

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 états, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les vues exprimées dans ce document sont celles de l'auteur et ne représentent pas forcément les vues du CAR/ASP et du PNUE.

Version originale anglaise préparée pour le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) par:

Guido GEROSA & Paolo CASALE

CHELON (TETHYS Research Institute), Viale Val Padana, 134/B - 00141 Roma, Italy

Traduction française : Said Nourira

AVANT-PROPOS

Le présent document a été préparé à la demande du Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) pour les besoins de cette réunion d'experts sur la mise en oeuvre du Plan d'action pour la conservation des tortues marines de Méditerranée.

Le document a été conçu pour remplir les objectifs suivants:

- passer en revue, analyser et synthétiser l'information actuellement disponible sur l'impact de la pêche sur les tortues marines en Méditerranée;
- mettre en évidence, si possible, des tendances identifiables et d'éventuelles lacunes dans les connaissances;
- assister la présente réunion dans l'identification d'actions prioritaires pour la conservation des tortues marines en Méditerranée sur la base des connaissances actuelles des sujets mentionnés ci-haut.

Une version provisoire de ce document a été discutée par un groupe d'experts indépendants constitué par le CAR/ASP dans le cadre de la préparation de la présente réunion. Le groupe s'est réuni à Tunis du 27 au 28 mars 1998 avec la participation, en plus du staff du CAR/ASP et d'un des auteurs du présent rapport (M. G. Gerosa), les experts suivants: M. Mohamed N. BRADAI (INSTM, Tunisie), M. Andreas DEMETROPOULOS (MANRE, Chypre), Mr. Luc LAURENT (BIOINSIGHT, France), Mr. Dimitris MARGARITOULIS (STPS-Grèce), Mr. Sedat V. YERLI (Haccepete University, Turquie). Le CAR/ASP tient à remercier tous les membres de ce groupe pour leurs contributions à la préparation de ce document.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| 1.- INTRODUCTION | 3 |
| 2.- LA PALANGRE | 4 |
| 2.1. La palangre de surface (ou palangre flottante) | 4 |
| 2.1.1. Les espèces cibles | 4 |
| 2.1.2. La méthode | 5 |
| 2.1.3. L'équipement | 5 |
| 2.1.4. L'appât | 6 |
| 2.1.5. Les activités de pêche | 6 |
| 2.1.6. L'impact sur les tortues marines | 7 |
| 2.1.7. Les espèces de tortues marines | 7 |
| 2.1.7.1. <i>Dermochelys coriacea</i> | 7 |
| 2.1.7.2. <i>Chelonia mydas</i> | 8 |
| 2.1.7.3. <i>Caretta caretta</i> | 8 |
| 2.1.8. Le nombre de captures | 8 |
| 2.1.9. Le taux de mortalité | 9 |
| 2.1.9.1. Le taux de mortalité avant le halage | 10 |
| 2.1.9.2. Le taux de mortalité après libération | 10 |
| 2.1.10. La taille des spécimens capturés | 11 |
| 2.1.11. La sex-ratio des spécimens capturés | 11 |
| 2.1.12. Les périodes de capture | 12 |
| 2.2. La palangre de fond | 12 |
| 3.- LE CHALUT | 13 |
| 3.1. La capture | 13 |
| 3.1.1. La profondeur | 13 |
| 3.1.2. La taille des tortues marines | 14 |
| 3.2. La mortalité | 14 |
| 3.2.1. Durée de chalutage | 14 |
| 3.2.2. L'intensité de l'effort de pêche | 15 |
| 3.2.3. La température de l'eau | 15 |
| 3.3. L'impact du chalut sur les tortues marines méditerranéennes | 15 |
| 4.- LES FILETS MAILLANTS | 18 |
| 4.1. Les filets maillants (à l'exception du filet dérivant pour l'espadon) | 18 |
| 4.1.1. L'espèce cible | 18 |
| 4.1.2. La méthode | 19 |
| 4.1.3. L'interaction avec les tortues marines | 19 |
| 4.2. Le filet dérivant pour l'espadon | 20 |
| 4.2.1. Les problèmes du filet dérivant pour l'espadon | 20 |
| 4.2.2. Les interactions avec les tortues marines | 21 |
| 5.- LA MORTALITE INDIRECTE | 22 |
| 6.- LA FLOTTE DE PECHE MEDITERRANEENNE | 23 |
| 7.- LES ZONES FREQUENTEES PAR LES TORTUES MARINES | 24 |
| 7.1. Les plages de ponte | 24 |
| 7.2. Les zones d'hivernage | 24 |
| 7.3. Les aires d'alimentation | 24 |

| | |
|--|----|
| 8.- MODALITES POSSIBLES DE REDUCTION DE LA MORTALITE DES TORTUES MARINES INDUITE PAR LA PECHE | 26 |
| 8.1. La législation protégeant l'espèce | 26 |
| 8.2. Limitation de l'effort de pêche | 26 |
| 8.3. L'interdiction de la pêche dans l'espace et dans le temps | 27 |
| 8.4. Modifications des engins | 27 |
| 8.4.1. Le chalut | 27 |
| 8.4.2. La palangre | 29 |
| 8.5. L'utilisation des engins | 29 |
| 8.6. La sensibilisation des pêcheurs | 29 |
| 9- REDUCTION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : OPTIONS DISPONIBLES | 32 |
| 9.1. Réduction de la mortalité indirecte | 32 |
| 9.2. Préservation des habitats benthiques de profondeurs de moins de 50 m | 32 |
| 9.3. Réduction de l'effort de pêche dans des zones / saisons à densité élevée de tortues marines | 32 |
| 10.- EVALUATION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : QUELQUES PRIORITES | 34 |
| REMERCIEMENTS | 36 |
| RÉFÉRENCES | 37 |
| FIGURES | 45 |

1.- INTRODUCTION

Actuellement, l'impact des prises accidentelles sur les populations de tortues marines est l'un des problèmes les plus urgents à résoudre pour assurer la survie de toutes ces espèces à travers le monde. En Méditerranée également, toutes les espèces de tortues marines sont concernées par les activités de la pêche, en particulier la caouanne (*Caretta caretta*) et la tortue verte (*Chelonia mydas*), qui sont plus communes que les autres et les seules qui se reproduisent dans cette mer. Comme les populations méditerranéennes des deux espèces semblent être génétiquement isolées de leurs homologues atlantiques (Bowen *et al.*, 1992; Bowen *et al.*, 1993 ; Laurent *et al.*, 1993), la mortalité induite par la pêche ne peut pas être, probablement, contrebalancée par l'immigration. Cela implique que la survie des populations méditerranéennes de ces espèces dépend, dans une large mesure, de l'effort de la préservation que les pays méditerranéens déploieront dans un avenir prochain pour réduire la mortalité accidentelle.

