérées comme étant une cause importante de mortalité accidentelle; l'étouffement des cormorans huppés (*Phalacrocorax aristotelis*) dans les filets maillants serait également un grand problème.

Ce programme est issu de la Résolution sur la Pêche Accidentelle des oiseaux marins par les palangres adoptée par l'IUCN au cours de son premier Congrès international sur la Conservation. L'inventaire de l'état de reproduction et de distribution de 14 espèces d'oiseaux de mer a été réalisé dans 17 pays de la Mer Méditerranée. Bien qu'il n'y ait pas de souci urgent pour la plupart des oiseaux des zones marines et côtières de la Méditerranée, quelques espèces sont maintenant considérées en danger. Trois espèces d'oiseaux marins méditerranéens sont concernées par le Plan d'Action International « Birdlife » approuvé par le comité Ornis (UE DG Environnement) et avalisé par le comité permanent de la convention de Berne. Il s'agit de goéland d'Audouin (*Larus audouinii*) dont les populations de Sardaigne, de Corse, d'Espagne et d'Algérie sont les plus importantes; le puffin de Baléares (*Puffinus mauretanicus*) et le cormoran huppé (*Phalacrocorax aristotelis desmaresti*), dont d'importantes populations reproductives existent en Croatie, en Corse, en Sardaigne et dans les Iles Baléares.

En 1999, le Comité des Pêcheries de la FAO (COFI) a mis en œuvre un Plan d'Action International 'oiseaux marins » pour lutter contre la capture accidentelle des oiseaux par les palangres.

Les informations disponibles dans le bassin méditerranéen seront présentées sous deux catégories différentes, à savoir les effets directs et les effets indirects, d'après les critères données dans Tasker et al. (2000) et en prenant en considération la diversité des effets de la pêche enregistrés sur les populations des oiseaux marins.

2.2.3.1. Les effets direct

Les effets directs sont dus aux pratiques de la pêche et en particulier à la pêche aux palangres. Les données sur les taux de mortalité existent seulement pour les pêcheries espagnoles, l'Espagne étant l'un des 12 pays méditerranéens connus pour l'emploi de la technique de pêche aux palangres (Cooper et al., 2000).

Une étude spécifique concernant l'impact des palangres sur les oiseaux marins en Méditerranée a été réalisée récemment dans les pêcheries espagnoles autour des Iles Columbretes dans le N.O méditerranéen (Marti, 1998), Une flottille locale utilisant les palangres de fond et de surface cible respectivement le merlan et l'espadon. Durant les mois d'été, les observations à bord ont montré que six espèces d'oiseaux différents ont été déjà piégées par les effets des hameçons pendant la mise à l'eau des palangres. On signale *Calonectris diomedea*, *Puffinus mauritanicus*, *Morus bassanus* ; *Larus audouinii* et *Larus cachinans*. En plus de ces six espèces, les pêcheurs mentionnent la capture de: *Stercorarius skua* et *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*. Les captures accidentelles affectent surtout : *Calonectris diomedea* avec 77% de la capture totale des oiseaux marins suivis par *Larus cachinans* (14 %) et par *Morus bassanus* (9%). La fréquence était élevée pour les palangres de fond (0,72 oiseaux pêchés par 1000 hameçons contre seulement 0,22 pour les palangres

de surface). Bien que le taux de capture moyen de toute la flottille ait été estimée égale à 0,44 individus pour chaque opération de pêche des prises sporadiques massives peuvent être observées ainsi en 1997 : 200 *P. mauritanicus* ont été capturés durant une seule opération de pêche avec la palangre de fond. Plusieurs raisons prouvent que les deux espèces *Puffinus mauritanicus* et *Calonectris diomedea* sont les oiseaux marins les plus touchés dans cette pêcherie. En effet, *Calonectris diomedea* est, du point de vue nombre, l'espèce la plus affectée et *Puffinus mauritanicus* est une espèce endémique qui fait face à une tendance régressive et la moitié de sa population globale hiverne dans la zone d'étude. La mortalité causée par les palangres sur les populations, se reproduisant dans les Îles Calumbretes et les Îles Baléares, a été respectivement estimée à 550 et 1300 individus (Aguilar, 1998). La sensibilité du Puffin cendré, dont la population adulte est sujette à un taux de mortalité élevé, est une cause d'inquiétude. En effet, 60 % des individus pris aux hameçons sont des adultes (Marti, 1998). Il est de ce fait évident que de tels taux de captures accidentelles ne seront pas durables. (Cooper et al, 2000).

Une autre étude basée sur 557 opérations de pêche, effectuées en 1999 et 2000, par la flottille des palangriers espagnoles, utilisant la palangre flottante dans la partie ouest de la Méditerranée a montré que *Calonectris diomedea* et la mouette aux pattes jaunes représentent la presque totalité des prises accidentelles (20 sur 21 des oiseaux marins capturés) essentiellement durant la mise à l'eau de l'engin de pêche (Valerías and Caminas, 2000).

D'autres informations concernant les pêcheries aux palangres en Grèce et en Malte confirment les résultats des études espagnoles. En effet, *C. diomedea* est une espèce d'oiseau marin qui semble être la plus touchée par cette technique de pêche en Méditerranée (Cooper et al. 2000).

Les filets de pêche entraînent également la mortalité des oiseaux marins puisque la mouette et la mouette aux pattes jaunes ont été signalées parmi les prises accidentelles dans les filets en nylon aux larges des Iles Chafarinas (petit archipel espagnol du Maroc) (De Juana et d Juana, 1984).

2.2.3.2. Les effets indirects

Les effets de la pêche sur les changements de la disponibilité des ressources alimentaires des populations d'oiseaux marins ont été étudiés dans le N.O de la Méditerranée, zone connue comme étant lieu où se rassemble les populations mondiales de la mouette (*Larus audouinii*). Il s'agit de la plus grande colonie représentant 62 % de la population globale de reproducteurs. Un total de 18 690 couples sont trouvés dans le delta de l'Ebre, dans la Péninsule ibérique (Martinez, 2000). Cette espèce, prédatrice des clypeidés, est présente fréquemment dans les prises accidentelles. Une flottille importante de chalutiers à panneaux et de senneurs opérant dans les environs du delta de l'Ebre, approvisionne les oiseaux marins se reproduisant dans cette région, par une nourriture additionnelle (Encadré 3).

Par contre dans la pêcherie de Mallorca, avec une flottille qui cible essentiellement la crevette, 40% des rejets sont des crustacés et des poissons appartenant à l'espèce *Capros aper*, souvent dédaigné par les oiseaux.

Encadré 3**L'utilisation des rejets par les oiseaux marins**

Une étude approfondie sur l'utilisation des rejets de pêche par les oiseaux marins a été menée dans la région du delta de l'Ebre et dans l'île de Mallorca. Dans cette zone du fait de la pêche illégale déclenchait par les chalutiers, les captures de sardines sont très élevées et constituent avec les poissons plats la moitié (1/2) du total des rejets (estimé entre 15 et 14 % de la capture et 45 % des poissons débarqués. Cette ressource est principalement consommée par *Larus audouinii*, qui est l'espèce la plus abondante, et à un moindre degré par la mouette aux pattes jaunes (*Larus cachinnas*), ainsi que par les sternes et les puffins. Une étude sur terrain a montré que les oiseaux capturent 72 % de la totalité des rejets de poissons.

Source : Oro and Ruiz, 1997.

Des estimations basées sur les exigences énergétiques montrent que les rejets dans la région du delta de l'Ebre sont suffisants pour subvenir aux besoins alimentaires des populations d'oiseaux marins opportunistes, ce qui n'est pas le cas à Mallorca. Les rejets constituent aussi la principale ressource alimentaire pour *Larus fuscus* dans les colonies du delta de l'Ebre (Oro, 1996). Les périodes de fermeture de la pêche pour la flottille de chalutiers basée dans les alentours du delta de l'Ebre coïncide avec la saison de reproduction de ces oiseaux opportunistes et affectent négativement leurs performances reproductrices, comme c'est le cas pour *Larus fuscus* (Oro, 1996), *Larus cachinans* (Oro et al., 1995) et le goéland d'Audouin (Oro et al., 1996). En se basant sur la fréquence des oiseaux marins se rassemblant lors du halage d'un chalut expérimental sur les côtes méditerranéennes de la péninsule ibérique, Abelló et al., (2000) ont confirmé l'importance des rejets pour le puffin cendré (*Calonectris diomedea*), *Puffinus mauretanicus*, le goéland d'Audouin et le *Larus cachinans*.

La flottille nocturne pêchant à la senne tournante affecte les ressources trophiques des oiseaux marins. Dans la même région, une étude réalisée aux alentours de l'important sanctuaire des oiseaux du delta de l'Ebre, montre que les différentes espèces exploitent les opportunités offertes par cette flottille de différentes façons. Alors que, *Larus cachinans*, le Puffin cendré et *Puffinus mauretanicus* ne profitent qu'occasionnellement de la consommation des rejets de chalut, qui du fait de leur faible volume sont peu intéressants, le goéland d'Audouin, espèce nocturne spécialisé dans la capture des petits poissons pélagiques, bénéficie directement des opérations de pêche en capteront les poissons attirés par la lumière ou concentrés par les filets (Arco, et al, 2000). Cette association avec la flottille de senne tournante a été également confirmée par González-Solís (2000) pour le *Larus cachinans* et le goéland d'Audouin au large des Îles Chafarinas, où le chalutage de fond et la senne tournante sont pratiqués. Dans cette région, ces deux espèces ont un régime similaire, constitué de plus de 60 % de poissons épipélagiques, quand les deux flottilles opèrent simultanément.



Beaucoup d'attentions doivent être accordées à l'impact des pêcheries méditerranéennes sur les populations des oiseaux marins. A. Demetropoulos © CAR/ASP.

CONCLUSION

La pêche à la palangre est évidemment la cause principale de la mortalité des oiseaux marins dans les pêcheries méditerranéennes. Les palangres de surface et de fond sont toutes les deux impliquées, puisque la mortalité des oiseaux est associée aux opérations de largage de la palangre et non à la profondeur de pêche.

L'étude de la pêche aux Columbretes, citée ci-dessus, conclut que le largage nocturne évite la prédation des appâts par les oiseaux. Elle signale également qu'un changement dans les pratiques habituelles de la pêche, a été déjà mis en place spontanément par les pêcheurs de la zone pour prévenir les conséquences économiques négatives engendrées par les oiseaux. Cette mesure semble donc être le remède le plus réaliste en ce qui concerne la pêche artisanale, bien que son efficacité soit réduite pendant les nuits de pleine lune. D'autres mesures complémentaires sont utilisées dans la région. Telle que la pêche à la ligne traînante (ou à la traîne) équipée de flotteurs afin d'effrayer les oiseaux. En ce qui concerne les flottilles industrielles telles que les palangres à large surface ciblant les espèces de grands pélagiques et exigeant des investissements importants, Martí (1998) pense qu'un système de tuyaux, conçu par "Mustad" permet la mise en place des lignes sous la surface de l'eau, empêchant ainsi toute possibilité de prédation des appâts par les oiseaux.

L'impact de la pêche sur les oiseaux marins, vu sous l'angle de l'accroissement des ressources alimentaires par les rejets, apparaît très difficile à aborder du fait de l'absence d'un consensus clair concernant les aspects positifs ou négatifs des activités anthropiques à l'échelle de l'écosystème. Le cas du delta de l'Ebre, cité ci-dessus, illustre bien cette situation. Bien que certains auteurs considèrent comme négatives, les périodes de fermeture saisonnière de pêche sur plusieurs espèces de goéland, il serait bon de remarquer que les oiseaux marins bénéficient largement des rejets provenant de la pêche illégale puisque l'emploi du chalut pour la pêche des petits pélagiques est prohibé en Espagne. De plus, les rejets constituent une nuisance pour tout l'écosystème et doivent être de ce fait minimisés. Les populations démersales sont intensément exploitées voire surexploitées et il est urgent

de prendre des mesures en vue de limiter la pêche dans la région (Leonart, 1990 ; Irazola et al., 1996).

Se basant sur la complexité des écosystèmes, la distinction entre les effets directs (mortalité par pêche) et les effets indirects (disponibilité alimentaire) de la pêche est, malgré tout, vague. Dans deux régions méditerranéennes très différentes, la Méditerranée Nord-occidentale et la mer d'Alboran, il a été constaté que le comportement de prédation de *Larus cachinans* sur les goélands d'Audouin (même adultes) tend à augmenter suite à l'élimination de rejets causés par les moratoires temporaires de pêche (González-Solís, 2000 ; Martínez-Abraín et al., 2000). Martí (1998) a remarqué que la majorité des captures des goélands d'Audouin par les palangres, utilisées aux alentours des îles Columbretes, était effectuée durant la période de fermeture de la pêche au chalut, suggérant que les moratoires de pêche au chalut puissent augmenter les incidences des captures accidentelles par les palangres.

2.2.4. Turtle interactions

Les tortues caouannes (*Caretta caretta*), Tortue verte (*Chelonia mydas*) et tortue luth (*Dermochelys coriacea*) sont les espèces les plus communes en Méditerranée. Seulement les deux premières nichent sur les plages Méditerranéennes (Demetropoulos and Hadjichristophorou 1995). Les trois espèces sont en danger (UNEP/IUCN, 1990). Il est estimé que seulement 300-400 tortues vertes *Chelonia mydas* femelles et approximativement 2000 tortues *Caretta caretta* font leurs nids annuellement en Méditerranée (Groombridge, 1990). Cette dernière fait entre 3000-4000 nids chaque année (Groombridge 1989 & UNEP/IUCN, 1990). Les populations adultes dans leur totalité sont plus importantes étant donné que la plupart des individus ne se reproduit pas chaque année. Dans le cas de la tortue *Caretta caretta*, un contingent supplémentaire d'individus d'origine Atlantique migre, pendant la première moitié de l'année, dans l'ouest méditerranéen, à travers le Déroit de Gibraltar, (Camiñas, 1997a, b). Une troisième espèce nidifiante et pas strictement marine est la tortue du Nil (*Trionix triunguis*) à carapace molle qui est signalée dans quelques zones humides (marécages) côtières de la Méditerranée orientale. La Convention (1991) de Berne sur la Conservation de Faune européenne et Habitats Naturels a recommandé au Conseil d'Europe qu'une meilleure protection soit donnée à cette espèce sub-tropicale.

La Turquie est un pays clé pour toutes les femelles des trois espèces mentionnées qui font leurs nids en Méditerranée et qui sont affectées par la pêche tout autour du bassin méditerranéen.

Un modèle démographique pour la population méditerranéenne de la caouanne *Caretta caretta* a montré que la survie des adultes était le facteur principal qui influence le taux de croissance de la population, la fécondité étant moins significative (Laurent et al., 1992). Ceci renforce l'importance des mesures de limitation des captures accidentelles de ces espèces.

L'inquiétude internationale au sujet du déclin général de la population de la tortue marine en Méditerranée a amené les parties contractantes de la Convention de Barcelone, reconnaissant que leur capture par les pêcheurs est la menace la plus sérieuse et que la conservation de la tortue verte nécessite une priorité spéciale, à adopter un Plan d'Action pour la Conservation des Tortues Marines méditerranéennes en 1989.

Les pêches méditerranéennes ont un impact important sur le stock des tortues locales: plus de 60.000 tortues sont capturées annuellement pendant les opérations de

pêche, la mortalité varie de 10% à 50% d'individus capturés (Lee et Pologne, 1998). Toutes les espèces de tortue vivant dans les eaux Méditerranéennes sont, quelle que soit la façon, affectées par les activités de pêche. Bien que les chaluts benthiques ainsi que les filets fixes de fond et de surface soient responsables de quelques prises accidentelles (Gerosa et Casale, 1998), la pêche aux palangres (Crespo J. et al., 1988; Camiñas J.A., 1998), et la pêche aux filets dérivants sont considérées comme étant les menaces principales.

Les problèmes relatifs à l'interaction pêche - tortues en Méditerranée sont communs aux différentes espèces. Cependant, les caractéristiques locales peuvent affecter différemment la reproduction ou l'hivernage des populations de tortues issues de plusieurs régions. C'est pour ces raisons et pour d'autres considérations liées au statut des différentes populations qu'il a été jugé opportun de traiter séparément chacune des plus importantes espèces.

2.2.4.1. Les tortues caouanes

La tortue caouanes *Caretta caretta* est la plus abondante des espèces se reproduisant dans les eaux méditerranéennes. La Mer ionienne et les côtes ouest de la Grèce constituent ses aires principales de reproduction. Le Golfe de Laganas, situé sur l'Île de Zakynthos, renferme une des plus fortes densités de nids dans le monde. Les plages de l'Île de Kefalonia et d'autres Îles ioniennes, ainsi que la côte ouest du Peloponnesus (Margaritoulis et Dimopoulos, 1995; Le Margaritoulis et al., 1995) sont également des lieux favorables à la nidification de cette espèce. D'autres lieux de reproduction sont signalés en Turquie, Chypre, Tunisie, Egypte et Libye (Demetropoulos, 1998; Laurent et al., 1995).

Les tortues caouanes, qui sont les plus abondantes, migrent durant une phase pélagique, des frayères côtières vers l'ouest de la mer Méditerranée, en particulier, autour des Iles Baléares, où elles se nourrissent pendant les mois de l'été avant de retourner dans les zones d'hivernage (Camiñas J.A., 1996). Pendant cette dernière période, elles passent la plupart de leur temps dans les eaux superficielles du plateau continental.

En Méditerranée, les palangres flottantes et les filets dérivants sont les menaces majeures à la survie de cette espèce, bien que les chaluts de fond et filets maillants soient aussi responsables de quelques prises (Encadré 4).



Les tortues *Caretta caretta* ont été capturées en grand nombre par les flottilles italienne et maltaise utilisant les palangres de surface ; la flottille italienne y compris les flottilles ciblant le germon opérant principalement dans le Golfe de Tarente, l'Adriatique du sud et la Mer Egée, (Camiñas et la De Serna, 1995,; Le Panou et al., 1999; De Metrio et al., 1997).

La tortue caouane est capturée par les palangres de surface : *Caretta caretta* avec un hameçon pour espadon. G.Gerosa © CAR/ASP

Dans les eaux tunisiennes, considérées comme étant des zones importantes d'hivernage de l'espèce, les tortues sont aussi victimes de la pêche accidentelle (Panou et al., 1999). Dans ces eaux, les flottilles de palangres capturent annuellement un certain nombre estimé à 4.000 individus (Salter, 1995; Demetropoulos, 1998).

Les tortues caouannes sont aussi enchevêtrées dans les filets dérivants, comme l'a signalé Di Natale (1995) pour la flottille opérant en Mers Lige et Tyrrhénienne (le taux de prises est respectivement de 0.05 et 0.046/jour/bateau ; 40 % des captures sont enregistrées en Juillet. Dans les années 80, on a estimé à approximativement 16000 le nombre des tortues attrapées annuellement dans la Mer Ionienne par la flottille italienne armée de filets dérivants (DeMetrio et Megalofonou). Il en est de même pour la flottille espagnole pêchant l'espadon au filets dérivants dans la mer d'Alboran jusqu'en 1994. Les Caouannes ont constitué 0.32 % des captures en 1992 et 0.92 en 1996 (Silvani et al, 1999). En 1994, environ 236 animaux ont été attrapés accidentellement puis relâchés vivants en mer. Des observations supplémentaires effectuées à bord des bateaux espagnols pratiquant la pêche en filet dérivant ont mis en évidence que des prises importantes de caouanne ont été enregistrées au niveau du détroit de Gibraltar (du côté méditerranéen) durant les mois de Juillet et Août, au moment de leur migration vers l'Atlantique (Camiñas, 1995; 1997a).

Les filets fixes causent également la mortalité de la tortue quand elle est prise au moment ou elle essaie de se nourrir des poissons pris au piège. Cette situation est observée par Sugget et Houghton (1998) à Kefalonia. Sur la côte méditerranéenne espagnole, les tortues *Caretta caretta* sont capturées par les chalutiers et les senneurs (Camiñas, 1997c). Les petites captures annuelles de tortues (une moyenne de 1,5 individus par année et par bateau) par la flottille espagnole équipée de seine coulissante pour le thon semble être sans danger depuis que les tortues sont relâchées vivantes (Université de Barcelone, 1995). Les captures accidentelles annuelles totales de la flottille tunisienne de petite envergure (comprend des filets fixes, des seines coulissantes, des palangres de fond et de surface, et des engins de pêche au thon) opérant dans le Golfe de Gabès sont estimées à 5.000 individus (Bradai, 1995). Un effectif de 2000-2500 tortues sont attrapées par la flottille de pêche au chalut, composé de 300 unités. Cependant, les petits chalutiers qui pratiquent la pêche illégale sont suspectés de la capture d'une centaine à un millier d'individus supplémentaires annuellement. Les taux les plus élevés de prises accidentelles dans la région sont réalisées par les palangriers de fond (une moyenne d'environ 23 tortues par bateau et par année).

Des études expérimentales portant sur la mortalité des individus blessés par des engins de pêche prouvent que 20 à 30% des tortues attrapées par les palangres sont susceptibles de mourir (Aguilar et al., 1992). 80% des spécimens attrapés par ce type de pêche sont libérés avec l'hameçon toujours fixé dans la bouche, le pharynx ou l'œsophage (Camiñas et Valeiras, 2000). En outre, les tortues capturées par les flottilles de palangriers pêchant le germon semblent se noyer plus rapidement que celles capturées lors de la pêche de l'espadon. D'autres études mentionnent une mortalité de 10% à 50% des individus accidentellement attrapés (Lee et la Pologne, 1998). Par ailleurs, certaines observations semblent indiquer que les hameçons en métal non inoxydable se dégradent rapidement dans la bouche des tortues relâchées (2 ou 3 mois) (Panou et al, 1999) 30 % des tortues prises dans les mailles des filets dérivants de la flottille italienne sont noyées (De Metrio et Megalofonou, 1988).

Enfin il est important de signaler que le marquage expérimental peut rendre les tortues plus vulnérables à la pêche en augmentant les chances d'enchevêtrement (Suget et Houghton, 1998) comme cela a été observé à Kefalonie.

Encadré 4

Palangres de surface : Principale menace pour la survie de *Caretta caretta*

1. Une étude menée sur les prises accidentelles des tortues au cours de la pêche de l'espadon au palangre par une flottille basée à Kefalonie et opérant principalement dans la Mer ionienne Centrale et du sud pendant la période allant de 1989 à 1995, a montré qu'une moyenne de 7,7 de tortues *Caretta caretta* sont capturées par bateau et par an. Bien que dans cette région la saison de nidification coïncide avec le pic de la pêche de l'espadon, 77% des individus attrapés étaient immatures. Mettant ainsi en évidence la vulnérabilité particulière de ce groupe vis à vis de la pêche. Cependant, Salter (1995) suggère que ce fait puisse refléter la capture des adultes par les filets dérivants. En extrapolant ces données à la totalité de la flottille professionnelle grecque utilisant les palangres dans la Mer ionienne (qui représente plus de 50% de l'effort de pêche total dans l'Ouest de la Grèce), environ 280 tortues sont attrapées par année. En plus, dans la même région, 30 à 50 bateaux italiens utilisant les filets dérivants capturent accidentellement 600 individus par an.
2. Une étude précédente faisant référence à la flottille espagnole utilisant la palangre à espadon dans la partie sud ouest de la Méditerranée (60 à 80 bateaux en été, au début des années 90) estimé que la pêche accidentelle des tortues dans cette région est dramatiquement plus importante. Un taux élevé de 6,5 à 9,8 tortues capturées par jour et par bateau a été enregistré pendant les années 1990 et 1991. En tenant compte des prises totales estimées entre 22.000 à 35.000 individus chaque année, 66% de prises sont concentrées pendant les deux mois d'été (juillet et août). Le nombre des prises totales réalisées par la flottille espagnole utilisant la palangre en Méditerranée durant la période allant de 1988 à 1996 oscille entre 1.953 individus en 1993 et 23.888 en 1990. Les prises accidentelles par les flottilles industrielles étrangères utilisant la palangre et opérant dans la région (Japonais, drapeau de commodité) pourraient atteindre des chiffres plus élevés.
3. Dans le cadre du projet de recherche CE-DG XIV, une étude récente, effectuée entre juillet et décembre 1999, a évalué les captures accidentelles des tortues par les flottilles espagnoles pêchant à la palangre l'espadon et le germon, en Méditerranée. Elle a montré que 280 opérations de pêche ont engendré des prises accidentelles totales de 496 tortues caouannes *Caretta caretta*. La pêche de germon (avec hameçons placés plus profondément en mer) a causé un taux plus élevé de prises accidentelles: 1,05 tortues par 1.000 hameçons, contre 0,33 à partir de la palangre pour l'espadon. Tous les individus capturés dans le sud ouest de la Méditerranée sont des juvéniles. Ceci donne une indication sur la structure démographique de la population dans l'ouest de la Méditerranée, où une faible proportion d'individus adultes sont trouvés seulement en hiver. Il est important de noter que les tortues attrapés par la flottille espagnole utilisant la palangre ont deux origines différentes: d'une part des individus de l'atlantique qui entrent dans la Méditerranée au printemps, d'autre part appartenant aux populations qui se reproduisent en Méditerranée Centrale et de l'est. Les deux groupes migrent au printemps et en été vers les zones de nourrissage situées à l'Ouest de la Méditerranée.

Sources : Panou et al., 1999 ; Aguilar et al., 1992 ; Camiñas, 1997b ; Camiñas and Valeiras, 2000 ; Camiñas, 1997a, b.

2.2.4.2. La tortue verte

La tortue verte (*Chelonia mydas*) est représentée dans les eaux méditerranéennes par une population réduite qui nidifie sur seulement une poignée de plages en Chypres et en Turquie. Les stocks locaux semblent être le reste d'une population ancienne plus importante. Les taux de recrutement actuels sont probablement beaucoup plus bas que les mortalités liées à la pêche. Ceci pourrait mener à l'effondrement virtuel de la population dans un proche avenir (Demetropoulos, 1998). Les localités turques de Kazanlı, d'Akyatan et de Samandag sont les zones de nidification les plus importantes de cette espèce en Méditerranée avec environ 1.000 nids dispersés le long de plus de 40 kilomètres de plages (Goombidge, 1990). Les activités de pêche, particulièrement dans les deux premières zones, engendrent, en mer, une mortalité significative (Demirayak, 1999). La flottille de chalutiers, de palangres et de bateaux de petite taille utilisant des filets, pêche intensivement, même dans la bande côtière où la pêche est restreinte, au large de Kazanlı. Les pêcheurs accusent les tortues de causer des dommages à leurs filets. Les pêcheurs de Karatas, le port principal proche de la zone de nidification d'Akyatan, rapportent de nombreuses tortues capturées, même en hiver. Les chalutiers dans ces zones violent également la limite côtière de trois-milles et affectent sérieusement la population de *Chelonia mydas*. Cinq chalutiers seulement ont enregistré durant 28 semaines la capture d'un total de 160 tortues *Chelonia mydas* et 26 spécimens de *Caretta caretta*.



La tortue verte est capturée accidentellement de manière sporadique dans les pêcheries d'autres régions, par exemple par les palangres grecques opérant en mer ionienne (Panou et al. 1999).
Schrichter MEDASSET.

Une enquête basée sur des entretiens avec les pêcheurs qui pratiquent la pêche artisanale (utilisant les filets et les palangres) dans le nord de Chypres et le long des côtes méditerranéennes turques, a révélé que les prises accidentelles pourraient être estimées respectivement à 4 et 2.5 prises/bateau/jour ce qui correspondaient à un total minimum de 2000 tortues pour la région entière (Godley et al, 1998). Cependant, sur 90% des spécimens attrapés vivants, une fraction inconnue d'individus pourrait être abattue à bord puisque les pêcheurs considèrent les tortues comme une nuisance. Les auteurs du rapport estiment que les tortues vertes pourraient probablement constituer une proportion significative de la totalité des tortues attrapées; cette situation est inquiétante à cause de leur état démographique

2.2.4.3. Autres espèces

La tortue du Nil (*Tryonix triunguis*) est une espèce en danger trouvée dans seulement trois régions principales: le marécage de Dalyan et la région de Dalaman, Anatolia du sud-ouest, et le fleuve d'Alexandre, en Israel (Kasperek et Kinzelbach, 1991). Les deux premières

populations turques ont été découvertes au début des années 70 (Basoglu, 1973) et une localisation nouvelle a été récemment signalée à Patara. Ces populations, extrêmement réduites en nombre, se composent seulement de 50 individus adultes dans Dalyan et 75-125 adultes et sub-adultes dans Dalaman. En raison des dommages causés aux filets, les pêcheurs attrapent les tortues en mer et les tuent délibérément. Ces agissements constituent une menace très grave pour la survie de cette espèce. Ceci a été observé dans la région de Cucurova et le delta de Göksu (Kasperek, 1999). Les pêcheurs du port de Karatas reconnaissent qu'une quantité remarquable de tortues *Tryonix triunguis* sont capturées accessoirement, et sont généralement détruites parce qu'ils les considèrent comme dangereuses (Demirayak, 1999).

En Méditerranée, la tortue luthé (*Dermochelys coriacea*) est également attrapée par les flottilles de pêche sporadiquement. Le cumul des observations indique l'existence d'une population réduite non-reproductive répartie dans la totalité du bassin méditerranéen, où l'espèce semble être commune ou régulière (Camiñas, 1998). Dans les eaux tunisiennes, quelques prises fortuites ont été enregistrées pendant les années 90, généralement par des filets trémails, des chaluts de fond et des filets maillants (Bradai et EL Abed, 1998). Les palangres pour la pêche de l'espadon semblent être responsables de la plupart des captures imprévues enregistrées dans les eaux méditerranéennes occidentales (Crespo et al, 1988; Camiñas, 1998). Cependant, et jusqu'à la moitié de l'année 1990, quelques prises supplémentaires proviennent de l'ancienne activité de pêche espagnole aux filets dérivants d'espadons en mer d'Alboran (Camiñas, 1995). Lors de suivi de 15 navires de palangres, ciblant la pêche des espadons dans les eaux espagnoles, il a été signalé la capture de deux spécimens pendant les deux mois d'activité, en été de l'année 1991 (Aguilar et al, 1992). Deux autres individus ont été pris dans les palangres au cours de 217 opérations de pêches en 1999 (Camiñas et Valeiras, 2000). Cette espèce est également capturée accessoirement par la flottille italienne pêchant le germon au palangre (De Metrio et autres, 1997).

CONCLUSION

La pêche dans le bassin méditerranéen constitue nettement la principale menace pour les populations marines de tortues. La vulnérabilité particulière de ces espèces, dont le taux de mortalité des adultes et des sub-adultes est élevé, fait que la maximisation de la survie des individus en mer est une priorité, ce résultat pourrait être atteint en réduisant la mortalité provoquée par les engins de pêche.

Dans les pêcheries aux palangres flottantes, l'hameçon devrait être retiré quand ceci est possible et les individus immédiatement libérés; la collaboration des pêcheurs est essentielle. Les spécimens attrapés et libérés vivant avec des hameçons dans leurs oesophages ou leurs estomacs ne survivent pas nécessairement. A l'opposé de quelques régions de l'Italie (Côte Apulien) et de l'Egypte, les tortues ne sont pas appréciées du point de vue gastronomique en Grèce. Cependant, Panou et al, (1999) ont signalé que les équipages des flottilles grecques, de plus en plus composés de pêcheurs étrangers pourraient changer leurs habitudes alimentaires. Le retard dans l'élimination totale des filets maillants des eaux européennes (particulièrement grecque et italienne), et l'utilisation continue et croissante des filets dérivants dans les zones principales de conservation de la tortue (au large des côtes nord africaines et de la Turquie) sont d'autres sujets de préoccupation. Les tortues détachées des filets dérivants peuvent également mourir en raison des dommages

liées à l'anoxie du cerveau et due à l'immersion prolongée (Lee et la Pologne, 1998). L'ensemble de tous les facteurs mentionnés ci-dessus démontrent que la réduction de prises accidentelles constitue la seule voie pertinente pour éliminer la mortalité par pêche. Des mesures restrictives spéciales concernant la pêche de grands pélagiques pourraient être appliquées dans les zones abritant de grandes populations d'immatures et d'adultes de la caouanne (*Caretta caretta*).

Des mesures plus spécifiques devraient être prises à proximité des plages de nidification pour empêcher la capture des adultes. Ceci est particulièrement urgent pour la tortue verte en raison de son stock. Les diverses pratiques en matière de pêche - même artisanale - dans ces zones causent la mortalité de tortues et les lois restrictives de la pêche sont fréquemment violées dans la plupart des eaux côtières. Dans ce contexte, le Comité Permanent de la Convention de Berne a recommandé au gouvernement Turc de contrôler strictement la pêche dans les trois principales plages de nidification de la tortue verte (document T-pvs (98) 62). A plusieurs reprises les autorités turques ont été appelées (dès 1994) à interdire complètement la pêche dans la région de Kazanlı pendant la période de nidification, mais avec peu de succès à ce jour. L'amélioration de la pêche au chalut équipé de dispositifs permettant l'exclusion de tortue (TED), en service dans plusieurs régions tropicales (Villaseñor, 1997), pourrait être une mesure pertinente dans certains cas où l'impact de la pêche au chalut sur les tortues est élevé (c.-à-d. le Golfe de Gabès). La réduction du temps de chalutage est efficace pour réduire la mortalité des tortues; les chalutages n'excédant pas 60 minutes donnent un taux de mortalité de tortue prises dans l'engin égal à peu près de 0%, qui arrive à 50% si la durée atteint les 200 minutes (Henwood et Stuntz, 1987). Kasperev (1999) a recommandé d'arrêter toutes formes de pêche autour de Dalaman (y compris filets, lignes, fusils et dynamite) afin de protéger la petite population locale de la tortue du Nil. En outre, les méthodes pour le marquage expérimental devraient être améliorées afin de réduire des effets nocifs potentiels tels que l'enchevêtrement dans les filets.

Finalement, des campagnes conçues pour sensibiliser les principaux intéressés en l'occurrence les pêcheurs, devraient être entreprises tout le long des côtes méditerranéennes afin de promouvoir des pratiques de pêche non nuisibles aux tortues.

2.2.5. Interaction avec les cétacés

Sur les 22 espèces de cétacés qui ont été identifiées dans les eaux méditerranéennes, seulement 10 sont des visiteurs occasionnels venant de l'Atlantique (Duguy et al. 1983a ; Beaubrun, 1998). Selon la taille, on distingue les petits dauphins communs (*Delphinus delphis*) et rayés (*Stenella coeruleoalba*) et les grands cétacés tels que le cachalot (*Physeter catodon*) et le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*). En général, la diversité et l'abondance de cétacés sont plus élevées dans le bassin occidental.

Selon l'espèce et les régions, l'état de conservation et la taille des différentes populations sont très variables. Le dauphin rayé est l'espèce la plus abondante en Méditerranée Occidentale avec une population estimée à 117.880 specimens en 1991 (Forcada et al., 1994). Cependant, l'étude de la distribution de cette population, a indiqué une hétérogénéité géographique importante, souvent liée aux conditions océanographiques

spécifiques ayant pour conséquence une disponibilité trophique plus élevée (Forcada et Hammond, 1998). La population la plus importante se trouve dans la partie Nord-Ouest de la Méditerranée, dans la mer Ligure et le bassin Provençal (n: 42.604). La mer d'Alboran et particulièrement la partie occidentale proche du détroit de Gibraltar, abrite également une population de dauphins assez dense. Le dauphin commun, en revanche, est devenu de plus en plus rare dans les eaux méditerranéennes du Nord-Ouest depuis le début des années 70; sa population en Méditerranée Occidentale est concentrée en mer d'Alboran (la population étant estimée à 14.736 spécimens en 1991-92). Les eaux côtières du Maroc et de l'Algérie semble être un domaine particulièrement important pour cette espèce (Bayet et Beaubrun, 1987). Des concentrations maximales du rorqual commun en Méditerranée sont aussi enregistrées dans le bassin Ligurien-Provençal avec une population d'été estimée à 1.012 spécimens en 1992 (Notarbartolo di Sciara, 1994). Il y a probablement quelque centaines de cachalots en Méditerranée (Di Natale, 1995). Le marsouin (*Phocoena phocoena*), signalé au large des côtes de l'Afrique du Nord, est une espèce moins abondante.

La variété des espèces et de leurs tailles, l'éventail des cycles biologiques ainsi que la diversité élevée des engins et des pratiques de pêche en Méditerranée mènent aux interactions complexes entre les populations et la pêche des cétacés. *Stenella coeruleoalba*, *Delphinus delphis*, *Tursiops truncatus* et *Physeter macrocephalus*, sont connus pour avoir des interactions fréquentes et variées avec les flottilles de pêche. Ces interactions sont répertoriées surtout dans les pêcheries aux filets dérivants et fixes, et dans une moindre mesure, à la senne tournante. Par ailleurs, comme beaucoup d'autres espèces prédatrices, les dauphins sont pratiquement attirés par les opérations de pêche qui sont pour eux des opportunités de nourriture facile. Malheureusement, une telle pratique pourrait parfois engendrer le massacre délibéré des dauphins par les pêcheurs exaspérés par le dommage causé à leurs engins.

Comme pour les tortues et le phoque moine un Plan d'Action spécifique pour la Conservation des Cétacés en Mer Méditerranée a été adopté sous les auspices de la convention de Barcelone en 1991. La réduction ou l'épuisement des ressources trophiques, les prises accidentelles dans des engins de pêche et les massacres délibérés sont considérés comme les menaces les plus sérieuses pour les cétacés en Méditerranée. Le Plan d'Action a invité toutes les parties à adopter et à mettre en application une législation interdisant la capture volontaire des cétacés, les filets dérivants plus longs que 2,5 kilomètres et l'abandon des engins de pêche en mer. Il a exigé également la libération des cétacés attrapés accidentellement. Les parties contractantes ont accepté de promouvoir la création d'un réseau de zones protégées et de sanctuaires marins en coopération avec CAR/ASP. L'accord sur la Conservation des Cétacés de la Mer Noire, de la Mer Méditerranée et de la zone atlantique contiguë (ACCOBAMS) a été signé par 14 Etats, bien qu'il ne soit pas encore entré en vigueur puisque la ratification d'un nombre minimum de parties est encore en suspens. De plus, un plan de conservation (Annexe 2) envisage la mise en place de mesures réduisant au minimum les effets nuisibles de la pêche en portant l'accent plus particulièrement sur les filets dérivants.

Cette section se focalise sur les effets les plus indiscutables de la pêche sur la population méditerranéenne de cétacés. Les mortalités normales massives ou liées à la pollution (tel que le cas des dauphins rayés ayant subi des manifestations épizootiques

virales, en Méditerranée, au début des années 90), sont délibérément non traitées puisqu'elles ne font pas l'objet de ce travail.

Les cétacés souffrent principalement de la mortalité directe provoquée par les engins de pêche tandis que les petits cétacés entrent aussi en compétition pour les poissons pris dans les filets. En outre, les pêcheurs détruisent délibérément les dauphins pour réduire les dommages que ceux-ci infligent à leurs engins. Le problème le plus significatif (en termes d'incidence quantitative et effet potentiel sur les populations de cétacés) est la mortalité provoquée de la pêche accidentelle, qui est en grande partie due à l'emploi des filets dérivants. Les différentes interactions entre les cétacés et la pêche sont fournies ci-dessous, en mettant en évidence les aspects spécifiques de différentes pratiques de pêche liées à la mortalité des cétacés.

2.2.5.1. Les filets dérivants

Il y a un large consensus sur le nombre élevé de cétacés pris accidentellement et sur la mortalité très importante des individus enchevêtrés dans la pêche de l'espadon au filet dérivant en Méditerranée. Seulement 37 cétacés ont été attrapés en mer Ligure pendant l'été 1988 (Podestà et Magnaghi, 1989). Di Natale (1995) a étudié l'activité de la flottille italienne au filets dérivants opérant dans cette région et en mer Tyrrhénienne au début des années 90 (1990-92). Le suivi à bord de 100 sorties de pêche commerciale a indiqué la capture de 15 cétacés dont 13 dauphins bleu et blanc, une baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) et un globicéphale (*Globicephala melaena*); seulement deux animaux encore vivants ont pu être libérés. Le taux de capture estimé était beaucoup plus élevé dans la mer Ligure, 0,29 cétacés par jour de pêche et par navire, contre 0,08 en mer Tyrrhénienne. En mer Ligure, 35 opérations de pêche ramenant 144 espadons ont attrapés accidentellement 10 cétacés appartenant à 3 espèces différentes (Di Natale et al., 1992). L'importance des captures accidentelles des mammifères marins, liées aux grands nombres de cétacés dans la zone, ont abouti, en 1992, à l'établissement d'une zone d'interdiction de l'utilisation des filets dérivants "Sanctuaire des Cétacés » dans les eaux de la mer Ligure.