Les connaissances disponibles sur la dynamique des populations des tortues marines montrent que plus un individu est de grande taille (plus âgé), plus sa contribution à la croissance démographique de la population à laquelle il appartient est importante (Crouse *et al.*, 1987 ; Laurent *et al.*, 1992 ; Crowder *et al.*, 1994 ; Heppell *et al.*, 1996 a, b). Cela signifie que la principale priorité est de diriger les efforts de conservation vers les stades adultes et juvéniles de grande taille, dès lors que les conditions naturelles de nidification sur les plages de ponte sont préservées.

Les tortues marines passent par deux phases écologiques principales durant leur vie : une pélagique au début puis une phase benthique. Donc, les spécimens les plus importants pour leurs populations sont ceux de la seconde phase ; ils passent plupart du temps dans les eaux superficielles sur le plateau continental. Des exceptions peuvent se produire quand ils se déplacent entre les aires d'hivernage, d'alimentation et de nidification.

Pour ces raisons, il est très important d'évaluer l'impact de la pêche sur les classes de grandes tailles (Laurent *et al.*, 1992) ; celui-ci provient probablement, comme il a été suggéré par Laurent *et al.* (1996), par le chalutage, notamment dans les pêcheries des pays situés en face d'un plateau continental relativement large ; en fait, dans ces zones de capture, les conditions aussi bien climatiques que trophiques suggèrent la présence d'un grand nombre d'individus. De plus, les divers modes de pêche peuvent induire différents taux de capture et de mortalité et peuvent affecter les tortues marines à différentes phases écologiques (pélagique ou benthique) ; certainement, ce sont d'importants facteurs à évaluer.

L'objectif du présent rapport est de fournir une synthèse globale de l'impact des activités de pêche sur les populations méditerranéennes des tortues marines. Les données recueillies en Méditerranée et ailleurs, concernant l'importance des captures et la mortalité induite par les différents types de pêche, sont prises en considération. Elles sont alors comparées avec la distribution présumée des tortues marines et avec l'effort de pêche des différents pays, afin de proposer quelques priorités dans lesquelles on peut investir les ressources limitées pour la conservation et les projets de recherche. Vu la rareté et l'hétérogénéité de telles informations et la difficulté de leur collecte, l'analyse proposée ne doit pas être considérée comme définitive ou complète.

2. LA PALANGRE

2.1. LA PALANGRE DE SURFACE (OU PALANGRE FLOTTANTE)

La palangre flottante est une ancienne méthode de pêche (il semble qu'elle soit connue depuis 177 avant Jésus Christ en Sicile (Camiñas & de la Serna, 1995)) ; employée partout dans le monde (Hillestad *et al.*, 1982), elle est basée sur le très ancien moyen de capture par hameçon et appât. L'hameçon est un outil simple, mais il est tout de même efficace pour attraper les poissons, bien qu'il soit passé par très peu de changements concernant la forme et les matériaux utilisés dans sa fabrication.

Malgré le fait qu'une certaine habileté et une expérience semblent être nécessaires, cette méthode de pêche ne requiert pas un équipement particulièrement coûteux, contrairement à d'autres techniques ; l'entretien également, concerne uniquement le simple remplacement des hameçons endommagés ou perdus et le renouvellement de toute perte d'équipement durant la pêche. Les genres de bateaux qui peuvent être employés (bateau à moteur, généralement en bois), vont seulement de 8 m de long (Santa Maria di Leuca, Sud Italie ; Gerosa, données non publiées) à 25 m (Panou *et al.*, 1992; Aguilar *et al.*, 1995). Les quelques bateaux en métal, plus longs, font exception, car ils ont une licence multiple pour exercer aussi d'autres méthodes de pêche, telle que le chalutage. La palangre flottante doit en effet son succès et sa diffusion à sa simplicité et à son faible coût.

En mer Méditerranée, qui est la plus célèbre zone de reproduction de l'espadon (Nakamura, 1985), la palangre flottante semble encore être une des méthodes les plus répandues, en particulier en Méditerranée occidentale (Camiñas & de la Serna, 1995), bien qu'au cours des dernières années, certains pêcheurs étaient obligés de se convertir à d'autres types de pêche qui garantissent un revenu moins dépendant du hasard et des variations saisonnières (tels que le chalut ou le filet trémail). De plus, la surexploitation du stock d'espadon a nettement réduit la probabilité de capture (Camiñas & de la Serna, 1995) ainsi que la taille moyenne des spécimens capturés (Northridge, 1991).

En ce qui concerne les captures accidentelles des tortues marines, elles semblent être presque entièrement localisées dans les parties centrale et occidentale du bassin méditerranéen (Demetropoulos et Hadjichristophorou, 1995). Pour cette dernière raison, nous nous limitons, dans ce qui suit, presque exclusivement aux résultats obtenus par les études réalisées dans cette partie de la Méditerranée.

2.1.1. Les espèces ciblées

Les espèces sur lesquelles les captures intentionnelles sont dirigées en Méditerranée à l'aide de la palangre de surface sont au nombre de deux (par ordre d'importance) : l'espadon (*Xiphias gladius*) et le germon (*Thunnus alalunga*) (De Metrio *et al.*, 1983; Camiñas, 1988; Argano *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1994 ; Aguilar, 1995).

Outre les espèces cibles, plusieurs autres espèces sont accidentellement capturées, comme il est commun dans chaque méthode de pêche (10% - à l'exclusion des tortues marines - dans la pêcherie méditerranéenne espagnole à palangre (Camiñas & de la Serna, 1995) ; 3% - seulement les tortues marines - dans le Golfe de Taranto (Cocco, Argano et Basso, 1988)). La plupart de celles-ci, comme les requins (Aguilar *et al.*, 1995), n'ont aucune valeur commerciale et le résultat de ces captures se fait, en conséquence, au détriment exclusif des espèces elles-mêmes. Concernant les tortues marines, le fait que ce groupe soit menacé d'extinction est définitivement une circonstance aggravante. Les pêcheurs doivent,

précisément, leur impopularité dans l'opinion publique aux captures accidentelles des espèces non cibles.

2.1.2. La méthode

D'après la littérature actuelle, la palangre flottante employée en Méditerranée semble être une pratique très homogène (Panou *et al.*, 1992 ; Aguilar *et al.*, 1995). Les seules différences significatives concernent fondamentalement la longueur de la ligne principale de pêche et, par conséquent, un nombre différent d'hameçons, le genre d'appât et des petites variations dans les temps de mise en place et de remontée de ligne.

En dehors de la Méditerranée, la méthode est soumise aux mêmes types de variations (Boggs, 1994). La pêche de Hawaii montre des différences considérables, comme l'addition de baguettes fluorescentes utilisés comme moyen attractif (Balazs et Pooley, 1994).

2.1.3. L'équipement

Outre le genre de bateau, traité auparavant, l'équipement employé par un palangrier méditerranéen consiste en une ligne de nylon (appelée "ligne principale"), qui va d'une vingtaine de km de longueur, avec moins de 1000 hameçons (De Metrio *et al.*, 1983), jusqu'à 60 km, avec environ 2400 hameçons (Aguilar *et al.*, 1995). Une autre ligne en nylon de 25 m de long (appelée "ligne secondaire ou branche"), de section plus réduite et portant à son extrémité un hameçon, est fixée à la ligne principale à peu près tous les 25 mètres. Quelques variations de ce schéma type peuvent intervenir en fonction de l'espèce cible.

Pour la pêche à l'espadon, - animal à caractère épi- et méso- pélagique (Nakamura, 1985) - un flotteur (remplacé en Italie par des bouteilles en plastique vides) est manuellement fixé tous les 3-5 hameçons, afin de garder la ligne principale en surface et d'empêcher les hameçons de descendre à une profondeur supérieure à 50-70 m (Boggs, 1994 ; Bolten *et al.*, 1994). Les hameçons utilisés pour cette espèce vont de 8 cm (Panou *et al.*, 1992) à 11 cm (De Metrio *et al.*, 1983) et sont fabriqués en fer (quelques rares hameçons en acier ont été observés sur les palangres japonaises, opérant dans les eaux internationales méditerranéennes).

La pêche au germon est différente de celle de l'espadon parce que cette espèce préfère des eaux plus profondes. Des bouées sont placées tous les 11-25 hameçons, de telle sorte que ces derniers puissent atteindre une profondeur d'environ 350 m (Boggs, 1994) ; les hameçons sont aussi différents, avec habituellement une taille plus petite, de 3-4 cm.

Les deux types de pêches sont pratiqués avec une balise flottante au lieu d'un flotteur à chaque kilomètre. Cette balise porte une hampe avec deux types d'appareils de signalisation: le premier est une lampe à piles émettant une lumière intermittente qui permet d'avoir la bonne position de la ligne principale à chaque instant et à suivre la palangre durant la remontée. Le second, nécessitant un radar à bord, est un réflecteur de signal radar, qui permet de récupérer les parties de la palangre qui sont parties à la dérive après rupture de la ligne principale (habituellement due au passage d'autres bateaux), et qui a, en outre, la même fonction que celle de la lampe (quand la ligne est très longue).

2.1.4. L'appât

La palangre flottante est utilisée avec plusieurs sortes d'appâts (*Todarodes sagittarius*, *Sardinella aurita* (Aguilar *et al.*, 1995) ; *Clupea* sp., *Trachurus mediterraneus* (Panou *et al.*, 1992), morceaux de différentes espèces de requins provenant de prises antérieures (Camiñas & de la Serna, 1995). Cependant, le maquereau (*Scomber* sp.) est certainement l'espèce la plus largement utilisée en Méditerranée dans la pêche de l'espadon (Panou *et al.*, 1992 ; Aguilar, 1995 ; Camiñas et de la Serna, 1995). Il est habituellement embarqué encore congelé et puis, il est décongelé juste avant son emploi (Panou *et al.*, 1992). Un maquereau entier est placé sur chaque hameçon immergé (Nédélec et Prado, 1990).

2.1.5. Les activités de pêche

Habituellement les bateaux quittent le port dans l'après-midi, préférablement les jours où la mer est calme ou faiblement agitée. A quelques heures de navigation (selon la distance à parcourir) la zone d'immersion de la palangre flottante est atteinte, habituellement entre 0,5 et 12 miles nautiques de la côte (Panou *et al.*, 1992). L'équipage d'un navire peut compter 8 pêcheurs (Aguilar *et al.*, 1995) ; mais, dans certaines pêcheries (Mazzara del Vallo, Italie), ce nombre peut être réduit à 3 (ce qui est considéré comme le minimum pour accomplir les opérations nécessaires à cette méthode) afin de minimiser le coût de gestion.

L'immersion des hameçons commence généralement tard dans l'après-midi, parfois au coucher du soleil (Aguilar *et al.*, 1995) ; elle dure 3-6 heures (selon la longueur de la ligne principale), et se poursuit jusqu'à la fin de la nuit. Pour le genre d'appât utilisé (essentiellement le maquereau, poisson pélagique des zones néritiques) les secteurs préférés par les pêcheurs sont des zones relativement peu profonds où il y a une plus forte probabilité que l'espadon trouve cette espèce naturellement (Nakamura, 1985).

La remontée de la ligne de pêche peut démarrer aussitôt (Panou *et al.*, 1992), après quelques heures ou même le matin suivant (Panou *et al.*, 1992). Dans ces derniers cas, le navire est laissé à la dérive (Camiñas & de la Serna, 1995) de telle sorte que le courant entraîne, à la fois, la ligne et le bateau dans la même direction. Si le navire perd le contact avec l'extrémité de la palangre, l'équipage effectue rapidement une manœuvre de rapprochement. La remontée est la phase la plus longue dans cette méthode de pêche ; elle peut durer jusqu'à 7 heures (Aguilar *et al.*, 1995) ou même plus (cela dépend des conditions de la mer, du nombre de poissons attrapés et de l'intégrité de la ligne principale). Habituellement cette opération est effectuée manuellement, avec la seule aide d'un treuil de hissage, placé habituellement sur un côté du bateau ou l'arrière, sur lequel on fait courir la ligne principale. La ligne principale et ses branches sont recueillies dans un panier, tandis que les hameçons sont soigneusement insérés sur le rebord arrondi de ce même panier.

Si le navire est d'un faible tonnage et ne possède pas de boîtes à glace à l'intérieur, il reviendra aussitôt au port pour vendre les poissons. Au contraire, si le bateau est muni de glacière (qui peut être aussi non électrique, puisque habituellement un bloc de glace est acheté au port avant le départ), après un court laps de temps, il recommence à immerger les hameçons de nouveau, de façon à pêcher la nuit et le jour. Dans ce cas, le navire rentre au port après 3-4 jours (rarement une semaine) de façon à pouvoir vendre le poisson encore frais. Un retour anticipé peut, toutefois, survenir à la suite d'un changement météorologique ou d'une prise abondante de poissons.

2.1.6. L'impact sur les tortues marines

Le principe et les possibilités de capture de la palangre de surface sont basés sur la probabilité qu'un hameçon rencontre un spécimen de l'espèce cible. Comme nous l'avons dit auparavant, afin de rendre un hameçon attractif, les pêcheurs utilisent un appât qui doit être appétissant afin d'induire le poisson à avaler l'appât qui cache l'hameçon. Une fois accroché dans la bouche ou dans l'œsophage du poisson, l'hameçon ne permet plus la fuite de l'animal qui est amené à bord durant la remontée. La probabilité qu'un seul hameçon rencontre un poisson est évidemment faible. C'est pour cette raison que les opérations de pêche se déroulent dans des zones où l'incidence sur l'espèce cible présumée (en se basant sur l'expérience personnelle) et le nombre d'hameçons utilisés sont très élevés, afin de capturer une quantité de poissons suffisante et de garantir un revenu.

Comme souligné ci-dessus, les espadons et les germons ne sont pas les seules espèces leurrées par cette méthode, mais aussi d'autres animaux, telles que les tortues marines, qui passent à proximité de l'appât.