En 1991, environ 1.682 cétacés ont été pris par la totalité de la flottille italienne utilisant les filets dérivants (Di Natale, 1995), dont 1.363 dauphins bleu et blanc, 132 Globicéphales, 62 autres delphinidés, 79 dauphins de Risso (*Grampus griseus*), 35 grands dauphins (*Tursiops truncatus*), 8 cachalots, 2 baleines à bec de cuvier (*Ziphius cavirostris*) et 1 rorqual commun. L'effort de pêche de cette flotte a été concentré principalement dans la mer Tyrrhénienne et les mers sardes pendant 1990-91. Environ 946 dauphins bleu et blanc ont été capturés dans ces zones de pêche. L'auteur a supposé que les espèces les plus affectées sont le dauphin bleu et blanc, le cachalot, la globicéphale et le dauphin de Risso. D'autres études sur l'impact de la pêche italienne aux filets dérivants confirment ces chiffres élevés de cétacés capturés accidentellement, notant même la capture d'espèces rares dans les eaux méditerranéennes, telles que le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) (Di Natale et Mangano, 1981).

D'autres auteurs confirment qu'en Méditerranée les cachalots sont particulièrement affectés par les filets dérivants. Une étude sur les animaux échoués sur les côtes italiennes (Notarbartolo de Sciarra, 1989, cité par Aguilar et al., 1991) a signalé la mort de 24 cachalots et de 126 autres cétacés entre 1986 et 1989 causée par les filets dérivants. L'observation de 20 cachalots capturés par des bateaux italiens utilisant les filets dérivants, durant la période

allant de 1978 à 1982 (Di Natale et Mangano, 1983), a conduit les auteurs à déclarer que l'incidence des activités humaines sur la mortalité du cachalot dans les mers italiennes est très importante. Le nombre élevé de cachalots échoués sur les côtes ibériques et Baléares espagnoles enchevêtrés dans les filets dérivants italiens (12 individus durant la période allant de mai 1993 à juin 1994, dont la plupart est en état de parturition, seulement 3 ont pu être libérés vivants; (Université de Barcelone, 1995)) suggère que ce problème est rencontré dans les zones où opèrent les flottilles de filets dérivants.

Malgré leur importance, les flottilles italiennes de filets dérivants ne sont pas les seules à pêcher en Méditerranée (voir section (2.4) de ce rapport). L'impact d'autres flottilles mal surveillées sur les populations de cétacés est susceptible d'être du même ordre. Dans les eaux nord africaines, des petits rorquals ont été des victimes de filets dérivants (Ktari-Chakroun, 1980) et probablement en Algérie, les marsouins ont été victimes de prise accessoires dans la pêche illégale aux filets dérivants (A. Nouar, Comm. pers.). La flottille marocaine de filets dérivants a probablement un impact très élevé sur les populations des dauphins communs et bleu et blanc, qui sont les deux espèces particulièrement abondantes en mer d'Alboran (Forcada et Hammond, 1998). La population des dauphins communs dans cette région est la plus importante en Méditerranée Occidentale. Les eaux de l'Afrique du Nord sont également la dernière demeure du marsouin en Méditerranée (à l'exclusion de la Mer Noire). Silvani et al. (1999) ont reporté que la flottille espagnole de filets dérivants opère jusqu'en 1994 dans les eaux de mer d'Alboran. Leur étude présente un intérêt particulier étant donné l'absence d'informations spécifiques sur les captures accidentelles par la flottille marocaine. La flottille espagnole, composée de 27 bateaux, a travaillé dans les zones de concentrations élevées de ces deux espèces de dauphin ; La mortalité totale des deux espèces a été estimée à 366 individus en 1993 et 289 en 1994, avec des chiffres approximativement égaux pour chaque espèce. Presque tous étaient déjà morts une fois ramenés à bord. Le taux résultant de la capture accessoire des dauphins était 0,1 individu par kilomètre de filet et par opération de pêche. La plupart des dauphins communs attrapés étaient de très jeunes nouveaux nés et la majorité des dauphins bleu et blanc étaient aussi des juvéniles ; les jeunes animaux moins expérimentés sont plus susceptibles d'être empêtrés dans les filets dérivants. Des données semblables sont probablement obtenues pour l'importante pêche marocaine aux filets dérivants.

En Méditerranée, des niveaux actuels de mortalité des dauphins bleu et blanc ont été considérés potentiellement dangereux par la Commission internationale de pêche de la baleine (IWC, 1994). Les captures accidentelles des dauphins communs en mer d'Alboran et le détroit de Gibraltar ont pu causer un déclin significatif des effectifs (Forcada et Hammond, 1998). D'autre part, la forme spéciale du cachalot semble rendre cette espèce particulièrement sujette à l'enchevêtrement dans les filets dérivants. Les taux enregistrés ou estimés des captures accidentelles sont d'un grand intérêt étant donné la petite population méditerranéenne (probablement quelques centaines d'individus).

2.2.5.2. Impact des sennes coulissantes

En règle générale, la pêche au thon rouge par les flottilles locales de senne coulissante dans les eaux méditerranéennes, n'implique pas le calage des filets autour des cétacés, contrairement à la pêche de la senne coulissante du thon jaune dans l'océan pacifique tropical oriental (Donahue et Edwards, 1996). En conséquence, les informations disponibles pour la Méditerranée semblent confirmer que les dauphins ne sont pas

massivement capturés lors des opérations de pêche à la senne tournante ciblant le thon. Les enquêtes auprès des pêcheurs de la petite flottille espagnole de thon en Méditerranée, montrent que très peu de dauphins sont attrapés (environ 6 individus chaque année, tous libérés vivants; Université de Barcelone, 1995). A l'opposé, les pêcheurs d'autres flottilles signalent que, dans la même zone, les prises accidentelles des dauphins par cette flottille de senne coulissante de thon sont très importantes. Quelques rapports notent des captures occasionnelles dans d'autres régions méditerranéennes. Di Natale (1983a) a mentionné une saisie de 21 dauphins bleu et blanc dans deux incidents différents en mer Ligure impliquant des sennes coulissantes de thon. Magnaghi et Podesta (1987) ont enregistré une autre capture fortuite de 8 dauphins bleu et blanc dans la même zone, au large de San Remo dans la Mer Ligure. Les sennes coulissantes de thon ont été également signalées pour avoir capturé, sporadiquement, des globicéphales et d'autres Delphinidés (Di Natale, 1990).

En Méditerranée, il semble que l'activité des flottilles les plus répandues à senne coulissante ciblant les petits poissons pélagiques ne provoquerait pas des mortalités élevées des dauphins par les filets dérivants (Silvani et al., 1992; Di Natale, 1990). Cependant, Aguilar et al. (1991) ont enregistré des prises accidentelles fréquentes du dauphin commun et rayé par des sennes coulissantes au large des côtes de l'Espagne méridionale, de l'Italie méridionale et de l'Afrique du Nord (Encadré 5).



Globicephala melas est une espèce de cétacés de la mer méditerranéenne. Différents types d'interactions existent entre les populations de cétacés et les flottilles de pêche en Méditerranée. G.TORCHIA

Encadré 5**Les sennes coulissantes espagnoles : principale menace pour la survie des populations de dauphins**

En mer d'Alboran, la flottille espagnole de senne coulissante ciblant les petites espèces pélagiques (sardine et anchois) semble affecter particulièrement les populations de dauphin: dans le cadre du projet financé par l'UE, une étude sur le terrain a signalé une mortalité relative annuelle estimée à environ 300 dauphins dont la plupart sont des dauphins communs. Cependant, cette flottille espagnole de senne coulissante peut attraper 5.700 individus annuellement, bien que la plupart soient libérés vivants. En Méditerranée, cette capture accessoire de dauphins, exceptionnellement élevée dans le contexte des flottilles espagnoles de senne coulissante pourrait expliquer la disparition ou la forte régression des dauphins communs, espèce la plus abondant dans les eaux côtières, le long de la côte méditerranéenne espagnole. Le dauphin bleu et blanc, beaucoup moins abondant que le dauphin commun dans les eaux côtières, est probablement moins contacté avec la pêche côtière, bien que les évaluations indiquent que 100 autres dauphins bleu et blanc pourraient périr annuellement dans la pêche espagnole de senne coulissante en Catalogne et le Golfe de Lion (université de Barcelone, de 1995).

Source : University of Barcelona, 1995.

2.2.5.3. Impact d'autres engins

En Italie, autour de l'archipel de Pontino Campano (mer méridionale Tyrrhénienne), une prospection de cinq ans sur terrain, a indiqué que les populations de cétacés inter réagissent avec plusieurs engins pour des buts trophiques (Mussi et al. 1998). On a observé des dauphins bleu et blanc, les dauphins Risso, les globicéphales et les cachalots tirer profit de la pêche du calamar qui utilise les « lampero ». Les dauphins bleu et blanc et le grand dauphin s'alimentent également autour et dans les filets de chalut, particulièrement au cours de la remontée du chalut. Autour des îles de Ventonene et d'Ischia, les grands dauphins s'alimentent dans les filets maillants de fond calés par les pêcheurs artisanaux, leur infligeant ainsi, de grandes déchirures. Les pêcheurs Catalans notent que les dauphins s'alimentent autour des filets de chalut et attaquent les poissons pêchés dans les trémails.

Des rapports sur des captures fortuites indiquent l'enchevêtrement des cachalots, des dauphins Risso, des dauphins communs et des grands dauphins dans les filets artisanaux fixes (filets maillants et filets trémails) (Di Natale et Mangano, 1983; Di Natale, 1983 bc; Duguy et al., 1983b). Duguy et al, se réfèrent au dauphin bleu et blanc, au dauphin commun, au grand dauphin et à quelque rorquals communs capturés accidentellement par des chalutiers au large de la France et de l'Italie ainsi qu'au dauphin bleu et blanc, au faux orque, au dauphin de Risso, au rorqual commun et au cachalot tués par les palangres de surface dans les eaux italiennes et espagnoles. Plus récemment, Mussi et al. (1998) ont mentionnés un cas d'un autre cachalot trouvé empêtré dans une palangre de surface dans les eaux méridionales Tyrrhéniennes. On estime que la flottille espagnole de palangre de surface opérant en Méditerranée capture entre 12 à 32 cétacés par an, généralement des

dauphins communs et bleu et blanc et des globicéphales. Le taux de mortalité est estimé à 10%. Un effectif de 1 à 3 individus serait détruit annuellement (université de Barcelone, de 1995). D'autres engins, moins communs, pourraient également être impliqués dans la capture fortuite des cétacés, comme cela a été montré par les enregistrements sporadiques des épaulards entrant dans les pièges de thon puis abattus par les pêcheurs au large de l'Espagne méridionale (Université de Barcelone, 1995). Di Natale et Mangano (1983) ont également enregistré le massacre d'un cachalot par des explosifs dans les eaux italiennes.

2.2.5.4. Autres interactions

La consommation humaine de viande de dauphin en Méditerranée (dans quelques localités italiennes et espagnoles; Aguilar et al., 1991) a été mentionnée, bien qu'elle soit loin d'être commune ou traditionnelle. Cependant, le massacre délibéré des cétacés, généralement de dauphins, semble être lié étroitement à la pêche. Les dauphins, particulièrement le grand dauphin, sont considérés comme des prédateurs par les pêcheurs artisanaux dans plusieurs régions de la Méditerranée et sont accusés de la destruction des filets (filets maillants ou trémails) quand ils attaquent les poissons capturés. Aguilar et al. (1991) confirment que les grands dauphins détruisent souvent des trémails; les pêcheurs grecs, turcs (bassin de Silician) et espagnole (Baléare) pratiquement la petite pêche sont affectés financièrement par les dommages causés à leur filets par les dauphins (Northridge et Pillery, 1985 ; Yediler et Gucu, 1997 ; M. Gazo, Comm.pers.). Le seul conflit significatif impliquant la pêche côtière et les dauphins le long de toute la côte méditerranéenne espagnole a lieu dans les îles Baléares au large desquelles vit la plus grande population de grand dauphin et où de nombreux filets trémails et maillants ont été endommagés. Environ 30 grands dauphins meurent chaque année, la plupart sont délibérément tués par des pêcheurs des îles Baléares (bien que quelques décès résultent des enchevêtrements fortuits), un taux qui ne peut pas durer maintenu puisque la population est déjà réduite dans cette région (estimé seulement à quelques centaines) (Université de Barcelone, 1995). Les pêcheurs ont également détruit un grand nombre de cétacés à Malte (Aguilar et al., 1991). Certains cas de dauphins échoués sur les côtes italiennes présentent des signes indiquant qu'ils ont été abattus par les pêcheurs (Anonyme, 1987). Duguy et al. (1983b) ont enregistré que le tir était l'une des causes principales de la mortalité de dauphin commun et grand dauphin dans les eaux françaises, ce dernier étant l'espèce la plus compétitive.

L'utilisation de la viande de dauphin comme amorce pour des engins de pêche, par exemple dans les ports andalous de Garrucha et d'Algésiras, en mer d'Alboran (Aguilar et al. 1991; Université de Barcelone, 1995) est encore une autre interaction avec la pêche qui contribue à la mortalité des cétacés. La viande de dauphin semble être particulièrement appropriée à la pêche de la crevette au moyen de pièges. 180-260 dauphins environ (communs et bleu et blanc) sont tués illégalement chaque année à cette fin (Université de Barcelone, de 1995). La pêche à la dynamite, une pratique illégale courante dans quelques régions, inhibe le comportement alimentaire normal du grand dauphin dans les eaux libanaises (Evans, 1987). L'utilisation de la dynamite dans la pêche à la senne coulissante au feu (pour pousser les bancs de petits pélagiques vers le haut) est actuellement pratiquée au large de l'Algérie (A. Nouar, Comm. pers.) et probablement dans beaucoup d'autres régions.

CONCLUSION

Les informations disponibles décrivent une grande variété d'interactions entre les populations de cétacés et les flottilles de pêche en Méditerranée, impliquant presque chaque type d'engins de pêche communément utilisé. Cependant, la pêche aux filets dérivants et, à moindre degré, la petite pêche utilisant les filets fixes ainsi que la pêche à la senne coulissante sont responsables des taux les plus élevés de mortalité directe de mammifères marins induites par l'Homme.

La pêche au filet dérivant est nocive aux populations de cétacés, et est un facteur important de la mortalité directe dans les eaux méditerranéennes. Une flottille internationale importante opère toujours en méditerranée, bien que les dispositions actuelles des Nations Unies, l'Union Européenne et la Commission générale de pêche pour la Méditerranée appellent à la limitation ou même à la suppression de cette pratique de pêche. La disparition des flottilles utilisant le filet dérivant de la Méditerranée est donc l'option la plus souhaitable. Dans l'immédiat des mesures limitant à court terme cette pratique dans les zones les plus sensibles seraient en attendant très utiles. En 1999, les gouvernements français, italien et monégasque ont conjointement déclaré, la création en mer Ligure d'un sanctuaire des baleines de 100.000 Km² de surface, le premier exemple de zone marine protégée internationale dans l'hémisphère nord. Dans cette zone, la pêche au filet dérivant sera totalement interdite dans un proche avenir. La mer d'Alboran et les eaux au large des côtes nord africaines ont besoin, d'urgence, de telles mesures. En effet, Les populations importantes de cétacés (représentant la population la plus importante de dauphins communs en Méditerranée Occidentale), et l'existence de flottilles en évolution croissante utilisant le filet dérivant (dont l'impact est totalement inconnu), sont des raisons suffisantes pour mettre, par précaution, en application des mesures de conservation. La capture accidentelle des dauphins bleu et blanc par les filets dérivants italiens dans les eaux Baléares, ou la population semble être peu nombreuse, constitue également un grand souci. Le cachalot, qui est particulièrement concerné par cette pratique de pêche, tirerait grand bénéfice de l'application de telles mesures restrictives..

Les pêcheurs à petite échelle doivent être encouragés et motivés pour ne pas tuer les dauphins. Dans les Îles Baléares, un projet pilote sur l'utilisation de dispositifs acoustiques ou "pingers" est sur le point de démarrer afin d'empêcher la capture de dauphins dans les filets. Ce projet est organisé par l'Université de Barcelone avec le support du gouvernement Baléares et des Associations de pêcheurs (M. Gazo, Comm. pers.). La surpêche peut augmenter la pression des dauphins sur les filets de pêche cela se produit avec le phoque moine dans les eaux grecques et turques. Des approches plus systémiques se sont focalisés sur la restauration des écosystèmes dégradés faisant ainsi directement bénéficier les pêcheurs et les populations de cétacés. L'application effective de l'interdiction de la pêche à la dynamite, une fois de plus, semble être nécessaire pour la conservation des cétacés (le plus souvent des dauphins) dans quelques zones méditerranéennes. Les solutions aux conflits locaux, telles que la mise d'un terme à l'utilisation illégale de la viande de dauphins comme appât dans deux ports espagnols, nécessitent une attention immédiate.

La surveillance adéquate des flottilles utilisant des sennes coulissantes pour la pêche au thon, qui ont montré une croissance rapide ces dernières années, est recommandée dans les pêcheries méditerranéennes, pour s'assurer que leurs activités excessives n'affectent pas

les populations de dauphins. Les flottilles les plus importantes, telles que les flottilles françaises, responsables des captures massives de thons devraient être observées plus étroitement. Les résultats des enquêtes dans les ports espagnols, décrits ci-dessus, laissent supposer que le contrôle de l'activité d'autres flottilles méditerranéennes de senne coulissante visant les petits poissons pélagiques, particulièrement dans les zones à fortes populations de dauphins communs, espèce potentiellement plus vulnérable à cette pêche (exp. opérant dans les côtes de l'Afrique du Nord) est nécessaire. L'Université de Barcelone (1995) a également précisé que, dans le Golfe de Lion et dans d'autres zones méditerranéennes, l'impact potentiel de la pêche au chalut semi pélagique, dans les eaux peu profondes, sur les populations de cétacés par une flottille française (exp. Italie) devrait être évalué.

Il reste à déterminer si le manque d'interactions significatives entre les cétacés et la pêche observé dans quelques régions méditerranéennes est dû aux populations très réduites, ou à un faible impact des pratiques de pêche. C'est en Mer d'Alboran, en Méditerranée de l'ouest, là on voit la plus grande population de dauphins communs, qu'il a été enregistré l'impact la plus significatif des senneurs sur ces cétacés. Des conflits entre la pêche artisanale et les grands dauphins sont également limités aux zones riches en espèces de poissons telles que les eaux baléares. Les politiques de conservation se concentrant sur le rétablissement des populations de cétacés devraient probablement tenir compte des interactions potentielles de pêche qui pourraient éventuellement émerger et de ce fait aborder simultanément l'issue de la pêche responsable. Les programmes éducatifs pour les pêcheurs, doivent se focaliser sur la sensibilisation concernant la conservation des cétacés. Il est aussi essentiel, cependant de leur fournir les directives de base sur la façon à adopter pour réduire les captures accidentelles et la mortalité des cétacés.

2.2.6. Interactions des Pinnipèdes

Le phoque moine méditerranéen (*Monachus monachus*) est une espèce fortement menacée dont la distribution s'est rétrécie considérablement pendant les dernières décennies. La majeure partie de la population mondiale (environ 300-500 individus) est actuellement limitée à seulement deux noyaux, situés l'un en Méditerranée Orientale et l'autre dans le nord-est de l'Océan Atlantique, au large des côtes nord-ouest de l'Afrique, est 246-300 phoques moines sont localisés en Grèce (Cebrian 1998a).

Le phoque est considéré en danger critique par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et des Ressources Naturelles (IUCN) et est également inclus dans l'annexe I de la Convention sur le Commerce International des Espèce en Danger (CITES). Il est également couvert par la Convention de Bonn de l'UNEP sur les Espèces Migratrices et la Convention de Berne sur la Conservation de la Faune européenne sauvage et des Habitats Naturels. Un plan d'action pour la gestion des populations Phoques Moines méditerranéen a été adopté en 1987, dans le cadre de la Convention de Barcelone.

Toutes les études montrent que la population méditerranéenne composée seulement de quelques groupes dispersés d'individus qui se reproduisent dans des grottes isolées, est menacée de déclin. Les deux tiers des phoques, de la plus grande population survivante du monde située sur la côte des phoques au Sahara Occidental, sont morts en 1997 victimes d'une épidémie. Les phoques restants sont tous extrêmement vulnérables, et de toute évidence menacés d'extinction par les activités de pêche et particulièrement la population de la Méditerranée Orientale (Cebrian et al. 1995, Johnson et Lavigne, 1998). Celle-ci comprend des individus qui plongent dans des eaux peu profondes, avec une profondeur maximale ne dépassant pas souvent les 100 mètres. Ces phoques moines s'alimentent par les poissons, les poulpes, les mollusques et les crustacés. Avec le massacre délibéré par des pêcheurs en tant que cause principale de la mortalité, l'enchevêtrement dans les filets calés sur le fond semble être pour le phoque moine une cause importante de la mort accidentelle par noyade (Cebrian et autres 1995). La pratique illégale de la pêche par les explosives, comme récemment rapportée dans les eaux grecques et turques, est également une cause des dommages mortels (Cebrian et al., 1995; Anonyme, 1999).



Le phoque moine est parmi les espèces les plus menacées en Méditerranée. D.Cebrian

2.2.6.1. Enchevêtrement

L'impact des pratiques de pêche sur la population de phoque moine a en gros une double origine:

- la mortalité directe provoquée à la fois par l'enchevêtrement fortuit dans des engins de pêche et le massacre délibéré par les pêcheurs.
- la pénurie de nourriture associée à l'épuisement des ressources de poissons suite à la surexploitation des fonds de pêche.

Un troisième facteur y relatif est que la limitation trophique déclenchée par une surexploitation pousse les phoques à attaquer plus fortement les poissons enfermés dans les filets, augmentant ainsi l'interaction entre les phoques et les engins (et les pêcheurs) (Boudouresque & Lefevre 1991). Le tourisme, ayant par conséquent l'accroissement de la demande saisonnière de poissons, augmenterait les attaques des filets par le phoque et par conséquent la mortalité liée aux enchevêtrements et au massacre délibéré (Panou et al., 1993; Karavellas 1994). Cependant, une recherche à long terme sur ce sujet montre que cette importante interaction est provoquée par le mouillage des filets à proximité des grottes du phoque moine, la contribution énergétique des poissons capturés au niveau de ces filets étant négligeable pour l'alimentation du phoque moine. Par conséquent, même la diffusion des arguments sus-mencionnés, non appuyés par des résultats mesurés, n'est pas écologiquement valide jusqu'ici (Cebrian 1998a).

Johnson et Karamanlidis (2000) incluent un examen de la façon dont les phoques moines sont emprisonnés dans les engins de pêche, partiellement inclus parmi les lignes suivantes ; En effet, les phoques peuvent s'enchevêtrer et se noyer dans les filets de pêche plus souvent qu'est généralement supposé ; bien que l'analyse des études antérieures

prouvent que les phoques moines peuvent être blessés par beaucoup de types d'engins de pêche, y compris les sennes tournantes (Cebrian et al. 1995; Kiraç et Savas 1996; Cebrian 1998a) et les palangres (Cebrian 1998 a), ils semblent être plus vulnérables aux engins statiques (filets statiques calés sur le fond) et aux filets abandonnés (effet de pêche fantôme). Autant que 23 % des décès de phoques, enregistrés dans les îles ioniennes grecques, étaient dus à l'enchevêtrement (Panou et al., 1993). Le **pourcentage** pour l'ensemble des mers grecques est de 21% (Cebrian 1998 a), Berkes et al ; (1979), Kiraç et Savas (1996) ,Yediler et Gücü (1997) rapportent un total de 38 décès de phoques moines entre 1965 et 1994 dans les eaux méditerranéennes et turques de la Mer Noire, 8 d'entre eux sont dus à la noyade par enchevêtrement dans les filets, 16 tués par les pêcheurs (un d'entre eux suite à la pêche par la dynamite) et encore 11 tués par des chasseurs de dauphin. L'enchevêtrement semble également être un facteur important de mortalité dans les eaux marocaines, et responsable de 27 des 40 décès de phoques (67,5%) rapportées pendant le années 80 (Anonyme, 1990).

L'enchevêtrement accidentel, tel qu'agent d'extinction des phoques, est illustré dans la petite colonie habitant la caverne dénommée Grotta del Bue Marino, dans l'île Tyrrhénienne de la Gorgones où 8 spécimens ont péri empêtrés dans les filets d'un pêcheur local pendant les années 80 (Guarrera, 1999). Une vulnérabilité différentielle de l'enchevêtrement dans les filets a été suggérée pour les adultes et les jeunes phoques moines dans le bassin Cilician, au large de la Turquie (Yediler et Gücü, 1997). Du fait que le trémail et les filets maillant utilisés dans cette région ne sont pas suffisamment résistants pour emprisonner les adultes, quatre petits ont été trouvés empêtrés dans les filets de pêche pendant une période de cinq ans (anonyme, 1999a). Les filets abandonnés ont causé une mortalité significative du phoque dans la petite population de l'île de Desertas dans l'Océan atlantique (Anselin et van der Elst, 1988).

2.2.6.2. Massacre délibéré par les pêcheurs

L'analyse des 130 cas de décès de phoques moines enregistrés pendant les 10 dernières années par le NGO MOM (anonyme, 1999b), a montré que le massacre délibéré est la principale menace directe pour les phoques moines adultes. Selon Cebrian et al. (1995), les incidences des massacres sur ces espèces ont diminué en Grèce après que le pays se joint à l'U.E. en 1981 et sa protection légale a été accordée par des lois européennes. Les massacres ont diminué de manière significative de 80% à 47% après la protection légale, dans un échantillon de 107 phoques, mais sont encore insoutenables pour l'espèce. L'incidence annuelle de massacre par l'homme en Grèce, est entre 4.3% et 5.5%. Selon les modèles de la dynamique des populations, le massacre seulement par l'homme, sans considérer d'autres causes, est assez suffisant pour faire disparaître l'espèce de la Grèce en moins de 33 ans (Cebrian, 1998 a).

Les phoques sont considérés comme une nuisance dans plusieurs régions tels que le bassin Cilician, et sont classés par les pêcheurs parmi les animaux les plus nuisibles (ainsi que les dauphins et les tortues), en raison des poissons qu'ils consomment dans le filet et les dommages qu'ils causent à ces engins (Yediler et Gücü, 1997). Les phoques peuvent réduire des filets en lambeaux, en laissant souvent une marque caractéristique de trois-trous (Berkes, 1982) (Encadré 6).

Trois acteurs principaux semblent jouer un rôle dans l'interaction entre les phoques et la pêche, à savoir la pêche côtière et la pêche moyenne (des chalutiers et des senneurs) et les phoques. Les rapports conflictuels entre la pêche et les phoques sont limités principalement aux flottilles côtières utilisant des filets ; les flottilles de taille moyenne empirent la situation parce qu'elles sont en grande partie responsables de la sur-exploitation des zones de pêche. La pêche illégale, pratiquée par les flottilles de chalutiers dans la limite des 3 milles réserve aux flottilles artisanales telle qu'elle a été enregistrée au niveau du bassin Sicilien où une petite population de phoques moines est signalée le long des côtes anatoliennes (Oztürk, 1992). La sur-pêche exacerbe le conflit entre les pêcheurs artisanaux et les phoques moines, parce que la réduction des captures le long de ces dernières années rendent certaines interactions (phoques moines, dauphins, morue, etc.), plus grave à l'économie du pêcheur (Cebrian et al., 1995). En particulier, les pratiques destructives de pêche affectent les phoques : la pêche illégale par la dynamite dans Kefallonia contribue à la pénurie des ressources à la population locale de phoques. Johnson et Karamanlidis (2000) se réfèrent également à la pêche avec des produits chimiques et la capture des alevins pour l'ensemencement en aquaculture en tant que pratiques négatives qui menacent les ressources de poissons dans l'aire de répartition des phoques moines en Méditerranée orientale.

Encadré 6

Le massacre délibéré du phoque moine : une pratique répandue en Méditerranée

Les études effectuées en mer ionienne ont prouvé que les engins les plus endommagés par les phoques étaient, par ordre d'importance, les trémails côtiers, les trémails au large et les filets dérivants. Les palangres de fond étaient beaucoup moins affectés. Les pêcheurs enregistrent que les phoques attaquent généralement les filets entre 20 à 30 m de la surface. Le massacre délibéré du phoque moine est une pratique courante dans la majeure partie de son habitat, et peut avoir un impact local considérable: six individus ont été abattus dans la région d'Aydincik (côte cilicienne, Turquie) en 1994. En général, les attitudes des pêcheurs envers les phoques moines dépendent de l'importance qu'ils donnent à la pêche, qui est une activité économique onéreuse. Ainsi beaucoup de pêcheurs en mer Égée croient que tuer des phoques est une malchance, contrairement aux jeunes pêcheurs, qui, ayant investi lourdement dans le matériel de pêche affichent un comportement agressif et même cruel. Dans ce contexte, il faut mentionner que la longueur du filet par pêcheur a été multipliée par 5 tout le long de la côte sud-ouest de la Turquie entre 1950 et 1980. D'autre part, les exploitations aquacoles sont également liées au massacre délibéré des phoques moines, particulièrement dans la péninsule de Bodrum (Turquie) et exacerbent l'impact des petits pêcheurs. Les entreprises d'aquaculture préfèrent apparemment tirer sur les phoques plutôt que d'installer des filets pour éloigner les prédateurs afin de limiter les dégâts causés par ces animaux, cet acte étant plus économique.

Sources: Panou et al., 1993 ; Johnson and Karamanlidis, 2000 ; Yediler and Gücü, 1997 ; Berkes, 1982 ; Anonymous, 1999 b

Comme il a été mentionné plus haut, la pratique illégale, bien que répandue de la pêche à la dynamite, a un effet global négatif sur l'écosystème. Elle blesse et tue les phoques

moins directement. Plusieurs cas de décès, dont certains très récents, provoqués par ce type de pêche ont été signalés dans les eaux grecques et turques (anonymes, 1999b).

CONCLUSION

Selon les modèles de la dynamique des populations, la mortalité provoquée par les filets est suffisante pour engendrer une disparition du phoque moine en Méditerranée. Etant donné l'état critique de la population survivante de phoques moines en Méditerranée, le seul niveau acceptable de pêche liée à la mortalité dans la région est 0. Des mesures doivent être prises pour empêcher les massacres délibérés causés par les pêcheurs et l'enchevêtrement fortuit au niveau des engins de pêche. Il faut également empêcher la surpêche et restaurer les ressources trophiques épuisées (Johnson et Karamanlidis, 2000). La participation des petits pêcheurs semble être essentielle.

Les initiatives entreprises ces dernières années suggèrent qu'une approche intégrée, incluant la protection des zones marines et la participation des pêcheurs locaux artisanaux, semble être la plus pertinente; ceci inclut la prise de conscience croissante des pêcheurs artisanaux qui sont avec les phoques des victimes de la surexploitation menée par la pêche commerciale et surtout par les flottilles de taille moyenne.

Les spécialistes, qui ont fait des études sociologiques, pensent que la compensation financière avec un paiement direct au profit des pêcheurs ayant des problèmes avec les phoques moines est un gaspillage d'argent. L'assurance obligatoire des engins de pêche et la participation des pêcheurs dans la conservation des zones de pêche sont des mesures plus efficaces et à mettre en oeuvre. Il semble également nécessaire de réaliser des campagnes d'informations pour abattre les mythes négatifs au sujet des phoques. Un des mythes est que la population sauvage de phoques consomme une quantité énorme de poissons; en fait, on a estimé que la population égéenne grecque entière de phoques moines existants il y a vingt ans consomme 750 kilogrammes de poissons quotidiennement (Ronald, 1984). Bien plus remarquable est le mythe qu'ils prennent beaucoup de poisson des filets. Cebrian (1998 a) a estimé qu'une population grecque de phoques de 18 individus prenait beaucoup moins de 19,4 kilogrammes de poissons des filets par mois, environ durant une année. C'est à peine 1 Kg/mois par un individu de phoque.

Le programme Egéen Central SAD-AFA'S, travaillant en association avec les communautés locales et le Ministère turque de l'Environnement, a démarré en 1992 comme projet pilote pour l'Etude du phoque Moine dans la partie Nord ouest de la Baie d'Izmir. La pêche industrielle est interdite dans cette zone et les données recueillies montrent que le projet a réussi à atteindre son objectif de restauration des stocks de poissons (Johnson et Karamanlidis, 2000). Cependant la mise en place de mesures plus restrictives telles que l'interdiction de la pêche des alevins pour les besoins de l'aquaculture ainsi que celle de la pêche saisonnière au feu dans la baie d'Izmir restent encore une priorité. Dans le cadre du projet au niveau du bassin Cilicien, le Ministère turc de l'Agriculture a interdit tous les types de pêche au chalut de senne tournante et coulissante sur 15 miles carrés couvrant les habitats de phoques. Les petites zones entourant les grottes de reproduction sont spécialement protégées et sont considérées comme zones de pêche interdite. D'autres mesures techniques telles que l'amélioration des filets de pêche et le développement des techniques repoussant les phoques des engins de pêche sont envisagées par le Plan d'Action pour la gestion des populations des phoques Moines méditerranéen.

En résumé, bien que certaines mesures spécifiques telles que l'application de règlements actuels interdisant la pêche à la dynamite et d'autres pratiques de pêche fortement préjudiciables connues pour affecter les phoques moines devraient clairement être établis. Le problème global de la conservation du phoque moine en méditerranée est nettement lié à la gestion durable des écosystèmes marins dans leurs entités, au niveau desquels les phoques moines sont des prédateurs «d'apex». Les réserves marines, les zones de pêche interdite et la participation des pêcheurs artisanaux (comprenant les programmes éducatifs) sont les outils fondamentaux de la gestion de la pêche basée sur l'approche de l'écosystème.

3. EVALUATION DE L'IMPACT DES PRINCIPALES TECHNIQUES DE PECHE

Les effets de la pêche sur l'écosystème sont dus aux caractéristiques techniques des engins de pêche et aux pratiques de pêche elles-mêmes. Plus de 45 techniques de pêche sont utilisées dans les pêcheries méditerranéennes. On distingue les méthodes de pêche actives et les méthodes passives. Cette distinction prend toute sa signification quand l'impact potentiel des engins de pêche est pris en considération.

Schématiquement, quand les méthodes actives de pêche sont utilisées, le déplacement de l'engin permet la capture des animaux qui ne sont pas suffisamment capables de s'enfuir; alors qu'avec les méthodes de pêche passives les opportunités de capture dépendent des déplacements naturels ou provoqués de la proie.

La première catégorie comprend deux méthodes principales : l'encerclement du poisson ou le remorquage de l'engin de pêche.

L'encerclement consiste, évidemment, à entourer un banc de poissons avec un grand filet spécifiquement conçu à cet effet. Cette méthode est employée dans un certain nombre de pêcheries méditerranéennes sous des formes variées, la plus commune étant la senne tournante.

La seconde méthode a trait au remorquage manuel de l'engin de pêche, entre deux eaux ou sur le fond, ou au moyen de un ou deux bateaux. Le dragage et le chalutage (au moyen de chalut à perche, chaluts à panneaux ou chaluts bœufs) appartiennent à cette catégorie, et il y a divers types de ces pratiques dans les techniques méditerranéennes courantes de pêche.

Les méthodes passives de pêche, les plus souvent utilisées en Mer Méditerranée, dans les pêcheries côtières, utilisent plusieurs engins, tel que des nasses, des pièges, des filets fixes, des filets dérivants et des lignes. Les filets fixes, les filets dérivants et les palangres sont considérés comme ayant le plus d'impact.

Cependant, il est bon de remarquer que les distinctions ou les classifications mentionnées ci-dessus sont théoriques, et que la grande diversité des pratiques de pêche utilisées en Mer Méditerranée ne facilite ni la définition, ni la gestion de chacune des techniques de pêche.

3.1. Le Chalutage

Les chaluts sont, généralement, des filets de forme conique dont l'ouverture est maintenue, verticalement, par des flotteurs et du lest, et horizontalement par l'utilisation de panneaux divergents (panneau de chalut), une perche horizontale ou la traction, côte à côte, de deux bateaux. Dans la Mer Méditerranéenne, les trois types de chalut existent : chaluts à panneaux, chaluts à perche et chaluts bœufs.

L'efficacité des engins sur la ressource halieutique dépend, en général, des dimensions de l'ouverture du filet conique et de sa capacité de rétention des proies dans la partie arrière (sélectivité). L'impact sur l'écosystème comprend aussi, pour les chaluts benthiques, un impact physique sur le fond marin du, en particulier, à tous les équipements du gréement.

3.1.1. Le Chalutage de fond

En ce qui concerne le chalutage de fond dans la Mer Méditerranée, on peut distinguer deux types d'engins :

- ?? des chaluts à deux panneaux s'adapte à la capture des animaux benthiques vivant très près du fond tels que, en particulier, les poissons plats, les rougets de vase et les crevettes, mais aussi comme les poissons démersaux tel que le merlu. La plupart des chaluts traditionnels méditerranéens appartiennent à ce type, y compris la "volantina" italienne ou le "vuelvano" espagnol, avec une ouverture verticale qui, généralement, ne dépasse pas les 2 mètres, alors que de nouveaux modèles de chaluts à deux faces permettent des ouvertures verticales atteignant les 5 mètres. De tels chaluts sont parfois appelés des chaluts "semi-pélagiques" ou "filet français";
- ?? des chaluts à quatre panneaux ayant normalement une haute ouverture verticale atteignant les 20 à 25 mètres sont le plus souvent utilisés pour la capture des espèces semi-pélagiques, mais aussi des poissons démersaux quand ils sont utilisés près du fond marin.

Les deux types de chalut utilisent principalement des panneaux pour les ouvertures horizontales, sauf au cas où l'engin est tiré par deux bateaux (chaluts bœufs). En plus, leur cul de chalut devrait avoir, en principe, un maillage correspondant à la législation locale.

En Méditerranée, les flottilles de pêche au chalut de fond prédominent. Elles sont responsables d'une part élevée des captures totales et, dans beaucoup de cas, elles rapportent les revenus les plus élevés parmi tous les sous-secteurs de pêche. La rentabilité élevée de cette pratique est en grande partie due à sa faible sélectivité en ce qui concerne les tailles et les espèces pêchées ainsi qu'au volume élevé des captures. La capture du chalutage de fond dans la Mer Méditerranée est essentiellement multi-spécifique. Les pêcheries de chalut mono-spécifiques sont très rares et, pratiquement, limitées aux pêcheries aux crevettes demersales ou aux pêcheries semi-pélagiques ciblant les petits poissons pélagiques. Les chalutiers ont des effets néfastes sur les écosystèmes. Ainsi ils causent des dommages physiques aux fonds marins et dégradent les communautés qui y sont associés,

ils surexploitent les ressources démersales et ils provoquent des changements de la structure et du fonctionnement des écosystèmes marins suite à l'épuisement des populations et à l'énorme quantité des captures accidentelles et des déchets rejetés.

3.1.1.1. Sélectivité de la taille des espèces commerciales

Petits poissons

La commercialisation élevée de petits poissons dans plusieurs pays encourage la pêche de la fraction juvénile de quelques espèces, souvent en violant les lois relatives aux tailles minimales. Les populations démersales sont, par conséquent, surpêchées, les zones peu profondes (la limite côtière de 3-miles ou sur des fonds inférieurs à 50 m de profondeur, selon le pays) sont illicitement chalutées et les petites mailles illégales, sont utilisées.

L'utilisation de mailles illégales, de petite taille dans le cul de chalut est certainement une pratique courante par plusieurs pêcheries artisanales, mais très peu mentionnées dans la littérature. Bien que les réglementations de l'Union européenne imposent un minimum de 40 mm pour la taille des mailles de la poche du chalut, celles utilisées dans la pêche au chalut benthique sont de 28 mm en Grèce. D'autre part, les mailles des poches des chaluts français semi-pélagiques, destinées théoriquement pour les petits poissons pélagiques ont 24 mm, mais l'engin peut être également utilisé lors d'une sortie pour pêcher le merlu.