2.1.7. Les espèces de tortues marines

La littérature disponible montre que la palangre flottante capture plusieurs espèces de tortues marines : la tortue luth (*Dermochelys coriacea*), la tortue verte (*Chelonia mydas*), la tortue à écailles (*Eretmochelys imbricata*), la caouanne (*Caretta caretta*) (Gerrior, 1996), la tortue olivâtre (*Lepidochelys olivacea*) (Thoulag, 1994) et la tortue de Kemp (*Lepidochelys kempi*) (Caillouet, 1994).

En ce qui concerne la mer Méditerranée, il semble que seulement une, des trois espèces présentes, *Caretta caretta*, est régulièrement capturée par cette méthode de pêche, tandis que quelques rares spécimens ont été identifiés comme *Dermochelys coriacea* et d'autres (avec réserve) comme *Chelonia mydas* (Panou *et al.*, 1992).

2.1.7.1. *Dermochelys coriacea*

Comme elle préfère un régime alimentaire rarement basé sur les poissons (vivants ou morts) (voir Bjorndal, 1997 pour une revue de la question), *Dermochelys coriacea* semble être naturellement épargnée de cette méthode de capture. Au contraire, cette tortue paraît être l'espèce la plus concernée par cette méthode dans le Golfe de Mexique et en Atlantique (Ogren, 1994 ; Gerrior, 1996 ; Witzell, 1996). Cependant, en analysant comment ces spécimens sont capturés dans ces zones, il ressort que les captures sont dues au fait que les tortues marines s'entortillent sur elles-mêmes dans la ligne principale (Gerrior, 1996 ; Witzell, 1996) ou sur les branches (Ogren, 1994 ; Witzell, 1996) ou qu'elles restent accrochées à l'hameçon (Gerrior, 1996), rarement par la bouche (Witzell, 1996). Cela signifie que *Dermochelys coriacea* n'est pas intéressée à mordre l'hameçon. L'appât attire probablement la curiosité de la tortue, ce qui amène l'animal à se prendre dans la palangre. Les rares captures signalées en Méditerranée (De Metrio *et al.*, 1983 ; Crespo *et al.*, 1988) suggèrent que la densité de cette espèce est si faible dans cette mer que la probabilité pour que la palangre accroche un *Dermochelys coriacea* soit proche de zéro.

2.1.7.2. *Chelonia mydas*

Bien que les données de la littérature soient rares, la tortue verte semble être attirée par l'appât pour s'alimenter ; et par conséquent, elle tend à mordre l'hameçon (Gerrior, 1996). *Chelonia mydas*, sauf au cours des stades juvéniles où elle semble être omnivore avec une forte tendance à la carnivorie (Bjorndal, 1985 in Bjorndal, 1997), a un régime essentiellement végétarien, mais elle complète souvent ce régime avec de la matière animale, y compris les poissons (voir par exemple Brown et Brown, 1982 ; voir aussi Bjorndal, 1997 pour une revue de la question). A cause de cette habitude, la tortue verte est particulièrement vulnérable à la palangre. Dans la mer Méditerranée, *Chelonia mydas* paraît être rarement pêchée. La seule mention est rapportée par Panou *et al.* (1992) pour la mer Ionienne en Grèce, mais l'identification de l'espèce était exclusivement fondée sur les dimensions des quatre spécimens concernés. Les raisons pour lesquelles le nombre de spécimens capturés en Méditerranée est faible peuvent être reliées à la difficulté de l'identification de l'espèce par les pêcheurs (qui se réfèrent habituellement à l'espèce la plus connue et la plus fréquente: *Caretta caretta*) et au fait que presque la totalité des données recueillies dans cette étude ne concernent que la partie occidentale du bassin méditerranéen, négligeant la zone dans laquelle l'espèce est plus présente, ou tout simplement au fait que cette espèce n'est capturée que très rarement.

2.1.7.3. *Caretta caretta*

Certaines extrapolations concernant *Caretta caretta* montrent la situation alarmante de 35.000 caouannes ou plus, capturées annuellement en Méditerranée occidentale et centrale (Panou *et al.*, 1992), parmi lesquelles 15.000 à 20.000 spécimens ou plus sont capturés chaque année uniquement par les bateaux de pêche espagnols au large des îles Baléares (Mayol, 1986 ; Camiñas, 1988 ; Aguilar *et al.*, 1995). Même en admettant ces chiffres avec prudence, il n'y a aucun doute que c'est la caouanne qui est l'espèce essentiellement capturée régulièrement durant des campagnes de pêche utilisant la palangre flottante (De Metrio et Megalofonu, 1988). Comparée aux poissons-cibles, cette espèce semble être très attirée par l'appât (en particulier par le maquereau) qui est presque toujours mordu et/ou avalé de telle sorte que l'hameçon se fixe dans la bouche, dans la langue ou dans l'oesophage (Argano *et al.*, 1992 ; Bolten *et al.*, 1994 ; Aguilar *et al.*, 1995 ; Witzell, 1996).

Vu les minimales captures accidentelles des tortues luth et des tortues vertes, nous traiterons dans ce qui suit, seulement de *Caretta caretta*, l'espèce qui est la plus affectée par cette méthode de pêche. De plus, le manque d'études spécifiques portant sur le bassin oriental de la Méditerranée, nous oblige à limiter notre analyse de la palangre flottante à la partie occidentale du bassin.

2.1.8. Nombre de captures

Actuellement, en raison peut-être du manque d'études spécifiques sur les autres moyens de pêche employés en Méditerranée, la palangre flottante paraît être la méthode de pêche qui provoque plus que les d'autres les prises accidentelles dans les populations de tortues marines (Cocco *et al.*, 1988 ; Argano *et al.*, 1992 ; Camiñas & de la Serna, 1995 ; Camiñas, 1996).

Souvent, l'hétérogénéité des données rassemblées par ces auteurs durant les années d'étude, ne permet pas de comparer les résultats avec la sécurité nécessaire (Camiñas, 1988 ; Panou *et al.*, 1992 ; Aguilar *et al.*, 1995). A part ce problème méthodologique, il

semble que l'hypothèse, formulée par quelques auteurs, selon laquelle le nombre de spécimens capturés n'est pas stable, ni dans l'espace ni dans le temps, et dépend probablement de nombreux paramètres inconnus et non étudiés encore, soit valide.