Etant donné l'important intérêt traditionnel porté sur les petits poissons, des captures massives de poissons de petite taille sont réalisées saisonnièrement dans certaines pêcheries au chalut de fond comme, par exemple, la fameuse « moisson » massive des petits rougets de vase qui sont pêchés sur les fonds peu profonds, en automne, dans le Golfe du Lion ou en Mer Adriatique.

L'une des causes importantes est le choix de très petites mailles pour la poche du chalut. En Mer Igure, la taille des mailles normalement utilisées pour le rouget de vase (*Mullus barbatus*) définit une longueur de première capture inférieure à la taille légale (Voltani et Abella 2001).

Dans la plupart des pêcheries, la masse de la capture d'un chalutier, en merlu commun, est constituée d'individus dont la taille est inférieure à celle de maturité. L'utilisation des mailles de chalut de 28 mm de taille dans la pêche au chalut de fond, en Grèce, aboutit à des captures de quantités considérables de juvéniles d'espèces de haute valeur commerciale; celles-ci ne sont ni rejetées, ni illégalement débarquées (comme c'est le cas pour le merlu). On rapporte que l'augmentation récente de la taille des mailles de 28 mm à 40 mm n'aboutit pratiquement pas au changement de la longueur du poisson à la première capture (Karlou-Riga and Vrantzas 2001).

Les ressources en merlu, dans le Golfe du Lion, constituent un stock exploité en commun par une flottille franco-espagnole de chalutiers, des bateaux de filets maillants et de palangriers. Les données de la fin des années 80 ont clairement prouvé que la pêche au chalut a exploité la fraction juvénile de la population puisque la taille moyenne des captures était seulement de 17,9 centimètres, contrastant fortement avec les 48,2 centimètres correspondant aux captures des palangres (Leonart, 1990). Bien que le stock soit loin de donner sa production optimale, il ne semble pas qu'il soit surexploité et ce en dépit du taux de mortalité élevé des juvéniles.

Selon Papaconstantinou et Labropoulou (2000), les jeunes merlus sont concentrés, en Mer d'Egée, dans les eaux dont la profondeur est inférieure à 200 m. Des prospections menées, dans la Mer ionienne, dans des eaux ayant une profondeur supérieure à 500 m, suggèrent que le chalutage benthique à de telles profondeurs ne nuit pas aux populations du merlu parce que la capture consiste en individus de grandes taille de haute valeur commerciale.

Les rejets par les flottilles de pêche au chalut non sélectif en Méditerranée sont très significatifs.
Relini ©CAR/ASP



3.1.1.2. Etude quantitative des rejets dans la pêche au chalut de fond en Méditerranée

Les informations sur les rejets dans la pêche au chalut en Méditerranée confirment l'importance du problème. Selon des observations différentes sur de nombreuses pêcheries méditerranéennes, le chalutage est responsable pour une grande masse des rejets (Carbonell et al., 1997; Stergiou et al., 1998). Les rejets dans les pêcheries méditerranéennes au chalut, des espèces démersales, varient d'une façon significative en quantité et en qualité, selon les contraintes écologiques (saison, type de fond et profondeur), technique (équipement et opération de pêche), économique (inondation des marchés pour les espèces de basse valeur commerciale), et légale (réglementation concernant la taille du poisson) (Encadré 7).

Des semblables niveaux élevés de rejets ont été enregistrés pour d'autres pêcheries au chalut en Méditerranée. Les rejets annuels totaux en Sicile pendant les années 80 ont été estimés à environ 70.000 t, comptant pour une moyenne de 44-72% de capture (Charbonnier, 1990). Le suivi des flottilles opérant dans trois principales pêcheries de fond grecques (mer ionienne, îles de Cyclades et mer de Thracien) pendant 1988-97 a donné une évaluation respective de rejets de 40%, de 55% et de 25% de la totalité des captures des poissons, crustacés et céphalopodes (Machias et al., 1999). Les études sur le terrain, effectuées en 1995, ont prouvé que la fraction rejetée par la flottille de chalut pêchant dans la région de Cyclades, en mer Égée, s'est élevée à 59% de la totalité des captures dans les fonds de moins de 150 m, à 63% dans les fonds de 150-200 m, et à 37% dans les fonds supérieurs à 300m (Vassilopoulou et Papaconstantinou, 1998). Dans l'ensemble, on estime que les rejets dans les pêcheries commerciales hellénique au chalut atteignent 45% de la

totalité des captures (Stergiou et al., 1998). La flottille équipée de chalut 'rapido' (56 unités) basée à Chioggia en mer Adriatique produit des rejets qualitativement hétérogènes selon l'espèce cible. Alors que la pêche des peccinidés exploite les fonds sableux au large avec des rejets composés d'échinodermes (32 % en poids), de crustacés (26 %) de mollusques (23 %) et de spongiaires, la pêche des poissons plats est effectuée sur des fonds vaseux côtiers où les mollusques et les crustacés constituent la moyenne partie des rejets (60 % et 30 % respectivement).

Les tendances de développement des pêcheries dans les eaux profondes, sont à la hausse dans plusieurs pays méditerranéens. L'Italie, la Grèce et l'Espagne sont particulièrement concernées par cet aspect (Gordon et al., 1998). Dans les pêcheries des eaux profondes, les données fournies par des enquêtes sur les débarquements des bateaux de pêche ou par des prospections expérimentales menées dans des pays européens montrent parfois des niveaux de rejet élevés aussi bien pour les espèces commerciales que pour les non commerciales (Encadré 8).

Des prospections menées en Mer ionienne ont montré que les rejets peuvent être plus importants dans les eaux plus profondes à cause de la capture d'une quantité plus grande de poissons non commercialisables; des rejets atteignant 56.2 à 76.9 % des captures totales ont été signalées quand la pêche s'est déroulée à une profondeur comprise entre 300 et 750 m (Tursi A. et al. in Gordon et al. 1998).

En Espagne, le talus des côtes catalanes et des Iles Baléares sont exploités par des chalutiers ciblant les crevettes rouges (*Aristeus antennatus*), et la langoustine (*Nephrops norvegicus*). L'échantillonnage à bord de la flotte de chalutiers au large d'Alicante, opérant dans la partie supérieure du talus (230 – 611 m) montrent que 94 % des espèces rejetées représentent 34.6 % du total de la capture (Soriano and Sánchez-Lizaso 2000). La faible sélectivité des chaluts est révélée par les données qui indiquent la capture de 95 espèces; 12 de ces dernières seulement représentent les 89% de la totalité des captures, et 89 sont rejetées. Pour les chalutiers pêchant au large des Iles Baléares, à une profondeur comprise entre 280 et 720 m, les rejets représentent une moyenne de 42 % de la capture totale. Un pourcentage de 66 % des rejets de ces pêcheries de crustacés dans les eaux profondes correspond aux espèces commercialisables de petite taille. Des remontées de chalut plus lentement, compensant la biomasse réduite, résulteraient de la faible sélectivité des mailles et des taux plus élevés de rejets.

Encadré 7**La pêche au chalut de fond en Méditerranée Occidentale : un taux de rejets élevé**

La première étude régionale portant sur l'importance des rejets en Méditerranée Occidentale a comporté le suivi des flottilles de pêche dans 7 ports (6 espagnols et 1 italien). Les résultats combinés ont donné des évaluations de rejets compris entre 23 et 67% des captures totales sur les fonds de moins de 150 m de profondeur, de 13-62 % sur les fonds de 150 à 350 m et de 14-43% sur les pentes des fonds plus profonds que 350 m. Les données d'une seule localité, le port Catalan de Vilanova i la Geltru (Méditerranée du nord-ouest), illustrent cette variabilité quantitative élevée. Dans ce port, le suivi de la flottille a indiqué que la moyenne annuelle des rejets est comprise entre 13% et 39% de la totalité des captures pour les petits bateaux (<150hp) et entre 17% et 48% pour les plus grands bateaux (>150 hp), selon les profondeurs exploitées. Cependant, la quantité rejetée atteint un pic de 75,4% et 66,6%, respectivement, dans le cas des plus grands bateaux travaillant au printemps et des plus petits opérant en été sur les hauts fonds (<150 m de profondeur).

Sources : Carbonell, 1997; Carbonell et al., 1998.

Les rejets peuvent aussi concerner les espèces commerciales importantes et particulièrement les classes de très petites tailles (Encadré 8). Bien qu'une proportion des rejets dans la pêche méditerranéenne au chalut peut survivre, peu de données utiles sur lesquelles on peut fonder des évaluations quantitatives existent. Les observations des expériences sur des aquariums effectuées à bord montrent une mortalité basse des crustacés attrapés comme captures accessoires dans les pêcheries au chalut de Catalogne, tandis que les taux de survie des poissons sont très hétérogènes et changent fortement selon l'espèce (exp. 0% pour des espèces de *Trachurus* et 100% pour *Scyllorhinus canicula*) (Sánchez, 2000).

Une autre étude sur la survie des captures accessoires de la flottille au 'rapido' opérant dans la partie nord de l'Adriatique a montré une faible mortalité dans tous les échantillons examinés pendant les trois à quatre heures suivant la capture (Pranovi et al. 1999).

3.1.1.3. Impact des rejets sur les écosystèmes démersaux

L'impact des rejets va au delà des effets sur la démographie d'une seule-espèce, puisque la biomasse rejetée peut modifier la structure de l'écosystème en favorisant les prédateurs (Moranta et al, 2000). Les conséquences de l'augmentation de pêche provoquant des approvisionnements alimentaires ont été rarement traitées par des études spécifiques.

Le seul travail traitant ce problème en Méditerranée est basé sur des études photographiques effectuées au large de la côte Catalane dans la Méditerranée du nord-ouest, focalisant sur l'évaluation du taux de consommation des produits de la pêche jetée par les « charognards » (Bozzano et Sardà, sous presse). L'étude a utilisé un appareil-photo appâté, placé sur le fond marin à une profondeur de 100 à 300 m dans deux zones soumises à la pêche au chalut avec des rejets continus. On a estimé à 8 espèces de poissons et 9 espèces de crustacés qui se nourrissent de ces appâts, le poisson *Ophichthus rufus* est la principale espèce de charognard, suivie par les isopodes (exp. *Cyrolana borealis*) et des amphipodes (exp. *Schopelochirus hopei*). Certaines espèces communes peuvent occasionnellement se comporter comme des « charognards » tel est le cas de *Spicara sp* et *Trachurus sp*. Le matériel rejeté semble entrer rapidement dans la chaîne alimentaire démersale. Ceci est reflété par l'enregistrement de taux élevés de consommation. Dans tous les cas les appâts ont été entièrement consommés dans un délai de 24 heures, et les taux de consommation ont atteint, la nuit, les niveaux maximums dans les fonds profonds. Les auteurs ont conclu que la prédominance de *O. rufus* indique un environnement dominé par un ensemble monospécifique de « charognards », dont les concurrents et les prédateurs ont été probablement éliminés par l'activité de pêche. Cette conclusion est particulièrement intéressante puisqu'elle met en valeur les effets multiples de la pêche sur les systèmes complexes tels que les communautés et les écosystèmes: la pêche peut favoriser une seule espèce dans l'écosystème démersal en retirant ses concurrents et en augmentant indépendamment la disponibilité de nourriture par des rejets.

Encadré 8

Les rejets des espèces commerciales

Les rejets peuvent également concerner les espèces commerciales importantes, particulièrement les classes de plus petites tailles. Des rejets des espèces commerciales dans les eaux grecques ont enregistré de taux allant de 0% pour le rouget (*Mullus surmuletus*) à 10% pour les merlus (*Merlucius merlucius*) et la crevette *Parapenaeus longirostris* (Machias et al., 1999). La majeure partie des rejets (66%) dans les pêcheries profondes des crustacés, en mer baléare, à une profondeur de 300 m, mentionnés ci-dessus, est constituée des espèces commerciales trop petites. L'étude des rejets du merlu (*Merlucius merlucius*), du mostelle de vase (*Phycis blenoides*) et du capelan (*Trisopterus minutus capelanus*) dans la pêche au chalut dans la partie nord de la mer Tyrrhénienne a indiqué qu'ils peuvent atteindre des niveaux élevés, selon l'espèce, la saison et la profondeur exploitée (Sartor et al, 1999). Les évaluations maximales des rejets sont de 34,1% des captures totales (en poids) pour les merlus, 41% pour le mostelle de vase et 39% pour le capelan, tandis que des rejets totaux moyens dans la pêche traditionnelle au chalut se sont élevés respectivement à 39%, à 65% et à 57% en nombres d'individus. Tous les individus au-dessous de 10 centimètres ont été rejetés.

Source : Sartor et al., 1999.

La sélectivité du chalut est théoriquement déterminée par la taille des mailles du cul-de-l'engin. Cependant, les pêcheurs sont en train d'utiliser des procédés qui pourraient altérer la sélectivité donnée par la taille des mailles, tels que les pièges ronds fixés transversalement autour du cul de chalut pour limiter son extension ou encore différents types de procédés de renforcement ajoutés pour réduire les risques de rupture de la poche tel que tablier placé sous le cul de chalut ou comme couverture de protection externe.

Des observations réalisées sur le chalutage de fond pour les crevettes rouges (*Aristeomorpha foliacea* et *Aristeus antennatus*) dans les eaux italiennes de la Mer Ionienne révèlent des pourcentages de rejets atteignant, en moyenne, 66,6 % de la capture totale quand on utilise des culs de chalut avec 40 mm, et 59,8 % avec 50 mm (Tursi A. et al. in Gordon et al. 1998). Selon d'autres expériences sur la sélectivité (Stergiou. et al., 1997), des mailles de 40 mm de taille semblent ne pas être suffisamment sélectives dans la plupart des pêcheries. L'augmentation des tailles des mailles pourrait réduire l'impact de la pêche sur l'environnement dans les eaux profondes en limitant la quantité de rejets. Cependant, l'adoption de mailles de taille plus grande semble être difficile à appliquer quand l'activité des chalutiers est partagée comme c'est le cas le long de la côte Calabraise, aussi bien entre les crevettes des eaux dont la profondeur est supérieure à 400 m, les crevettes roses et le merlu sur les bords du plateau continental et même les rougets de vase dans les eaux côtières (Tursi A. et al. in Gordon et al. 1998). En général, il semble impossible d'obtenir des résultats de sélectivité satisfaisants en utilisant une seule dimension de maille pour des pêcheries multi-spécifiques tel que le chalutage de fond méditerranéen (Pettrakis et Stergiou, 1997).

La vitesse du chalut n'est pas seulement très importante pour l'efficacité des engins de pêche, mais influe également sur la sélection des espèces et la taille des poissons en affectant l'ouverture verticale du chalut et l'ouverture de la maille dans le cul de chalut. La vitesse de remorquage est donc un facteur majeur affectant la sélectivité.

La durée de l'opération de la pêche est également importante et affecte les performances de la sélectivité : les traits de longue durée aboutissent à une sélectivité plus basse (et, probablement, à des taux de rejets plus élevés) parce que l'ouverture de la maille du cul de chalut pourrait être cachée derrière de grandes quantités de poissons qui peuvent progressivement obstruer la maille et les poissons capturés au début du chalutage se trouvent plus ou moins écrasés par ceux qui ont été pris par la suite. Dans certaines zones, les pierres et les graviers se trouvent à l'intérieur du cul de chalut affecteront également la sélectivité.

Afin de réduire la quantité des prises accidentelles, qui seront rejetées en mer ultérieurement, différents types de procédés d'évitement de ces prises peuvent être installés sur les chaluts tels que les culs de chalut à mailles carrées, le « filet tamiseur » ou les grilles de tri. L'utilisation de plusieurs modèles pour de tels procédés, dans les pêcheries de l'Atlantique et de la Méditerranée, engendrent des réductions des rejets (à des degrés divers selon les pêcheries et les conditions locales spécifiques).

Etant donné que les mailles en losange ont tendance à réduire leur ouverture quand la vitesse ou le poids dans le cul-de-sac augmente, les mailles carrées attrapent des poissons moins petits que le cul-de-chalut ordinaire avec des mailles en losange de la même taille, comme l'ont prouvé des observations vidéo et des expériences sous l'eau. (Stergiou. et al., 1997; Pettrakis and Stergiou, 1997).

Les filets tamiseurs opèrent en triant les espèces entrant dans le chalut selon leurs réactions comportementales spécifiques aux équipements ou bien selon leurs différences morphologiques. Le modèle typique qu'on peut trouver dans plusieurs pêcheries de crevettes consiste en un seul panneau horizontalement inséré et divisant le chalut, totalement ou partiellement, en deux niveaux.

Le degré de séparation permettrait également l'utilisation de différentes dimensions de maille dans le filet tamiseur de telle manière qu'il devient possible d'avoir une taille de maille dans la partie inférieure du cul de chalut pouvant garder les Nephrops et une autre

taille de maille dans le panneau supérieur assez large pour permettre aux gadidés juvéniles de s'échapper.

Les grilles sélectives de tri opèrent en limitant physiquement le passage des captures non désirées et en les dirigeant à travers une sorte de trou d'échappement ou de sortie. Le grillage pourrait être inséré bien incliné vers l'avant ou vers l'arrière par rapport au trou de sortie placé au bas ou en haut des filets selon leur configuration. Cependant, on a remarqué que les grilles inclinées avec des trous de sortie inférieurs sont plus efficaces dans la libération des captures accidentelles et des débris non désirés, mais que la perte des espèces commerciales ciblées est plus grande avec cette orientation.

Beaucoup de problèmes associés à l'utilisation des ces grilles ont été signalés. Il n'est pas rare de constater qu'un certain pourcentage des espèces ciblées est perdu à cause de l'installation défectueuse de la grille ou bien parce que des plantes et des débris masquent une partie de la grille. Les grandes grilles peuvent causer des problèmes pratiques de manipulation, à cause de leur taille et de leur poids, et il a été procédé à l'utilisation de tambours pour mettre à l'eau et traîner le chalut et des investigations ont été conduites sur les matériaux semi-flexibles pour la construction des grilles.

La recherche sur l'efficacité des grilles a été menée dans plusieurs parties du monde, sauf en Mer Méditerranéenne. A titre d'exemple, l'utilisation des grilles dans les pêcheries de crevettes dans les eaux profondes a produit des réductions de captures accidentelles atteignant moins de 3 % du total.

Des raisons sociales et politiques peuvent rendre difficile l'application de ces procédés pour la plupart des pêcheries méditerranéennes, surtout pour les bateaux petits ou traditionnels. Les pêcheurs pourraient être au début peu enclins à adopter de telles techniques, avançant que ces dernières engendrent des pertes d'espèces commerciales et de revenus. Bien que ces procédés de tri ont de toute évidence, un impact économique pour les pêcheries, il y a malheureusement un manque de données qui permettent d'évaluer les retombées économiques des mesures techniques de la sélectivité.

Encadré 9**Récapitulation sur les rejets du chalut de fond**

Il est de toute évidence que les rejets par les flottilles de pêche au chalut non sélectives en Méditerranée sont significatifs. L'effet sur les communautés marines est double:

- ☞ au niveau d'une seule espèce, la dynamique de population est modifiée, et
- ☞ au niveau de l'écosystème les changements profonds se produisent en raison de l'interruption de la chaîne alimentaire. Les modifications de l'écosystème sont déclenchées par le changement de la biomasse, de la structure démographique des différentes espèces et par les approvisionnements alimentaires croissants pour les charognards et les espèces opportunistes. Il faut également noter que ces approvisionnements résultent de la connexion trophique des sous-ensembles séparés (exp. pélagique et benthique), rendant les conséquences de l'écosystème bien plus excessives.

Bien que la pêche au chalut de fond soit plutôt non sélective, les captures accidentelles et les rejets peuvent être réduits au minimum. La pêche au chalut peut être limitée et des mesures techniques peuvent être prises pour améliorer la sélectivité. La sélectivité de chalut dans une zone dépend de plusieurs facteurs tels que la profondeur exploitée ou le type de fond et la saison. La plupart des scénarios néfastes peuvent être évités en limitant la pêche au chalut dans l'espace et dans le temps. Dans ce contexte, des dispositions actuelles interdisant le chalutage en eaux côtières à moins de 50 m de profondeur ou de 3 milles devraient être effectivement imposées. Les chaluts peuvent être rendus plus sélectifs en utilisant des mailles plus larges ou en incorporant des dispositifs spéciaux sélectifs, comme ceux munis de grilles rigides. Cette dernière solution peut être difficile à appliquer dans les eaux méditerranéennes pour des raisons sociales et politiques, mais le développement et l'utilisation forcée de dispositifs sélectifs (comme ceux en service dans quelques zones de l'Atlantique Nord) doivent être pris en considération. Alternativement, l'utilisation d'une maille carrée peut également améliorer la sélectivité. Il faut mentionner ici que les traits de chalutages plus courts sont connus pour réduire des taux des rejets.

Malgré les solutions partielles et les améliorations techniques, l'interdiction du chalutage de fond dans de grandes zones protégées marines dans tout le bassin méditerranéen semblent être la seule voie permettant le maintien d'un ensemble d'écosystèmes démersaux épargnés des dommages causés par cette répandue pratique de pêche. Ces zones d'ailleurs seraient très utiles comme guide de référence de base des communautés de fond en bonne santé dans le contexte d'une future gestion des écosystèmes des pêcheries méditerranéennes.

Sources : Stergiou et al., 1998, Moranta et al., 2000

3.1.1.4. Le chalutage benthique et les espèces et les habitats sensibles

Les mammifères marins

Les prises accidentelles de mammifères marins par le chalutage de fond sont rarement mentionnées. Les dauphins bleu et blanc pourraient parfois être capturés quand ils sont en train de chercher leur nourriture autour ou dans les chaluts (Duguay et al. 1983).

Les Elasmobranches

L'évaluation des rejets d'élastomobranthes par la flottille chalutière est rapportée d'une manière sporadique. Les requins et les raies sont plus ou moins éliminés selon l'intérêt commercial qu'ils peuvent revêtir au moment de leur débarquement. Dans les pêcheries aux chaluts s'ils ne sont jamais ciblés, les grands individus de certaines espèces peuvent constituer un complément aux revenus quotidiens des petits chaluts. Néanmoins, une grande quantité de spécimens plus jeunes de requins ou de raies est rejetée (Relini et al. 1999) surtout quand ils constituent la plus grande partie de la capture accidentelle de quelques pêcheries spécialisées telles que celles des langoustines et des crevettes rouges.

L'accroissement général de l'effort de pêche au chalut et son impact sur les habitats d'élastomobranthes ont engendré le déclin de certaines espèces du plateau continental et du talus. Selon des données historiques recueillies au niveau des prospections au chalut benthique et des statistiques sur les débarquements commerciaux dans le Golfe du Lion, Aldebert (1997) indique une réduction générale d'environ 50 % du nombre de chondrichthyens durant les 30 dernières années. Les espèces les plus affectées sont, pour les petits requins, les émissoles lisses *Mustelus mustelus* et *M. asterias*, la petite roussette (*Scyliorhinus stellaris*) et l'aiguillat galludo (*Squalus blainvillei*). D'autre part, il a été signalé que les raies sont surtout vulnérables au chalutage benthique et aux rejets élevés de spécimens juvéniles des espèces les plus abondantes (*Raja asterias*, *R. clavata*) en Italie (Relini et al. 1999, Serena et Abella, 1999) et dans le Golfe du Lion (Aldebert, 1997). Selon le dernier auteur, le pocheteau noir, *Raja oxyrinchus* a disparu des débarquements dans le Golfe du Lion dès 1976.

En ce qui concerne les espèces menacées, les données sont peu abondantes et trop récentes pour donner une idée sur l'impact réel du chalutage de fond. Fergusson (1998) rapporte que la majorité des captures du requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est due aux chalutiers siciliens opérant, l'été, au large du Déroit de Sicile. Dans des rares circonstances, les captures peuvent avoir lieu dans d'autres pêcheries au chalut comme dans les eaux de Malte, dans la Mer Tyrrhénienne et même dans le Golfe du Lion (Oliver G., personal com.).

Une description exhaustive de la distribution des chondrichthyens dans les pêcheries italiennes a été faite par Relini et al. (2000) à partir de données collectées au cours de 22 prospections au chalut sur des fonds de pêche dont la profondeur varie entre 5 et 700 m. Parmi les 44 espèces identifiées, (dont 1 holocéphale, 17 'squalides', 26 'rajides') les CPUE en nombre par heure étaient bas pour *Dasyatis* sp. (0.2 / h à 10.7 / h) et *Mobula mobular* (1.4 / h) avec un taux de présence faible (0.83–14 %). Ils étaient, par contre, élevés pour le *Galeus melanostomus* (214 / h), *Scyliorhinus canicula* (109 / h) et le *Chimeres* (61 / h) avec un taux élevé (60 – 84 %). A partir de ces observations, on peut conclure que la plupart des pastenagues (*Dasyatis* sp.) vivant à une profondeur variant entre 0 et 50 m semblent être,

sans doute, menacées par les activités intenses du chalutage de fond au niveau du plateau continental; tandis que les 'chimaera' et les petits 'squalidès' vivant dans des profondeurs comprises entre 200 et 500 m sont, surtout, affectés par la pêche au chalut des crevettes de fond.

Les tortues

Les captures accidentelles des tortues par les chaluts de fond sont soupçonnées dans les aires de grande distribution des tortues marines tels que les côtes d'Espagne, le golfe de Gabès en Tunisie et les eaux turques. Cependant, peu d'observations formelles ont été rapportées jusqu'à présent (Camiñas, 1997c, Bradai, 1995), très probablement parce que la plupart de ces captures accidentelles ont lieu en hiver quand les chalutiers pêchent illégalement dans les zones côtières, à l'intérieur de la limite des trois milles, proche de l'aire de nidification. En Tunisie, les chalutages pour la pêche des crevettes dans les eaux peu profondes, seraient responsables des grandes prises de tortues (des centaines à des milliers d'individus par an, selon Bradai, 1995).

Malgré l'absence de description technique, les captures accidentelles ont lieu, dans la plupart des cas, pendant les opérations de remorquage, quand les tortues se nourrissent au niveau du fond, pendant leur phase d'hivernage. Quand la durée du trait ne dépasse pas 2 à 3 heures, les risques de mortalité sont généralement faibles. Selon Henwood et Stuntz (1987) les opérations de chalutage ne dépassant pas 60 minutes fournissent un taux de mortalité des tortues prises dans les engins proche de 0%, mais ce taux croît à 50 % si la durée de la pêche atteint 200 minutes. Par conséquent, les précautions élémentaires de manipulation, la réduction de la durée du trait, et l'évitement des aires de nidification constituent certainement des mesures simples et efficaces pour réduire le taux de mortalité.

Néanmoins, bien qu'il soit difficile d'évaluer l'importance des captures accidentelles des tortues par les chaluts de fond, l'amélioration des équipements avec l'ajout de quelques dispositifs d'exclusion des tortues (TED : Turtle Excluding Device, ou DET) placés à l'entrée du cul de chalut, comme il est déjà d'usage dans plusieurs régions tropicales (Villaseñor, 1997), pourrait définitivement être nécessaire dans les zones où l'impact du chalutage sur les tortues est soupçonné être élevé.

Le TED (ou DET) peut revêtir différents types et formes : il peut s'agir d'un dispositif rigide telles que les grilles métalliques ou plastiques et les goulottes ou bien des dispositifs lisses tel que le panneau dépend des conditions locales de pêche, des dimensions du chalutier (encombrement sur le pont de pêche) et des captures habituelles. Certains modèles sont plus efficaces d'exclusion ("net panel excluder"). Le choix que d'autres, selon la nature et la quantité des captures ciblées et de captures accidentelles habituelles, la présence de sédiments et / ou de débris dans les prises. La sortie pour les tortues est placée dans la partie supérieure, ou bien dans la partie inférieure du chalut en fonction des conditions de pêche.

Des difficultés dans l'utilisation du TED pourraient survenir d'une part pendant la mise à l'eau et le remorquage du chalut ainsi que lors de la récupération de la poche et d'autre part pendant le remorquage par emmêlement des grilles, obstruction de l'ouverture, colmatage par les sédiments ou détérioration du dispositif d'exclusion par les poissons.

L'emploi d'un modèle correct et le bon contrôle de l'opération d'installation peuvent éviter l'emmêlement du TED dans la nappe du chalut. L'utilisation de matériau de basse qualité pour le grillage pourrait être un problème sérieux quand les filets opèrent sur les

fonds durs : le TED (ou DET) pourrait facilement se déformer et se détériorer. Si le risque de colmatage par les prises accidentelles et les sédiments est important, l'utilisation du TED (ou DET) rigide est recommandée du fait de son efficacité dans l'élimination des déchets. Ces modèles rigides sont, en général, plus facilement acceptés par les pêcheurs et le contrôle et la surveillance sont plus simples que pour les dispositifs lisses. Quand les petits poissons sont nombreux dans certaines zones ou à certaines saisons, il y a un risque de voir s'emmailler une grande quantité dans le cul de chalut et il est, par conséquent, approprié d'installer quelques dispositifs d'exemption efficaces pour l'élimination des petits poissons tel que le dispositif « œil de poisson » (le modèle FLORID, par exemple).

En définitive, l'utilisation du TED, comme tout dispositif de réduction de prises accidentelles, diminuera normalement la charge et le temps de triage de la prise et, en général, améliore la qualité de la capture ciblée. Par conséquent, l'utilisation du TED a, de toute évidence, des conséquences économiques qui doivent être minutieusement évaluées pour élaborer la stratégie adéquate en vue de l'obtention du consentement des pêcheurs quant à l'utilisation d'un tel dispositif.

Les oiseaux de mer

Le chalutage ne cause pas de mortalité directe des oiseaux de mer, mais il y a quelques impacts sur les populations résultant des rejets en mer. L'importante flotte de chalutiers à panneau, opérant aux alentours du Nord Ouest de la Méditerranée, rejette quotidiennement dans les eaux côtières une grande quantité de captures accidentelles qui constitue une source trophique supplémentaire pour les oiseaux de mer des parages. Cette nourriture est destinée principalement aux mouettes, sternes et puffins (Encadré 10).

Encadré 10

Dépendance des oiseaux marins aux rejets

Dans la Mer Catalane, plusieurs études ont indiqué que les oiseaux marins qui sont originalement des prédateurs des bancs de clupéidés sont devenus fortement dépendants des rejets des chalutiers. Une saison fermée aux activités de chalutage pourrait affecter négativement les performances reproductives de certaines populations d'oiseaux marins qui vivent au dépens du poisson rejeté. A l'opposé, l'augmentation de la disponibilité nutritionnelle avec plus de chalutiers en activité a, sans doute, contribué au développement de certaines populations d'oiseaux marins nécrophages aux dépens d'autres populations se reproduisant dans ces zones.

Sources : Oro, 1996 ; Oro et Ruiz, 1997 ; Abelló et al., 2000 ; Martínez, 2000.

Les fonds marins

Il est évident que les engins destinés pour capturer efficacement les poissons benthiques ou démersaux ainsi que les mollusques raclent le fond marin. Tout engin de pêche remorqué au-dessus du fond marin perturbera, dans une certaine mesure, les sédiments et les communautés résidentes. Le niveau de cet impact dépend des caractéristiques physiques des engins (matériels et poids), des conditions de son utilisation (vitesse et durée) ainsi que du type de sédiment et du benthos.

Le chalutage a un effet physique direct sur le fond marin chaque fois que les relingues inférieures, les chaînes et les bobines, les bras, les panneaux et toutes pièces de protection ou parties du sac du filet entrent en contact avec le fond : l'engin affecte le fond de la mer en le raclant et en le labourant: Ceci peut engendrer la destruction physique de la structure du fond et la re-suspension des sédiments. Plusieurs études ont été entreprises par des techniciens spécialistes des engins de pêche ayant pour objectif l'évaluation et la mesure de la pression physique exercée par certaines parties des chaluts; plus récemment, des méthodes acoustiques ont été développées pour évaluer les changements subis par les structures des sédiments (Schwinghamer et al, 1996).

Les panneaux de chalut, utilisées pour garder le filet ouvert horizontalement, ont tendance à laisser des sillons sur le fond, selon la dureté qu'oppose le substrat vis à vis de leur poids (le matériel dont les panneaux sont fabriquées). Il n'est point surprenant que la pénétration dans la vase molle sera plus grande que dans les sables compacts, et les effets sur l'endofaune benthique changeront en conséquence. (Hall., 1999). Afin d'éviter que les panneaux des chaluts ne creusent trop en profondeur les sédiments mous (sable, vase), ils ont été équipés de patins en métal. Cependant, la moyenne habituelle de creusage atteint 10 – 15 cm.

Le chalutage standard à panneau pourrait également s'avérer nuisible à cause des dispositifs spéciaux de roulis, des rouleaux qui sont de plus en plus installés sur les ralingues inférieurs destinés à protéger les chaluts. Cependant, l'impact de ce type de gréement sur les habitats des fonds n'est pas évident : L'utilisation de grands rouleaux permet aux organismes benthiques d'échapper au danger sous le filet. Néanmoins, le passage du chalut sur le fond marin engendre la mort immédiate de quelques espèces benthiques, ce qui crée une source potentielle de nourriture pour les prédateurs et les nécrophages. Des images vidéo, à haute résolution, des surfaces de sédiments avant et après le chalutage montrent que le chalutage intensif peut réduire la rugosité totale du fond marin (Schwinghamer et al., 1996), changer les caractéristiques générales des sédiments et, sur le sable ou sur la vase, augmenter la charge de particules en suspension.

Les effets indirects sur les fonds marins sont en relation avec le stress imposé au benthos (Jones, 1992). Le chalutage avec des panneaux de chalut lourds est responsable de la mise en suspension des sédiments benthiques. Les nuages de boue ainsi créées ont, sans doute, un effet sur le rassemblement des poissons, mais pourraient également affecter l'habitat et les conditions trophiques des communautés benthiques. Cependant, les conséquences exactes et totales des sédiments en suspension sur l'écosystème ne sont pas connues.

Les fonds benthiques

Les pêcheries benthiques de profondeur d'Espagne, d'Italie, d'Algérie et de Tunisie ciblent la langoustine (*Nephrops norvegicus*) ou les crevettes rouges (*Aristeus antennatus* et *Aristeomorpha foliacea*) sur les talus jusqu'à une profondeur de 1000 m. Les effets négatifs potentiels de telles pêcheries profondes n'ont pas encore été entièrement évalués. Comme dans les fonds moins profonds, le contact physique avec les structures des récifs profonds est susceptible d'endommager l'épifaune. Les fonds benthiques sont généralement vaseux avec quelques plages de corail sur la paroi des versants des canyons. Des vues latérales panoramique prises au scanner (scanning sonar) sur les sillages effectués par les panneaux des chaluts montrent clairement un impact physique sévère. En général, les communautés benthiques, dans les eaux profondes, sont souvent extrêmement vulnérables aux perturbations physiques. Bien que les informations fassent défaut quant aux effets du chalutage sur les fonds vaseux profonds, en Méditerranée ou partout ailleurs dans le monde, on pense que la reconstitution de ces fonds après les effets du chalutage pourrait durer longtemps.

Les herbiers

Le chalutage à panneau est considéré comme la cause principale de la régression des herbiers de Posidonie au large du Sud-Est de la Péninsule Ibérique (Martin et al., 1997).

L'impact du chalutage sur les herbiers affectera directement le recrutement des poissons en perturbant des zones qui sont souvent des nurseries et des aires privilégiées pour les juvéniles des espèces commerciales (Sánchez-Jerez et Ramos-Espla, 1996). Jusqu'à présent, les recherches spécifiques sur les conséquences sur les stocks des populations sont très rares. Cependant, plusieurs études comparatives des situations des herbiers de posidonie exploitées et protégées en France et en Italie (Buia et al, 1999; Harmelin-Vivien, 2000; Francour, 1999), révèlent une régression du poids moyen, de la densité et de la biomasse des poissons dans les herbiers exploités.

La longueur et le poids de la ralingue inférieure ainsi que le poids et la surface de contact des panneaux des chaluts, considérés en relation avec la vitesse de remorquage, sont les principaux paramètres physiques des forces de friction du chalut sur le fond marin. Une étude récente sur l'impact des engins de pêche remorqués sur les prairies de *Posidonia oceanica*, au large de la côte d'Espagne, montre que dans une prairie dense, les panneaux du chalut contribuent principalement à l'érosion de la posidonie, alors que dans les prairies dégradées, la ralingue inférieure (plombée) pénétrant plus aisément dans le substrat peut arracher les rhizomes des plantes (ESGEMAR, 1995). De plus, la dégradation des herbiers de Posidonie est aggravée par l'augmentation de la turbidité de l'eau due au passage des panneaux du chalut (Ardizzone et al., 2000). On pourrait travailler sur ces éléments pour réduire les dégâts potentiels causés aux herbiers marins. A titre d'exemple, l'utilisation de bobines en plastic sur les ralingues plombées pourrait réduire l'impact des composants lourds remorqués sur les prairies.

3.1.2. Le Chalutage pélagique

Le chalutage pélagique utilise des filets à ouverture verticale plus large que le chalutage de fond. Ce type de chalut est gréé pour opérer en pleine eau pour la capture d'espèces pélagiques de petite taille (sardines, anchois). Les filets comportent, en général, quatre panneaux. Les parties antérieures des chaluts pélagiques sont, en général, constitués de grandes mailles ou d'une longue corde pour diriger progressivement les bancs de poissons vers la partie postérieure des filets comportant de mailles plus petites. Le maillage du cul de chalut est d'environ 20 mm de longueur étirée. Le contrôle de la profondeur de l'opération de pêche et de l'ouverture verticale nécessite l'utilisation d'un échosondeur fixé sur la corde de dos. Un ou deux bateaux (chalutiers bœufs) peuvent le traîner. Le chalutage pélagique pourrait être mis en place pendant le jour sur les bancs pélagiques souvent situés près des fonds ou bien pendant la nuit sur les bancs de surface (principalement dans le cas des chalutiers bœufs) ou sur des poissons épars.

Les filets des chaluts pélagiques sont principalement utilisés dans le golfe du Lion par les français, au nord de l'Adriatique par les Italiens ("volanti") et en Tunisie. Il n'y a pas d'informations déjà publiées ou, même, disponibles sur les prises accidentelles. Néanmoins, des observations récentes sur des prises commerciales de chalutiers pélagiques français opérant dans le golfe du Lion signalent seulement 2.3 % de prise accidentelles. Cependant, étant donné que le chalutage pélagique cible, en général, les petites espèces pélagiques, la petite taille de la maille du cul de chalut peut être responsable de prises accidentelles de petits gadidés parfois importants quand le chalut pélagique est traîné près du fond. Le chalutage pélagique peut, accidentellement, capturer quelques individus d'éla-smobran-ches protégés et des requins pélagiques commerciaux (*Alopias vulpes* et *Prionace glauca*). Ces captures sont, en général, limitées. Les débarquements totaux d'éla-smobran-ches représentent 0.45 % des 28141 MT de prises totales effectuées en Mer Méditerranée, commercialisés en France. Les débarquements annuels d'*Alopias vulpes*, réalisés par les chalutiers français dans le Golfe des Lions, atteignent à peine 10-13 MT. Pour ces espèces, la capture atteint son maximum entre les mois de mai et août, période durant laquelle le chalutage pélagique est en pleine activité.

3.1.3. Le chalut à perche et rapido

Le chalut à perche dispose d'ouvertures horizontale et verticale fixes. Son ouverture horizontale est déterminée par une perche, en bois ou en métal, dont la longueur est de dix mètres et plus. Des chaînes racleuses sont souvent fixées devant le chalut à perche, à travers l'entrée, pour empêcher les gros blocs de pierre d'entrer dans le sac. Il y a différents types de chaluts à perche utilisés en Mer Méditerranée. Ils sont généralement utilisés dans les eaux peu profondes dans certaines pêcheries côtières par les petites unités. Les exemples les plus courants sont : le "provençal" (du sud-est de la France) le "gangui" et les "ganguils" Catalans (nord-ouest de l'Espagne), les "kankava" Grec pour les éponges, le "rapido" italien pour les soles, et le "gangamo" Sicilien pour les crevettes roses et les oursins. Dans le cas de

l'utilisation de ce type d'engin de pêche, l'impact sur le fond marin et le benthos découle principalement des « hoop-like trawl heads » (qui donnent l'ouverture verticale) avec leurs patins et, à un degré moindre, du balancier. Mais en général, les problèmes ont trait au poids de tous les engins qui sont traînés sur le fond marin.

Malheureusement, très peu d'informations sont rapportées sur les activités et l'impact des pêcheries. Du fait qu'elles sont pratiquées dans les eaux peu profondes, elles provoquent d'importantes perturbations sur les nurseries des fonds marins (rochers et prairies d'herbiers) et attrapent les jeunes poissons et les poissons plats côtiers en quantités importantes (Serena et Abella, 1999). Le phoque moine est aussi parfois emprisonné dans ce type d'engin (Cebrian & Vlachoutsikou, 1994; Cebrian, 1998b). Dans la pêcherie française provençale, utilisant le "gangui", les espèces cibles sont les scorpaenides, les rougets de vase et d'autres espèces à haute valeur commerciale utilisées dans les plats traditionnels. L'usage de cette technique sera interdite en 2002, parce qu'elle est utilisée sur les fonds marins couverts de posidonie.

Le "rapido" est un chalut à perche utilisé dans la Mer Adriatique pour la pêche des pétoncles le long des rivages sableux, et des poissons plats dans les zones côtières vaseuses. L'engin consiste en une drague en forme de boîte mesurant 3 m de large et pesant 170 kg, équipée de dents de 5–7 cm de long, d'un bord inférieur et d'un filet en forme de sac pour la collecte de la capture (Giovanardi et al., 1998). Une planche inclinée en bois est installée devant le cadre métallique servant volet plongeur. Elle garde l'engin en contact avec le fond marin et appuie, même, pour faciliter la pénétration des dents dans le sédiment. Un seul bateau pourrait remorquer simultanément quatre rapidos. La vitesse de remorquage est d'environ 5 nœuds.

Le rapido est l'un des engins de pêche le plus efficace, et dans une certaine mesure, le plus populaire en Italie. Environ 56 rapidos sont utilisés au large du port de pêche de Chioggia dans l'Adriatique (le nombre le plus élevé dans la région) pour exploiter les poissons plats comme les soles et les stocks de pectinidés. Les pêcheurs sont souvent spécialisés dans l'exploitation de seulement une certaine partie des ressources (Pranovi et al., 2000; Giovanardi et al., 1998). Les poissons plats, les soles en particulier, sont pêchés dans les eaux peu profondes, entre 3 et 5 miles marins du rivage. Les pétoncles (*Pecten jacobaeus* et *Aequipecten opercularis*), et les *Chlamys* spp. sont concentrés en taches sur les fonds détritiques (maërl) et leurs meilleures densités se trouvent à 40-50 m de profondeur sur les terrains sableux, à quelques distances de la côte.

Dans la Mer Adriatique, la pêche au rapido est interdite dans les limites de 3 miles et arrêté, comme tout autre chalutage, en été, pendant 45 jours ("fermeture biologique") pour la protection des juvéniles et l'accroissement du recrutement. L'exploitation est caractérisée par un fort épuisement du stock des pétoncles dû aux effets combinés de la sur-pêche et de l'anoxie benthique. Les débarquements de pétoncles ont baissé de 1200 MT en 1986, à 160 MT en 1990 et atteignent aujourd'hui moins de 500 MT. Il est utile de mentionner, dans ce contexte, que la pêche au "rapido" dans les terrains les plus productifs des eaux territoriales Croates, n'est autorisée que dans des zones restreintes et pendant une très courte saison.

L'effet physique du "rapido" sur les fonds marins est très similaire à l'impact de quelques modèles de dragues munies de dents, utilisées en Angleterre ou en France : il affecte essentiellement la couche superficielle des sédiments. Dans les fond sableux, pour les pétoncles (Hall-Spencer et al., 1999; Pranovi et al., 2000) l'engin provoque des sillages plats et parallèles qui restent bien visibles une semaine après. Des enregistrements d'images vidéo

révèlent que le "rapido" (cales, dents et maille en caoutchouc du ventre) reste en contact avec le fond marin, le raclant et le labourant. Les dents, situées sur le bord inférieur de l'entrée du "rapido", sont enfoncées dans les sédiments de sable jusqu'à environ 2 cm de profondeur et mélangent les couches superficielles, entraînant la suspension des sédiments dans la drague de l'engin. La remise en suspension du sable est aggravée par l'effet du déflecteur et la grande vitesse. On rapporte (Giovanardi et al., 1998) que certains modèles de "rapido" utilisés, dans les zones vaseuses, pour la sole, creusent plus en profondeur dans les sédiments, faisant des sillons de 5–7 cm de profondeur et même jusqu'à 10–13 cm de profondeur après des passages multiples,. Bien que ces sillons soient entièrement comblés après 2 semaines (Giovanardi et al., 1998), les perturbations immédiates causées à l'épifaune macro-benthique dans une zone vaseuse sont sûrement plus importantes que dans les fonds sableux (Pranovi et al., 1998), selon le degré de pénétration des dents dans le fond.

Dans les conditions de pêche commerciale, l'action successive du chalutage du "rapido" modifie probablement, à long terme, la structure physique du fond et a, par conséquent, une influence sur l'installation et la colonisation de l'épifaune. De plus, en faisant la sélection de certaines espèces qui sont capables de résister aux perturbations physiques, même après plusieurs passages des engins de pêche et / ou par l'effet du stress au cours du tri de la capture sur le pont du navire, les activités du "rapidos" engendrent des modifications, à long terme, dans la structure de la communauté épi-benthique.

Dans ce type de pêcherie, la proportion du poids des captures commerciales est généralement faible. La pêche au 'rapido' est responsable de rejets qualitativement hétérogènes, souvent dépassant 75 % de la capture totale, ce qui reflète le fait que l'effort de pêche cible certaines espèces et, de toute évidence, dépend de la nature du fond marin exploité (Encadré 11).

Encadré 11**Evaluation de l'impact du « Rapido »**

Des observations sur l'impact du rapido, utilisé pour les pétoncles de l'Adriatique Nord, signalent les proportions suivantes : 2 % de prises commerciales, 16 % de prise accidentelles et 82 % d'organismes morts et autres éléments (coquillages, pierres, détritiques). Ceci équivaut à dire que, pour chaque kilo de pétoncle, pratiquement, plus de 15 kg d'autres organismes benthiques sont retirés de leur habitat. Une prise commerciale de 40 à 50 min débarquerait environ 2 MT de benthos sur le pont. La fraction commerciale est principalement due au *Pecten jacobaeus* et la prise accidentelle est composée de céphalopodes comme *Sepia officinalis*. En plus, 59 % des pétoncles sont des individus de petite taille, et 13 % des individus, de taille commerciale, ont révélé des dommages légers.

Quand le poisson plat est ciblé (avec un maillage de cul de chalut de 60 mm) dans les zones côtières vaseuses du sud de la Lagune de Venise (Bassin Nord Adriatique), les mollusques (60 %) et les crustacés (30 %) constituent la majeure partie des rejets, alors que dans les pêcheries de pétoncles opérant dans les fonds sableux (avec un maillage de cul de chalut de 80 mm), il y a une légère dominance relative d'échinodermes (32 % en poids), de crustacés (26 %), de mollusques (23 %), et d'éponges (15 %).

D'autre part, une étude sur la survie des prises accidentelles, au niveau de la flottille de "rapidos" travaillant dans l'Adriatique nord, a montré une faible mortalité pour toutes les espèces examinées pendant les trois à quatre heures suivant la capture.

Sources : Pranovi et al., 1999 ; 1999 a.

Il est à remarquer que la réduction de quelques impacts négatifs du "rapido" sur le fond marin ne sera pas aisée. La technique de pêche au « rapido » actuellement utilisée résulte de longs développements empiriques et de continuels ajustements, et changement pour maximiser l'efficacité dans des conditions spécifiques d'une pêcherie donnée.

La sélectivité du "rapido" adaptée pour les pétoncles a été testée au Nord de la Mer Adriatique, au moyen d'un filet-couverture (20 mm de maillage) fixé au niveau du cul de chalut (40 mm de maillage). Pour les espèces plus fragiles telle l'étoile de mer (*Ophiura ophiura*), le nombre d'individus endommagés trouvés dans la doublure a été le double de ceux retenus dans le cul-du chalut. Des expériences de survie entreprises immédiatement après la prise ont révélé une mortalité, à court terme (3-4 heures), pour les espèces collectées (invertébrés et poissons vertèbres) (Pranovi et al., 1999a). Dans le cas des fonds vaseux, la nappe du filet d'un "rapido" pourrait pratiquement être obstruée après quelques minutes de dragage, ce qui engendre l'aveuglement" de la sélectivité normale de la taille de la maille.

3.2. Les dragues

La drague est un engin de pêche tracté sur le fond par un bateau ou, pour les plus petites, tirée manuellement. Elle pénètre dans le fond marin pour l'extraction de certains organismes du sable ou de la vase. Elle est utilisée pour cibler l'épifaune et l'endofaune tels que les coquilles st Jacques, les palourdes ou les huîtres. Les dragues sont de différents types : depuis les plus petites aux plus grandes (mécanisées), elles ont en commun une lame munie ou non de dents, qui aident à creuser les sédiments, et à extraire les mollusques. La prise est collectée dans une poche souvent fabriquée en fil métallique ("corbeille"). Il n'y a pas beaucoup de différences entre certaines types de chalut à perche et les dragues, si ce n'est que les dernières sont prévues pour creuser plus profondément le substrat.

Les dragues manuelles sont d'usage très répandu sur les côtes méditerranéennes. Elles peuvent être traînées par bateau, mais sans aide mécanique, pour la séparation des mollusques des sédiments. On peut citer, à titre d'exemple, l'engin français "arsellière, clovissière" utilisé dans les zones côtières ou dans l'étang de Thau, la "vongolara manuale" utilisée dans la Mer Adriatique, et d'autres types variées de "rastrello" utilisées pour la capture de *Tellina* sp., *Donax* sp.. dans la Mer Adriatique et dans la Mer Tyrrhénienne (Feretti, 2000). Dans le Golfe de Manfredonia (sud-ouest de la Mer Adriatique), les bateaux ciblant le pétoncle lisse (*Chlamys glabra*) dans les fonds de 12 à 16 m de profondeur utilisent des dragues jumelées ("cassa"). Chaque drague est constituée d'une ouverture rectangulaire en fer dépourvue de dents, pesant 15 kg, portant une poche de 2.5 m de long avec un maillage de 50 mm (Vaccarella et al., 1998). D'ordinaire, chaque trait d'environ 1.5 nœuds, dure 20 à 30 minutes. Comme au "rapido", la nappe du filet composant la poche de la drague de type 'cassa' est, souvent, vite bouchée. La sélection dans la capture se limite souvent au tri effectué à bord par les pêcheurs. Après le tri, l'équipage rejette les jeunes pétoncles et les gasteropodes de faible valeur commerciale.

Les dragues mécaniques ont une lame pour creuser le fond et un système mécanique qui permet la séparation des mollusques du sable et de la vase. La technique du dragage mécanisé, essentiellement utilisée en Italie, est le dragage hydraulique qui est apparu dans l'Adriatique à la fin des années 60. Froggia et Boligni (1987) ont fourni une bonne description de cette technique. L'engin ("draga turbosoffiante") est un parallélépipède de 3 m de large sur 2 m de long, pesant 800 kg environ. La drague utilise des jets d'eau ou d'air ayant pour effet de remonter à bord, pour un tri plus poussé, les sédiments, les espèces ciblées et non ciblées. Aujourd'hui, en Mer Adriatique, environ 50 bateaux utilisent cet engin pour collecter la petite praire *Chamelea gallinea* et d'autres espèces de mollusques tel que le couteau *Ensis minor*. La sélection principale est faite par l'ouverture des mailles métalliques adaptées aux espèces ciblées.

La procédure de l'opération de pêche est tout à fait différente des autres types de dragues. Cette technique nécessite un arrangement spécifique du pont et des équipements : treuil et portique pour remorquer la drague et 2 à 3 membres d'équipage. Le bateau est mouillé sur un terrain convenable (sables, sablo vaseux, profondeur 3–12 m) avec l'ancre arrière et 250–300 m de câble en acier. La drague est ensuite mise à l'eau et tractée sur le fond par le treuil en traits successifs, les bateaux restant ancrés dans le même lieu. Pendant ces opérations, de l'eau sous pression est injectée au moyen d'un tuyau reliant la drague à une pompe à eau centrifuge placée à bord ou immergée. Deux curseurs ajustables empêchent

la drague de creuser trop en profondeur. Dans la pêcherie des petites praires, la drague creuse jusqu'à, seulement, 4–6 cm de profondeur ; pour les couteaux, la drague hydraulique ('cannellara') peut labourer jusqu'à 20–30 cm de profondeur le sédiment. Après l'utilisation de cet engin, une série de 30, voire plus, de sillons d'enfouissement mesurant jusqu'à 2–3 m de large et 100 m de long sont observées sur le fond autour du point d'ancrage.

Pour les dragues comme pour les chaluts, la magnitude de l'impact dépend des dimensions de l'engin, de son poids, de la vitesse de remorquage (et des courants) ainsi que de la nature du fond marin. En général, l'utilisation de dragues manuelles sans dents avec des vitesses faibles est beaucoup moins nuisible pour le fond que les dragues dentées, et engendre probablement moins de destructions pour les mollusques (Vacarella et al., 1998). Par le déplacement des rochers, l'effet du creusage, la re-suspension des parties les plus fines des sédiments, les dragues ont un effet physique certain sur le fond marin. Cet impact est, de toute évidence, en train de devenir de plus en plus sévère avec la répétition de l'opération sur une même zone de pêche. En fait, les dragues, et surtout les dragues hydrauliques, sont les engins de pêche les plus incriminés pour leur impact environnemental négatif potentiel. Plusieurs études analysent l'effet de ces engins (Pranovi et Giovanardi, 1995; Pranovi et al., 1998; Vacarella et al., 1998; Giovanardi et al., 1994). Comparé au dragage hydraulique, le dragage manuel a un effet plus faible sur le fond: dans les zones où la drague hydraulique produit des sillons de 10 cm de profondeur ou plus, l'utilisation de la drague manuelle ne laisse pratiquement pas de marques sur le fond après son passage (Pranovi et Giovanardi, 1995).

En plus, les nuisances causées par la drague hydraulique sont également plus sévères que ceux causés par le 'rapido'. Le processus de restauration dans les zones perturbées par les dragues hydrauliques utilisées pour les palourdes nécessite au moins 60 jours contre 15 jours pour le 'rapido'.

Les actions nuisibles de la drague hydraulique et du 'rapido' ont les mêmes caractéristiques quant à la modification des fonds avec production de sillons et remise en suspension des sédiments. Des observations sur les effets du dragage collectant les bivalves *Ensis* spp par jets d'eau, sur le fond marin et le benthos montrent que le sédiment est resté instable au-delà de cette période. Néanmoins, à cause de la faible vitesse de l'engin (1 à deux nœuds), cette technique a relativement des effets moins dévastateurs sur l'épifaune que les autres dragues, et les conséquences ne sont pas durables sur la plupart de l'endofaune. La majorité de ces espèces ont une morphologie et un comportement adaptés à un environnement dynamique, et sont peu affectées par la drague (Tuck et al. 2000; Hall et al., 1990).

Il est à remarquer que, sur les fonds de pêche exploités d'une manière intensive par les dragues, certaines espèces telle que la petite praire (*Chamalea gallinea*) tendent, après des passages successifs de l'engin, à s'enfouir davantage dans les sédiments, alors que d'autres, tel que le couteau (*Ensis* sp.), restent à la même hauteur. De plus, les sédiments dans la zone des petites praires se restaurent lentement, avec une nouvelle colonisation d'espèces vivant dans le sable comme les Phanérogames rendant le substrat plus homogène, alors que ceux des zones des couteaux ont une reprise plus rapide et la colonisation commence essentiellement avec des annélides (Vacarella in Feretti, 2000).

En général, des dommages plus sévères, engendrés par le dragage, sont provoqués dans les prairies sous-marines, puisque le passage de tels engins cause souvent une régression irréversible du couvert végétal. En Italie, l'utilisation des dragues hydrauliques

pour la capture du bivalve (*Venus verrucosa*) a été interdite en 1992 dans les eaux de moins de 3 mètres de profondeur, et autorisée ailleurs avec un maximum de pression hydraulique de 1,8 bars.

L'évaluation de l'impact environnemental de la drague sur d'autres types de fonds semble être plutôt complexes et en fait, nécessite d'autres études pour une connaissance réelle des dommages causés par cette technique. Cependant, les mesures techniques telle que la limitation de la force de traction du bateau et de la pression des pompes hydrauliques utilisées pour le dragage, par exemple, sont certainement parmi les moyens les plus efficaces pour la régulation de l'effort déployé sur l'écosystème et devraient, être appliquées, même si leur contrôle n'est pas facile.

3.3. La senne

La senne de plage est un terme désignant un type d'engin de pêche côtier commun à tous les pays méditerranéens. Connu en Italie sous le nom de 'sciabica', en Espagne sous le nom de 'jabiga', en France celui de 'senne', elle est en général utilisée pour capturer des bancs de poissons venant tout près de la côte, dans les eaux peu profondes (profondeur inférieure à 20 m).

Elle consiste en des panneaux de plusieurs pièces de filets de différents maillages avec un panneau de petites mailles placées dans la partie centrale qui forme, en général, un sac où la capture est collectée et des panneaux, de mailles plus grandes, situés des deux côtés, constituant les deux ailes de la senne. Les alèzes du filet sontde ralingue fixée sur son bord supérieur et d'une ralingue de plomb sur son bord inférieur. Il y a différents types de senne : avec ou sans sac (similaire au cul de chalut) et de différentes longueurs allant de 100 à 400 m. Les plus petites mailles font 40 mm et peuvent atteindre 3 mm. La différence entre la senne de plage et un autre filet tournant est, dans, l'opération de l'engin à partir et vers la côte, pour la première, plus que dans le modèle lui-même (Feretti M. 2000).

La senne peut être remorquée à partir du bateau ("sciabica da natante") avec un remorqueur de filets, ou à partir de la plage (sciabica da spiaggia). Le remorquage de la longue senne de plage vers le rivage nécessite, en général, beaucoup de personnes (le nombre de personnes augmente en fonction des dimensions totales de la senne). La nécessité d'avoir un nombre, souvent, élevé de personnes impliquées dans cette opération explique l'importance sociale qu'une telle méthode de pêche peut jouer dans les villages ou les communautés qui dépendent de ces pêcheries pour gagner leur vie.

Les sennes utilisées dans les eaux peu profondes sont accusées de provoquer des dommages à l'écosystème côtier pour deux raisons: Premièrement, à cause de la quantité de juvéniles présente dans la plupart des prises; et deuxièmement, à cause de balayage du fond marin au cours des opérations de pêche. En ce qui concerne les juvéniles capturés, il est bon de remarquer que certaines sennes de plage sont destinées spécifiquement à cibler les petits poissons tels que les alevins de *Sardina pilchardus* ("bianchetto" en Italien ou "poutine" en français), de *Alphina minuta* ("rosetto" en Italien, "chanquete" en Espagnol, "nauna" en Français) ou de l'anguille de sable (*Gymnammodytes cicerellus*) ('cicerello' en Italien, "lançon" en Français). Plusieurs descriptions sur l'utilisation de la senne en Mer Méditerranée figurent dans la littérature .

Une description brève de la pêcherie à la senne de plage pour la pêche des alevins de *Sardina pilchardus* ("bianchetto") au nord-ouest de la Mer ionienne (Crotone) est présentée ci-après: les petites sennes de plage utiliseront une longueur totale d'environ 100 mètres et un maillage très petit (moins de 3 mm) au niveau de la poche. Elles sont installées, dans les eaux peu profondes de moins de dix mètres, par des petites embarcations équipées de moteurs hors bord de faible puissance (15 – 20 hp) (Carbonara et al. 1999). Les opérations de pêche ne durent pas plus de 20 min. Les captures varient entre 2 et 35 kg par jour, et leur majeure partie renferme des juvéniles de *S. pilchardus*, appelés "bianchetto". On peut trouver de petites quantités de juvéniles de 'triglides' dans les prises accidentelles.

Un autre exemple concerne la nonnat (*Alphina minuta*) qui est trouvé dans les fonds sableux ou vaseux, ou dans les herbiers, dans les aires côtières protégées, les estuaires et jusqu'à 70 mètres de profondeur.

Dans le Golfe de Manfredonia (eaux Adriatiques) une pêcherie de nomet à la senne de plage est autorisée de janvier à mars. Les captures observées (Casavola et al., 1999a) renferment 53.7 % de 'gobie', 39.7 % de petites sardines, et moins de 10 % de juvéniles d'anchois.

A Malaga (sud-ouest de l'Espagne), des observations, entre 1980 et 1983, montrent que les captures par la "senne pour **chanquetta**" (*Aphia minuta*) comprennent 39 espèces dont presque la moitié était encore juvénile. Bien que les captures totales soient moins de 10 kg par coup de filet, l'analyse révèle que les prises accidentelles, en plus des "chanquetta", comprennent, selon les saisons, de jeunes 'sparides' ou de jeunes rougets de vase et, occasionnellement, des raies. (Anonymous, 1985.)

Plusieurs scientifiques pensent que l'interdiction des sennes de plage est capitale pour la conservation de la diversité démersale et côtière (Stergiou et al., 1996). Plusieurs tentatives de suppression de ces pratiques ont été essayées précédemment, mais les interdictions n'ont pas duré suffisamment pour qu'elles soient en position de donner des résultats positifs. La difficulté réside dans le rôle social que cette technique de pêche joue dans des régions spécifiques (telles que Malaga, la France et l'Italie) avec la consommation des juvéniles comme partie intégrante des traditions locales. Plusieurs pays comme la Grèce ont interdit l'utilisation de cette technique. Dans d'autres pays, la senne de plage n'est pas interdite, mais sa pratique est souvent soumise à des restrictions, telle que la limitation de la saison de pêche 2 mois au maximum.

3.4. La pêche à la senne coulissante

La senne coulissante est essentiellement une longue nappe faite d'une série de panneaux de maillage différent avec des flotteurs sur son bord supérieur et des poids et des anneaux attachés au bord inférieur. Le panneau au plus petit maillage et à la plus solide corde, dénommé "bunt", est généralement situé à l'une des extrémités du filet utilisé afin de concentrer la capture.

Pour la pêche du thon rouge, le filet peut atteindre jusqu'à 2 km de long et 80 m de chute; alors que pour les petits poissons pélagiques, tels que les sardines ou l'anchois, le filet ne dépasse guère 600 m de longueur et 30 m de hauteur. Les pêcheurs à la senne coulissante localisent les bancs de poissons pélagiques, en se basant sur leur expérience. Avant de jeter leurs filets pour encercler les poissons rassemblés, ils prennent en considération les conditions météorologiques (température de l'eau de mer), la présence des oiseaux marins et utilisent de moyens acoustiques. Les poissons sont capturés à la fin de l'opération de la pêche par un coulisage de la partie inférieure du filet grâce à un câble passé au travers des anneaux de la senne. La capture est ensuite concentrée dans le '**bunt**' en tirant progressivement le filet à bord du bateau et, finalement, le poisson est monté à bord en utilisant une sorte de grand haveneau. Si les premières étapes de l'opération de pêche ne durent pas plus de 20 min, la phase du halage et la récupération de la capture prend normalement plus d'une heure.

Les opérations de la pêche au thon ont lieu, normalement, au cours de la journée, alors que la pêche à la senne coulissante, des petits pélagiques, est pratiquée de nuit comme de jour.

La senne coulissante a, théoriquement, l'avantage de permettre, en principe, la capture des bancs d'espèces bien particulières, identifiées et qui sont ciblées; tandis que le chalutage pélagique pourrait passer à travers plusieurs bancs de poissons de différentes espèces. Par conséquent, la senne coulissante aura théoriquement un effet plus sélectif que le chalutage pélagique. Pour les poissons pélagiques ayant tendance à se rassembler en individus de taille similaire, les pêcheurs expérimentés sont, souvent et jusqu'à une certaine mesure, capables de savoir la moyenne ou l'échelle des tailles des poissons avant de commencer les opérations de capture. Néanmoins, d'autres espèces peuvent aussi être présentes au sein des bancs ciblés. Si une prise accidentelle peut, dans une certaine mesure, être évacuée, sans grande difficulté, d'une senne coulissante de thon, le succès d'une telle opération est plus laborieux dans le cas d'une seine coulissante pêchant la sardine la nuit.

D'autre part, la pression du marché pourrait encourager la capture et le maintien des jeunes thons rouges ou des juvéniles d'espadons par les flottilles de senneurs ciblant le thon. Ces pratiques illégales pourraient parfois apporter des prises importantes et incalculables, surtout l'été.

Peu de données sont rapportées quant à l'impact potentiel de la pêche au thon au moyen de la senne coulissante. Selon des capitaines de navire et de membres d'équipage, quelques tortues sont, régulièrement capturées par les pêcheurs de sennes coulissantes quand ils opèrent au large de Iles Baléares; cependant, elles peuvent, normalement, être libérées vivantes.

A l'exception des dauphins bleu et blanc capturés sporadiquement dans la Mer ligurienne, il y a peu de mentions (Magnaghi et Podestà, 1987; Di Natale, 1990) concernant

le piégeage des mammifères marins dans les sennes coulissantes à thon. En fait, par contraste avec le cas bien connu de la pêche de l'albacore à la senne coulissante dans l'Est tropical de l'Océan Pacifique, il n'a pas été observé d'interaction entre les cétacés et le thon rouge. Les rares individus qui pourraient être, accidentellement, capturés n'ont aucun risque de se noyer et sont, en général, facilement libérés, vivant, de la senne coulissante.

À l'inverse, les prises accidentelles de dauphins par la senne coulissante pour les petits pélagiques sont rapportées dans des zones tels que la Mer Alboran, le sud de l'Italie, ou les côtes de l'Afrique du Nord. Cependant, ces activités de pêche à la senne coulissante semblent ne pas engendrer un taux de mortalité élevé de dauphins en comparaison avec ce qui résulte de la pêche aux filets dérivants (Silvani et al., 1992; Di Natale, 1990). La pêche à la senne coulissante est accusé d'avoir un effet indirect sur les oiseaux marins qui volent autour des senneurs pour attraper les poissons attirés par les torches du bateau ou pour se nourrir des rejets (Arcos et al., 2000; González-Solís, 2000).

3.5. Pêche au palangres dérivants

La pêche aux palangres dérivantes, une technique très ancienne, est largement utilisée en Mer Méditerranée pour l'espadon, (*Xiphias gladius*), le germon (*Thunnus alalunga*) et le thon rouge (*Thunnus thynnus*) (Camiñas et De la Serna, 1995). Les palangres flottantes dans les eaux méditerranéennes provoquent une mortalité considérable des élasmobranches, des tortues marines et des oiseaux marins pris comme capture accessoire ou même (dans ce dernier cas) comme espèce cible. Il est évident, cependant, que les grands pélagiques, objectif de cette pêche, est le groupe le plus affecté par ces engins. Les espèces principales visées en Méditerranée sont les espadons (*Xiphias gladius*), le thon rouge (*Thunnus thynnus*) et à moindre degré, le germon (*Thunnus alalunga*); Ces deux derniers figurent en tant qu'espèces en danger dans la liste rouge de 1996 IUCN. Le thon rouge et les espadons sont également exceptionnels, dans le contexte méditerranéen, pour être les seules espèces dont les populations sont soumises à un régime international de gestion. La question globale de la gestion durable de leurs populations ne rentre pas dans le cadre de ce rapport, et la discussion ci-dessous se focalise plutôt sur la sélectivité de la pêche des palangres de surface opérant dans les eaux méditerranéennes puisqu'elle affecte la fraction immature de petites tailles et le degré de conformité avec la législation internationale actuelle.

On estime à plus de 1200 palangriers opérant dans les eaux méditerranéennes, battant les pavillons des Etats côtiers de la Mer Méditerranée et d'autres régions. L'information collectée à partir de diverses sources montre que les caractéristiques techniques des palangres sont plus ou moins les mêmes sur différents bateaux pour une espèce cible donnée.

Quelle que soit la cible, l'engin de pêche consiste en une ligne principale de 20 à 65 km de long, généralement en monofilament de nylon, avec plusieurs avançons espacées à intervalles réguliers en simple ou double monofilament supportant des hameçons appâtés. L'engin est maintenu sous la surface, à une profondeur sélectionnée, par des flotteurs attachés à la ligne principale, des bouées sur la surface et des orins de bouées à intervalles réguliers. Afin de faciliter la récupération des palangres, les bouées, aux extrémités de la ligne principale, sont équipées d'un pavillon, d'un feu clignotant et, parfois, d'un réflecteur radar.



Les palangres flottantes des eaux méditerranéennes infligent une mortalité considérable sur les différents groupes d'organismes marins. F. Garibaldi © CAR/ASP

La taille de l'hameçon, le diamètre de la ligne principale et des avançons, l'espace entre les avançons, et la nature de l'appât fait les différences principales entre les modèles des palangres utilisées pour l'espadon, l'albacore ou le thon rouge :

- Comme les poissons ciblés sont en général plus petits, les avançons et la ligne principale, utilisés pour la pêche de l'albacore, ont des diamètres plus petits (0.8 et 1.2 mm) que les lignes adaptées pour le thon rouge ou l'espadon;
- Les intervalles entre les avançons sur la ligne principale sont plus courts pour l'albacore (11–15 m) que pour l'espadon ou le thon rouge (35 à 50 m); par conséquent, sur une longueur de ligne donnée, il y a plus d'hameçons sur l'engin utilisé pour l'albacore que sur celui utilisé pour le thon ou l'espadon;
- Des hameçons de taille plus grande sont utilisés pour l'espadon (7–10 cm) que pour l'albacore, et des hameçons de taille moyenne (5–6 cm) ou des hameçons circulaires pour le thon rouge;
- En ce qui concerne l'appât pour les petits poissons tels que l'albacore et le jeune espadon, la sardine est principalement utilisée, alors que les poissons plus grands tels que l'espadon et le thon rouge préfèrent le maquereau et le calamar.

Les palangres sont généralement jetées avant l'aube et la récupération commence d'habitude avant le lever du soleil. La profondeur à laquelle a lieu l'opération de pêche, dépendant principalement de la longueur des orins de bouées, de la longueur des avançons, de la vitesse de lancement (des palangres) et des courants dans les eaux intermédiaires, varie depuis les couches superficielles jusqu'à une profondeur de 25–30 mètres. Le temps du mouillage dépend pratiquement de la longueur de l'engin, des conditions de la mer, et le temps à consacrer à la capture des poissons.

La communauté scientifique internationale qui s'inquiète au sujet du niveau élevé des prises des juvéniles d'espadons (de moins de 120 cm) en Méditerranée et de la rareté des grands poissons de cette espèce dans les débarquements, a recommandé, en particulier, qu'on accorde une attention particulière à la mortalité des individus de la classe 0.

Les pêcheries de l'albacore aux palangres sont, particulièrement, accusées de la capture, en grandes quantités, des petits espadons dont le poids est inférieur à 3 kg, surtout durant l'automne quand ils sont abondants (Di Natale et al. 1996, De Metrio et al. 1997) (Encadré 12).

Encadré 12

Impact des pêcheries de l'albacore sur les stocks d'espadons

Une enquête réalisée par De Metrio et al. (1997) sur les pêcheries de l'albacore dans la Mer ionienne et dans le sud de la Mer tyrrhénienne, pendant la saison de pêche de 1995, a montré que les jeunes espadons et thons rouges (classe 0) atteignent respectivement 53.2 % et 10.1 % du poisson capturé. Selon les auteurs, un grand nombre d'espadons, capturés accidentellement, échappent au contrôle lors du débarquement. L'utilisation de la pêche au palangre pour l'albacore dans des zones où la concentration des jeunes espadons est élevée et peut constituer un problème sérieux. Si un pourcentage de 70 % du total des prises annuelles est capturé en haute saison, durant la période allant de mai à septembre, des spécimens plus petits sont attrapés durant les mois de l'automne, quand la pêche est pratiquée dans les zones plus côtières et au large de certaines îles (comme les Iles Baléares, par exemple).

Par conséquent, toute activité de pêche ayant lieu en automne et dans les zones côtières, comme la pêche aux palangres pour l'albacore dans de telles conditions, semble être une source potentielle de problèmes engendrant des prises accidentelles de jeunes espadons. La sélectivité des palangres flottante en méditerranée, à l'égard des tailles minimales de capture imposées par l'ICCAT pour le thon rouge et l'espadon est préoccupante. Le pourcentage des espadons légalement trop petits (législation actuelle de l'CE < 120 centimètres LJFL) attrapé par les palangriers espagnols en Méditerranée étaient 81-83% en 1992-94 (Anonyme, 1995, cité en Raymakers et Lynham, 1999). Une étude récente commissionnée par TRAFFIC et WWF a confirmé les données précédentes, et a démontré le manque de conformité des flottilles espagnoles de palangriers par rapport à ses engagements vis à vis de la législation internationale et de la CE (Raymakers et Lynham, 1999). L'étude, basée sur les observations effectuées dans les principaux ports espagnols méditerranéens, de juin à septembre 1998, a prouvé que 86% d'un échantillon de 2.097 espadons débarqués des 171 navires avaient été illégalement pêchés (< 120 centimètres, et probablement < 25 kilogrammes). Cet échantillon a représenté environ 7,5% de la moyenne annuelle d'espadons attrapés pendant la période 1991-95 par des flottilles espagnoles en méditerranée. Comme pour le thon rouge, 210 sur un groupe de 254 individus (ou 83% du total) débarqués par 10 palangriers étaient au-dessous de la taille minimale légale de 6,4 kilogrammes.

Dans le sud et le centre de la Mer tyrrhénienne, les poids moyens des individus capturés étaient, respectivement, de 16.8 kg et de 12 kg. En Sicile, le poids moyen est de 17.5 kg. Ces valeurs diffèrent largement du poids minimum actuel recommandé par l'ICCAT, qui est de 25 kilogrammes.

Le fait est, qu'effectivement, la flotte italienne de pêche aux palangres opère près des côtes du Déroit de Sicile pendant l'automne. Cependant, dans les eaux grecques, la pêche de l'espadon est prohibée d'octobre à janvier.

Di Natale et al. (1996) ont noté que les petits hameçons des palangres de surface visant le germon dans les eaux italiennes occidentales attrapent les espadons très petits, pesant moins de 3 kilogrammes. De Metrio et al. (1997) ont étudié les captures des flottilles armées de palangre pour germon opérant en 1995 dans le Golfe de Tarente (mer ionienne du nord), sur la côte orientale de la Sicile (mer ionienne du Sud) et de la côte sicilienne du nord (mer Tyrrhénienne du sud), soit une zone pêchée par une flottille de presque 150 navires. Les comparaisons des débarquements aux ports et des captures à bord ont indiqué que la plupart des prises d'espadons n'a pas été enregistrée aux ports. Les captures des jeunes (classe 0) thons rouges et d'espadons ont été estimés respectivement, à 53,2% et à 10,1% de la totalité des captures en nombre d'individus, ce qui indique des captures élevées en valeur absolue.

Les captures, dans les pêcheries aux palangres d'espadon, comprennent aussi des juvéniles, en particulier, quand les petits poissons sont ciblés, par l'utilisation d'hameçons plus petits et de petites sardines en guise d'appât. En Grèce, selon plusieurs auteurs, la majorité des espadons sont âgés de moins de 3 ans (moins de 130 cm) et ce phénomène est plus prononcé dans le Sud Ouest de la Mer d'Égée. On a observé que de grandes quantités de jeunes poissons sont attrapés quand on utilise des petits hameçons droits, alors que ces hameçons ne sont que précaires par rapport aux hameçons droits de 9 à 10 cm de long

De Metrio et al., 1997 ; De Metrio et al., 1998 ; Camiñas et De la Serna, 1995 ; Raymakers et Lynham, 1999 ; Di Natale et al., 1996 ; Panou et al., 1999.

Les hameçons employés pour l'albacore sont très petits et certainement pas suffisamment sélectifs pour l'espadon dont les jeunes individus sont capturés en abondance à l'automne (De Metrio, 1988). Bien qu'il n'y ait aucune preuve irréfutable quant à l'effet de la taille de l'hameçon sur la sélectivité, les petits hameçons donnent, en général, des taux de captures plus importants que les hameçons plus grands. Ceci s'explique par le fait qu'un poisson mord plus facilement sur un petit hameçon, ce dernier étant mince pénétrant, donc, plus aisément dans la chair.

En plus de sa forme et de sa taille, plusieurs autres facteurs pourraient affecter l'efficacité de la capture d'un hameçon de palangre, à savoir la dimension et le type d'appât (Bjordal et Lokkeborg, 1996). Il est, donc, possible de réduire la proportion des petits poissons, dans les captures de la pêche aux palangres, en augmentant la largeur de l'écartement (distance entre la pointe et la hampe de l'hameçon) ou la taille de l'appât. Afin d'augmenter artificiellement la taille de l'appât, Lokkeborg et Bjordal (1995) proposent d'attacher un corps en plastique à la hampe des hameçons, au-dessus de la pointe. Ce procédé, moulé dans une forme circulaire (4 cm de long, 2 cm de profondeur, 2 cm de large), est utilisé en combiné à un petit appât et pourrait apparaître comme un grand appât pour les poissons. Cependant, les expériences réalisées par les auteurs suggèrent, un meilleur effet d'attraction visuelle pour la pêche aux palangres pélagiques que pour les engins de fond.

Pour le ciblage spécifique des albacores tout en évitant les captures de petits espadons dans l'ouest des eaux italiennes, les opérations de pêche doivent, de toute façon, avoir lieu dans des eaux plus profondes et, de préférence, éviter hors des zones où les juvéniles sont nombreux. La fermeture de la pêche aux palangres, pendant certaines saisons et dans certaines zones, pourrait être une solution réduisant les captures des poissons trop petits.

La flottille ciblant le thon rouge, qui est la même que celle impliquée dans la pêche aux palangres d'espadons, utilise un modèle japonais de palangre, comprenant une ligne principale plus épaisse (3.5 – 4 mm de diamètre), des avançons plus longs (autour de 40 m), situés à des intervalles plus grands (autour de 50 m) et des hameçons, de type japonais, recourbés avec une courte hampe de 4.5 cm de Øng, et avec la pointe tournée vers la hampe. L'avançon, fixé sur un anneau monté sur l'extrémité de la hampe, fournit une meilleure mobilité de l'hameçon. (Encadré 13)

Encadré 13

Résumé bref des principales flottilles et des zones de pêche

Des flottilles variées de palangres pélagiques, de taille moyenne et industrielle, opèrent dans les eaux méditerranéennes. Elles sont constituées des flottilles d'Etats locaux côtiers, de grandes flottilles étrangères industrielles japonaises ou battant pavillon de complaisance (FOC) ou même des flottilles pirates sous pavillon. FoC et les flottilles pirates sont estimés à environ 100 unités. Les palangres de surface, y compris ceux employés par les flottilles méditerranéennes locales, sont déployées dans de grandes zones puisque les longueurs de ligne atteignant 50-60 kilomètres (soutenant plusieurs milliers d'hameçons) ne sont pas rares. Les flottilles de palangre à la recherche des espèces fortement migratrices de poissons cibles, et même locales, sont très mobiles, couvrant pratiquement la totalité du bassin méditerranéen. Une part significative de capture est prise dans les eaux internationales, à plus de 12 milles des côtes.

La flottille espagnole de palangre opère à partir du détroit de Gibraltar (5°W) jusqu'à 7°E près de la Sardaigne, et à partir de 42°N jusqu'à la côte algérienne. Au début des années 90, une flottille espagnole de 30 palangriers a pêché tout au long de l'année en Méditerranée sud-ouest. Pendant les mois d'été, quand la pêche de l'espadon est maximale, le nombre de bateaux espagnols atteint 60 à 80. Cet effort local de pêche a été complété par environ 30 bateaux japonais et 30 palangriers FoG. D'une façon générale, environ 145 palangriers espagnols ciblent les espadons dans les eaux méditerranéennes et une autre centaine de bateaux de pêche artisanale opèrent en eaux côtières pendant l'été. 70% de l'effort annuel total dans cette pêche est concentré en été et en automne. Les captures accessoires, à l'exclusion des tortues, représentent 10% en poids des prises totales.