Pour ce qui est de la discordance numérique des captures dans les différentes zones de la Méditerranée, les données fournies par Aguilar *et al.* (1995) montrent que le taux de capture le plus élevé de 9,8 tortues marines par jour et par bateau est observé dans le sud-ouest méditerranéen en 1990. Par contre, selon Panou *et al.* (1994), ce même taux diminue à 0,16 tortues marines par bateau dans la partie grecque de la mer Ionienne en 1993 (Tableau 1a). Autrement dit, la palangre espagnole a une probabilité de capturer une *Caretta caretta* 61 fois plus élevée que la flotte exerçant au large des îles grecques de la mer Ionienne. Une différence similaire (44 fois), en changeant l'unité de mesure, apparaît en comparant les données recueillies par les observateurs de Greenpeace et publiées par Aguilar *et al.* (1995) avec celles rassemblées par De Metrio *et al.* (1983) dans la partie italienne de la mer Ionienne (Tableau. 1a).

| Zone | Année | Taux de Capture | Références |
|----------------------------------|-------|-------------------------------------|--------------------------------|
| Sud-ouest de la Méditerranée | 1990 | 9.8 tortues par jour et par bateau | Aguilar <i>et al.</i> , 1995 |
| Mer Ionienne Grecque | 1993 | 0.16 tortue par sortie de pêche | Panou <i>et al.</i> , 1994 |
| Sud-ouest de la Méditerranée | 1990 | CPUE* = 4.47 tortues /1000 hameçons | Aguilar <i>et al.</i> , 1995 |
| Mer Ionienne au sud de l' Italie | 1979 | CPUE = 0.101 tortues/1000 hameçons | De Metrio <i>et al.</i> , 1983 |

* Capture Par Unité d' Effort

Tab. 1a

De plus, Aguilar *et al.* (1995) comme De Metrio *et al.* (1983) montrent qu'il y a une variabilité considérable entre les différentes années d'étude, bien que les taux restent divergents.

| Zone | Année | Taux de Capture | Références |
|----------------------------------|-------|-------------------------------------|--------------------------------|
| Sud-ouest de la Méditerranée | 1990 | 9.8 tortues par jour et par bateau | Aguilar <i>et al.</i> , 1995 |
| Sud-ouest de la Méditerranée | 1991 | 6.5 tortues par jour et par bateau | Aguilar <i>et al.</i> , 1995 |
| Mer Ionienne au Sud de l' Italie | 1978 | CPUE = 0.059 tortues /1000 hameçons | De Metrio <i>et al.</i> , 1983 |
| Mer Ionienne au sud de l' Italie | 1979 | CPUE = 0.101 tortues/1000 hameçons | De Metrio <i>et al.</i> , 1983 |

Tab. 1b

2.1.9. Le taux de mortalité

Le taux de mortalité induit par la palangre flottante peut être mesuré en additionnant les deux étapes corrélées qui suivent la capture par l'hameçon. On considère en premier lieu les dommages causés à l'animal par l'outil tandis qu'il est encore dans l'eau. Le second concerne la capacité des spécimens relâchés dans la mer à survivre après le traumatisme de la capture. Par souci de clarté et pour souligner les difficultés méthodologiques inhérentes à la collecte des données, les deux cas seront traités séparément dans ce chapitre.

2.1.9.1. Le taux de mortalité avant le halage

Considérant que *Caretta caretta* morde généralement l'hameçon et que la palangre pêche pratiquement à la surface, l'animal est capable dans tous les cas de se déplacer et d'atteindre la surface pour respirer, bien qu'il soit gêné par l'hameçon. La situation est très différente pour les spécimens qui restent ficelés dans les lignes de pêche (comme cela arrive habituellement à la tortue luth) et alors, incapables à se déplacer, ils sont noyés.

La blessure causée par l'hameçon est rarement fatale dans l'immédiat. Les résultats obtenus par plusieurs auteurs sont très divergents : ils varient d'un taux de mortalité de 0% (Ogren, 1994), observé à bord par des observateurs qualifiés, au chiffre alarmant de 29,5% (Balazs et Pooley, 1994). En ce qui concerne ces deux pourcentages considérés comme des données exceptionnelles, il est plus probable que le taux de mortalité soit d'environ 10% (Golfe de Mexique : 5,9% (Gerrior, 1996) ; mer Méditerranée : 0,36% (Aguilar *et al.*, 1995), et 16,67% (Argano *et al.*, 1992)). Cependant, il faudrait tenir compte du fait que le 15,6% des spécimens capturés présentant un hameçon inséré dans la bouche (Aguilar, 1995), qui n'est pas un point vital, et que les spécimens habituellement ne meurent pas en quelques heures, même s'ils sont sérieusement blessés par l'hameçon.

2.1.9.2. Le taux de mortalité après libération

C'est grâce à une campagne efficace de sensibilisation conduite par des ONG parmi les pêcheurs, que la plupart d'entre eux ont l'habitude de récupérer la tortue marine (à moins que sa taille soit excessive ; Argano *et al.*, 1992) et de retirer l'hameçon de la bouche, bien que les pêcheurs eux-mêmes considèrent cette opération comme assez dangereuse. Si la tortue marine avale l'hameçon de telle sorte qu'il ne soit plus visible, les pêcheurs (parmi ceux qui ont été formés par des programmes de recherche) ont l'habitude à couper la branche aussi près que possible de la bouche de la tortue en laissant l'hameçon et une partie de la ligne fixée à l'animal (Argano *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1992 ; Bolten *et al.*, 1994 ; Aguilar, 1995 ; Camiñas, 1995a).

La littérature disponible est riche en questions sur ce point. En fait, suivre une tortue marine libérée ou prévoir son destin est réellement impossible. En particulier, parce que les pêcheurs ont l'habitude de couper la ligne de différentes façons, et en raison des différentes longueurs, il n'est pas possible de vérifier la présomption qu'un spécimen avec à la fois l'hameçon et une partie de la ligne encore à l'intérieur de son corps est fortement blessé. Quelques expérimentations, testées en Espagne, montrent que le pourcentage de mortalité des spécimens avec l'hameçon et la ligne insérés en eux, conservés et surveillés dans des bassins, atteint 28,9% (Mas et Garcia, 1990 ; Aguilar *et al.*, 1995). Quelques autres expériences, au contraire, montrent que les animaux survivent rarement après avoir avalé l'hameçon de la palangre flottante, habituellement avec une partie de la branche (Bentivegna *et al.*, 1993 ; Bjorndal *et al.*, 1994).

Cependant, il semble qu'une certaine aptitude d'endurer un hameçon inséré (évidemment dans une partie non vitale) est particulier à cette espèce : certains spécimens ont été trouvés avec plusieurs hameçons à l'intérieur (Argano *et al.*, 1992). De plus, des tortues marines marquées et relâchées encore avec un hameçon et une ligne, ont été recapturées parfois 11 années plus tard (Scaravelli, comm. pers.) par une autre palangre (ou une autre méthode de pêche) ou ont réussi à survivre dans un bassin durant plusieurs jours avant d'être relâchées (Aguilar *et al.*, 1995). Il y a enfin plusieurs exemples dans lesquels quelques caouannes ont été capables d'expulser spontanément, par le cloaque, l'hameçon avec la ligne de nylon attachée (Mas et Garcia, 1990 ; Scaravelli, comm. pers.).