Les flottilles de palangriers italiens ciblant le germon et l'albacore sont basées généralement en Sicile, dans les Pouilles, en Sardaigne, Campana et en Ligurie. Ils comportent plus de 1.500 bateaux opérant principalement dans le Golfe de Tarente, de l'Adriatique du sud et de la mer Égée. Environ 27 unités de palangriers ont pêché en 1997 à proximité du sanctuaire des cétacés, en mer centrale occidentale Ligurie, où les filets dérivants ont été interdits depuis 1992. Cependant, ces flottilles, peuvent atteindre des zones beaucoup plus éloignées. En 1992, la flottille sicilienne a travaillé à partir de la Crète et de Chypre dans les eaux voisines de l'Égypte et du reste de la côte nord de l'Afrique. Des flottilles italiennes de palangriers sont également connues pour atteindre les eaux ibériques pendant l'automne. En mer méridionale centrale Tyrrhénienne, des espadons ont été historiquement pêchés avec des filets dérivants ('spadara ') mais une pêche importante au palangre a été récemment établie à Mazzara del Vallo dans le détroit de Sicile.

Le service national grec des statistiques inclut la pêche au palangre dans la large catégorie de 'pêche côtière' et bien qu'aucune indication spécifique ne soit disponible, on estime que la pêche d'espadons constitue plus de 50% de tout l'effort professionnel de

pêche par les flottilles grecques en Grèce occidentale. 47 palangriers sont basés dans les îles ioniennes et la région côtière d'Epirus, dans la moitié des années 80. Camiñas et De la Serna (1995) ont donné un chiffre total de 400 bateaux dans 70 ports impliqués dans la pêche grecque d'espadons en 1991. Les principales flottilles, fournissant 50% de la production grecque totale, sont basées à Kalymos (égéen du sud-est) et Chania (Crète). 70% de la totalité des captures annuelles sont enregistrées pendant les pics saisonniers, durant la période allant de mai à septembre, dans une zone couvrant la mer Égée, la mer ionienne et même les navires de la mer du Levant. 180 navires sont impliqués dans la pêche du germon en Adriatique centrale et du Nord.

Sources : GFCM, 1997 ; Camiñas et De la Serna, 1995 ; Aguilar et al., 1992 ; Cavallaro et Luca, 1996 ; Di Natale et al., 1996 ; Panou et al., 1999.

Résumé sur la sélectivité des palangres flottantes

Indépendamment de la nuisance causée aux groupes importants pris comme capture accessoire, la pêche avec les palangres de surface dans les eaux méditerranéennes est non sélective en ce qui concerne les fractions trop petites non-cible des populations qui sont l'objet de la pêche. Quelques données indiquent que les grands poissons pélagiques immatures forment la majeure partie de pêche de surface au palangre. Ceci s'applique principalement au thon rouge et à moindre degré à l'espadon. Sans se soucier si les spécimens de petite taille sont capturés à cause de l'action intrinsèque des engins ou tout simplement reflètent une surexploitation des populations connues comme étant à des niveaux bas, des actions devraient être entreprises en vue de minimiser l'impact négatif des pratiques actuelles de pêche à la palangre :

- la création de zones et de saisons interdites à la pêche dans des aires stratégiques telles que les frayères et les nurseries ou les zones côtières en automne recommandées par les auteurs de l'étude de TRAFFIC-WWF, pourrait être considérée
- l'extension de la juridiction espagnole de pêche à une vaste région en Méditerranée Occidentale (arrêté royal 1315/1997) fournit une occasion pour imposer les réglementations de l'EU (dérivés des recommandations de l'ICCAT) et de mettre en application d'autres nouvelles mesures dans ces anciennes eaux internationales.

Cette section ne propose pas de traiter la question de la gestion monospécifique des grandes populations pélagiques, mais la pêche pélagique au palangre en Méditerranée induit des niveaux élevés de mortalité de plusieurs espèces importantes écologiquement et vulnérables biologiquement et les espèces non-ciblées. La pêche pourrait aussi bien viser les fractions légalement protégées des populations d'espadons et de thon. Les grandes espèces pélagiques sont des prédateurs d'apex et des acteurs clés des écosystèmes pélagiques méditerranéens et leur conservation semble être essentielle pour maintenir des milieux sains. La sur-pêche des prédateurs pélagiques d'apex (bonite et maquereau) en Mer Noire a pu avoir déclenché un effet trophique en cascade glissant vers des niveaux trophiques bas, rendant le système moins résilient aux changements externes (Daskalov, 1999). L'invasion bien connue de *Mnemiopsis*, a mené à l'effondrement de la pêche vers la fin des années 80. Toute l'évidence suggère fortement que les politiques actuelles doivent être révisées à jour en faveur d'un écosystème basé sur la gestion des pêcheries des grands pélagiques et des pratiques liées à la pêche au palangre de surface.

3.5.1. Captures accidentelles des Elasmobranches

L'impact potentiel de la pêche aux palangres de l'albacore, causant la capture accidentelle de plusieurs organismes (tortues, requins, jeunes espadons, et autres espèces de Téléostéens), a été décrit dans le Golfe de Taranto par plusieurs auteurs depuis le début des années 80. Les activités de la grande pêche pélagique italienne ont fait l'objet d'investigations en 1998, dans le cadre d'un projet de l'Union européenne, pour évaluer les prises accidentelles des requins (De Metro et al. 2000). La plupart des captures de requins consistaient en des requins bleus (*Prionace glauca*). Dans les eaux liguriennes, le requin bleu représente 85 % des prises accidentelles observées dans les débarquements des pêches d'espadons à la palangre (Orsi Relini et al, 1998). La même situation est signalée dans les pêcheries espagnoles de l'espadon (Raymakers et Lynham, 1999).

Le nombre de prises des requins pour 1000 hameçons est relativement faible (0.4 – 1.5). Il est plus élevé dans la pêche de l'espadon, par rapport à la proportion de requins bleus dans la capture totale, (environ 12 % à 20 %) que dans celle de l'albacore. Quelques autres espèces d'élasmobranches sont aussi capturées accidentellement, tels que le renard (*Alopias vulpinus*), la taupe bleue (*Isurus oxyrinchus*) et la taupe commune (*Lamna nasus*) (Orsi Relini et al, 1999).

Les prises accidentelles des jeunes requins blancs (*Carcharodon carcharias*) sont également signalées dans la pêche maltaise du thon rouge (*Thunnus thynnus*) aux palangres.

Le requin bleu (*Prionace glauca*) représente une ressource bien exploitée par les pêcheries artisanales, en Mer Méditerranée. Quand de longues campagnes de pêche sont effectuées par les pêcheries industrielles, les requins sont souvent rejetés. Le requin bleu est une espèce pélagique vivant entre la surface de la mer et au moins 150 m de profondeur. Fortement migrateur, il est surtout présent dans des eaux de 7 à 16°C de température, et parfois même jusqu'à 25°C. Il peut se trouver dans les eaux sud méditerranéennes, plus profondes, pendant la haute saison estivale. Préférant les eaux bleues, profondes et claires du large, le requin bleu fait des incursions dans les eaux côtières, particulièrement la nuit. Dans les nurseries, telles que celles des eaux de l'Adriatique du Nord, les juvéniles peuvent être fréquents à moins de 50 m de profondeur pendant les mois de l'été. Ils se nourrissent de petits poissons pélagiques et de calamar. Ce sont également des nécrophages opportunistes des carcasses des mammifères marins flottants et des rejets des bateaux de pêche et ils suivent les bateaux sur de grandes distances. Leur activité alimentaire s'étend probablement tout au long de la journée mais semble augmenter la nuit. Dans l'Océan Atlantique, la haute densité des populations de requins semble coïncider quand les rejets sont abondants et la compétition avec les prédateurs de du sommet de la chaîne alimentaire est réduite.

Les pastenagues, principalement les *Dasyatis violacea*, sont capturées, régulièrement, dans plusieurs pêcheries aux palangres dérivantes dans le centre-ouest de la Mer ligurienne. Elles représentent environ 9 – 10 % de la capture (en nombre de poissons) ou 0.4 à 3.1 individus / 1000 hameçons. Orsi Relini et al. ont signalé, en 1998, qu'un effort de pêche de 36450 hameçons, réparti sur 7 saisons de pêche, a engendré le rejet de 85 pastenagues. D'autre part, quelques spécimens de l'espèce protégée *Mobula mobular* sont régulièrement capturés par les palangres dans la Mer ligurienne et dans le sud-ouest de la Méditerranée (Aguilar et al., 1992, Orsi Relini et al, 1998).

Les solutions techniques pour empêcher les captures des élasmobranches doivent être recherchées dans le modèle et dans les gréements de remorquage des palangres ainsi que dans l'étude du comportement de l'espèce concernée (comme cible ou comme capture accidentelle). L'utilisation d'avançons en monofilament, la forme et la taille des hameçons ainsi que la profondeur à laquelle la ligne est mouillée sont des éléments qu'on doit considérer.

A titre d'exemple, pour le requin bleu, qui est l'espèce de requin la plus commune en Méditerranée, des solutions doivent être trouvées afin d'éviter les zones, les saisons et la profondeur où cette espèce (particulièrement les juvéniles) est la plus abondante (nord-ouest de la Mer Adriatique en été). Etant donné qu'on rencontre le requin bleu plus fréquemment dans les eaux côtières la nuit, il est utile d'éviter les palangres proches du plateau continental. En plus, pour la pêche aux palangres de l'espadon, il y aurait un grand intérêt d'expérimenter, le jour, les eaux plus profondes, et ce pour éviter le requin bleu, la tortue et les jeunes espadons, et pour atteindre l'espadon adulte qui cherche sa nourriture pendant le jour, sous la thermocline.

Enfin, éviter de jeter par-dessus bord les ordures et les rejets en mer dans une zone de pêche est une précaution essentielle si l'on ne veut pas attirer les nécrophages comme le requin bleu dans les captures.

3.5.2. Captures accidentelles des Oiseaux marins

La pêche aux palangres est considérée comme étant la cause principale de mortalité des oiseaux marins, au niveau des activités de pêche en Mer Méditerranée. Bien que plusieurs espèces d'oiseaux marins pourraient être attrapés accidentellement par les palangres, les puffins cendrés (*C. diomedea*) et les populations des goélands d'Audouin sont, très probablement, les plus affectés par cette technique de pêche (Cooper et al., 2000, Marti et Belda Perez, 1998).

Selon la littérature, ces captures accidentelles ont lieu, principalement, près des zones de reproduction à concentrations importantes d'oiseaux marins tel qu'au large des Iles Columbretes au nord ouest de la Méditerranée où, en plus, une flottille de palangriers pour la pêche de l'espadon et de merlu commun sont en opération. On a enregistré des captures accidentelles d'oiseaux marins dans les pêcheries à palangres de l'espadon et du merlu commun, mais le risque est plus élevé dans les pêcheries du merlu au moyen de palangres de fond pour (0.72 oiseaux capturés pour 1000 hameçons, contre 0.22 pour la pêche pélagique à l'espadon). Le taux élevé de mortalité au sein des adultes de certaines espèces d'oiseaux marins, résultant de telles captures accidentelles, constituent à présent un souci sérieux quant à la survie de leurs populations. Des solutions techniques sont, donc, requises d'urgence.

Des observations faites sur la pêche du merlu aux palangres benthique et de l'espadon pélagique montrent que la plupart des oiseaux marins sont attrapés au cours de la mise à l'eau des palangres (Valeiras et Camiñas, 2000), dans le bref intervalle de temps précédant la plongée de l'hameçon appâté hors de portée de l'oiseau. Une fois que l'oiseau avale un hameçon ou est pris dans la ligne et est tiré sous l'eau par la palangre descendante et il se noie. La distance critique depuis la poupe (où les hameçons appâtés sont encore au-dessus ou juste au-dessous de la surface de la mer) est entre 50 m et 150 m; plus à l'arrière,

les appâts tendent à être trop profonds pour être à la portée des oiseaux. Quelques oiseaux sont aussi pris au cours du halage des palangres, mais ils peuvent souvent être libérés vivant.

L'expérience de la pêche aux palangres, en Australie et au Japon, a montré qu'un certain nombre de mesures d'atténuation peuvent, efficacement, réduire les captures accidentelles d'oiseaux marins lors de l'utilisation des palangres (Datzell, 2000) :

- installation nocturne, abstention pendant la pleine lune, mise des "punctured swim-bladders" pour faciliter la coulée de l'appât et, fixation d'un poids supplémentaire sur la ligne pour mettre rapidement les hameçons hors de la portée des oiseaux marins sont les moyens les plus simples, les plus efficaces et faciles à appliquer par les plus petites unités de pêche. Aux Etats Unis, des pêcheurs teignent leurs appâts en bleu pour les rendre invisibles quand ils pénètrent dans l'eau.

- banderoles, flotteurs et manches à balai peuvent être trainés derrière le bateau pour empêcher les oiseaux d'attraper les hameçons appâtés avant la coulée de la palangre. Il est à mentionner que, par respect à de tels procédés, les "lignes Tori " sont largement utilisées dans les eaux du Pacifique. Un certain nombre d'études ont été élaborées pour évaluer minutieusement l'efficacité de la "ligne Tori" au sud du Pacifique, dans les pêcheries de la Nouvelle Zélande, en particulier (Duckworth in Datzell, 2000): cette efficacité dépend, de toute évidence, de la conception du modèle, de la manière dont il est déployé et, aussi, des conditions météorologiques lors de la mise à l'eau.

- Plusieurs bateaux usines ou de grands palangriers pélagiques ciblant le thon rouge, utilisent des machines pour lancer l'appât et ce dans le but d'augmenter la vitesse de mouillage, d'accroître le nombre d'hameçons et de faciliter la chute de l'appât (la plongée) (en réduisant la tension de la ligne principale). L'utilisation d'un tel équipement réduit pratiquement le temps pendant lequel les hameçons appâtés sont accessibles aux oiseaux marins et, par conséquent, les chances de captures accidentelles.

- Une dernière solution trouvée à ce problème consiste à la mise en place de la palangre directement au-dessous de la surface, à travers un tunnel placé derrière la poupe du vaisseau, de façon à ce que les hameçons appâtés restent hors de la portée des oiseaux (Bjordal et Lokkeborg, 1996).

3.5.3. Captures accidentelles des tortues marines

La tortue caouanne (*Caretta caretta*) est de loin la principale espèce capturée dans les pêcheries pélagiques aux palangres en Mer Méditerranée comme l'ont signalé plusieurs documents (Metrio G. et P. Megalofonou, 1988; Camiñas et De la Serna, 1995; De Metrio et al., 1997; Panou et al., 1999).

Dans la Mer ionienne, un nombre considérable de tortues caouanes est capturé, chaque année, pendant leur période de reproduction et de nidification, par des bateaux grecs de pêche de l'espadon. On estime 280 tortues capturées chaque années dans toute la Mer ionienne Grecque, abstraction faite de la pêche des amateurs, la pêche artisanale, la pêche côtière et sportive (Panou et al., 1999). La majorité de ces tortues serait immature.

Un grand nombre de tortues marines *Caretta caretta* apparaît dans le golfe de Taranto (Italie) en été et en automne pour des raisons trophiques et de reproduction. Leur présence coïncide avec la période de pêche de l'espadon et de l'albacore avec les palangres et les filets dérivants. On rapporte qu'une tortue est capturée accidentellement par bateau et par an (De Metrio et Megalofonou, 1988). Des prises accidentelles d'environ 1 tortue par bateau et par an ont été signalées.

La Mer Alboran et le Déroit de Gibraltar sont, en plus, des zones de transit entre la Mer méditerranéenne et l'Océan Atlantique et les tortues caouanes migrent, donc, de l'Atlantique à la Méditerranée au début du printemps et de la Méditerranée à l'Atlantique durant l'été et l'automne. D'après plusieurs documents, le taux de captures des tortues, par les palangriers ciblant l'espadon dans les eaux espagnoles en été, atteint 9.8 tortues par jour et par bateau (Aguilar et al., 1992; Camiñas et Valeiras, 2000). Dans les pêcheries d'espadon aux palangres, le taux de capture de tortues est estimé, en général, à 0.33 pour 1000 hameçons.

Dans les pêcheries d'albacore aux palangres (avec des hameçons placés plus en profondeur dans la mer), de plus grandes captures accidentelles sont observées: 1.05 tortues pour 1000 hameçons. En plus, la probabilité de noyade de la tortue, au cas où elle est accrochée à l'hameçon, semble être plus élevée dans les lignes plus profondes utilisées pour l'albacore que pour les palangres plus proches de la surface utilisée pour l'espadon (Camiñas et Valeiras, 2000).

Plusieurs observateurs ont décrit longuement le mécanisme de la capture des tortues par les palangres. Quand une tortue rencontre une palangre, elle voudrait saisir prendre l'appât sur l'hameçon et se trouve prise au piège de diverses façons: quand l'animal est, seulement, enchevêtré avec la ligne ou "légèrement accrochée" par le bec, la ligne ou l'hameçon peut être enlevé sans causer de blessures graves. Par contre si l'hameçon est profondément avalé ne peut pas être enlevé sans dégâts, la pratique habituelle consiste à couper la ligne le plus près de la bouche et à relâcher immédiatement la tortue par-dessus bord. Environ 80 % des tortues prises sur les palangres sont relâchées avec l'hameçon encore accroché dans la bouche, le pharynx ou l'œsophage (Camiñas et Valeiras, 2000).

Bien que les tortues soient relâchées vivantes, des études sur la mortalité après capture des tortues à carapace dure montrent que 33–40 % des individus pris mourront probablement en moins d'un mois (Aguilar et al., 1992). Si des lésions importantes (blessures, constriction, saignement) résultaient de l'enchevêtrement dans la ligne à palangre, la mortalité après capture de la tortue serait plutôt causée par l'ingestion de l'hameçon. En particulier, au cours de la récupération de la ligne, quand la tortue accrochée est traînée dans la colonne l'eau et hissée à bord, l'hameçon enfoncé dans le tissu mou de l'appareil gastro-intestinal pourrait entraîner une blessure interne grave et une hémorragie (Dalzell, 2000).

Si l'hameçon ne perce pas un organe, il peut passer à travers le colon, et même être expulsé par la tortue (Aguilar et al., 1995). Les tortues-luths sont moins résistantes que les tortues caouanes, et l'ingestion des hameçons et des lignes les rend plus vulnérables, surtout à cause de leur poids, particulièrement quand elles sont hissées à bord ou quand elles essaient de s'enfuir.

La forme et les caractéristiques des engins de pêche, le comportement de l'animal vis-à-vis de ces engins, les conditions environnementales ainsi que les mesures de gestion sont des éléments à prendre en considération pour la réduction du nombre d'interactions

entre les tortues, les palangres et les hameçons d'une part; et la mortalité qui pourrait résulter de telles interactions d'autre part. Les recommandations pratiques suivantes peuvent être faites :

- Eviter les zones, les saisons et les périodes diurnes où les tortues viennent, en grand nombre, pour se nourrir ou se reproduire. On a observé que les tortues de mer tendent à se ressembler dans les zones typiques de pêche aux palangres à l'espadon: elles profitent de la haute disponibilité trophique associée à des caractéristiques océanographiques particulières. Plusieurs études ont montré que la température de la surface de l'eau est un facteur important dans le taux de captures accidentelles des tortues-luths et caouanes. Pour toutes les espèces, plus la température est basse, plus le taux de capture accidentelle de tortues est bas (Hoey et Moore, 1999). Encore une fois, afin d'éviter la capture accidentelle des juvéniles d'espadon et de requin bleu, l'installation des palangres à espadons, pendant le jour, devrait être testée.
- Eviter le plus possible l'attraction des tortues par l'engin. Les tortues marines sont connues pour leur forte attirance par les couleurs vives (Arenas et Hall, 1992) et peuvent, par conséquent, être attirées par les flotteurs colorés et les bouées utilisées sur les palangres. Une étude entreprise dans les Iles Hawaïennes (URS, 2001) a montré que les tortues ont tendance à être capturées par les hameçons les plus proches des bouées. Cette observation suggère qu'on doit accrocher les avançons le plus loin possible des flotteurs et des bouées; et de contre-ombrager les bouées et les flotteurs à la surface de l'eau afin de réduire leur visibilité d'en-bas. On a montré que l'utilisation des calamars colorés en bleu en guise d'appât, étant moins visibles, réduisent les captures accidentelles des oiseaux marins et des tortues.
- Une autre suggestion concerne les situations où des tortues se nourrissent près de la surface de l'eau ; elles peuvent prendre les appâts des palangres mouillés près de la surface ou attraper des appâts pendant la mise en place. Cette observation suggère de minimiser, autant que possible, le temps pendant lequel les hameçons appâtés sont proches de la surface. Ceci incite à lester la ligne principale. En plus, plus la ligne principale est rapidement lancée, plus elle descend en profondeur sous l'effet du fléchissement entre les flotteurs et, par conséquent, l'utilisation d'un « lance ligne » pourrait aussi constituer une solution, en particulier avec de très longues palangres. Une fois encore, utiliser des calamars colorés en bleu, comme appât, pourrait réduire les chances d'accrochage aux hameçons au cours de la mise en place de la ligne. Pratiquement, dans le cas des tortues caouanes, comme on a remarqué que la profondeur moyenne de leur plongée varie entre 9 et 22 mètres, le risque serait plus probable à de telles profondeurs. La solution est de veiller à garder les hameçons appâtés à 25 mètres de profondeur : la palangre doit être traînée de telle façon que les hameçons des avançons les plus proches aux bouées et de la surface ne soient pas à moins de 25 mètres de profondeur.
- Pour réduire les risques de noyade des tortues sur les lignes, des temps de mouillage plus courts devraient être adoptés, autant que possible, pour les palangres. Les tortues mortes après capture constituent un pourcentage faible. Cependant, les tortues marines peuvent se noyer si leur accrochage ou leur enchevêtrement avec la ligne les empêche d'atteindre la surface pour respirer. Ceci se passe à tout moment, au cours de la pêche aux palangres, y compris durant la mise à l'eau et le halage de la ligne quand la tortue rencontre une ligne trop courte ou trop lourde pour lui permettre d'atteindre à surface.

Laisser plus d'espace entre deux avançons adjacents pourrait aussi éviter les enchevêtrements des animaux dans les deux avançons.

- Si une tortue est capturée accidentellement, l'hameçon devrait être enlevé, quand ceci est possible (quand l'hameçon n'est pas trop enfoncé dans la gorge) et l'animal immédiatement relâché. Pour une telle opération, la collaboration des pêcheurs est, de toute évidence, capitale. Du personnel compétent, à bord des bateaux pêchant aux hameçons, doit être en mesure de retirer l'hameçon de la tortue le plus rapidement et le plus soigneusement possible afin d'éviter les blessures ou la mortalité de l'animal. Si l'hameçon ne peut pas être ôté (quand il est profondément ingéré), il devrait y avoir, à bord, une cisaille pour du monofilament de 2 mm ou du filtressé pour couper la ligne le plus près possible de l'hameçon (pour des raisons pratiques, il convient d'attacher la lame tranchante, d'une manière sûre, à une perche d'environ 2 mètres de long). Un cutter pour fil de fer pourrait aussi être utile pour couper l'hameçon lui-même.
- En même temps, des systèmes efficaces de retrait des hameçons devraient être développés permettant aux pêcheurs d'ôter les hameçons superficiellement accrochés sans hisser les tortues à bord du bateau. De toute façon, si une tortue accidentellement prise doit être montée à bord, on devrait prendre beaucoup de précaution. Il devrait y avoir, à bord, un filet profond pour tortues marines, comprenant un sac d'environ 1m² d'ouverture et de 1 m de profondeur dont le maillage ne dépasse pas 6 cm, supportant au moins 34 kg et avec un manche d'environ 1 brasses de long.
- Une variété d'hameçons est utilisée dans la pêche aux palangres. Cependant, dans les pêcheries méditerranéennes aux palangres pour espadon, le modèle en forme de "J" est couramment utilisé. Le changement des hameçons de poissons pourrait réduire les captures accidentelles et le risque de mortalité. Un changement de l'utilisation de l'hameçon circulaire, à Hawaii, dans les pêcheries aux palangres pour espadon a donné des résultats encourageants avec la réduction du risque d'accrochage profond de la tortue à l'hameçon et, par conséquent, le risque de graves blessures. L'utilisation de l'hameçon en métal corrosif, qui ne dure pas longtemps à l'intérieur de l'animal, est également à encourager.
- Enfin, l'information adéquate, la sensibilisation des pêcheurs, ainsi que leur formation pratique dans la manipulation des tortues et des techniques de réanimation sont des éléments essentiels.

3.5.4. Captures accidentelle des mammifères marins

Un rapport exhaustif comprenant toutes les informations disponibles sur les prises accidentelles des cétacés a été publié en 1992 par Di Natale. Les cétacés tels que le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le cachalot (*Physeter macrocephalus*), le faux-orque (*Pseudorca crassidens*), la baleine bécune de cuvier (*Ziphius cavirostris*), le dauphin de Risso (*Grampus griseus*), le grand dauphin (*Tursiops truncatus*) et le dauphin bleu et blanc (*Stenella coerulealba*) sont accidentellement capturés dans la pêche aux palangres. Partout, toutes les pêcheries aux palangres dérivantes pourraient rencontrer des problèmes d'interactions avec les cétacés selon l'ordre de grandeur de la distribution des différentes espèces, et selon leur comportement migrateur. Le phoque moine est aussi accidentellement

capturé par les palangres en Grèce, une situation qui constitue une menace de plus pour cette espèce (Cebrian et al., 1995; Cebrian, 1998a).

3.6. Utilisation des palangres de fond

Peu de problèmes d'impact sur l'environnement, dû à la pêche aux palangres de fond, ont été rapportés jusqu'à présent. Cependant, par exemple le taux le plus élevé de captures accidentelles de tortues, par les lignes, est dû à la pêche aux palangres de fond dans les eaux tunisiennes, avec une moyenne d'environ 23 tortues par palangrier et par an (Bradai, 1995).

Une étude sur l'influence de la pêche aux palangres sur les oiseaux marins, dans la zone de la Réserve Marine des Iles Columbretes (au nord-ouest des eaux méditerranéennes espagnoles), révèle un taux de captures accidentelles d'oiseaux supérieur dans les pêcheries benthiques aux palangres (0,72 à 1,78 oiseaux par 1000 hameçons), que dans les pêcheries pélagiques aux palangres de surface (0,22 à 0,49 oiseaux par 1000 hameçons) (Marty et Belda-Perez, 1998).

Les palangres de fond utilisées au large des Iles Columbretes ont pour cible le merlu commun. Les caractéristiques essentielles des palangres sont: 7 à 8 km de long supportant environ 1500 – 2000 hameçons de 3/0 – 4/0 de taille, avec des sardines (12 – 17 cm de long) en guise d'appât. La ligne est installée à 5 – 6 nœuds. Parmi les 26 palangres observées, on a remarqué que le taux de captures accidentelles le plus élevé se situe entre 6 heures et 9 heures du matin et entre 4 et 7 heures de l'après-midi; 5,9 appâts par 1000 hameçons étaient mangés (traduisant une certaine perte économique!). La distance depuis la poupe du bateau où les oiseaux marins essayent d'attraper l'appât sur les hameçons est de 15 – 35 m.

Dans le cas des palangres de surface, les attaques par les oiseaux marins sont, en général, plus éloignées du bateau, entre environ 40 et 70 m. En effet, les palangres de surface sont normalement mouillées à une plus grande vitesse, faisant plus de vagues et de tourbillons à la poupe que les palangres de fond. Les turbulences et le nombre limité d'hameçons réduisent l'accessibilité de l'hameçon appâté aux oiseaux et par conséquent le nombre d'attaques (alors que, dans la pêche aux palangres benthiques, le petit espace entre les hameçons et le nombre plus élevé d'hameçons installés, en un temps donné, augmentent les chances d'attaques par les oiseaux). De plus, puisque la palangre de fond coule plus rapidement, le nombre de déprédations et de prises d'oiseaux est, en général, plus élevé que celui enregistré par la palangre dérivante flottante. Le fait que les hameçons utilisés pour le merlu commun soient plus petits (n° 3 / 0) que ceux pour l'espadon (n° 5 / 0) et qu'ils peuvent, par conséquent, être facilement avalés par les oiseaux marins expliquerait également cette différence de capture.

La présence d'oiseaux marins déroband les appâts sur le palangrier pendant la mise à l'eau est un souci qui préoccupe les pêcheurs plus que la protection des oiseaux. Dans les Iles Columbretes, deux mesures sont, parfois, appliquées par les pêcheurs : la réduction de la visibilité de l'appât en procédant à la mise en place la nuit, et l'utilisation d'un système "d'épouvantail" pour les oiseaux. La première approche est la plus courante et donne le meilleur résultat. Ses inconvénients majeurs sont l'augmentation de prises d'espèces non commerciales, et la perte de l'appât par les nécrophages nocturnes (en particulier pour les

palangres de fond). Des procédés de dissuasion sont également utilisés mais avec moins d'efficacité. Consistant à traîner une bouée derrière la poupe du navire, immédiatement après les premières attaques d'oiseaux. Les inconvénients majeurs sont la familiarisation rapide des oiseaux à ce système et son inefficacité quand les oiseaux sont en petits nombre. Enfin, la production de bruit (sirène, pétard) est aussi une technique de dissuasion qui est parfois utilisée avec plus ou moins de succès, selon les espèces d'oiseaux.

Des techniques plus sophistiquées seraient utilisées comme dans la pêche industrielle norvégienne aux palangres ('scare-line'). Cependant, il est bon de noter que la palangre de fond en Mer Méditerranée (comme au large des Iles Columbretes et Baléares) est, en général, utilisée par de petites unités, et que les mesures techniques mentionnées ci-dessus pourraient être difficiles à appliquer, étant donné qu'elles généreraient des coûts additionnels.

3.7. Filets fixes

Les engins de pêche les plus couramment utilisés dans les pêcheries méditerranéennes de petite échelle sont les filets statiques, en particulier les trémails et les filets maillants. Au début des années 80, grâce à l'introduction de matière synthétique moins chère provenant d'Asie, leur utilisation s'est vite propagée partout dans les pêcheries méditerranéennes de petite envergure. Etant plus facile à installer et moins encombrants que les pièges, plus sécurisants que les palangres, et, surtout, beaucoup plus efficaces, les filets maillants et les trémails ont progressivement remplacé les autres engins fixes pour différentes espèces ciblées. Presque tous les filets maillants et les trémails utilisés actuellement en nylon. Il s'est avéré, dans plusieurs cas, que le monofilament en nylon, utilisé dans la fabrication de ces filets, est plus efficace comparée au multifilament; cependant, il est maintenant interdit dans certains pays comme la Grèce.

Les filets maillants et les trémails sont très souvent calés avant le coucher du soleil et retirés après l'aube, demeurant généralement moins de dix heures dans la mer. Cependant, pour la langouste, le temps de mouillage peut varier entre 2 et 5 jours. Selon les espèces ciblées, ces filets statiques pourraient être utilisés depuis les eaux très peu profondes (comme les trémails pour les rougets de vase) jusqu'aux fonds plus profonds (comme pour le requin-griset). La longueur du filet installé chaque jour dépend de la taille de l'embarcation (l'espace disponible à bord) et le nombre des membres d'équipage. Elle ne dépasse pas, en général, 6 à 8 km sur les plus grands bateaux.



Les filets statiques sont parmi les engins de pêche les plus couramment utilisés dans les pêcheries méditerranéennes.
D.Cebrian.

Comparés aux engins de pêche de fond mobiles (chaluts, dragues), les effets sur les fonds marins sont insignifiants et concernent des quantités relativement faibles de faune benthique fixe sur des zones réduites, et qui peuvent surtout être déplacées et détruites pendant le processus de remorquage des filets.

3.7.1. Les rejets des captures accidentelles et la sélectivité

Le processus de capture par les filets statiques est basé sur une combinaison de prise au piège du poisson dans l'une des mailles de la nappe et de l'enchevêtrement de son corps dans les panneaux du filet. Le premier type de capture par émaillage joue un rôle important dans la relation entre la taille du poisson et la taille de la maille ; le second augmentant l'efficacité du premier sur les poissons les plus grands et les plus petits. Les deux éléments mentionnés ci-dessus permettent pratiquement de concevoir, selon leur disposition, un engin de pêche qui soit hautement sélectif pour certaines espèces et certaines tailles de poissons.

Il est difficile de faire des comparaisons concernant l'efficacité de différents types d'engin de pêche ayant un processus de capture différent. Cependant, des observations faites sur différentes pêcheries commerciales, dans une même zone, montrent que dans la plupart des pêcheries utilisant des filets statiques, la proportion de poissons capturés, de taille très petite, est généralement plus faible que quand des engins de pêche mobiles remorqués sont utilisés (Stergiou et al., 1996; Ungaro et al., 1999).

Les investigations entreprises sur 12 pêcheries utilisant des filets statiques (de maillage, de dimensions et de gréement différents) dans les pêcheries, de type côtière, Grecque, italienne, espagnole, et française révèlent, en général, un niveau faible de poissons de très petite taille (A titre d'illustration, pas plus de 1 – 3 % pour la pêche du merlu commun aux filets maillants) (Sacchi et al., 1998).

Plusieurs études sur la sélectivité comparant différents maillages ou types de filets statiques (trémails, filets maillants) ont été entreprises au cours des dix dernières années dans différents pays de la Méditerranée (Sbrana et al. 1999, Sacchi et al., 1998).

Les filets fixes sont généralement fortement sélectifs, capturant des poissons plus grands que -- dans la plupart des cas -- des filets traitants. Les différents types de filets peuvent, alternativement, différer profondément quant à la sélectivité intra et interspécifique. Une étude comparative des captures avec 8 types d'engins à filets (les sennes de plage, les filets fixes et les trémails) en mer Égée a indiqué que les grands trémails ont rapporté les plus grandes captures commerciales de la totalité des débarquements (Stergiou et al., 1996). Dans une autre étude, la sélectivité relative des filets de chalut, les palangres de fond et les filets maillant fonctionnant sur un fond en pente (entre 200-700 m) en mer Adriatique méridionale a été analysée en considérant 3 espèces démersales: le chien espagnol (*Galeus melastomus*), la rascasse du nord (*Helicolenus dactylopterus*) et le poutasson (*Micromesistius poutassou*) (Ungaro et al., 1999).

Toutes ces études ont observé que, pour un type d'engin donné, le nombre d'espèces capturées augmente quand le maillage diminue. Ce nombre est aussi plus important avec les trémails qu'avec les filets maillants. L'accrochage de nappe du filet (sur les couples des cordes, les lignes flottantes et les lignes de lest) affecte aussi l'efficacité des filets statiques de telle façon que les attaches suspendues sont trop

serrées, l'espace entre le panneau du filet et la ligne de fond est réduit et favorise la capture non désirée d'espèces benthiques (telles que les poissons benthiques, les étoiles de mer, et les oursins). Sbrana et al. (1999) ont effectué une étude comparative de sélectivité interspécifique avec trois genres de filets fixes, les filets maillant monofilament, trémails avec un panneau intérieur de monofilament et un trémails entièrement fait de multifilament, et ont également testé l'effet de différentes mailles. L'étude a conclu que tandis que le nombre d'espèces capturées a été négativement corrélé avec la maille d'un type donné d'engin, la sélectivité interspécifique a diminué depuis les filets maillants aux trémails; les trémails avec 3 filets de multifilament étaient les moins sélectifs. Cependant, l'espèce cible dans la pêche sarde de la seiche (*Sepia officinalis*) utilisant des trémails a constitué jusqu'à 78% de tout le poids de captures (Cuccu et al., 1999).

Les quantités de rejet sont très variables et dépendent de plusieurs facteurs externes et immédiats, telles que les quantités de l'ensemble des captures accidentelles, comportant en comparaison avec la quantité de la "capture principale" / cible, les opportunités immédiates sur les marchés locaux et la valeur espérée ainsi que l'habileté de l'équipage. Exception faite du cas exceptionnel des trémails pour langoustes, pouvant rester dans la mer, pendant plus de 5 jours avant d'être retirés, la plupart des filets méditerranéens statiques ne sont pas laissés assez longtemps en mer pour permettre à des quantités importantes de poissons d'être attaqués par les charognards.

Box 14

Importance des engins artisanaux

La diversité et l'importance économique des engins artisanaux dans la pêche côtière sont les aspects essentiels de la pêche méditerranéenne. Stergiou et al. (1996) considèrent qu'en Grèce la pêche artisanale est socio-économiquement plus importante que le chalutage et la senne coulissante puisqu'elle occupe 87,5% de la totalité des bateaux, 57,5% de la totalité de la puissance de pêche (HP). Elle produit près de la moitié de toute la valeur des ventes en gros des captures. L'hétérogénéité des engins et de l'espèce cible rend difficile de tirer des conclusions générales quant à l'impact de cette pêche sur l'écosystème. Les facteurs tels que la saison, les caractéristiques de la zone exploitée (profondeur, type de fond etc...) compliquent davantage la situation. Néanmoins, quelques tendances, émergent telles que la sélectivité plus élevée de quelques engins et les effets négatifs d'autres pratiques artisanales. La pêche par les engins de petites tailles abandonnés ou rejetés est un autre problème d'importance potentielle dans la Méditerranée.

3.7.2. Captures accidentelles des Elasmobranches

Il y a peu de pêcheries avec des filets statiques ciblant les requins comme dans le Nord de la Mer Adriatique pour les *Mustelus* spp. et *Squalus* spp. (Vacchi M., G.Notarbartolo Di Sciara, 2000). Bien que les requins soient, en général d'importance mineure dans la plupart des captures des pêcheries utilisant les filets fixes en Méditerranée, ils peuvent faire l'objet de captures accidentelles plus importantes dans la pêche aux filets maillants ciblant le merlu (entre 11 % et 14 % du nombre total de la prise), comprenant principalement les petits requins commerciaux (*Galeus melastomus* et *Scyliorhinus canicula*). Dans cette pêcherie, la capture accidentelle comprend également 0,8 % de *Chimaera monstrosa* (Sacchi et al., 1998). La proportion de requins ou d'autres élastomobranches dans les captures par les

filets fixes peut être de loin plus importante que dans les eaux plus profondes. Une preuve en est donnée par la pêche expérimentale entreprise dans des eaux de quelques centaines de mètres de profondeur, au large de la Sardaigne, en 1991 et 1992 (zones qui ne sont pas encore fréquentées par les flottes de pêche): les captures d'élasmobranches ont été de 75 % du poids total des prises ; l'espèce la plus abondante était le requin, *Centrophorus granulosus* (Addis et al., 1998).

La majorité des *Cetorhinus maximus* pris dans la Mer ligure et la zone Nord-tyrrhénienne a été une capture accidentelle dans les pêcheries utilisant des filets fixes, au printemps (Serena et Vacchi, 1996).

Fergusson et al. (1999) rapportent que de gros requins blancs (*Carcharodon carcharias*) peuvent se faire prendre accidentellement dans les filets maillants de fond, installés entre 15 et 30 m de profondeur, tout près de l'île Filfla et au large de Marsaloxlokk à Malte; les mêmes auteurs citent aussi des captures de requin blanc dans des types similaires de filets en Sicile, en Grèce et en Turquie. Les prises accidentelles des juvéniles de la même espèce âgés d'une année sont aussi citées ailleurs dans la Mer Méditerranée, au large de l'Algérie, de la France et au nord de la Mer d'Égée.

Les petits requins, tels que les chiens de mer, sont principalement pris dans les filets, mais généralement les gros requins et / ou les requins rapides sont souvent enroulés dans les filets. Pour éviter ces captures accidentelles tout en maintenant la cible, il est important de réduire le mode d'enchevêtrement. Tout comme les autres problèmes posés par les prises accidentelles, l'augmentation du taux d'accrochage peut être utile. Dans ce but, et sur la base d'observations sur des expériences faites, en Caroline du Nord, sur les filets maillants de fond, Thorpe et al., (2001) proposent d'augmenter la tension dans la nappe du filet en augmentant le poids des lests et la flottabilité des flotteurs.

3.7.3. Captures accidentelles des oiseaux marins

Les captures accidentelles des oiseaux marins semblent survenir, parfois et essentiellement, dans les eaux côtières, dans les filets maillants de fond, au large des îles Chafarinas (De Juana, 1984).

Pour effrayer les oiseaux marins, une senne de couleur blanche (bird strip) de 1,5 brasses de hauteur pourrait être installée entre la ligne flottante et le corps du filet lui-même : les oiseaux marins peuvent percevoir cet engin comme une barrière et peuvent, donc, l'éviter.

3.7.4. Captures accidentelles des tortues marines

Les tortues marines peuvent, également, s'enchevêtrer dans les filets maillants ou les trémails, dans les eaux côtières, quand elles essayent de se nourrir de poissons pris aux filets, tel qu'il est rapporté dans l'île de Kéfalonia (Mer ionienne) par Sugget et Houghton (1998). On a estimé, au minimum, environ 2000 de tortues capturées, tous les ans, dans les filets fixes ou dans les palangres (ou 2.5 à 4 tortues par bateau) au large du nord de Chypre

et des côtes méditerranéennes turques (Godley et al., 1998). Quant aux zones côtières françaises, Laurent (1991) indique que la mortalité importante des tortues est due aux captures accidentelles par les trémails installés sur les fonds marins pour la pêche des soles et des rascasses. Ces filets sont calés entre 0 et 50 m de profondeur à moins de 500 m du rivage.

Les solutions, visant la réduction des risques de noyade des tortues, semblent être les suivantes :

- Installer des filets à une profondeur supérieure à celle que les tortues peuvent atteindre; et
- Eviter les temps de mouillage trop prolongés.

3.7.5. Captures accidentelles des mammifères marins

Des espèces variées de mammifères marins, principalement les dauphins de Risso, les dauphins communs et les grands dauphins font l'objet de captures accidentelles par enchevêtrement dans les filets fixes (Anonyme, 1994, Di Natale et Mangano, 1983; Di Natale, 1983bc; Duguy et al., 1983b). Mangano, 1983; Di Natale, 1983bc; Duguy et al., 1983b). Le plus haut taux annuel de mortalité due à la pêche côtière aux filets maillants concerne les grands dauphins (50 – 200). Quant aux espèces les plus menacées, on a estimé que cinq phoques moines et trois baleines meurent, annuellement, noyés par enchevêtrement dans les filets côtiers de fond. Parmi les jubartes (*Megaptera novaeangliae*), répertoriées comme visitant la Mer Méditerranée, trois étaient trouvées mortes par enchevêtrement dans les filets maillants de fond.

Comme pour la tortue, les problèmes apparaissent quand les mammifères marins viennent chercher leur nourriture dans les poissons emmaillés ou enchevêtrés dans la nappe d'un filet benthique fixe. Quand un mammifère marin se frotte contre les alèzes, des lésions, plus ou moins sévères, peuvent apparaître sur sa peau. Si le mammifère s'enchevêtre dans le filet, il meurt par noyade.

Quand un mammifère marin se trouve pris dans un filet statique, il pourrait mourir et l'engin de pêche même se trouve, souvent, sérieusement endommagé ou même détruit. Il est pratiquement difficile de faire une évaluation de la mortalité accidentelle des mammifères marins et de la destruction de l'engin de pêche, parce que les pêcheurs sont généralement peu disposés à donner des informations sur ce type d'accidents. Cependant, des observations ont été faites par Consiglio et al., (1992) sur les dégâts causés par les troupeaux de grands dauphins aux engins fixes installés près des côtes nord-est de la Sardaigne, dans les eaux peu profondes (Dans cette zone, les pêcheurs utilisent les trémails au printemps et en été pour les poissons benthiques, et les filets maillants l'hiver pour les petits poissons pélagiques). Environ une heure après que les trémails ont été calés, un groupe de dauphins est venu arracher les poissons capturés en faisant de grandes déchirures jusqu'à ce que les filets soient presque vides. Des cas similaires ont été rapportés dans différentes zones où les activités des dauphins sont importantes. Des problèmes et des dégâts causés par les phoques ont été également signalés, et ce problème compliqué est aussi important qu'à lui seule puisse suffisamment provoquer une extinction de ce phoque moine en méditerranée (Cebrian et al., 1995, Cebrian, 1998a).

A moins d'éviter les zones où les mammifères marins sont présents (ont des activités) (Cebrian 1997, Cebrian 1998a), il n'y a pas aujourd'hui de solutions efficaces et simples qui permettent d'éviter les attaques des dauphins ou des phoques dirigés contre les filets statiques. Les phoques endommagent les filets (et le risque conséquent de son enchevêtrement) dans leurs aires de reproduction démontrant une diminution avec maximum de 10 % pour le total des filets mouillés de 1 jusqu'à 10 miles marins près de leurs grottes, qui doit être la clé pour sa conservation (Cebrian, 1998a). Des procédés dissuasifs acoustiques (10 à 20 kilohertz de fréquence) sont utilisés avec quelque succès pour les lions de mer dans le Pacifique, mais les expériences font défaut en ce qui concerne les phoques et ça peut constituer une menace additionnelle pour cette espèce en Méditerranée. On doit entreprendre plus de recherche, dans la Mer Méditerranée, en particulier.

3.7.6. La 'Pêche fantôme'

La perte ou l'abandon d'engin est une situation commune à toutes les pêcheries méditerranéennes, mais la pêche fantôme est principalement reliée à l'utilisation des filets maillants, des trémails et des pièges (engin passif).

Dans plusieurs pêches méditerranéennes de petite taille, l'utilisation massive des filets fixes (et de tout autre engin artisanal comme les pièges), fait de la pêche fantôme par les engins abandonnés ou jetés un problème potentiellement important dans les eaux méditerranéennes mais qui n'a attiré qu'une attention limitée. L'intérêt porté par la communauté scientifique à cette question est tout à fait récent, et les études réalisées sont trop limitées pour faire une évaluation exhaustive du risque. Jusqu'à présent, seules deux études financées par la Communauté Européenne ont été récemment entreprises en Mer Méditerranée sur ce sujet (Costa Cl. com. pers.; FANTARED 2 Project).



La pêche fantôme par les engins abandonnés ou jetés crée un problème potentiel dans les eaux méditerranéennes.

A. Bouajina CAR/ASP

Au cours des dernières décennies, la croissance dramatique de l'utilisation des filets maillants et des trémails dans toutes les pêcheries côtières a, de toute évidence, augmenté les risques de perte des engins et, par conséquent, de la pêche fantôme.

Un filet peut être perdu pour diverses raisons: le filet peut être accroché au fond, un marqueur (exemple: bouée) ou un signal peut être perdu, le filet peut être détérioré par le chalut (par tout engin actif de pêche) ou d'autres activités en mer. Tout un engin de pêche ou une partie du filet peuvent être abandonnés à cause de l'impossibilité de les

récupérer ou simplement à cause de la négligence des pêcheurs.

Des expériences ont donc été entreprises ces dernières années, en Italie, au Portugal (Erzini et al. 1997) et, récemment, sur les côtes françaises et ligures pour évaluer l'importance de la perte des filets et les conséquences potentielles sur les ressources naturelles et l'environnement. (Voir Box 15)

Encadré 15

La pêche fantôme

Une étude expérimentale de pêche fantôme aux filets maillant et de trémail a été effectuée dans des fonds rocheux peu profonds (15-18 m) dans l'Océan Atlantique au large de la côte d'Algarve au Portugal méridional. Les résultats de l'étude ont indiqué que les filets maillants abandonnés ont rapporté plus de prises que les trémaux estimés d'après le nombre moyen de poissons pêchés par les morceaux de filets de 100m de long après 120 jours de déploiement sur le fond (filets maillant: 344 spécimens de poissons enchevêtrés; trémaux: 221 poissons piégés). Tandis que les prises diminuaient graduellement avec le temps, les filets ont continué à capturer les poissons pendant 4 mois après le début des expériences. Les Ostréichthiens étaient le groupe le plus nombreux parmi les 39 espèces enregistrées, constituant 88,8% en nombre de tous les spécimens. Les autres groupes incluent les mollusques, les gastéropodes et les crustacés. Les Sparidés, cependant, ont représenté environ 33% en nombres de captures totales, est de toute évidence que les filets perdus dans les eaux profondes peuvent avoir une plus longue durée de vie de pêche, s'étendant sur plusieurs années. Cette situation est préoccupante puisque certaine pêcherie profonde au filet maillant (telle que la pêche italienne 'rete ad imbrocco' en Adriatique méridionale) opère dans les eaux méditerranéennes.

Source : Erzini et al. (1997).

Les premiers résultats montrent que les causes principales de la perte sont : un engin de pêche passif accroché par un chalut; "perte de profondeur" pendant la mise en place d'un engin sur une pente ou l'accrochage à un fond dur ou à une épave.

Bien qu'une amélioration récente dans le positionnement des filets et des pièges, grâce à l'utilisation de systèmes avancés de positionnement tel que le GPS, a considérablement réduit les risques potentiels de perte quand un marqueur ou un signal disparaît, on estime que la perte des engins peut se chiffrer autour de 10 % des filets calés par an, dans les cas les plus critiques. En plus, le taux de perte d'engins diffère, pour une technique de pêche donnée, d'une pêcherie à l'autre : Cela dépend des caractéristiques environnementales des fonds de pêche (courants marins, conditions météorologiques, nature des fonds), des pratiques de pêche, et de l'existence ou non d'un certain nombre d'activités marines (chalutage, transport maritime, tourisme) sur la même zone de pêche.

L'observation sous-marine des différents types de filets maillants et de trémaux, montre que de tels engins passifs perdent progressivement leur efficacité de pêche, en général, à cause d'une réduction progressive de leur hauteur découlant de l'enchevêtrement et du fouling sur les différentes parties du filet ce qui l'alourdit et le fait s'enfoncer et le rend plus visible.

Le taux de baisse progressive de l'efficacité dépend en général de différents paramètres tels que les matériaux de fabrication du filet, la nature et la profondeur du fond marin, les courants marins et les conditions météorologiques de la zone de pêche. Pratiquement, la perte totale de l'efficacité de la pêche peut durer entre quelques jours pour les trémails calés dans les eaux peu profondes, sur des fonds sableux, à plusieurs mois pour les filets installés dans les eaux profondes avec de faibles courants marins et une faible fixation biologique. Par conséquent, l'impact des filets fantômes sur l'écosystème est extrêmement variable. Cependant, en règle générale, le développement de populations importantes d'invertébrés prédateurs, autour des engins abandonnés, doit être mentionné.

Les conditions actuelles de la pêche, en Mer Méditerranée, ne font pas de la perte des filets (et de la pêche fantôme) une menace majeure. Néanmoins, les conséquences de la perte de filets dans les eaux plus profondes devraient être prises au sérieux, si comme il est supposé par les observations faites sur les pêcheries scandinaves benthiques aux filets maillants, il y a un risque d'une longue pêche (fantôme) effective s'étalant sur des années. L'interdiction de la pêche aux filets dérivants dans les pays européens conduira, comme seule alternative pour l'ancienne flottille de pêche aux filets dérivants, à un grand développement de la pêche profonde aux filets pour *Merluccius merluccius*, pour *Pagellus bogoraveo* et pour les crustacés benthiques. Des mesures de précaution devraient donc être prises dès maintenant. Ces mesures pourraient inclure des améliorations dans la forme et la fabrication des engins de pêche, une limitation de l'effort de pêche, et des restrictions d'accès (saison fermée, réserves marines, etc.).

Des mesures techniques seraient particulièrement conseillées telle que l'utilisation de fils bio-dégradables pour attacher la nappe du filet au moins sur la ligne flottante afin de permettre sa libération au cas d'une longue immersion et / ou la fixation d'un "procédé de récupération" pour chaque flottille.

Pour éviter le risque de perte des filets par accrochage sur le fond, des modifications simples dans la fabrication des filets peuvent être efficaces comme l'utilisation de ralingues inférieures plus minces qui peuvent se rompre facilement, un taux de suspension plus élevé (plus de 50 %) réduisant le mou dans le corps du filet, et un grand crochet pour le soulever du fond.

Du fait que des parties des filets peuvent rester partiellement déployées sur une longue période dans les eaux peu profondes, les filets maillants ou les trémails accrochés aux récifs du fond marin ou aux épaves constituent des risques sérieux pour tous les animaux venant chercher de la nourriture dans ces lieux tels que les oiseaux marins, les tortues et les phoques moines (Yediler et Gücü, 1997). L'interdiction de déployer les filets dans des zones données, où de telles espèces potentiellement menacées figurent en grand nombre, pourrait être une mesure efficace de protection.

Encadré 16 Vue d'ensemble de la pêche artisanale

La diversité élevée des engins artisanaux (et des espèces visées) et l'importance de la petite pêche dans de nombreuses eaux côtières méditerranéennes présentent une complexité supplémentaire considérable pour la gestion des écosystèmes de base des pêcheries en Méditerranée. Dans ce contexte, Stergiou et al (1996), se référant à la pêche côtière grecque, ont déclaré que les 'stratégies de gestion basées sur de simples calculs d'espèces seront de valeur limitée ', et ont préconisé l'approche alternative prometteuse d'un régime de gestion basé sur les refuges marins de récolte. Cette approche holistique surmonte, en partie, les problèmes liés à la diversité des sélectivités intra-spécifique et interspécifique des différents engins et des autres facteurs variables tels que le type de fond, la profondeur de pêche, les saisons et le phénomène de la pêche fantôme.

Il y a assez de consensus scientifiques pour renforcer l'interdiction de quelques engins artisanaux dans les eaux méditerranéennes. Des sennes de plage devraient être supprimées des eaux méditerranéennes de la CE à partir de janvier 2002. Toute la pêche utilisant les sennes côtières sera également interdite d'ici 2001 dans les eaux turques en mer Egée. Cette mesure a été longtemps exigé par plusieurs pêcheurs locaux artisanaux (anonyme, 1999b). La pêche sportive est une pratique non-commerciale superflue et doit être empêchée parce qu'elle inflige des dommages supplémentaires sur les espèces vulnérables tels que le thon rouge et l'espadon.

D'une façon générale, sans tenir compte des problèmes de gestion, plusieurs pêcheries artisanales (tels que les palangres fixes ou de fond) sont probablement plus sélectives que les pratiques de pêche au chalut, et elles sont de ce fait une alternative préférable ayant moins d'impact sur l'écosystème, à condition que l'abandon des engins en mer puisse être arrêté.

3.8. Les filets dérivants

En Mer Méditerranée, comme dans les autres régions, cette méthode de pêche cible essentiellement les poissons pélagiques. Plusieurs types de filets dérivants utilisés en Mer Méditerranée sont conçus pour les petits poissons pélagiques (les maquereaux, les sardines) ou les pélagiques plus grands (le thon rouge, l'espadon) (Feretti et al. 1994).

Quand on déploie une flottille de filets dérivants, un bateau change normalement plusieurs fois de directions pour maintenir le mou de la nappe du filet dans le lit du courant (la flottille de filets occupe une façade qui fait souvent le tiers seulement de sa longueur). Cependant, le courant peut emmêler les filets et les cordes et, par conséquent, réduire l'efficacité du filet. Ce risque a, dans une large mesure, justifié l'utilisation d'une grande flottille de filets dérivants dans les pêcheries d'espadons et de thon (Costa Cl., 1991).

Alors que vers l'année 2002, les grandes flottilles ouest-européennes de pêche aux filets maillants –environ 800 bateaux– devraient arrêter leur pêche avec des filets dérivants en 1995, une importante flottille des mêmes bateaux reste en activité dans des pays non-européens comme en Afrique du Nord et la Turquie; on estime à un total d'environ 150 bateaux, mais ce nombre est en croissance continue avec l'achat de filets dérivants chez les pêcheurs européens, en particulier en Italie, en Grèce ou en France. Ce développement est un sujet d'inquiétude pour plusieurs auteurs et leurs analyses en cours, revêtent une importance particulière.

Etant donné le manque d'informations spécifiques concernant les captures accidentelles par les filets dérivant en Mer Méditerranée.

La flotte méditerranéenne italienne de filets dérivants se composant d'au moins 650 navires en 1996 et utilisant des filets mesurant en moyenne 10-12 kilomètres de long, a longtemps été au centre des débats, bien qu'elle ne soit pas la seule opérant dans les eaux méditerranéennes. Les flottilles de filets dérivants continuent leurs activités en dépit des directives internationales répétées interdisant ou limitant cette pratique de pêche non sélective (les espadons représentent seulement 18% en nombre des captures des filets dérivants italiens, mais presque 50% en poids; Di Natale, 1996). Les résolutions 44/225 et 46/215 adoptées en 1989 et 1991 par l'Assemblée générale des Nations Unies a recommandé l'imposition d'un moratoire sur toute la pêche pélagique de grande puissance de filets dérivants d'ici le 30 juin 1992. La réglementation européenne (CE) No 345/92 a interdit la pêche au filet dérivant en Méditerranée au moyen de filets dépassant 2,5 kilomètres. Il en est de même de la Commission générale de la pêche pour la Méditerranée (CGPM) qui en 1997 par la résolution 97/1 a rendu cette recommandation obligatoire. Des actions pertinentes pour restructurer la flottille italienne de filets dérivants ont été entreprises depuis l'adoption de la réglementation européenne (CE) No 1239/98 et la dernière réglementation interdisant totalement l'utilisation des filets dérivants par des bateaux de pêche au sein et en dehors des eaux de la Communauté à partir du 1 janvier 2002.

En effet, quelques flottilles ont limité la pêche de filets dérivants dans les eaux méditerranéennes pendant ce long processus politique, tandis que d'autres se développaient rapidement. La flotte méditerranéenne espagnole de filets dérivants d'espadons est un exemple du premier cas. Dans les années 1993-94, 27 bateaux ont illégalement déployés des filets de 3-5 kilomètres de long du côté méditerranéen de détroit du Gibraltar (Silvani et al., 1999). Cette pêche était particulièrement non sélective, avec la capture d'espadons comptant pour seulement 5-7% en nombres pour la totalité des prises, et formée principalement de poisson lune (Mola mola) (71-93%) et d'autres espèces tels que les dauphins et les tortues (voir les sections respectives ci-dessus). Après 1994, ces bateaux ont arrêté d'utiliser les filets dérivants de grande puissance et ont changé l'espèce cible. D'autres flottilles, au contraire, ont continué à croître, dans certains cas tirant profit des engins fournis à partir des flottilles reconverties. C'est le cas des pays de l'Afrique du nord et de la Turquie, en dépit de la législation nationale interdisant la pêche aux filets dérivants à grande échelle de l'espadon dans la plupart d'entre eux. Des pêcheurs italiens et grecs ont vendu leur matériel aux pêcheurs turcs (A.C. Gücü, comm. Pers.).



Des sources officielles fiables estiment que la flottille de filets dérivants opérant actuellement en Méditerranée disposant de 1.000 navires, la moitié étaient d'origine marocaine (plus de 50 sont basés au port de Nador; Université de Barcelone, 1995). En plus de cette flottille énorme d'Afrique du Nord, les autres flottilles principales impliquées sont italiennes (au moins 150 navires existent toujours), Turques et Françaises. Les deux dernières, illégales peuvent se composer de plus 100 unités chacune. Les navires français utilisent des filets de plus de 7 kilomètres.

Les filets dérivants : un exemple d'engin de pêche non sélectif.
M.Relini CAR/ASP

En conclusion, il existe assez d'instruments légaux pour aborder le problème de la pêche de filets dérivants en Méditerranée. L'argent est également disponible pour convertir les flottilles de la CE affectées à ce type de pêche. Il s'agit d'une question de volonté politique.

Les seules observations générales disponibles dans la littérature concernant l'impact potentiel de ces filets sur certains groupes d'espèces menacées, sont fournies ci-dessous.

3.8.1. Les captures accidentelles des Elasmobranches

Les captures accidentelles et les rejets de grands requins pélagiques tels que le requin pèlerin (*Cethorhinus maximus*,) et le requin blanc (*Carcharhinus carcharias*), étaient cités dans différentes pêcheries aux filets dérivants, au large des côtes nord-africaines et dans la Mer ligure (Di Natale, et al., 1992). Les prises accidentelles de pastenagues ont été aussi mentionnées par ce dernier comme les importantes captures commerciales de requins renards (*Alopias vulpinus*) et de requin bleu (*Prionace glauca*).

3.8.2. Les captures accidentelles des oiseaux marins

Des oiseaux marins plongeants dans les filets dérivants sont capturés accidentellement pendant la mise en place des filets quand les bateaux opèrent près de la côte. Pour les cormorans huppés communs (*Phalacrocorax aristotelis*), cette cause de mortalité serait la raison principale du déclin des populations (Northridge et Di Natale, 1991).

Afin d'éviter le risque d'enchevêtrement, en plus de la recommandation générale d'installer les filets dérivants plus en profondeur (à au moins 10 m de la surface), des "moyens pour effrayer les oiseaux" devraient être développés. Aux Etats Unis, le Washington Sea Grant Program soutient actuellement un programme de recherche sur des procédés innovateurs de réduction de la prise accidentelle visant, en particulier, la diminution des captures accidentelles des oiseaux marins dans les filets maillants pour saumons et, également, les incidents entre les activités de pêche et les mammifères marins côtiers. Plusieurs émetteurs acoustiques (de 1 à 10 kilohertz de fréquences) ont été testés avec succès jusqu'à présent dans ce programme.

3.8.3. Les captures accidentelles des tortues marines

Des tortues caouannes (*Caretta caretta*) ont été enchevêtrées dans les filets dérivants utilisés dans les pêcheries italiennes en mers ligure, tyrrhénienne et ionienne, pendant la saison de pêche à l'espadon, ayant lieu d'avril à septembre. Parmi les captures réalisées par 29 pêcheurs pêchant au filet dérivant l'espadon sur les côtes de Calabre (Italie), les auteurs sus-mentionnés ont estimé qu'environ 16000 tortues sont prises par saison, dans la Mer ionienne.

La mortalité touche 30 % des tortues capturées, composées principalement de spécimens de petite et de moyenne taille. Un bateau tirant 12000 mètres de filets maillants dérivants capturerait en moyenne 3 à 50 spécimens par sortie.

Des captures accidentelles de *Caretta caretta* ont été signalées dans les pêcheries espagnoles aux filets dérivants de l'espadon, dans le Détroit de Gibraltar, de mai à septembre, quand cette espèce migre avec les poissons ciblés (de l'ouest à l'est pendant les mois de mai à juillet, et de l'est à l'ouest en août-septembre). On a observé 38 tortues enchevêtrées, de mai 1989 à juillet 1993 (Caminas, 1997b). En dépit du faible niveau de

captures accidentelles de tortues par chaque bateau (0,92 %, Silvani et al.1999), le total pourrait être important si l'on considère le grand effort déployé durant cette période.

Le fait de se faire prendre accidentellement des les mailles du filet cause en général des perturbations physiologiques graves aux tortues (accumulation du lactate), comme cela a été observé chez d'autres tortues marines (tortues de Kemp) enchevêtrées (Hoopes L. A. et al., 2000). Ce stress, associé aux multiples immersions forcées, explique facilement le taux de mortalité observé

3.8.4. Les captures accidentelles des mammifères marins

Les captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries italiennes aux filets dérivants sont de l'ordre de 0.8 % en nombre et 8.89 % en poids des captures totales. Dans la pêcherie espagnole méditerranéenne de la mer Alboran aux filets dérivants, le taux de capture accidentelle de dauphins est de 0.1 individus par Km de filet déployé par opération de pêche. Le taux le plus élevé de capture accidentelle concerne le dauphin bleu et blanc *Stenella coeruleoalba* (qui est également le dauphin le plus commun en Méditerranée). Des enchevêtrements d'autres mammifères marins plus grands ont été également signalés: le cachalot (*Physeter macrocephalus*), la baleine bécune de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), le globicéphale noir (*Globicephala melaena*) et le petit-rorqual (*Balaenoptera acurostrata*). Dans le Sanctuaire Ligurien, de grands cétacés sont parfois trouvés vivants mais incapables de s'immerger, enchevêtrés à des parties de filets qui ont été peut être abandonnés à la dérive, ou aux restes de filets dérivants qui n'ont pas été totalement éliminés par l'équipage des bateaux de pêche aux filets maillants.

Si les grands mammifères marins peuvent, dans la plupart des cas, être relâchés vivants (Di Natale, 1992 a, 1992 b, 1995), les petits cétacés tel que le dauphin bleu et blanc meurent quelques minutes seulement après l'enchevêtrement. Les plus vulnérables sont les nouveaux nés à cause de leur manque d'expérience en matière de détection des obstacles. Par contre, les grands dauphins (*Tursiops truncatus*) ont très peu d'interaction avec les filets dérivants parce que les populations méditerranéennes de cette espèce sont essentiellement côtières (Beaubrun, 1998).

Du fait que des problèmes ont été signalés lors de chaque utilisation des filets dérivants, il est communément admis qu'un risque de capture accidentelle de mammifères marins existe dans les pêcheries aux filets dérivants, dans les eaux nord-africaines (Ktari-Chakroun, 1980). Du fait que le dauphin commun et le dauphin bleu et blanc sont particulièrement abondants dans la Mer d'Alboran, on pense qu'il y a probablement un grand impact de la flottille marocaine de filets dérivants sur ces populations de mammifères marins.

3.9. Les pièges et les filets-pièges

Les impacts de ces types d'engins de pêche fixes sur l'écosystème sont très peu mentionnés dans la littérature et concernent quelques cas seulement.

Les pièges et les nasses sont des engins typiques de pêche traditionnelle méditerranéenne, mais ils ont été plus ou moins abandonnés au profit de techniques plus productives tels que les filets fixes. Ces techniques restent, aujourd'hui, utilisées principalement pour le poulpe, la langouste, les crevettes et, occasionnellement, dans quelques zones pour la pêche de la dorade.

Elles sont généralement pratiquées dans le cadre de la pêche côtière, à l'exception des pêches aux pièges, en Espagne, pour les crevettes rouges (*Plesionika edwardsii*) qui est faite par des bateaux de plus de 20 m de long, opérant entre les Iles Baléares et la côte sud-ouest d'Espagne. Ils mettent quotidiennement en place plus de 600 pièges dans des fonds de 200–250 m de profondeur. L'impact sur l'écosystème est essentiellement, comme pour les filets fixes benthiques, un problème de perte et donc de risque de pêche fantôme.

Il est bon de noter que la pêche du thon au filet-piège ("tonnara", "almadraba", "madrague") connaît actuellement un regain d'intérêt du fait du prix élevé du gros thon rouge. Les activités relatives à cette pêche semblent affecter, essentiellement, les gros cétacés (Anonyme, 1994) et les requins (tel que le requin blanc). Ces animaux sont occasionnellement capturés, mais sont relâchés vivants la plupart du temps.



les nasses sont des engins typiques de pêche traditionnelle méditerranéenne
D.ceberian

3.10. Autres types d'interactions liées à la pêche

3.10.1. Les phoques moines, tortues, oiseaux marins, dauphins et autres concurrents aux activités humaines

L'établissement progressif d'activités humaines, tout au long des côtes de la Mer Méditerranée, a débouché sur l'accroissement de conflits avec les différents utilisateurs de l'espace côtier. Les habitats naturels de plusieurs groupes d'espèces souffrent, à présent, de perturbations et de réductions de l'espace.

Pour certains auteurs, la surexploitation a exacerbé l'impact des pêches sur ces espèces du fait de la diminution de l'alimentation disponible; pour d'autres auteurs, il y a un début de domestication du à l'établissement d'activités humaines dans leur voisinage, ce qui fait que leur habitude alimentaire dépend des proies mortes tels que les rejets de pêche en mer ou des poissons capturés.

Les mammifères marins, les oiseaux marins ou les tortues se nourrissent aux alentours des engins de pêche et consomment les poissons capturés dans ces engins dans la plupart des eaux méditerranéennes (Yediler et Gücü, 1997; Aguilar et al. 1991, Boudouresque et Lefevre, 1991 Duguy et al. 1983).

Dans ce contexte, un conflit d'intérêt pourrait avoir lieu entre les pêcheurs entreprenant des opérations pour capturer des poissons, et les groupes d'espèces menacées qui essaient de s'en nourrir., Les animaux marins protégés courent d'une part le risque d'être accidentellement capturés, et une attention particulière est requise de la part des pêcheurs pour éviter ces captures ; d'autre part, l'attitude de certaines espèces protégées vis-à-vis des engins et des opérations de pêche pourrait causer des dégâts aux engins et / ou à la capture à tel point que les pêcheurs les considèrent comme un ennemi qui doit être éliminé. Dans une telle situation, les dauphins, les tortues, les phoques moines et les oiseaux marins sont fréquemment, délibérément tués. On suspecte ces pratiques d'être la cause la plus importante de mortalité des phoques moines et probablement des dauphins.

La consommation de la viande de dauphin est une tradition dans certaines contrées en Méditerranée (comme certaines localités italiennes et espagnoles, par exemple). La viande de dauphin peut être utilisée comme appât dans les engins de pêche (Aguilar et al., 1991); elle semble être particulièrement convenable à la pêche des crevettes au moyen de pièges. Entre 180 et 260 dauphins (communs et striés) seraient tués, illégalement, tous les ans pour cette raison (University of Barcelona, 1995).

La pêche à la dynamite est une cause de mortalité pour certains cétacés bien qu'elle soit clairement prohibé partout en Méditerranée, (Di Natale et Mangano, 1983).

En ce qui concerne les mesures appropriées d'atténuation, une protection générale des zones de reproduction devrait être recommandée avec l'interdiction de toutes les activités de pêche dans le voisinage de ces aires. Une telle mesure fondamentale peut être, de toute évidence, renforcée avec le développement de procédés dissuasifs spécifiques.

3.10.2. Les problèmes liés aux activités ludiques de pêche

Environ 140 millions d'habitants vivent le long des 45000 km du littoral de la mer Méditerranée. Un nombre égal de touristes envahit certaines régions durant la période allant de mai à octobre tous les ans; ceci a débouché sur le développement croissant de la pêche récréative. Les activités les plus populaires sont la pêche à la ligne à pied et la pêche à ligne et aux palangres à bord du bateau. Dans certaines régions, les pêches aux filets fixes et aux pièges pourraient être, également, importantes. La rivalité entre les pêcheurs amateurs et professionnels pour l'espace et les ressources sont des sources fréquentes de conflits entre eux. Les pêcheurs professionnels attestent que les pêcheries ludiques sont responsables des marchés illégaux, et les pêcheurs-sportifs reprochent aux autres leur pêche abusive. La pêche sportive est une activité de loisirs croissante dans plusieurs zones méditerranéennes, et a probablement un impact significatif sur quelques espèces, par exemple sur le thon rouge et l'espadon, dont les basses classes d'âge souffrent en particulier

La pêche sportive des grands pélagiques, à la canne et au moulinet est, en particulier, souvent responsable de la capture significative de juvéniles d'espadons (De Metrio, 1987) et du requin bleu (Orsi Relini, 2000). On estime que 380.000 espadons juvéniles sont attrapés annuellement par les pêcheurs non-professionnels en Calabre (De Metrio et al., 1997). L'impact de cette activité sur les populations marines et les écosystèmes dans la Méditerranée devrait être convenablement étudié et dans les eaux italiennes, on estime environ à 650.000 les espadons juvéniles capturés annuellement. L'impact de cette activité sur les populations marines et les écosystèmes dans la Méditerranée devrait être convenablement étudié.

Quoi qu'il en soit, l'importance de la pression de la pêche ludique sur les ressources vivantes et l'environnement marin doit être plus précisément évaluée et plus efficacement contrôlée avec, par exemple, l'introduction d'un système spécifique d'autorisation et la limitation de l'utilisation de certains engins de pêche.

3.10.3. Les problèmes liés à l'aquaculture

Suite à la croissance de la demande en poissons d'une part et à la diminution des débarquements des produits de pêches d'autre part, le développement de l'aquaculture est devenu, aujourd'hui, prioritaire du point de vue économique. Néanmoins, l'accroissement des activités aquacoles dans l'environnement côtier a engendré des problèmes divers relatifs à la cohabitation avec d'autres activités marines et à l'impact sur les écosystèmes.

On pense que l'installation de l'élevage intensif des poissons est responsable, en particulier, des altérations significatives des herbiers de posidonie *Posidonia oceanica*. Les altérations proviendraient de deux facteurs majeurs: - l'augmentation de la turbidité de l'eau réduisant la lumière nécessaire à la croissance des algues, et l'enrichissement excessif des sédiments en matière organique provenant de la consommation incomplète de la nourriture fournie aux espèces élevées (Pergent et al., 1999). Pour ces raisons, l'installation de la

pisciculture est recommandée, de préférence, dans les zones à forte circulation d'eau au niveau fond pour disperser les particules, ou dans les eaux du large loin des prairies marines. De telles précautions ont déjà abouti au développement de certains types spécifiques de structure prenant en considération les contraintes environnementales.

Les installations d'aquaculture peuvent attirer différents animaux (oiseaux marins, cétacés, phoques et tortues) dont certaines espèces peuvent devenir des prédateurs actifs et peuvent causer des dégâts sérieux aux cages de reproduction. Cet aspect est à prendre en considération. Ce type de problèmes peut être particulièrement critique, d'un point de vue économique, pour les activités aquacoles de petites envergures. En Turquie, les attaques des mammifères marins ont provoqué l'exaspération des aquaculteurs qui, maintenant, préfèrent souvent tuer délibérément ces animaux qu'améliorer la protection de leurs équipements (Anonyme, 1999). Dans certains îles de la mer Égée, ces pratiques illégales sont destinées pour tuer les phoques moines pour ces raisons (Cebrian, 1998b). Néanmoins, la solution commune consistant à ajouter un filet de protection autour de chaque cage (double filets de protections) est une technique efficace et simple pour la prévention des attaques de la part des prédateurs. Les procédés d'épouvante, comme ceux de répulsion acoustique sont aussi utilisés dans certaines régions (comme sur les côtes pacifiques des Etats-Unis contre les lions de mer et les marsouins) avec quelque succès. Cette technique n'est, cependant, efficace que sur seulement un groupe réduit d'espèces et mérite davantage d'améliorations et de recherches sur le comportement des animaux attirés.

Enfin, en dépit de l'investissement plus grand et de quelques problèmes de législation marine, l'aquaculture au large et / ou dans les eaux profondes, semble être une solution potentielle pour la plupart des difficultés posées par l'expansion de l'aquaculture côtière (conflits avec d'autres activités marines, reproduction d'animaux, pollution côtière,...).

4. DISCUSSION A PROPOS DE L'IMPACT SUR L'ECOSYSTEME ET LES PROBLEMES DE GESTION

4.1. L'état actuel des flottilles de pêche méditerranéennes

Les pêcheries méditerranéennes sont communément décrites comme étant fondamentalement de petites envergures. En tant que telle, la plupart des pêcheries traditionnelles méditerranéennes impliquent des petites entreprises, au petit capital, tenu par un artisan qui, souvent, possède l'outil de production (bateau plus engin de pêche) et contrôle, dans une certaine mesure, le réseau de commercialisation de ses produits. Le réseau du marché des poissons concerne essentiellement la demande diversifiée (en termes d'espèces de poisson) et fluctuante (en termes de quantités) des consommateurs locaux. Pour satisfaire cette demande, les pêcheurs ont pratiquement besoin, en général, d'utiliser plusieurs types d'engins de pêche pour différentes activités saisonnières. Les entreprises de pêche, de petites dimensions, si courantes en Mer Méditerranée, ont individuellement une capacité limitée, mais leur grand nombre, opérant dans les eaux côtières provoque en fin de compte, une pression considérable sur les ressources et l'environnement.

A l'exception de quelques « compagnies » de thon, les pêcheries industrielles sont absentes en Mer Méditerranée. Cependant, les pêcheries de certaines espèces ayant de grands marchés sont parfois appelées "industrielles", comme les flottilles de pêche de sardines et / ou d'anchois, celles du thon rouge et / ou de l'espadon ou celles de crevettes. A la différence des pêcheries de petite taille, le caractère industriel de ces pêcheries apparaît dans la spécialisation des bateaux dans seulement quelques techniques de pêche (pêche aux palangres, senne coulissante, chalutage pélagique, chalutage de fond, etc.); au niveau technologique élevé de la pêche et de transformation de captures et à l'accord contractuel relatif à la production de poissons. Face à la demande croissante en produits halieutiques, les gouvernements et les régions ont fourni des subventions importantes pour la modernisation et la restructuration de leurs flottilles et de leurs réseaux de marchés. Pratiquement, ces politiques ont profité plus au développement du secteur "industriel" qu'au secteur de petite échelle, et depuis les années 80, il y a eu, dans la plupart des pays, une baisse dramatique dans le nombre des embarcations destinés aux activités de pêche côtière.

Aujourd'hui, en dépit des efforts de modernisation et avec un débarquement annuel de 4.7 MT par pêcheur, (Breuil, 1997) la production halieutique de la mer Méditerranée est toujours en grand déficit, fournissant à peine 26 % de la consommation totale des pays méditerranéens.

Cependant, il n'y a, sans doute, aucun moyen d'augmenter la production : la majorité des espèces démersales de poissons souffre déjà de sur-pêche (comme il est démontré par la taille moyenne des poissons capturés actuellement); la plupart des espèces benthique exploitées sont considérées comme hautement vulnérables à la pêche abusive; les grands poissons pélagiques sont aussi exploités à outrance, et la forte demande en petits poissons pélagiques ne peut être, en ce moment, satisfaite.

4.2. Situation de la protection des espèces menacées

Un effectif de 55 espèces d'animaux a été identifié comme étant des espèces en danger ou menacées. Les menaces et les nuisances potentielles qui peuvent provenir de toutes sortes d'activités humaines sont nombreuses. Si la plupart des menaces et des nuisances sus-mentionnées ont été largement identifiées, une évaluation précise des impacts et des risques reste à entreprendre. En ce sens, l'attention doit être portée sur l'évaluation des impacts potentiels directs et indirects sur les populations marines, et les précautions nécessaires avec lesquelles, en particulier, les espèces menacées, doivent être évalués. Les activités de pêche actuelles ont un impact négatif certain, et certaines menaces existent. Cependant, il serait exagéré et déraisonnable d'affirmer formellement que l'existence d'espèces protégées est définitivement affectée. Dans la plupart de cas, les connaissances sur l'état sanitaire de la population actuelle concernée demandent à être complétées (Beaubrun, 1998). Quant à l'impact des activités de pêche, il est bon de noter que si le nombre total d'animaux tués, tel qu'il est rapporté dans la littérature, peut être considéré comme plutôt élevé pour certaines espèces, le nombre de captures accidentelles (quelle que soit l'espèce considérée) par unité d'effort de pêche et pour chaque technique de pêche est, en général, faible. Cependant, la question doit être définitivement prise au sérieux, et tous les efforts doivent être faits pour une étude d'impact appropriée.

La plupart des pays méditerranéens ont déjà adopté des mesures réglementaires nationales pour la protection de certaines espèces menacées, telle que la récente législation maltaise récente pour la protection des requins blancs et les requins pèlerins. Cependant, ces règles restent souvent sans effet, surtout parce qu'elles ne sont pas réellement appliquées. La dispersion géographique de la flottille, la petite taille de la plupart des pêcheries et le caractère accidentel de la capture des espèces en danger n'encouragent pas l'administration des pêcheries régionales d'exercer les contrôles requis. Puisque beaucoup de ces espèces causent des problèmes aux pêcheurs, au cours de leurs opérations de pêche, ou permettent des profits illégaux non déclarés (comme le commerce illégal de carapaces et de viande de tortue), toute application qui serait renforcée sur une base uniquement juridique contraignante semble non réaliste. Par conséquent, on devrait s'atteler à sensibiliser les professionnels / pêcheurs et les convaincre et organiser des campagnes d'information et de communication, autant que faire se peut. Dans ce sens, il est évident qu'un long programme d'éducation des pêcheurs s'avère une nécessité. En conséquence, afin de sensibiliser les professionnels et de les convaincre des campagnes d'information doivent être certainement organisé même s'il est évident qu'un long programme d'éducation s'avère nécessaire.

4.3. Efficacité des mesures techniques sur la capacité de pêche

Pour la conservation et l'exploitation rationnelle des espèces commerciales de poissons, les "gestionnaires", et les autorités de la pêche, devraient avoir à leur disposition des mécanismes ou des outils qui leur permettent de contrôler l'effort de pêche et la mortalité de pêche des ressources exploitées. Plusieurs outils similaires sont disponibles et peuvent être distingués en deux types spécifiques:

- Contrôles d'entrée : comprend les zones fermées, les saisons fermées, les limitations du temps de pêche, le nombre des bateaux autorisés dans la pêcherie, et les caractéristiques des engins et des équipements de pêche utilisés;
- Contrôles de sortie: porte sur les limitations sur le poids de la capture, ou le quota qui peut être pris, la taille minimale, les espèces, le sexe ou la maturité sexuelle du poisson qui peut être légalement pêché.