2.1.10. La taille des spécimens capturés

Actuellement, différents comportements vis-à-vis de l'hameçon avec l'appât, en relation avec les dimensions du spécimen, ne sont pas connus. La seule limite aux captures concerne les spécimens dont les tailles sont inférieures à 27 cm (Longueur Courbe Standard de la Carapace) ce qui, selon les données publiées, semble être la plus faible taille-limite impliquée dans cette méthode de pêche à la fois en Italie (Argano *et al.*, 1992) et en Espagne (Aguilar *et al.*, 1995). Cette limite est due : premièrement, à l'incompatibilité en dimensions entre les gros hameçons utilisés par cette méthode et la petite taille de la bouche des tortues (ce qui est confirmé aussi en comparant les poids moyens des spécimens capturés par des hameçons à espadon et ceux, plus petits, utilisés pour le germon (De Metrio *et al.*, 1983 ; respectivement tableaux 3 et 4) ; deuxièmement, le comportement bien connu des tortues marines durant les premières années de leur vie, quand elles semblent disparaître puis reparaissent près des rivages après deux ou trois années.

Le grand nombre des spécimens jeunes et sub-adultes capturés par la palangre (De Metrio *et al.*, 1983 ; Aguilar *et al.*, 1995) semble suivre une courbe de distribution en forme de cloche, quand on les analyse par classes de tailles (Panou *et al.*, 1992 ; Argano *et al.*, 1992). En se basant sur la dimension de l'hameçon, ce paramètre a une implication importante dans l'écologie de l'espèce, car il semble montrer que la population comprise entre 27 et 50 cm (Longueur Courbe Standard de la Carapace) soit capturée proportionnellement à sa taille. La partie descendante de la courbe devrait être assez représentative des tailles des spécimens présents dans cette région. En fait, tous les spécimens de cette classe de taille ont probablement un comportement benthique et donc, ils sont supposés avoir la même probabilité de rencontrer un hameçon.

Le faible pourcentage de capture relatif aux adultes (De Metrio *et al.*, 1983 ; Argano *et al.*, 1992; Aguilar *et al.*, 1995), même dans les zones très proches des plus importants sites de reproduction (Panou *et al.*, 1994), semble confirmer que seul un faible pourcentage de reproducteurs soit présent dans la population. Cependant, le nombre d'adultes peut être sous-estimé parce que, habituellement, les pêcheurs ne récupèrent pas les plus grands spécimens, qui interfèrent à bord, si bien que les chercheurs n'ont pas de spécimens à leur disposition (Argano *et al.*, 1992). Alternativement, ces résultats pourraient refléter une différence possible dans le comportement des spécimens au cours de la phase reproductive.

Par conséquent, la palangre flottante paraît être une méthode sélective corrélée à la dimension des spécimens, car elle permet d'attraper une plus grande proportion d'individus de grande taille (> 50 cm) que de spécimens de petite taille.

2.1.11. Sex-Ratio des spécimens capturés

Très peu de données ont été recueillies à propos de ce paramètre. La difficulté principale rencontrée par les pêcheurs (ainsi que par les observateurs à bord) est de distinguer le sexe des immatures (voir par exemple Wibbels *et al.*, 1987). Les seules données disponibles concernent 13 spécimens adultes (7 mâles et 6 femelles) rapportées par Panou *et al.* (1992) et 3 spécimens adultes (1 mâle et 2 femelles) publiées par Panou *et al.* en 1994. Une analyse préliminaire relative aux sub-adultes (Casale et Gerosa, données non publiées) ne montre pas de sex-ratio anormale.

2.1.12. Périodes de capture

Dans la mer Méditerranée, le plus grand nombre de captures due à cette méthode de pêche est concentré dans la période entre Juin et Août (De Metrio *et al.* 1983 ; Camiñas, 1988 ; Argano *et al.*, 1992 ; Camiñas *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1992 ; Camiñas & de la Serna, 1995).

Les résultats concernant Mai et Septembre, mois que seulement quelques travaux considèrent avec un taux élevé de capture, divergent selon les différents auteurs (De Metrio *et al.*, 1983 ; Argano *et al.*, 1992 ; Panou *et al.*, 1992 ; Camiñas et de la Serna, 1995).

Dans cette computation, le nombre de spécimens capturés peut être expliqué par le fait que l'accroissement de l'effort de pêche en Méditerranée atteint son sommet entre Mai et Septembre, quand les conditions météorologiques sont les plus favorables (Camiñas & de la Serna, 1995). Cependant, certaines données montrent que la capture accidentelle de *Caretta caretta* s'étale sur les autres mois, mais le CPUE (taux de capture par unité d'effort) diminue considérablement durant la période Octobre-Avril dans les mêmes localités et avec les mêmes méthodes (Camiñas & de la Serna, 1995). Ces dernières données ainsi qu'une analyse soignée réalisée par Camiñas & de la Serna (1995), semblent confirmer l'hypothèse selon laquelle la population méditerranéenne de caouanne effectue des migrations saisonnières à l'intérieur du bassin méditerranéen (Margaritoulis, 1988 ; Laurent *et al.*, 1990).

2.2. LA PALANGRE DE FOND

Les données concernant cette méthode de pêche sont très rares. Les différences entre la palangre de fond et de surface (décrite ci-dessus) sont considérables. D'abord, la ligne principale est à quelques centimètres du fond, grâce à des poids (lests) placés tout au long de la ligne. Ensuite les autres différences sont en relation avec le type d'hameçon (généralement beaucoup plus petit), le type d'appât (généralement des tranches d'anchois) et l'espèce cible (poissons benthiques).

Le taux de capture des tortues marines par cette méthode de pêche (en particulier *Caretta caretta*, vu le type d'appât utilisé) est inconnu. La nocivité de la palangre de fond est clairement dépendante de la profondeur à laquelle elle est placée. Son emploi à une profondeur de 200-700 m (Bolten *et al.*, 1994) ne devrait pas poser de problèmes. Cependant, il existe en Italie des cas montrant que cette méthode est utilisée dans des profondeurs beaucoup plus faibles, et elle entraîne de nombreuses captures de tortues marines (Gerosa et Casale, données non publiées). L'autre problème pourrait concerner l'opportunité de l'utilisation du terme "palangre" pour indiquer les deux méthodes de pêche qui devraient requérir un traitement indépendant étant donnée leurs différences considérables.

Si on examine le taux de mortalité, il semble affecter en particulier des sub-adultes (immatures), car il apparaît que les spécimens de plus grandes tailles sont capables d'entraîner la ligne principale avec ses charges vers la surface pour respirer (Gerosa et Casale, données non publiées).