Dans plusieurs pêcheries, les deux types de contrôle (inputs et outputs) sont pratiqués simultanément, se complétant l'un l'autre (Mac Alister Elliot et Partners Ltd., 2001). Beaucoup de ces mesures existent déjà dans la plupart des pêcheries méditerranéennes telles que la limitation des autorisations de pêche (comme, par exemple, le permis pour le thon rouge); la puissance du moteur et / ou le tonnage du bateau, la durée de la pêche (comme, par exemple l'interdiction de pêche pendant les fins de semaines), certaines caractéristiques techniques spécifiques de l'engin de pêche comme, par exemple, la taille légale des mailles, la taille du poisson (taille légale minimale pour le débarquement), ou les espèces qui peuvent être débarquées ou l'état de reproduction de certains crustacés.

Cependant, malheureusement, vu la grande dispersion des flottilles de pêche, l'extrême diversité des techniques de pêche utilisée et le fait que la capture (ou une partie de celle-ci) soit, dans beaucoup de cas, vendue directement sans enregistrement, les contrôles sont, dans la plupart des pêcheries et des pays, inefficaces et insuffisants. De plus, et en général, la modernisation des équipements de pêche a augmenté dramatiquement l'efficacité de pêche individuelle de chaque bateau, particulièrement les unités spécialisées de pêche (tels que les chalutiers, les senneurs à sennes coulissantes ou les palangriers). Ces flottilles font qu'aujourd'hui les capacités de pêche sont supérieures aux estimations officielles qui sont basées seulement sur la valeur déclarée de la puissance du moteur principal de la capacité en tonnage. Des informations précises sur la capacité de la flottille et sur sa distribution devraient par conséquent être disponibles pour servir de base à la définition de paramètres des efforts de pêche.

En plus, appliquer la limitation de la taille des mailles et de celle du poisson, en même temps, semble être impossible dans le cas des pêcheries multispécifiques qui représentent la grande majorité en Méditerranée); ces mesures aboutissent pratiquement à l'augmentation des rejets ou au développement des marchés illégaux pour les poissons de très petite taille.

Il est aussi difficile d'adopter des plans de gestion basés sur les limitations des captures comme l'établissement de la "**TAC**": Il y a plusieurs espèces à haute valeur commerciale et plusieurs TAC pour être gérées en même temps, ce qui serait très difficile. Seul le thon rouge profite d'une telle mesure de gestion en mer Méditerranée.

4.4. L'amélioration de la sélectivité des engins et des pratiques de pêche

Stewart (1999) a passé en revue les derniers développements des modèles d'engins et les possibilités de modification pour limiter les effets de la pêche sur les écosystèmes, et en particulier pour améliorer leur sélectivité. Les deux méthodes que la plupart des pays méditerranéens ont adopté pour améliorer la sélectivité de l'exploitation de leur ressources vivantes sont la réglementation de la taille de maille et l'interdiction du débarquement de certaines espèces ou de certains individus de petite taille. Bien que ces mesures soient, en principe, facilement contrôlables, elles ne sont pas correctement appliquées et sont donc sans valeur : dans la plupart des pêcheries, il existe des captures accidentelles considérables de poissons de petite taille et d'espèces protégées. Dans le cas du chalutage de fond, et concernant la population du merlu, le maillage en cours d'utilisation permet des captures de poissons de très petite taille (8 –9 cm) ce qui est nettement inférieure à la taille légale requise pour cette espèce (20 cm). Cependant, si l'adoption d'un maillage plus grand (environ 55 cm) engendre une amélioration légère du "Y/R", il y aurait des pertes économiques importantes quant à la capture de plusieurs autres espèces.

Les rejets en mer reste une pratique très répandue pour des raisons diverses telles que la réglementation relative à la taille de la maille ou à la taille des poissons ou aussi à la demande du marché.

Dans le cas des pêcheries ciblant des espèces données, l'utilisation d'engins de pêche insuffisamment sélectifs fait que, pendant leurs opérations de pêche, les bateaux rejettent d'importantes quantités de leur captures accidentelles.

Plus de recherches sur les techniques de pêche, les modifications des engins et la technologie de pêche, en général, sont réellement nécessaires pour réduire la prise indésirable d'individus de petites taille ou d'espèces non-commerciales (Abella et Serena, 2001).

Une meilleure connaissance des pratiques actuelles, incluant, en particulier, les captures accidentelles et les rejets, est également nécessaire et la poursuite de telles activités, prenant en considération l'impact sur l'environnement, devrait être aussi soigneusement étudiée.

Puisque quelques prises accidentelles sont inévitables, quelle que soit la technique de pêche utilisée, le rejet doit être réduit en favorisant la consommation de poissons non commercialisés jusqu'à présent. Cependant, les consommateurs sont en train de devenir, aujourd'hui, plus exigeants en ce qui concerne les espèces de poissons et il y a une demande pour seulement quelques espèces et un désintéressement pour beaucoup d'autres (ce qui explique les grands rejets). De nouvelles technologies de transformation des poissons devraient être recherchées afin de changer les habitudes de consommation et d'élargir la demande des consommateurs.

Le fait d'avoir des captures accidentelles n'est pas toujours mauvais, et faire des engins de plus en plus sélectifs, ciblant une seule espèce ou un groupe d'espèce, n'est pas toujours bon. Il serait mieux, à long terme, d'avoir des pêcheries moins sélectives ciblant quelques espèces commerciales principales, avec en plus quelques captures accidentelles, commercialisées dans la mesure du possible, que d'avoir des flottilles trop spécialisées concentrant leurs efforts, plus que nécessaire, sur uniquement des espèces-cibles avec moins de profit général. Les pêcheries moins sélectives peuvent être, dans une certaine mesure, plus profitables avec une exploitation plus équilibrée des écosystèmes.

Le développement des technologies des engins et / ou de nouvelles stratégies de pêche sont également nécessaires pour la réduction considérable des risques de capture des espèces menacées ou, du moins, pour la réduction des taux de mortalité immédiats ou retardés. A titre d'exemple, des recherches sur des procédés de répulsion, empêchant les tortues ou les mammifères marins de rencontrer les engins de pêche ou les installations d'aquaculture, doivent être développées.

4.5. L'interdiction et la limitation de quelques techniques de pêche

L'interdiction totale de quelques techniques de pêche est une absurdité dans la gestion des pêcheries méditerranéennes. De telles mesures extrêmes traduisent l'incapacité de l'administration des pêches de réguler leur impact sur l'environnement (abstraction faite de la perte du savoir-faire et de la richesse culturelle). Curieusement, il existe, à présent, un consensus scientifique soutenant l'interdiction totale dans les eaux méditerranéennes de certains engins de pêche tels que les sennes de plage et les filets dérivants, selon les principes de précaution alors qu'au même moment, il y a de longues discussions sur l'arrêt de la croissance exponentielle de la capacité de pêche, en particulier à un niveau industriel.

Il est bon de rappeler que les prohibitions progressives des engins de pêche et les contraintes imposées au secteur de la pêche côtière, en général, mènent, pratiquement, à une réduction du nombre des bateaux de pêche multispécifique au profit d'unités plus spécialisées qui sont, en définitive, plus dangereuses quant à l'équilibre des écosystèmes marins. Cette spécialisation combinée à un effort de pêche puissant sur certaines espèces font que le défi pratique et immédiat de la gestion de la pêche, en mer Méditerranée, est le maintien de la diversité des pratiques de pêche et des pêcheries.

Un engin de pêche n'est pas fondamentalement nuisible par ses caractéristiques physiques, mais surtout par son utilisation dans des conditions particulières.

Les restrictions sévères sont, en général, préférables à l'interdiction. La plupart des solutions visant à l'atténuation de l'impact négatif potentiel de certaines techniques de pêche doivent être trouvées dans l'amélioration de leur sélectivité et, si nécessaire, en limitant le nombre des engins et des efforts relatifs (limites d'accès, autorisations de pêche par l'intermédiaire du système des permis). Les premiers systèmes de licence ont été établis en mer Méditerranée pour contrer l'expansion du chalutage. L'interdiction du chalutage de fond, dans certaines aires marines protégées, telles que les herbiers de posidonie ou l'utilisation de filets fixes de fond au-dessus des épaves ou sur les récifs de corail, sont des mesures utiles qu'il faut prendre au sérieux.

4.6. Fermeture temporaire

Les fermetures temporaires ou saisonnières interdisant certaines activités spécifiques de pêche, au cours d'une période déterminée, sont des mesures efficaces pour la protection des composantes de l'écosystème pendant des stades critiques. A titre d'exemple, les chalutiers français ne sont pas autorisés à naviguer pendant les fins de semaines et les

pêcheurs du thon à la senne coulissante doivent arrêter leur activité de pêche du 1^{er} au 30 juillet partout en Méditerranée. De telles mesures sont très efficaces car le contrôle peut être fait directement à partir des ports de pêche.

Les fermetures de zones, associées aux fermetures saisonnières, semblent être particulièrement appropriées à la réduction de certains effets non-désirables tels que la grande pression de pêches sur les juvéniles. Si elle est temporaire, la fermeture en vue de la protection des juvéniles devrait être définie selon leur densité dans les zones de pêche. Les fermetures saisonnières ou zonales pourraient aussi viser la préservation d'un habitat spécifique ou d'une espèce particulière. Dans le dernier cas, les limitations doivent, bien sûr, être appliquées, en même temps, à toutes les pêcheries et à toutes les pratiques de pêche capables de capturer l'espèce à protéger. La fermeture de la pêche au chalut, dans le golfe de Castelammare (Sicile), pendant quatre ans est l'un des exemples de ce type de mesure de gestion des pêcheries qui a permis l'augmentation de la moyenne des captures approximativement 25 fois (Pipitone et al. 1996). Néanmoins, il est difficile de démontrer l'efficacité d'une telle mesure à cause des échanges biologiques au-delà des limites des zones protégées. Le développement d'une méthodologie d'analyse quantitative et qualitative des coûts-bénéfices de telles mesures de gestion seraient, cependant, particulièrement utiles (Lembo and Spedicato in GFCM, 2000).

A l'opposé, les mesures de fermeture de la pêche, afin de protéger certaines espèces de poissons, pourraient indirectement avoir un impact négatif sur la population animale, qui normalement se nourrit de ces poissons. A titre d'exemple, la fermeture saisonnière de la zone chalutage, basée autour du Delta de l'Ebre (Nord-Ouest des côtes espagnoles méditerranéennes), coïncide avec la saison de reproduction des oiseaux charognards et affecte négativement leur performance reproductive, comme cela a été observé pour les petites mouettes à dos noir (Oro, 1996), les mouettes à pattes jaunes (Oro et al., 1995) et les mouettes d'Audouin (Oro et al., 1996). De plus, la fermeture de certaines zones pourraient avoir comme résultat le détournement des efforts de pêche vers d'autres aires de pêche et / ou vers d'autres techniques de pêche augmentant la pression sur d'autres stocks de pêche.

4.7. Aires marines protégées, réserves et récifs artificiels

En Mer Méditerranée, il y avait 47 Aires Spécialement Protégées (ASP) en 1996, dont 15 espaces exclusivement marins et 32 espaces terrestres et marins à la fois (UNEP, 1996). Créées, à l'origine, dans le but de préserver la faune et la flore marine, dans des zones particulières sujettes à l'agression humaine, il y a aujourd'hui un consensus grandissant sur l'intérêt de développer de nouveaux concepts de gestion basés sur les Aires Protégées Marines (APM) ou réserves marines. Cette idée est soutenue par le sentiment qu'il est possible de préserver, en même temps, les espèces menacées et d'assurer la pêche commerciale en combinant la conservation aux politiques de pêche.

Cependant, les APM constituent des refuges en espace plutôt qu'en nombre et pour assurer la préservation de leurs ressources halieutiques exploitables, des outils de gestion des pêcheries traditionnelles sont nécessaires. L'établissement des APM devrait, par conséquent, être accompagné de mesures techniques comprenant la limitation de l'effort de pêche, l'amélioration de la sélectivité des engins de pêche en termes d'espèces et / ou de

tailles, la limitation de l'accès à certaines techniques de pêche et si nécessaire, pendant certaines périodes. En plus, la construction de récifs artificiels à l'intérieur ou proches d'une réserve marine sont des mesures de protection efficaces contre l'utilisation, par les pêcheurs, de techniques de pêche nuisibles. D'autre part, le consensus entre les politiques, les scientifiques et les utilisateurs est un facteur essentiel contribuant au succès des APM (Sumaila et al., 2000). Par conséquent, il est essentiel que les pêcheurs soient impliqués, tôt, dans le processus de prise de décision dans la conception des APM et les réglementations associées, vu leur connaissance approfondie des zones de pêche et afin de prévenir les risques de conflit résultant des changements inévitables dans les pratiques et les activités de pêche.

Une réserve marine est créée sur la base d'arguments stipulant que les habitats benthiques seraient conservés et que les stocks de poissons seraient restaurés. Bien qu'il y ait des éléments suggérant que les réserves marines profitent aux pêcheries, l'efficacité des APM est, dans certains cas, remise en question. Si le contrôle et la protection des espèces et des habitats, ainsi que l'application des lois sont théoriquement simplifiés par la taille définie et limitée des APM, plusieurs scientifiques considèrent que les APM existant sont souvent trop petites pour assurer la stabilité des populations pour toutes les espèces. La difficulté principale réside dans la définition des frontières de la plupart des écosystèmes marins (Gislason et al., 2000). Puisque les processus biologiques d'une zone particulière dépendent des inputs et des outputs à travers les frontières, et que les types de migration ne sont pas contraints par des frontières arbitraires, le statut des espèces et d'habitats protégés est souvent, sous la dépendance de la pression de pêche externe et des conditions environnementales.

Les Aires Protégées Marines doivent être établies pour des objectifs clairs, précis et réalistes, et choisies pour les éléments qui ont besoin d'être limités ou contrôlés en priorité. Dans ce contexte, les Aires Protégées Marines peuvent être utilisées pour:

- La protection de l'habitat : aires où les poissons juvéniles sont abondants (comme, par exemple, les gammes de profondeurs où abondent les juvéniles des langoustines; Sardà in GFCM, 2000) ; ou les zones de reproduction des tortues, des oiseaux de mer ou du phoque moine (Par exemple, aux Iles Hawaii, il y a une zone permanente de protection des espèces, établie pour réduire les interactions entre les phoques et la pêche à la palangre.
- La protection d'espèces ou de groupes d'espèce particuliers considérées comme rares, vulnérables ou écologiquement importants (*Monachus monachus*, tortues marines, *Posidonia oceanica*, ...).
- La recherche : par exemple la comparaison des interactions écologiques dans les environnements et au niveau des communautés marines où la pêche est pratiquée ou non pratiquée; le contrôle du site pour les études des effets de la pêche, l'évaluation de l'impact sur les fonds marins (Jennings et Kaiser, 1998).

Etant donné que les activités humaines et les conditions environnementales changent avec le temps, il serait préférable d'adapter / d'ajuster la gestion des Aires Protégées Marines sur la base d'évaluations régulières de l'efficacité de la stratégie selon la réalisation des objectifs dans leur ensemble. La rotation saisonnière des zones de pêche par des fermetures temporaires successives devrait, en principe, préserver l'état des fonds marins, puisque la probabilité de changements permanents au sein des communautés benthiques est proportionnelle à la fréquence des perturbations par les engins (Jones; 1992).

4.8. Programmes d'éducation

Le niveau de l'impact est dû, non seulement aux caractéristiques des engins de pêche, mais également aux pratiques développées par les pêcheurs dans les pêcheries. Par conséquent, un impact potentiel négatif peut être corrigé par la modification de l'engin de pêche, et également par l'introduction de changements dans les habitudes de pêche. De plus, les mesures techniques devraient être conçues, en tenant en considération, leur acceptabilité potentielle par les pêcheurs. Pour une meilleure acceptation, il est souvent préférable que cette initiative vienne de la part des exploitants traditionnels des régions qui ont senti le besoin de protéger leurs ressources. L'accord des pêcheurs est facilement acquis s'ils sont convaincus que l'adoption volontaire garantira (ou, mieux, pourrait accroître) leurs revenus ainsi que la conservation des stocks de poissons afin d'assurer la durabilité de l'exploitation. Par conséquent, il est de prime importance que des programmes de sensibilisation et d'éducation soient élaborés pour les pêcheurs et le public et exécutés avant ou, au moins, en même temps que l'établissement de toute nouvelle mesure de protection décidée. L'expérience a montré, ces dernières années, que la participation des pêcheurs à l'analyse des problèmes et des solutions relatives à la gestion locale ou régionale, est probablement la stratégie la plus efficace. Dans ce contexte, l'établissement de "Groupes consultatifs de pêcheurs" est recommandé pour l'élaboration et la mise en œuvre de tout programme de protection des écosystèmes.

Etant donné que les connaissances relatives aux effets de la pêche sur les écosystèmes sont encore très limitées en général, il est, souvent, plutôt difficile de convaincre les pêcheurs du bien-fondé de la préservation de la qualité et de la diversité de certains écosystèmes marins. Dans cet ordre d'idées, il est communément admis par les pêcheurs que les zones de pêche devraient être préparées (tout comme le fermier prépare son terrain en friche!) par la destruction massive des épibiontes et autre faune benthique qui n'a pas d'intérêt commercial. A cet effet, il est bon de remarquer que de telles pratiques sont systématiquement utilisées dans quelques pêcheries des crevettes de profondeur et dans des pêcheries à la drague.

Il est absolument recommandé d'établir des programmes d'éducation destinés aux skippers quant à la protection nécessaire des espèces en danger ainsi qu'à l'avantage d'adopter des mesures techniques visant l'amélioration de la sélectivité des engins et des pratiques de pêche concernant les espèces et la taille des poissons ainsi que la limitation du dommage physique potentiel subi par l'environnement. Une attention particulière devrait être portée sur l'intérêt des programmes de formation concernant la libération vivantes des espèces menacées.

Enfin, étant donné que l'opinion publique joue, aujourd'hui, un rôle important dans la décision politique, il est très important de fournir suffisamment d'efforts dans la diffusion appropriée des études scientifiques au moyen de campagnes de sensibilisation auprès du public, de production vidéo, de publications et de programmes d'information.

4.9. Remèdes aux effets de la pêche sur l'écosystème dans le méditerranéen d'après une perspective systémique

La plupart des principaux effets de la pêche enregistrés dans le monde se rencontrent dans les écosystèmes méditerranéens. Ils varient depuis des effets locaux sur le fond de mer provoqués par le chalutage jusqu'aux plus grands impacts sur les populations de cétacés résultant de l'enchevêtrement des animaux dans de longs filets dérivants. Cette variabilité est due à trois principaux facteurs:

- ?? la variété énorme des engins et techniques de pêche (la plupart artisanale),
- ?? l'intensité très élevée de la pêche,
- ?? la diversité biologique importante, qui est démontré, par la présence en Méditerranée, d'un vaste éventail d'espèces vulnérables, dont les phoques, les baleines, les tortues et les requins.

Malgré que l'approche au cas par cas soit adoptée dans ce document, on devrait souligner que l'impact de la pêche dépasse de loin les seuls effets causés sur les populations spécifiques des espèces cibles et les captures accessoires, ou la dégradation du système physique de support. La pêche affecte profondément la structure complexe des écosystèmes, altérant leur fonctionnement interne. Une mesure d'appropriation humaine de la production biologique marine, concernant le pourcentage de la production primaire exigée pour maintenir une pêche donnée (% PPR), a été estimée sur une base globale par Pauly et Christensen (1995). Les résultats obtenus ont indiqué une empreinte écologique pour la pêche beaucoup plus élevée que prévue: atteignant jusqu'à 35,3% dans le cas des plateaux continentaux non-tropicaux du monde. Un autre index écologique ou niveau trophique moyen de la pêche (TL), indique l'impact de la pêche sur la structure de la chaîne alimentaire marine au cours du temps. Pauly et al. (1998) ont décrit l'existence d'un effet global de la pêche profonde sur la chaîne alimentaire (FDMFW) basé sur la tendance fortement décroissante des valeurs de TL des captures enregistrées pour la période 1950-94. Ceci a été également vérifié en Méditerranée. L'absence de correspondance entre les productions inférieures des TL et l'augmentation prévue des captures indique une rupture des voies principales d'énergie et une diminution ultérieure des rendements résultant de la dégradation structurale et fonctionnelle de l'écosystème. Les écosystèmes bien-structurés maintiennent des niveaux de population de prédateurs sains, et tendent à être énergiquement plus efficaces et plus résilients aux perturbations externes, et sont de ce fait la base d'une pêche durable.

Quelques tentatives récentes pour évaluer l'effet global de la pêche dans des zones spécifiques de la Méditerranée sur l'écosystème semblent aboutir aux mêmes conclusions que ceux mentionnées ci-dessus. Les considérations au sujet du rôle de l'augmentation de la production biologique due à l'enrichissement nutritif anthropique des eaux ajoutent une certaine incertitude aux interprétations.

Tudela (2000) a estimé le % PPR pour la pêcherie pélagique/démersale opérant au large de la côte centrale Catalane (Espagne Nord-Est) sur le plateau continental et le talus en dessous de 1000 m à plus de 40% de la totalité de la production primaire. Cette donnée tient compte des rejets et des captures non-enregistrées. Un niveau si énorme de

l'appropriation humaine, l'un des plus élevés jamais enregistré, avec une stagnation des débarquements en dépit de la croissance de la capacité de la pêche et du fait que la pêche agit à des niveaux trophiques modérément bas implique l'exploitation totale et écologiquement non durable de l'écosystème. L'auteur a mis en garde contre la perte possible de résistance de l'écosystème soumis à de telles conditions. En utilisant les statistiques de débarquements officielles dans le bassin méditerranéen oriental, Stergiou et Koulouris (2000) ont étudié l'évolution du TL moyen des captures pendant les 30 dernières années, recherchant un effet local sur FDMFW. Les résultats ont prouvé qu'au moins dans la partie principale de la mer Égée le niveau trophique moyen a diminué ces dernières années, et les auteurs ont conclu que le système d'exploitation actuel n'est pas durable. De toutes les façons, un niveau si élevé de l'exploitation de l'écosystème est susceptible de rompre la chaîne alimentaire, et d'empêcher l'écosystème de prendre en charge les populations saines des prédateurs d'apex. Ce phénomène peut être à la base de plusieurs conflits enregistrés dans les sections précédentes et indique le besoin de combiner les règles de conservation pour les espèces particulièrement menacées (exp. Le phoque moine) et les règles pour la pêche durable, permettant ainsi aux écosystèmes de se reconstruire.

Cette réduction du TL moyen d'une communauté exploitée peut être intentionnelle dès le début. Ceci a été également démontré par des pêcheurs en Sicile méridionale: qui habituellement « nettoient la mer » en chalutant à plusieurs reprises tout nouveau fond de pêche pour éliminer les requins et toutes autres espèces indésirables (Badalamenti, comm. pers.). Réciproquement, la création des zones marines protégées (MPA) dans laquelle la pêche est interdite s'est montrée utile pour reconstruire la diversité des communautés exploitées: le TL moyen des communautés de poissons dans les herbiers a augmenté après les mesures de protection le long de la côte méditerranéenne française (Harmelin-Vivien, pers. comm.).

Il a été suggéré, ces dernières années, que l'augmentation de la production primaire au nord-ouest de la Méditerranée a pu avoir des effets positifs sur la production de pêche dans la région (Caddy, 1997; 2000). Cette hypothèse, en cas de confirmation, pourrait fournir un mécanisme pour faire face à la réduction de la production de pêche due à la surexploitation de l'écosystème. En Méditerranée, la relation qui existe entre l'augmentation globale de la production de la pêche et la diminution du TL moyen des captures serait compatible avec un effet si ascendant, comme il a été démontré par la tendance à la hausse de l'indice de FIB associant les deux paramètres, bien qu'il y ait d'autres explications (Pauly, Comm. pers.). Cependant les analyses des données provenant des mesocosmes expérimentaux et des écosystèmes marins naturels montrent en général, partout dans le monde, une faible relation entre les apports d'azote et les niveaux élevés de productivité phytoplanctonique, laissant supposer qu'il est peu probable que les nutriments d'origine anthropique peuvent provoquer un accroissement de la biomasse des poissons, indépendamment des conditions locales et de l'importance de l'enrichissement nutritif (Micheli, 1999). En l'absence d'une étude spécifique, ces conclusions semblent mettre en question la validité de l'ancienne hypothèse.

On peut déduire des informations présentes ci-dessus que les effets de la pêche en Méditerranée ne se limitent pas à l'impact de la surexploitation des espèces isolées, des groupes non-commerciaux vulnérables ou des habitats sensibles, les effets de la pêche sur les écosystèmes en Méditerranée sont également remarquables au niveau systémique, comme mis en valeur par l'empreinte écologique massive de la pêche ou des effets notables sur la structure de la chaîne alimentaire. Une approche holistique devrait donc être adoptée si les changements de la structure et au fonctionnement des écosystèmes marins provoqués

par la pêche doivent être remédiés. Ces changements affectent directement les propriétés importantes des écosystèmes telles que sa résilience à l'interférence humaine.

Il existe un consensus croissant sur l'utilisation potentielle des réserves marines ou des aires marines protégées (MPAs) comme outil de prévention pour la gestion systémique de la pêche (Roberts, 1997; Hall, 1998; Lauck et al., 1998; Hastings et Botsford, 1999). L'utilisation de cette approche en Méditerranée semble être prometteuse, étant donné les résultats préliminaires des quelques expériences limitées au niveau des réserves marines (voir ci-dessus). L'idée de reconstruire des écosystèmes dégradés, la plupart du temps par MPAs reçoit le support dans la communauté scientifique (Pitcher et Pauly, 1998). Ces auteurs pensent que le but ne doit pas se limiter à maintenir ces écosystèmes à leur état actuel mais plutôt à les reconstruire afin d'attendre leur état d'origine avant l'intervention de l'homme. Cette approche serait d'un grand intérêt en méditerranée étant donné la transformation profonde des écosystèmes marins due à l'exploitation humaine intense durant des siècles. Comme cela a été suggéré dans les sections respectives de ce document, ces mesures de précaution pour un écosystème de base devraient être accompagnées par :

- ?? Des améliorations générales de la sélectivité intra et interspécifiques des engins et techniques de pêche,
- ?? de la minimisation des dommages physiques qu'elles causent à l'environnement support,
- ?? l'organisation en parallèle, des programmes éducatifs pour les pêcheurs.

Les subventions publiques réservées à ces mesures, qui dans certains cas doivent inclure l'éradication ou les restrictions sévères particulièrement aux pratiques de pêche nuisibles, auraient probablement comme conséquence l'amélioration de la pêche et des écosystèmes y afférents.

5. CONCLUSION

La croissance générale des activités humaines autour de la mer Méditerranée, y compris la pression de pêche, est hautement responsable des menaces majeures à la survie des espèces en danger ou aux habitats fragiles. La plupart des impacts négatifs résultant de la pêche, enregistrés dans le monde, se trouvent dans les écosystèmes méditerranéens. Le développement de la technologie de récolte a joué un rôle majeur dans la croissance des exploitations et a abouti, dans certaines zones, à des situations de surexploitation de la plupart des plus importantes espèces commerciales. Bien que le déclin des espèces semble être relativement limité jusqu'à présent, la multiplication des efforts de pêche et l'intensité de l'exploitation de quelques espèces sélectionnées pour leur haute valeur sur le marché ou pour lesquelles la demande (et le prix) est en croissance, constitue un sérieux objet d'inquiétude. Cependant, il n'est pas probable que l'augmentation, continue de l'effort, se traduira par de plus grands revenus, à long terme, du moins pour les espèces mentionnées ci-dessus.

La grande diversité des engins de pêche, à petite échelle, employés pour les espèces débarquées, ainsi que l'importance des pêcheries, dans les eaux côtières de la Méditerranée, en général, font que la gestion des pêcheries méditerranéennes basées sur les écosystèmes est une opération extrêmement complexe.

En conclusion, la seule approche réductrice peut ne pas être suffisante pour préserver les écosystèmes méditerranéens et leur diversité biologique d'une manière satisfaisante. En outre, des politiques de préservation visant des espèces vulnérables ou des habitats ne devraient pas être séparées des politiques de gestion de pêche, étant donné qu'elles ont essentiellement le même but. A partir de ces traités dans ce document, il apparaît clairement, que mise à part les questions liées aux aspects techniques tels que ceux concernant les engins ou les pratiques de pêche néfastes, la surpêche reste le problème central à la base de tous les autres. Beaucoup d'exemples ont été mentionnés montrant comment la pêche intensive aggrave les interactions entre les groupes vulnérables et les pêcheries. Le développement et l'application des politiques de précaution intégrées semblent être fortement nécessaires.

Une approche de précaution qui impliquerait la suppression de toutes les causes de danger potentiel et même des incertitudes risquerait d'être très restrictive.

Plusieurs raisons font qu'il est fondamental de trouver des solutions afin de maintenir la grande variété des engins de pêche, des pratiques et des pêcheries, au sein du secteur. Une exploitation équilibrée des ressources naturelles avec l'utilisation d'engins et de pratiques de pêche variés est cruciale pour la conservation de la diversité biologique. La diversité des engins et des pratiques de pêche reflète clairement les spécificités sociales et culturelles des pays méditerranéens. L'utilisation durable des écosystèmes marins au profit de l'Homme ne peut être assurée que par des mesures alliant soucis écologiques et exigences socio-économiques.

Etant donné que l'intérêt général et les objectifs sont finalement les mêmes, les politiques de conservation concernant la gestion des espèces ou des habitats menacés et des pêcheries ne devraient pas être considérées séparément.

Une approche progressive basée sur des accords consensuels entre tous les exploitants de la mer sur des objectifs généraux de conservation concernant les écosystèmes méditerranéens serait sûrement la politique ou l'arrangement le plus réaliste.

R

EFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abella A. J. and F. Serena (2001)** Stock assessment of hake (*Merluccius merluccius*) in the South-eastern Ligurian Sea. GFCM –WG on Demersal species. Tunis, 13-16 March 2001.
- Abelló P. Arcos J.M. and Gil de Sola L. (2000)** Geographical patterns of attendance to trawling by breeding seabirds along the Mediterranean Iberian coasts. 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Espagne. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p. 48.
- Addis P., Campisi S., Cuccu D., Follesa M.C., Murenu M., Sabatini A., Secci E., A. Cau (1998)** Pesca sperimentale mesobatliale con attrezzi fissi. *Biol. Mar. Medit.*, 5 (3) : 638 – 648.
- Aguilar R., Pastor X., Gual A., Fabbri F., Simmonds M., Borrell A. and Grau E. (1991)** Technical Report on the Situation of Small Cetaceans in the Mediterranean and Black Seas and Contiguous Waters, and the Impact of Fishing Gear and Fishing Practices on These Animals. Greenpeace International. Amsterdam.
- Aguilar, R., Mas, J. and Pastor, X. (1992)** Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the Western Mediterranean. Paper presented at the 12th Annual Workshop on Sea turtle Biology and Conservation. Jekyll Island, USA. 25-29th February 1992.
- Aguilar R., Mas J. and Pastor X. (1995)** Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. Pg. 1, 12th Annual Workshop. Sea Turtle Biology and Conservation, Feb. 25-29, 1992, Jekyll Island, Georgia.
- Aguilar, J.S. (1998)** Biología y conservación de la Pardela Balear *Puffinus mauretanicus*. *Documents Tècnics de Conservació* (II): 2
- Aldebert Y. (1997)** Demersal resources of the Gulf of Lions (NW Mediterranean). Impact of exploitation of fish diversity. *Vie Milieu* 47: 275-284.
- Anonymous (1985)** Analisis del sector bolichero de la Provincia de Malaga (Aspectos historicos, Administrativos y sociologicos. Ministerio de Agricultura, pesca y Alimentacion. Junta de Andalucia.
- Anonymous (1987)** Annual Report Referred to the Cetacean Stranded in Italy, 1987. Centro de Studi di Cetacei
- Anonymous (1990)** Urgent Action Meeting for Safeguarding the Mediterranean Monk Seal as a Species. Texel, The Netherlands. 10-11th December 1990. pp. 1-12 (cited in Johnson and Karamanlidis, 1998).
- Anonymous (1994)** Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. *Rep. Int. Comm. Whale* (Special Issue 15), 1994.
- Anonymous (1995)** Characterization of Large Pelagic Stocks (*Thunnus thynnus* L., *Thunnus alalunga* Bonn, *Sarda sarda* Bloch, *Xiphias gladius* L.) in the Mediterranean. Community of Mediterranean Universities. Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV. Project MED/91/012.
- Anonymous (1999a)** *Mediterranean News. The Monachus Guardian* 2(1): 9-19
- Anonymous (1999b)** *Mediterranean News. The Monachus Guardian* 2(2): 47-59
- Anonymous (2000)** Endangered Species Act – Section 7. Consultation Biological Opinion. Re-initiation of Consultation on the Atlantic Pelagic Fisheries for Swordfish, Tuna, Shark

- and Billfish in the U.S. Exclusive Economic Zone (EEZ): Proposed Rule to Implement a Regulatory Amendment to the Highly Migratory Species Fishery Management Plan; Reduction of Bycatch and >Incidental Catch in the Atlantic Pelagic Longline Fishery, 118 pp. Consultation conducted by National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, Md., June 30, 2000.
- Anselin, A. and Van der Elst (eds.) (1988)** Monk Seal Bulletin 7: 1-5. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Brussels
- Arcos J. M., Oro D. and Ruiz X. (2000)** Attendance of seabirds to purse-seiners off the Ebro Delta (NW Mediterranean). 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Espagne. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p 31.
- Ardizzone, G.D. (1994)** An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biologia Marina Mediterranea* 1: 109-113
- Ardizzone G. D., Tucci P., Somaschini A. and Belluscio A. (2000).** Is bottom trawling partly responsible for the regression of *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean Sea? In: Kaiser, M. J. and de Groot, S. J. (eds) *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats*. Blackwell Science, London. pp 37-46.
- Ball B., Munday B. And Tuck I. (2000)** Effects of otter trawling on the benthos and environment in muddy sediments. In: Kaiser, M. J. and de Groot, S. J. (eds) *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats*. Blackwell Science, London. pp 69-79.
- Basoglu, M. (1973)** A preliminary report on a specimen of Soft-shelled turtle from Southwestern Anatolia. *Ege Univ. Fen Fak. Ilmi Rap. Ser.* 172: 1-11
- Bayet, A. and Beaubrun, P. (1987)** Les mammifères marins du Maroc : inventaire préliminaire. *Mammalia* 51: 437-446
- Beaubrun P. (1998)** Les populations de Cétacés en Mer Méditerranée: évaluation des connaissances sur le statut des espèces. Document UNEP(OCA)MED WG. 146/Inf.3 préparé pour la réunion d'experts sur la mise en œuvre des plans d'action pour les mammifères marins (Phoque Moine et cétacés) adoptés dans le cadre du PAM, Arta (Grèce), 29-31 octobre 1998, 46p.
- Berkes, F. (1982)** Monk seals on the Southwest coast of Turkey. *FAO Fisheries Series* 5: 237-242
- Berkes F., Anat H., Esenel M. and Kislalioglu M. (1979)** Distribution and ecology of *Monachus monachus* on Turkish coasts. In: Ronald, K. and Duguay, R. (eds.). *The Mediterranean Monk Seal. Proceedings of the First International Conference*. UNEP and Pergamon Press. pp 113-127.
- Bethoux, J.P. and Copin-Montegut, G. (1986)** Biological fixation of atmospheric nitrogen in the Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography* 31: 1353-1358
- Bjoldal A. and S. Lokkeborg (1996)** Longlining. *Fishing News Books*. 156 p.
- Bonfil R. (1994)** Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, 341, 110 p.
- Boudouresque Ch. F. et J. R. Lefevre (1991)** Ressources alimentaires, Phoque Moine (*Monachus monachus*) et stratégie de protection. Conservation of the Mediterranean monk seal. Technical and scientific aspects. Antalya, Turquie, 1-4 May 1991. *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Environment Encounters*, N° 13.
- Bozzano, A. and Sardà, F.** Consumption rate of fishery discards and scavenging activity in North Western Mediterranean (submitted)
- Bradai M.N. (1995)** Impact de la pêche sur la tortue marine *Caretta caretta* sur les côtes sud-est de la Tunisie. *Rapp. Comm. int. Mer Médit* 34: 238.
- Bradai, M.N. and El Abed, A. (1998)** Presence de la tortue luth *Dermochelis coriacea* dans les eaux tunisiennes. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35:382-383

- Brander, K. (1981)** Disappearance of common skate *Raia batis* from Irish Sea. *Nature* 290: 48-49.
- Breuil Ch. (1997)** Les pêches en Méditerranée: Eléments d'information sur le contexte halieutique et les enjeux économiques de leur aménagement. FAO circulaire sur les pêches n°927. Rome. 36p.
- Buia M.C., Mazzella L., Gambi M.C., Brandini E., Lorenti M., Procaccini G., Scipione M.B., Terlizzi A. and Zupo V. (1999)** Preliminary data on epiphytic flora and vagile fauna of the *Posidonia oceanica* beds at the marine reserve of Ustica Island (Sicily). *Biologia Marina Mediterranea* 6: 240-242.
- Caddy J.F. (1996)** Resource and environmental issues relevant to Mediterranean fisheries management. *Studies and Reviews. General Fisheries Council for the Mediterranean.* N°66. Rome.142p.
- Caddy J. (1997)** Regional reviews: Mediterranean and Black Sea. In: Review of the state of world fishery resources: marine fisheries. FAO Fisheries Circular 920: 44-52.
- Caddy J. (1999)** Fishery management in the twenty first century: will new paradigms apply ? *Reviews in Fish biology and Fisheries*, 9 : 1-43.
- Caddy J.F. (2000)** Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed areas. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 628-640.
- Camiñas, J.A. (1995)** The Loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 34
- Camiñas, J.A. (1997a)** Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes. *Revista Española de Herpetología* 11: 91-98
- Camiñas, J.A. (1997b)** Capturas accidentales de tortuga boba (*Caretta caretta*, L. 1758) en el Mediterráneo Occidental en la pesquería de palangre de superficie de pez espada (*Xiphias gladius* L.). *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers XLVI (4):* 446-455
- Camiñas, J.A. (1997c)** Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo y efecto de la pesca sobre las mismas en la región del Estrecho de Gibraltar. *Biología Pesquera (1995-1996).* Universidad de Murcia. Aulas del Mar. pp 131-146
- Camiñas, J.A. (1998)** Is the leatherback (*Dermochelis coriacea* Vandelli, 17761) a permanent species in the Mediterranean Sea? *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35: 388-389
- Camiñas, J.A. and De la Serna, J. M. (1995)** The Loggerhead distribution in the Western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish Long Line Fishery. *Scientia Herpetologica* 1995: 316-323.
- Camiñas, J.A. and Valeiras, J. (2000)** Preliminary data on incidental capture of sea turtles by drifting longline fisheries in western Mediterranean Sea. VI Congreso Luso-Español, X Congreso Español de Herpetología. Valencia, Spain
- Carbonara, P., Contegiacomo, M., Acrivulis, A., Spedicato, M.T. (1999)** Observations on the composition of the catches obtained by the beach seine in the Crotona fishery. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 540-543.
- Carbonell, A. (co-ord.) (1997)** Discards of the western Mediterranean trawl fleets. Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV. Project MED/94/027.
- Carbonell, A., Martín, P., de Ranieri, S. and WEDIS team (1998)** Discards of the Western Mediterranean trawl fleets. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35:392-393
- Casavola, N., De Ruggieri, P. and Lo Caputo, S. (1999a)** The "rossetto" fishery in the Gulf of Manfredonia. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 547-549.
- Casavola, N., De Ruggieri, P., Lo Caputo, S. and Sgobba, A. (1999b)** Composizione autunnale ed invernale del "bianchetto" nel Golfo di Manfredonia. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 550-552.