3. LE CHALUT

Le chalut consiste en un filet ayant approximativement la forme d'un tronc de cône, dont la plus petite base est fermée par un sac, tandis que la plus grande est maintenue ouverte par une barre ou des panneaux placés aux extrémités latérales. Habituellement, la dimension des mailles du filet diminue graduellement de l'ouverture au sac terminal. Le filet est chaluté par un ou plusieurs navires, c'est un moyen de pêche "actif" car il capture tous les animaux le long de son trajet en les convoyant dans le sac terminal. Les types de chalut - quoiqu'ils soient nombreux - peuvent être classés en deux grandes catégories selon qu'ils travaillent en contact avec le fond de la mer ou non : le chalut benthique et le chalut pélagique (voir Nédélec et Prado, 1990). Concernant les tortues marines, l'impact principal est dû au chalut benthique, quand il opère dans des eaux qui ne sont pas très profondes fréquentées par ces animaux. Cette méthode capture toute espèce, mais *Eretmochelys imbricata* et *Dermochelys coriacea* dans une moindre mesure (Hillestad *et al.*, 1982). Le chalut de fond est utilisé pour pêcher les crevettes ou les poissons de fond. Bien qu'en général son fonctionnement reste essentiellement le même, la structure détaillée de cet outil présente beaucoup de variations d'un pays à l'autre, en raison à la fois des innovations autonomes traditionnellement conservées et des différentes sortes de cibles. Par exemple, il peut y avoir des différences dans l'asymétrie entre les parties supérieure et inférieure du filet, bien que la partie inférieure soit plus longue dans la plupart des cas, ce qui rend, dans la dynamique du chalut, l'adhérence au fond plus facile, afin d'accroître l'efficacité de capture quand l'espèce cible est un poisson de fond.

Les proportions entre la longueur et largeur du filet peuvent varier dans deux sens, vertical et horizontal. Le filet peut être joint aux panneaux soit avec des cordes, soit directement. Les panneaux peuvent être fixés au bateau soit au moyen de cordes séparées (dans ce cas le filet est remorqué par un ou deux bateaux) soit par une seule corde bifurquée (un bateau peut alors remorquer plus d'un filet). En particulier, le chalut de fond pour les crevettes aux USA est directement relié aux panneaux et remorqué par une seule corde (Ferretti, 1983). Le chalut benthique employé en Turquie a une ouverture de 0,75-1 m de haut ; il est remorqué à la vitesse maximale de 1,5-2 miles/h (références in Oruç *et al.*, 1996). En Tunisie, l'ouverture a 1-2 m de haut et 15 m de large (Laurent et Lescure, 1992).

Il a été estimé que le nombre de tortues marines tuées par cette méthode de pêche est plus grand que celui induit par tous les autres impacts anthropiques confondus (Conseil National de la Recherche, 1990 in Lutcavage *et al.*, 1997). La raison d'un tel impact est double : d'une part, l'effort de pêche considérable réalisé par cette méthode ; d'autre part, le taux de mortalité élevé qui a été remarqué.

3.1. LA CAPTURE

3.1.1. La profondeur

Plus la densité de la population des tortues marines dans la zone d'opération est élevée, plus l'impact de capture lié à cette méthode est, évidemment, grand. En se référant aux portions des côtes fréquentées par les tortues marines, la densité de la population augmente avec la diminution de la profondeur du fond de la mer. En fait, *Caretta caretta* et *Chelonia mydas* fréquentent surtout des fonds de moins de 50 m, et plus rarement des milieux plus profonds (les records connus sont de 233 m pour *Caretta caretta* et 110 m pour *Chelonia mydas* ; revue par Lutcavage et Lutz (1997)). On doit s'attendre à ce que le chalut de fond ait des taux de capture différents selon la profondeur à laquelle il travaille. Par exemple, Epperly *et al.* (1995) rapportent que dans la Caroline du Sud la relation captures / effort de pêche est

plus élevée dans des eaux superficielles (avec un effort de pêche exercé entre 6 et 98 m, les captures interviennent entre 9 et 34 m), avec un maximum dans des fonds de moins de 20 m. A Oman, Hare (1991) a remarqué une incidence de capture plus élevée dans des fonds faibles. Caillouet *et al.* (1991) trouvent une relation significative entre l'effort de pêche sur des fonds de moins de 30 m et les prises des tortues marines, dans le Golfe de Mexique. En Tunisie, la plupart des tortues marines sont capturées par le chalut à des profondeurs de moins de 50 m (Bradai, 1994).

3.1.2. La taille des tortues marines

En raison de ses caractéristiques, le chalut de fond capture les spécimens qui ont effectué ou sont sur le point d'effectuer leur transition entre la phase pélagique et la phase benthique. À cause de cela, les spécimens au-dessous d'une certaine dimension ne sont pas capturés: 48,7 cm (Géorgie, USA ; Kontos et Webster, 1985), 48 cm (Caroline du Nord, USA ; Epperly *et al.*, 1995), 32,3 cm (Tunisie ; Laurent *et al.*, 1996), 49,4 cm (Egypte ; Laurent *et al.*, 1996), 34,5 cm (France ; Laurent, 1996) (*Caretta caretta* ; SCCL). Il s'en suit que la distribution, en forme de cloche, des fréquences des tailles des spécimens capturés (par exemple Epperly *et al.*, 1995), est probablement dû au faible nombre de spécimens de petite taille qui sont effectivement présents dans la population benthique (phase de transition).

3.2. LA MORTALITÉ

La mortalité causée par le chalut est due à la fois au stress physique exercé sur l'animal par les tonnes de captures à l'intérieur du filet (par exemple Hare, 1991) et, essentiellement, à l'apnée forcée auquel les spécimens capturés dans le filet sont soumis, parce que le filet reste submergé même pendant plusieurs heures. Les spécimens peuvent être retrouvés vivants, morts ou dans le coma. Si les tortues marines dans cette dernière condition ne sont pas identifiées comme telles et considérées comme mortes (c. à d. jetées à la mer), elles mourront. Par contre, si elles sont traitées avec des techniques de réanimation (Stabenau *et al.*, 1993) elles peuvent souvent survivre.

Le taux de mortalité est lié à trois paramètres opérationnels : la durée de chalutage, l'intensité de l'effort de pêche dans certaines zones et la température de l'eau.

3.2.1. La durée du chalutage

Une relation étroite a été remarquée entre la durée du chalutage et la mortalité, du fait que les chaluts travaillent dans des intervalles de temps qui coprennent la durée de tolérance d'apnée des tortues : Henwood et Stunz (1987) rapportent une mortalité < 1% dans une marge de 60 minutes mais qui augmente rapidement ensuite. En appliquant la relation établie par ces auteurs aux durées connues du chalutage en Méditerranée (Tableau 2), le taux de mortalité varierait de 16% à 28% en moyenne, et de < 1% à 42% comme valeurs extrêmes.

Chez les spécimens capturés par le chalut, Stabenau *et al.* (1991) ont mis en évidence une acidose considérablement plus élevée que celle qui a été notée pour des mêmes durées d'apnée forcée en captivité. Cela suggère que des facteurs supplémentaires sont impliqués dans la capture par le chalut. En fait, la vitesse changeante du filet, qui peut être aussi plus élevée que la vitesse maximale qu'un individu capturé peut atteindre, les force à une nage vigoureuse, liée également à la réaction de fuite (Stabenau *et al.*, 1991). Lutz et Dunbar-Cooper (1987) signalent que les spécimens de *Caretta caretta*, capturés par le chalut,

montrent une concentration d'acide lactique 10-80 fois plus élevée que les spécimens maintenus en captivité. Selon les taux de récupération observés, 20 h au minimum seraient nécessaires pour restaurer les conditions de régularisation en supposant un taux constant, mais cette période peut être plus longue si le taux de récupération est dépendant de la concentration (Lutz et Dunbar-Cooper, 1987). Cependant, chez les tortues marines, on ne connaît pas si le dépassement de la capacité aérobique est un phénomène normal durant l'apnée intentionnelle (Stabenau *et al.*, 1991).