- Castro, J.I., Woodley, Ch.M. and Brudek, R.L. (1999)** A preliminary evaluation of the status of shark species. FAO Fisheries Technical Paper 380. 72p.
- Cavallaro, G., and Lo Luca, G. (1996)** Aree di pesca del pesce spada da parte delle marinerie della costa ionica siciliana. *Biologia Marina Mediterranea* 3: 351-345
- Cebrian, D. (1995)** The Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in Croatia. Ed. RAC/SPA. (UNEP-MAP). Tunis. 21 pp.
- Cebrian, D. (1997)** Catalogue of important areas for the conservation of the Mediterranean Monk seal in the Aegean Sea, Greece. Report to EURONATURE. Environmental Research Bureau, Athens. 61 pp
- Cebrian, D. (1998a)** La foca monje (*Monachus monachus* Hermann 1779) en el Mediterraneo Oriental (Grecia y Croacia). PhD. Universidad Complutense. Madrid. 367 pp plus 2 Appendix.
- Cebrian, D. (1998b)** Conservation Status of the Monk seal in three key areas for the species in Greece. Ed. Environmental Research Bureau, Athens. 13 pp
- Cebrian, D. and A. Vlachoutsikou (1991)** Recent data on the state of the population of Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in Greece. Conservation of the Mediterranean monk seal. Technical and scientific aspects. Antalya, Turquie, 1-4 May 1991. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Environment Encounters, N° 13 : 38-42
- Cebrian, D. and A. Vlachoutsikou (1994)** The Mediterranean monk seal on Zakynthos island, Greece 1992-1993. Ed. WWF-Greece, Athens.
- Cebrian, D. and A. Anagnostopoulou (1995)** Marine resources preservation in Greece. The case of the Sporades Marine Park. North Aegean Sea. Greece. Report to the European Commission D.G. XI. Environmental Research Bureau, Athens.
- Cebrian, D., Anagnostopoulou, K. & A. Anagnostopoulou (1995)** Status of the Population and Habitat of the Mediterranean Monk Seal in Cyclades Islands. Report to the European Commission D.G. XI. Environmental Research Bureau, Athens. 255 pp. plus 2 appendix.
- Charbonnier, D. (1990)** Pêche et Aquaculture en Méditerranée. État actuel et perspectives. Les fascicules du Plan Bleu. PNUE-CAR/PB
- Churchill, J.H. (1989).** The effect of commercial trawling on sediment resuspension and transport over the Middle Bight continental shelf. *Continental Shelf Research* 9, 841-64.
- Compagno, L.J.V. (1984)** Sharks of the world. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fisheries Synopsis 125 (Vol 4). 249p
- Consiglio C., A. Arcangella, B. Cristo, L. Mariani, L. Marini and A. Torchio (1992).** Interactions between bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus* and fisheries along North-Eastern coasts of Sardinia, Italie. European Research on Cetaceans-6. Proceedings of the Sixth Annual Conference of the European cetacean Society, San Remo, Italie. 20-22 February 1992. 35-36.
- Cooper, J., Borg, J. J., Belda, J., Papaconstantinou, C and Sánchez, A. (2000).** Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Espagne. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p. 29.
- Crespo, J., Camiñas, J.A. and Rey, J.C. (1988)** Considerations sur la présence de tortues luth, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758), dans la Méditerranée Occidentale. XXI Congrès-Assemblée Plénière de la CIESM. Comité de Vertébrés Marins et Cephalopodes. Symposium: Tortues de Mer.
- Cuccu D., Campisi S., Follesa M.C., Murenu M. and Sabatini A. (1999)** Revaluation of cephalopods artisan fishing systems in marine protected areas. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 73-80.

- Daskalov, G. (1999)** Fishery causes a trophic cascade in the Black Sea? ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Montpellier. Book of Abstracts. p 43
- Datzell P., (2000)**. The influence of incidental catch and protected species interactions on the management of the Hawaii-based longline fishery. WPRCFMC Pelagics report.
- De Ambrosio, L. (1998)** Estrategia del Programa Marino de ADENA/WWF-España. Informe sobre Especies y Ecosistemas. Adena/WWF, Madrid. 23p
- De Juana, A. and De Juana, E. (1984)** The status and conservation of seabirds in the Spanish Mediterranean. In: Croxall, J.P (ed.) Status and Conservation of the World's Seabirds. ICBP. Cambridge. pp 347-361
- De Metrio G. and Megalofonou, P. (1988)** Mortality of Marine Turtles *Caretta caretta* L. and *Dermochelys coriacea* (L.) consequent to accidental capture in the Gulf of Taranto. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 31
- De Metrio G., Potoschi A., Megalofonou P.(1998)** Catches of juvenile bluefin tuna and swordfish during the Albacore longline fishery in the Mediterranean. UE- DGXIV n°94/079.
- De Metrio G., Potoschi A., Sion L., Cacucci M. and Sturiale P. (1997)** Effetti della pesca all'alalunga (*Thunnus alalunga* Bonn.), con longline sul reclutamento del pesce spada (*Xiphias gladius* L.) e del tonno rosso (*Thunnus thynnus* L.). *Biologia Marina Mediterranea* 4: 228-236.
- De Metrio G., M. Cacucci, M. Deflorio, S. Desantis, N. Santamaria (2000)** Incidenza della pesca ai grandi pelagici sulle catture di squali. *Biol. Mar. Medit.*, 7 (1): 334 – 345.
- Delaugerre M. (1987)**. Statut des tortues marines de la Corse (et de la Méditerranée). *Vie et Milieu*, 37 (3/4) : 243-264.
- Demestre M., Sánchez P. and Kaiser M. J. (2000)** The behavioural response of benthic scavengers to otter-trawling disturbance in the Mediterranean. In: Kaiser, M. J. and de Groot, S. J. (eds.) *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats*. Blackwell Science, London. pp 121-129.
- Demetropoulos A. (1998)** Rehabilitation of habitats and management of resources. Euro Turtle web page: <http://www.ex.ac.uk/telematics/EuroTurtle/>.
- Demetropoulos A. and M. Hadjichristophorou (1995)** Manual on Marine Turtle Conservation in the Mediterranean. Mediterranean Action Plan – UNEP, Athens. Regional activity centre/ Specially Protected Areas, Tunis., The World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. Chypre Wildlife Society. Ministry of Agriculture, Natural Resources and Environment Department of Fisheries, Nicosia, Chypre.
- Demirayak, F. (1999)** The Status of Green Turtle *Chelonia mydas* Nesting Habitats in Kazanlı, Akyatan and Samandag on the Turkish Mediterranean Coast. MEDASSET (UK). Report presented to the 19th Meeting of the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Strasbourg
- Di Natale, A. (1983a)** Striped dolphin, *Stenella coeruleoaba* (Meyen) in the Central Mediterranean Sea: an analysis of the new data. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 28:201-202
- Di Natale, A. (1983b)** Status of the Risso's dolphin, *Grampus griseus* (G. Cuvier) in the Central Mediterranean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 28:189-190
- Di Natale, A. (1983c)** Distribution, frequency and biology of the common dolphin, *Delphinus delphis* Linneus, in the Central Mediterranean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 28:199-200
- Di Natale A. (1990)** Interaction between marine mammals and scombridae fishery activities: The Mediterranean case. *FAO Fish. Rep.* 449: 167-174.
- Di Natale A. (1992a)** Impatto della pesca ai grandi pelagici sui cetacei nei mari italiani. 53° congresso Uzi, tavola rotonda Uzi-SIBM Palermo 1990. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova* 87-112.

- Di Natale A. (1992b)** Impact of fisheries on cetaceans in the Mediterranean Sea. Sixth Annual conference of the European Cetacean Society, San Remo (Italie) European Research on Cetacean (6) : 18.
- Di Natale A. (1995)** Driftnet impact on protected species: observers data from the Italian fleet and proposal for a model to assess the number of cetaceans in the by-catch. ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 44: 255-263.
- Di Natale A. (1996)** L'uso delle reti derivanti di tipo "spadara": analisi della situazione. *Biologia Marina Mediterranea* 3: 360-364.
- Di Natale A. (1997)**. By-catch of Marine Mammals in Tuna and Swordfish Fisheries : the Mediterranean Case. ICES CM 1997/Q:06.
- Di Natale, A. and Mangano, A. (1981)** Report of the progress of Project Cetacea. VI) July 1978-October 1981. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, XI, suppl. Spec. 49p
- Di Natale, A. and Mangano, A. (1983)** Biological and distribution new data on the sperm whale, *Physeter macrocephalus*, in the Central Mediterranean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 28:183-184.
- Di Natale A., Notarbartolo di Sciara G. (1990)** Mediterranean passive nets and traps and their by-catch. IWC/UCN Symposium on Mortality of Cetacean in Passive Nets and Traps, La Jolla, USA, Oct. 1990. *Rep. Int. Whal.Comm. (Special Issue 15)* : 189-202.
- Di Natale, Mangano, A., Navarra, E., Schimmenti G., Valastro M., Bascone M. and Asaro A. (1996)** La pesca del pescespada (*Xiphias gladius* L., 1758) in alcuni importanti porti tirrenici e dello stretto di Sicilia tra il 1985 ed il 1994. *Biologia Marina Mediterranea* 3: 346-351
- Di Natale A., Labanchini L., Mangano A., Maurizi A., Montaldo L., Montebello O., Navarra E., Pederzoli A., Pinca S., Placenti V., Schimmenti G., Sieni E., Torchia G. and Valastro M. (1992)** Gli attrezzi pelagici derivanti utilizzati per la cattura del pescespada (*Xiphias gladius*) adulto: valutazione comparata della funzionalità, della capacità di cattura, dell'impatto globale e della economia dei sistemi e della riconversione. *Aquastudio: Rapporto al Ministero delle Marina Mercantile.* 349p.
- Donahue, M. and Edwards, E. (1996)** An Annotated Bibliography of Available Literature Regarding Cetacean Interactions with Tuna Purse Seine Fisheries Outside of the Eastern Tropical Pacific. NOAA, National Marine Fisheries Service. La Jolla, California
- Duguy, R., Casinos, A., Di Natale, A., Filella, S., Ktari-Chakroun, F., Lloze, R. and Marchessaux, D. (1983a)** Répartition et fréquence des mammifères marins en Méditerranée. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 28: 223-230
- Duguy, R., Besson, J., Casinos, A., Di Natale, A., Filella, S., Raduan, A., Raga, J. and Viale, D. (1983b)** L'impact des activités humaines sur les cétacés de la Méditerranée Occidentale. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 28: 219-222
- Economou E. and D. Konteatis (1992)** Development of Swordfish fishery in Chypre, 1975 – 1985. ICCAT. SCRS/92/98. P 216 –202.
- Erzini K., Monteiro C. C., Ribeiro J., Santos M. N., Gaspar M., Monteiro P. and Borges T. C. (1997)** An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 158: 257-265.
- ESGEMAR (1995)** Assessment of the effect of trawling on *Posidonia oceanica* grounds in relation to the benthic and demersal communities. Final report EC DG XIV Study contract n° TR/MED92/012.
- Ess Ch., (1999)**. Gillnetting. *National Fisherman.* Sept. 1999. P.40-41.
- Evans, D.L. (1987)** Dolphins as beaters for gulls? *Bird Behaviour* 7:47-48
- Fanelli G., Piraino S., Belmonte G., Geraci S. and Boero F. (1994)** Human predation along Apulian rocky coasts (SE Italie): desertification caused by *Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 110: 1-8.
- FANTARED 2 project (2000)** A study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea. **FAIR PL98 –4338. Interim report.**

- Feretti M.; (2000)** Classificazione e descrizione degli attrezzi da pesca in uso nelle marinerie italiane con particolare riferimento la loro impatto ambientale. Ricerca ICRAM report.
- Feretti M; Mangano A., S. Palladino, E. Tarulli (1994)** Le reti derivanti. Quaderno ICRAM n.13.
- Fergusson, I.K. (1996)** Distribution and autecology of the white shark in the eastern North Atlantic Ocean & Mediterranean Sea. Chapter 30. In: Great White Sharks: The Biology of *Carcharodon carcharias* (A.P. Klimley & D.G. Ainley, eds.). Academic Press, San Diego. pp 321-345
- Fergusson, I.K. (1998)** Review of the great white shark *Carcharodon carcharias* (internet version. http://www.zoo.co.uk/~z9015043/gws_conserv.html)
- Fergusson I.K., Compagno L.J.V. and Fowler S.L. (1999)** Proposal to conserve the great white shark *Carcharodon carcharias* in Maltese waters. Document formally submitted to the Maltese Department of the Environment.
- Fiorentini L., Caddy J.F. and J.I. de Leiva (1997)** Long-and short-term trends of Mediterranean fishery resources. Studies and Reviews. General Fisheries Council for the Mediterranean. N°69. Rome, FAO. 72p.
- Forcada, J. and Hammond, Ph. (1998)** Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research* 39: 313-325.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X., Aguilar, R. (1994)** Distribution and numbers of striped dolphins in the western Mediterranean after the 1990 epizootic outbreak. *Mar. Mamm. Sci.* 10: 137-150
- Francour P. (1999)** Demographic structure of target species: a low-cost management tool to estimate fishing pressure. ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Montpellier. Book of Abstracts. p 60
- Fraschetti, S., Bianchi, C.N., Boero, F., Buia, M.C., Della Tommasa, L., Denitto, F., Esposito, L., Fanelli, G., Giangrande, A., Miglietta, M.P., Morri, C., Piraino, S. and Rubino, F. (1999)** Human disturbance and biodiversity along the Apulian coast. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 198-204
- Frogliola C. and S. Bolognini (1987)** Clam fishery with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. In *Evolution of Technology in Italian Fisheries. Studies and Reviews*, n°62. GFCM. FAO.
- Gerosa G; et P. Casale (1998)** Interaction entre les tortues marines et les activités de pêche en Méditerranée. Plan d'Action pour la Méditerranée. Réunion d'experts sur la mise en œuvre du plan d'action pour la conservation des tortues marines de Méditerranée adopté dans le cadre du PAM. Arta, Grèce, 27-29 octobre 1998. UNEP(OCA)/MED WG.145/Inf.4. PNUE CAR/ASP – Tunis, 1998.
- GFCM (1997)** GFCM Report 22. FAO, Rome. 52p
- GFCM, (1999)** Report of the 1st Session of the Scientific Advisory Committee. Rome, Italie 23-26 March 1999.
- GFCM, (2000)** Report of the 2nd Session of the Sub Committee on Stock Assessment. Madrid, Espagne 26-28 April 2000.
- Giovanardi O., Pranovi F. and Franceschini G. (1998)** "Rapido" trawl fishing in the Northern Adriatic: preliminary observations of the effects on macrobenthic communities. *Acta Adriatica* 39: 37-52.
- Giovanardi O., Pranovi, F. Savelli F. Feretti M. (1994)** Indagine preliminare sull'utilizzo della draga idraulica (turbosoffiante) per la pesca dei bivalvi in ambiente lagunare. Quaderno ICRAM n°7.
- Gislason H., Sinclair M., Sainsbury K., and R. O'Boyle (2000)** Symposium overview : incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES Journal of Marine Sciences*, 57:468-475.

- Godley B., Gücü A. C., Broderick A. C., Furness R. W. and Solomon S. E. (1998)** Interaction between marine turtles and artisan fisheries in the eastern Mediterranean: a probable cause for concern? *Zoology in the Middle East* 16: 49-64.
- González-Solís J. (2000)** Influence of fisheries on trophic niche and interactions of yellow-legged and Audouin's gulls breeding at Chafarinas Islands. 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Espagne. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p 41
- Gordon J.D M. A.Tursi, Papaconstantinou C., Morales-Nin B. (1998)** Developing deep-water fisheries : data for the assessment of their interaction with and impact on fragile environment. FAIR CT 95 0655.
- Groombridge, B. (1989)** Marine Turtles in the Mediterranean. Report to the Council of Europe, Environment and Management Division. Document T-PVS (88) 42. 86p
- Groombridge B. (1990)** Marine turtles in the Mediterranean: Distribution, population, status, conservation. *Nature and Environment Series (Council of Europe)* 48: 1-98.
- Guarrera, L. (1999)** The historical presence of monk seals in the Tuscan archipelago. *The Monachus Guardian* 2: 24-27
- Hall, S. (1998)** Closed areas for fisheries management - the case consolidates. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 297-298
- Hall, S. J. (1999)** . The effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities. Blackwell Science Ltd. 274 p.
- Harmelin-Vivien M. (2000)** Influence of fishing on the trophic structure of fish assemblages in Mediterranean seagrass beds. Fishing down the Mediterranean food webs ? Kerkyra, 26-30 July 2000. CIESM Work shop series n°12. p39 -41.
- Harmelin-Vivien, M. (1982)** Ichthyofaune des herbiers de posidonies du Parc national de Port Cros: I. Composition et variations spatio-temporelles. *Travaux scientifiques Parc naturel Port Cros* 8: 69-92
- Hastings, A. and Botsford, L.W. (1999)** Equivalence in Yield from Marine Reserves and Traditional Fisheries Management. *Science* 284: 1537-1538
- Henwood, T.A. and Stuntz, W.E. (1987)** Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling vessels. *Fish. Bull.* 85: 813-817
- Hoey J.J. and Moore (1999)** Captain's report multi-species catch characteristics for the US Atlantic pelagique longline fishery. MARFIN Grant. National Marine Fisheries Service.
- Hoopes L. A., A. M. Landry and E. K. Stabenau (2000).** Physiological effects of capturing Kemp's ridley sea turtles, *Lepidochelys kempii*, in entanglement nets. *Can. J. Zool.* 78: 1941 -1947.
- Irazola, M., Lucchetti, A., Leonart, J., Ocaña, A., Tapia, J.M. and Tudela, S. (1996)** La pesca en el siglo XXI. Propuestas para una gestión pesquera racional en Catalunya. CCOO, Ceprom and Forcem. Barcelona. 167p
- IWC (1994)** Report of the workshop on Mortality of Cetaceans in Passive Fishing Nets and Traps. *Rep. Int. Whal. Comm.* 15(Special issue): 1-71
- Jennings S. and M.J. Kaiser (1998)** The effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advance in Marine Biology.* vol..34.
- Jiménez, S., Bayle, J. T., Ramos Esplá, A. A. and Sánchez Lizaso, J. L. (1997)** Ictiofauna de dos praderas de Posidonia oceanica (L.) Delile, 1813 con distinto grado de conservación. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 23: 255-264
- Johnson, W.M. and Karamanlidis, A.A. (2000)** When Fishermen Save Seals. *Monachus Guardian* 3. Internet edition: <http://www.monachus.org/mguard05/05covsto.htm>

- Johnson, W.M. and Lavigne, D.M. (1998)** The Mediterranean monk seal. Conservation Guidelines. Multilingual Edition. IMMA Inc. Ghelph, Canada. 152p. Internet edition: <http://www.monachus.org/library.htm>
- Jones, J. B. (1992)** Environmental impact of trawling on the seabed: a review. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 26: 59-67
- Karavellas D.P. (1994)** The state of fisheries in the Ionian Sea with particular reference to the habitat of the Mediterranean monk seal, *Monachus monachus*. WWF-Grèce. Athens. pp 1-71
- Karlou-Riga C. and N. Vrantzas (2001)** Assessment of demersal fish stocks in the Saronikos gulf and Cyclades islands.
- Kasperek, M. (1999)** An assessment on the status of the Nile soft-shelled turtle (*Trionyx triunguis*) in Turkey with recommendations for conservation. *Testudo* 5: 40-52
- Kasperek, M. and Kinzelbach (1991)** Distribution and Bionomics of the Nile Soft-shelled turtle, *Trionyx triunguis*, in the Eastern Mediterranean. *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 78: 137-159
- Kıraç, C. and Savas, Y. (1996)** Status of the Monk Seal (*Monachus monachus*) in the neighbourhood of Ereğly, Black Sea coast of Turkey. *Zoology in the Middle East* 12: 5-12
- Ktari-Chakroun, F. (1980)** Les Cétacés des Côtes Tunisiennes.
- Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M. and Munro, G.R. (1998)** Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications* 8 (Supplement): 72-78
- Laurent L. (1991)** Les tortues marines des côtes françaises méditerranéennes continentales. *Faune de Provence (CEEP)* 1991,12 :76-90.
- Laurent, L., Clobert, J. and Lescure, J. (1992)** The demographic modelling of the Mediterranean Loggerhead Sea Turtle Population: First Results. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33: 300
- Laurent L., Bradai M.N., Hadoud D.A. and Gomati H.E. (1995)** Marine turtle nesting activity assessment on Lybian coast. Phase 1: Survey of the coasts between the Egyptian border and Sirte. Joint project of: Marine Biology Research Centre (Tajura, Lybia), MEDASSET, RAC/SPA (MAP-UNED), Technical Centre for Environment Protection (TCEP, Tripoli), WWF International Programme.
- Lebreton, J.D. (2000)** Dinámica de poblaciones y conservación de aves marinas: el papel de los modelos matemáticos. 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Spain. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p 39
- Lee, H.A. and Poland, G.C.R. (1998)** Threats by fishing. Euro Turtle web page: <http://www.ex.ac.uk/telematics/EuroTurtle/>
- Leonart, J. (1990)** (co-ord.) La pesquería de Cataluña y Valencia: descripción global y planteamiento de bases para su seguimiento. Final Report to EC DG XIV
- Lokkeborg S and A. Bjordal (1995)** Size-selective effects of increasing bait size by using an inedible body on longline hooks. *Fisheries Research* 24 (1995) 273 – 279.
- MacAlister Elliott and Partners Ltd (2001)** Evaluation of the state of knowledge concerning selectivity of fishing gear. EC –Studies and Support services related to the Common Fisheries Policy /XIV/1999/01. Final report.
- Machias, A., Vassilopoulou, V., Vatsos, D., Bekas, P., Kallianotis, A., Papaconstantinou, C. and Tsimenides, N. (1999)** Trawling discards quantification in Greek waters. ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Montpellier. Book of Abstracts. p 50
- Magnaghi L. and M. Podesta (1987)** An incidental catch of eight striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the Ligurian Sea. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. Milano* 128; 235-239.

- Margaritoulis, D. and Dimopoulos, D. (1995)** The Loggerhead sea turtle *Caretta caretta* on Zakynthos. Population Status and Conservation Efforts during 1994. Progress Report of WWF Project 0034.03. Sea Turtle Protection Society, Athens. 47p
- Margaritoulis, D., Pappa, CH., Teneketzis, K. (1995)** Monitoring and Conservation of the *Caretta caretta* populations nesting at Kiparissia bay and Lakonikos bay during 1994. Progress Report of WWF Project 0034.03. Sea Turtle Protection Society, Athens. 47p.
- Martí, M. (co-ord.) (1998)** Impacto de las aves ictiófagas sobre la flota palangrera en el área de influencia de la reserva marina de las islas Columbretes. Sociedad Española de Ornitología. Madrid. 38 p + annexes (mimeo)
- Martí R., E.J. Belda Perez (1998)** Impacto de las aves ictiofagas sobre la flota palangrera en el area de influencia de la reserva marina de las islas Columbretes. SEO/Birdlife.
- Martín M. A., Sánchez Lizas J. L. and Esplá, R. (1997)** Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía 23: 243-253.
- Martínez. A. (2000)** A life project for the world's largest Audouin's colony in the Ebro Delta. Audouin's Gull, Issue 2
- Martínez-Abraín, A., González-Solis, J., Pedrocchi, V., Genovart, M., Abella, J. C., Ruiz, X., Jiménez, J. and Oro, D. (2000)** Interference competition and predation of yellow-legged gulls on Audouin's gulls in three western Mediterranean colonies. 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Spain. 11-15th October 2000. Book of abstracts
- Micheli, F. (1999)** Eutrophication, Fisheries, and Consumer-Resource Dynamics in Marine Pelagic Ecosystems. *Science* 285: 1396-1398
- Moranta, J., Massutí, E. and Morales-Nin, B. (2000)** Fish catch composition of the deep-sea crustacean fisheries in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Fisheries Research* 45: 253-264
- Mussi, B., Gabriele, R., Miragliuolo, A. and Battaglia, M. (1998)** Cetacean Sightings And Interaction With Fisheries In The Archipelago Pontino Campano, South Tyrrhenian Sea, 1991-1995. *European Research on Cetacean* 12: 63 - 65 (Editor P.G.H. Evans) Proc. 12th Ann. Conf. ECS. Monaco, France. 20 -24th January 1998
- Northridge and Di Natale (1991)** The environment effects of fisheries in Mediterranean. Report to European Commission's Directorate general for the Environment, Nuclear and Civil Protection. Bruxelles: 44pp.
- Northridge, S. and Pilleri, G. (1985)** A Review of Human Impact on Small Cetaceans. Greenpeace International. Amsterdam
- Notarbartolo di Sciarra G. (2000)** Dark clouds on the Mediterranean Elasmobranchs: The case of endemic Skates. *Shark news* 2. Newsletter of the IUCN Specialist group.
- Notarbartolo di Sciarra, G. (1994) La cetofauna del bacino corso-liguro-provenzale: rassegna delle attuali conoscenze. *Biol. Mar. Medit.* 1: 95-98
- Oro D. (1996)** The effects of trawler discard availability on the egg-laying and the breeding success of the lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 132: 43-46.
- Oro D. and Ruiz X. (1997)** Exploitation of trawler discards by breeding seabirds in the north-western Mediterranean: differences between the Ebro Delta and the Balearic Island areas. *ICES Journal of Marine Science* 54: 695-707
- Oro D., Bosch M. and Ruiz X. (1995)** Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the yellow legged gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137: 347-349

- Oro D., Jover, L. and Rui X. (1996)** Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's gull *Larus audouinii*. *Marine Ecology Progress Series* 139: 19-29
- Orsi Relini L. (2000)** Pesche professionali d'altura, cattura di verdesca *Prionace glauca* L., e problemi di conservazione. *Biol. Mar. Medit.*, (2000) 1 :313-323.
- Orsi Relini L., G. Palandri F. Garibaldi C. Cima, (1998).** Longline swordfish fishery in the Ligurian Sea: Eight years of observations on target and by-catch species. ICCAT - SCRS/98/83.
- Orsi Relini L., Cima C., Garibaldi F., Palandri G., Relini M. and Torchia G. (1999)** La pesca professionale con i palamiti galleggianti nel "Santuario dei Cetacei" del Mar Ligure: si tratta di attività ecocompatibili? *Biologia Marina Mediterranea* 6: 100-109
- Öztürk, B. (1992)** Akdeniz foku *Monachus monachus*. *Anahtar Kitaplar*. Istanbul. 215p
- Panou A., Jacobs J. and Panos D. (1993)** The Endangered Mediterranean Monk Seal *Monachus monachus* in the Ionian Sea, Grèce. *Biological Conservation* 64: 129-140
- Panou A., Tselentis L., Voutsinas N., Mourelatus Ch., Kaloupi S., Voutsinas V. and Moschonas S. (1999)** Incidental catches of marine turtles in surface long line fishery in the Ionian Sea (Grèce). *Contributions to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean Region Vol. 1*: 435-445
- Papaconstantinou C. and M. Labropoulou (2000)** Ecosystem management and sustainable fisheries: implication on marine food webs. *Fishing Down the Mediterranean food Webs?*. Kerkyra, 26-30 July 2000. CIESM Workshop Series n°12.p 57-60.
- Pascoe S. (1997);** By catch management and the economics of discarding. *FAO Fisheries Technical Paper* n° 370.
- Paul, L.M.B. (1994)** High Seas Driftnetting: the Plunder of the Global Commons. Revised edition, May 1994. Earthtrust. Kailua, USA. Internet version: <http://www.earthtrust.org>
- Pauly, D. and Christensen, V. (1995)** Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255-257
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F. (1998)** Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279: 860-863
- Pergent G., Mendez S., Pergent-Martini Ch. Et V. Pasqualini (1999).** Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanologica* 22, 1, 95-97.
- Petrakis G. and K. Stergiou (1997)** Size selectivity of diamond and square mesh codends for four commercial Mediterranean fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 54 : 13 -23.
- Pipitone C. Badalamenti F., D'Anna G. and Patti B., (1996).** Divieto di pesca a strascico nel Golfo di Castellammare (Sicilia nord-occidentale): alcune considerazioni. *Biol. Mar. Medit.*, 3 (1) : 200 - 204.
- Pitcher, T.J. and Pauly, D. (1998)** Rebuilding ecosystems, not sustainability, as the proper goal of fishery management. In: Pitcher, T.J., Hart, P.J.B. and Pauly, D. (eds.) *Reinventing Fisheries*. Chapman & Hall, London. pp 311-329
- Podestà, M. and Magnaghi, L. (1989)** Unusual Number of Cetacean Bycatches in the Ligurian Sea. Report of the third meeting of the European Cetacean Society
- Pranovi F., O. Giovanardi (1995)** La pesca di molluschi bivalvi nella Laguna Venezia: Effetti e Conseguenze. *Biol. Mar. Medit.* (1995), 2 (2): 121-122.
- Pranovi F., Raicevich S., Franceschini G., Farrace G. and Giovanardi O. (1999a)** "Rapido" trawl fishing in the Northern Adriatic Sea: direct impact of fishing activity on benthic fauna. *ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing*. Montpellier. Book of Abstracts. p 36.
- Pranovi F., Raicevich S., Franceschini G., Farrace G. and Giovanardi O. (1999b)** "Rapido" trawl fishing in the Northern Adriatic Sea: discards/by-catch comparison

- between two main target activities. ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Montpellier. Book of Abstracts. p 36 (Add.).
- Pranovi, F., Giovanardi, O. and Franceschini, G. (1998)** Recolonization dynamics in areas disturbed by bottom fishing-gears. *Hydrobiologia* 375/376: 125-135
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Farrace, M.G. and Gionavardi, O. (2000)** Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 517-524.
- Ramos Esplá, A. A., Seva, A. M., Sánchez Lizaso, J. L. and Bayle, J. T. (1997)** Megabentos asociado a dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 del sureste ibérico con diferente grado de conservación. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 23: 265-271
- Raymakers, C. and Lynham, J. (1999)** Slipping the net: Espagne's compliance with ICCAT recommendations for swordfish and bluefin tuna. *TRAFFIC and WWF*. 58p
- Relini, G., Bertrand, J. and Zamboni, A. (eds.) (1999)** Synthesis of the Knowledge on Bottom Fishery Resources in Central Mediterranean (Italie and Corsica). *Biologia Marina Mediterranea* 6 (suppl.1). 868p
- Relini G., F. Biagi F., Serena A., Belluscio M.T., Spedicato P., Rinelli M.C., Follesa, C. Piccinetti, N. Ungaro, L. Sion, D. Levi (2000)** - I selaci pescati con lo strascico nei Mari italiani. *Bul. Mar. Medit.*, 7 (1): 347 – 384.
- Roberts, C.M. (1997)** Ecological advice for the global fishery crisis. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 35-38
- Ronald, K. (1984)** Action for the Conservation of the Monk Seal. In: Ronald, K. and Duguay, R. (eds.) *Second International Conference on the Monk Seals*. La Rochelle, France. *Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime*. Supplément, décembre 1984: 109-112
- Rumohr, H., Bonsdorff, E. and Pearson, T.H. (1996)** Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. *Archives of Fisheries and Marine Research* 44: 179-214
- Sacchi J., (coord) (1998)** Selectivité des filets calés en Méditerranée -
- Salter E. F. (1995)** MEDASSET's 1990-91 Research Conclusions for the Endangered Mediterranean Sea Turtle. *Proceeding of the Twelfth Annual Workshop on the Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-361: 112-115
- Sánchez P. (2000)** The impacts of bottom trawling in the Mediterranean. *WWF Workshops on Ecosystem Approach and Integrating Fisheries and Conservation Frameworks*.
- Sánchez Jerez, P. and Ramos Esplá, A.A. (1996)** Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitivity of fosh and macroinvertebrate communities. *Journal of Ecosystem Health* 5: 239-253
- Sánchez Lizaso, J.L., Guillén Nieto, J.E. and Ramos Esplá, A.A. (1990)** The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 32 (1) B-I 10:7
- Sardà F. (coord.) (1997)** Concerted Action for the Biological and Fisheries Study of the Mediterranean and Adjacent Sea Deep Shrimps. *Final Report*. EC Concerted Action FAIR CT95-0208
- Sartor, P., Biagi, F., Mori, M. and Sbrana, M. (1999)** Analysis of the discard of some important demersal species in the trawl fishery of the northern Tyrrhenian Sea. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 605-608
- Sbrana M., Sarto P., Reale, B. and Biagi F. (1999)**. Inter-specific selectivity of experimental set nets along the Tuscany coast. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 609-613.
- Schwinghamer P., Guigne J. Y. and Siu W. C. (1996)**. Quantifying the impact of trawling on benthic habitat structure using high resolution acoustics and chaos theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53, 288-96.

- Serena F. and Abella A. (1999).** Assessment of the effects of fishing on the demersal assemblages of the Northern Tyrrhenian Sea with special reference to *Raja asterias*. ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Montpellier. Book of Abstracts. p 42
- Serena F. and Vacchi M. (1996)** La presenza dello squallo elefante (*Cetorhinus maximus*) nel Tirreno Settentrionale e nel Mar Ligure. *Biol. Mar. Medit.*, 3 (1): 387-388.
- Silvani L., Gazo M. and Aguilar, A. (1999)** Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation* 90: 79-85
- Silvani L., Raich, J. and Aguilar A. (1992)** Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with local fisheries in the Balearic Islands, Espagne. *European Research on Cetaceans*. No 6. Proceedings of the Sixth Annual Conference of the European Cetacean Society. San Remo, Italie. p 29 (abstract)
- Smith, S.E., Au, D.W. and Show, C. (1998)** Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49: 663-678
- Soriano S. and Sánchez-Lizaso J. L. (2000)** Discards of the upper slope trawl fishery off Alicante province (W Mediterranean). 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Espagne. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p 73.
- Stergiou K. I., Petrakis G. and Politou C. Y. (1996)** Small-scale fisheries in the South Euboikos Gulf (Grèce): species composition and gear competition. *Fisheries Research* 26: 325-336.
- Stergiou K. I., Petrakis G. and Politou C. Y. (1997)** Size selectivity of diamond and square mesh codends for *Nephrops norvegicus* in the Aegean Sea. *Fisheries Research* 29 (1997) 203-209.
- Stergiou, K.I. and Koulouris, M. (2000)** Fishing down the Hellenic marine food waters. CIESM Workshop Series 12 (in press)
- Stergiou, K.I., Economou, A., Papaconstantinou, C., Tsimenides, N. and Kavadas, S. (1998)** *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35:490-491
- Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K. and Walker P.A. (2000)** The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 476-494.
- Stewart P. A. M. (1999)** Gear modification as a management tool to limit ecosystem effects of fishing. ICES/SCOR Symposium – Ecosystem effects of fishing. Montpellier 15-19 March 1999.
- Sugget, D.J. and Houghton, J.D.R. (1998)** Possible link between sea turtle by-catch and flipper tagging in Greece. *Marine Turtle Newsletter* 81: 10-11
- Sumala U.S., Guénette S., Alder J., R. Chuenpagdee (2000)** Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 752-760.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. and Babler, S.J.M. (2000)** The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531-547
- Thorpe T., Pabst D.A., Beresoff. D. (2001)** Assessments of modified gillnets as means to reduce bycatch in Southeastern North Carolina coastal waters. Rep. North Carolina Marine Fisheries Commission. Fishery Resource Grant Program 00-FEG-09. 43 p.
- Tuck I.D., N. Bailey, M. Harding, G. Sangster, T. Howell, N. Graham, M. Breen (2000)** The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* spp., in a shallow sandy subtidal environment. *Journal of Sea Research* 43 (2000) 65-81.
- Tudela, S. (2000)** Assessment of the primary production required to sustain a fully exploited NW Mediterranean fishery: implications for the exploited ecosystem. CIESM Workshop Series 12: 79-82

- UE /DG14 -Etude SELMED n°95/C/76/12.
- UNEP (1996)** State of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region. MAP Technical Reports Series n° 100.UNEP. Athens.
- UNEP/IUCN (1990)** Report on the status of Mediterranean marine turtles. MAP Technical Reports Series 42
- Ungaro, N., Martino, M., Di Turi, L. and Strippoli, G. (1999)** Sulla distribuzione di taglia di alcune specie ittiche demersali catturate da differenti attrezzi. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 623-626.
- University of Barcelona (1995)** SUROESTE. A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the southwestern waters of the EEC (SUROESTE). Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV. Project PEM/92/3507. 113p.
- URS Corporation (2001)** Pelagic Fisheries of the Western Pacific Region. Fishery Management Plan. Final Environmental Impact Statement. NOAA.
- Vaccarella, R., Paparella, P., Bello, G. and Marano, G. (1998)** The smooth scallop, *Chlamys glabra*, fishery in the Gulf of Manfredonia (south-western Adriatic Sea). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35:500-501.
- Vacchi M., GNotarbartolo Di Sciara (2000)** I pesci cartilaginei nei mari italiani, una risorsa che richiede urgenti misure di tutela. *Biol. Mar. Medit.* 7(1):296 –311.
- Valeiras J. and Camiñas J. A. (2000).** Incidental captures of sea birds by drifting logline fisheries in Western Mediterranean Sea. 6th Mediterranean Symposium on Seabirds. Conference on Fisheries, Marine Productivity and Conservation of Seabirds. Benidorm, Espagne. 11-15th October 2000. Book of abstracts. p 75.
- Vassilopoulou, V. and Papaconstantinou C. (1998)** Discarding at sea by commercial trawlers in Greek waters. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35:502-503
- Villaseño R. (1997)** Dispositivos excluidores de tortugas marinas. *FAO Documento Técnico de Pesca* 372. 116 p
- Voltani A. and L. J. Abella (2001)** Stock assessment of red mullet (*Mullus barbatus*) in the South-eastern Ligurian Sea.
- Yediler A. and Gücü A.C. (1997)** Human Impacts on Ecological Heritage. Mediterranean Monk Seal in the Cilician Basin. *Fresenius Envir. Bull.* 6: 001-008.

LISTE DES ABREVIATIONS

ACCOBAMS	Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area
APCMMT	Action Plan for the Conservation of Mediterranean Marine Turtles
CE	Council of Europe
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species
COFI	Committee on Fisheries
EC	European Council
EU	European Union
FAO	Food and Agriculture Organization
FDMFW	Fishing Down Marine Food Webs Effects
FIB	Fishery is Balanced
Fo C	Flag of Convenience
GFCM	General Fishing Commission in the Mediterranean
IUCN	International Union for the Conservation of Nature, also known as World Conservation Union
IWC	International Whaling Commission
LJFL	Lower Jaw - Fork Length
MPA	Marine Protected Areas
Mo U	Memorandum of Understanding
PPR	Primary Production Required
RAC/SPA	Regional Activity Centre for Specially Protected Areas
SAD-AFA's	Sualty Arastymalaly Derneği – Akdeniz Foku Arastyrma Grubu
TAC	Total Admissible Catch
TED	Turtle Excluding Devices

TL	Trophic Level
TRAFFIC	Trade Record Area of Flora and Fauna In Commerce
UNEP	United Nations Environment Programme
WWF	World Wide Fund for Nature, previously World Wildlife Fund and still World Wildlife in the USA

Le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) constitue l'une des institutions composant le Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), coordonné sous la supervision de l'Unité de Coordination du PAM. Le Centre a été créé en 1985, afin d'assister les pays méditerranéens dans la mise en œuvre du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et la diversité biologique. Le Centre a pour objectif d'assister les pays méditerranéens pour établir et gérer les aires marines et côtières et conserver la diversité biologique.

Parmi les activités du Centre, un projet, **pour la préparation d'un Plan d'Action Stratégique pour la conservation de la biodiversité marine et côtière dans la région méditerranéenne** - PAS BIO, (1^{er} janvier 2001 – 30 juin 2003) a été mis en place.

A partir d'une évaluation de l'état de la biodiversité marine et côtière à l'échelle nationale et régionale, basée sur les données scientifiques existantes et prenant en compte le Mandat de Jakarta (développé dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique) et le Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique, le projet PAS BIO a pour objectif d'analyser les facteurs négatifs affectant la biodiversité marine et côtière ou le manque d'informations et d'identifier des actions de redressement concrètes. L'intégration des actions déterminées à l'échelle nationale, sous-régionale et régionale en même temps que les détails du portefeuille d'investissements, l'engagement des différents acteurs, le développement des approches et des principes, vont donner le Plan d'Action Stratégique pour la biodiversité. En plus de cette stratégie, qui est le document final du processus dans le cadre du projet PAS BIO, une série des rapports nationaux et régionaux ont été préparés.

Le présent document fait partie de cette série.



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR
L'ENVIRONNEMENT
Centre d'Activités Régionales pour les Aires
Spécialement Protégées**

Boulevard de l'environnement
BP 337 – 1080 Tunis cedex TUNISIE
Tél : +216 71 795 760
Fax : +216 71 797 349

E-mail : car-asp@rac-spa.org.tn
URL: www.rac-spa.org.tn
www.sapbio.net