3.2.2. L'intensité de l'effort de pêche

Le temps très long de récupération suggéré (3.2.1.), peut conduire à une vulnérabilité plus élevée des spécimens soumis à des prises multiples. La proportion élevée de tortues marines trouvées dans un état comateux dans des zones d'intense activité de pêche a été imputé à ce fait (Epperly *et al.*, 1995).

3.2.3. La température de l'eau

Etant donné que la consommation d'oxygène augmente avec l'élévation de la température (Lutz *et al.*, 1989), il est vraisemblable que le temps maximum d'apnée diminue quand la température de l'eau s'élève. En fait, il a été remarqué qu'en été la fréquence d'émergence de *Caretta caretta* est plus élevée qu'en hiver (Renaud et Carpenter, 1994). Il s'en suit que la durée du chalutage ne peut pas être considérée indépendante de la température pour déterminer le niveau d'impact. Par exemple, Wibbels (1989) rapporte une forte mortalité (45,4%) liée à de courtes durées de chalutage (30-105 minutes) et la relie à la température de l'eau de la mer où les activités de pêche ont été effectuées (Juin, en Floride).

3.3. L'IMPACT DU CHALUT SUR LES TORTUES MARINES MÉDITERRANÉENNES

Il y a plusieurs données sur les interactions chalutage - tortues marines en mer Méditerranée ; la plupart d'entre elles concernent le Bassin Oriental (Tableau 2). Un fort impact de capture est supposé s'exercer en Tunisie, Egypte, Turquie, Grèce et dans le bassin Slovénie-Croatie-Yougoslavie.

Cependant, les données disponibles sur la mortalité suggèrent un nombre assez bas de décès causés par cette méthode (Tableau. 2). En conséquence, il semble qu'en Méditerranée le chalut pourrait avoir un impact modéré sur les populations des tortues marines si on le compare aux autres causes de mortalité - comme la mortalité indirecte (voir chapitre 5) et à d'autres engins de pêche - (Laurent *et al.*, 1996), contrairement à ce qui se produit dans d'autres régions géographiques (voir par exemple, Henwood et Stunz, 1987).

Cette différence peut être expliquée par la durée plus courte du chalutage en Méditerranée et par les faibles températures relevées lors des périodes de capture (voir par exemple, Laurent et Lescure, 1994) (voir 3.2.3.). Cependant, les durées disponibles de chalutage (Tableau 2) peuvent être comparées avec celles correspondant à des taux élevés de mortalité enregistrés aux USA (Henwood et Stunz, 1987) (voir 3.2.1.). L'influence de la température sur le métabolisme est plus probable (voir 3.2.3.) ; en effet, la plupart des estimations de la mortalité en Méditerranée concernent les périodes hivernales (Tableau 2). Epperly *et al.* (1995) relatent des cas de tortues marines mortes ou dans un état comateux trouvées dans des eaux (Caroline du Nord) de 18° C maximum, comparables à celles d'environ 17° C relevées en Tunisie (Golfe de Gabès) par Laurent et Lescure (1994), où la

totalité des 15 spécimens capturés à des temps supérieurs à 1,5 h ont été relâchés en bon état physique. En dépit des faibles températures, un groupe mixte de 16 *Caretta caretta* et 14 *Lepidochelys kempfi* présente 5 spécimens morts ou dans un état comateux (16,6%) avec des durées de chalutage inférieures à 1 heure en Caroline du Nord ; cela a été imputé, par les auteurs, à des captures multiples (voir 3.2.2.).

En tout état de cause, un autre facteur pourrait contribuer à la faible mortalité relevée en Méditerranée. La singularité des échantillons méditerranéens est représentée essentiellement par la constance de spécimens de grandes dimensions : les tortues marines de plus de 70 cm de longueur représentent 73,3% de l'échantillon tunisien (n= 15 ; *Caretta caretta* ; Laurent et Lescure, 1994), 84% de l'échantillon grec (n= 38 ; *Caretta caretta* ; Margaritoulis *et al.*, 1992), 52,9% (n= 17) et 40% (n= 30) (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* respectivement ; Oruç *et al.*, 1996 ; d'après leurs longueurs approximatives), 71,4% (n= 7) et 25,6% (n= 39) (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* respectivement ; Oruç *et al.*, 1997 ; TCCL) de l'échantillon turc (voir également Laurent *et al.* (1996) pour une revue synthétique concernant les tailles). Au contraire, ce pourcentage était seulement de 13,7% pour le groupe du Caroline du Nord. On dispose effectivement d'indications que l'endurance à l'apnée forcée par le chalut augmente avec l'accroissement de taille (Hillestad *et al.*, 1982).

Il en ressort, que la faible mortalité remarquée dans les échantillons méditerranéens pourrait être le résultat des basses températures associées à une forte proportion de spécimens de grande taille ; le faible nombre de spécimens observés directement, ne permet pas une estimation soignée de la mortalité hivernale des spécimens de plus petite taille. De plus, les activités du chalutage sont effectuées également en été, quand les fortes températures peuvent réduire considérablement l'endurance à l'apnée (Wibbels, 1989) en Tunisie (Bradai, 1992), Egypte et Turquie (Laurent *et al.*, 1996), et Italie (Gerosa, données non publiées), pays pour lesquels il n'y a pas d'estimations fiables de mortalité. On dispose de l'indication qu'une mortalité relativement élevée a été enregistrée en été le long des côtes de la Corse et en France continentale (Tableau 2) où les températures estivales restent toutefois plus basses que celles du Golfe de Gabès et de la plupart des eaux égyptiennes et le sud-est de la Turquie (NOAA, *site web*), et où la plupart des spécimens sont de petite taille (France continentale ; Laurent, 1991). En Egypte, certains pêcheurs enquêtés ont suggéré une mortalité élevée (10% ; Tableau 2). Il doit être noté que dans ces régions (Golfe de Gabès et Bassin Levantin) la température de surface en été est plus haute qu'en Juin à Cap Canaveral (en Floride) (NOAA, *site web*) où Wibbels (1989) enregistre une forte mortalité (45,4%) même chez des spécimens de grande taille, avec une durée minimale de 75 minutes de chalutage.

En conclusion, bien qu'en Tunisie les captures estivales semblent être inférieures aux captures hivernales (Laurent *et al.*, 1990 ; Bradai, 1992), dans cette région et dans d'autres (spécialement dans le Bassin Levantin) une éventuelle mortalité plus élevée due aux températures plus hautes pourrait provoquer un nombre de morts supérieur ou égal à celui résultant des activités des pêches hivernales.

Il n'y a aucun doute que les activités de pêche sur des fonds marins de moins de 50 m (Tableau 2) contribuent largement aux taux élevés de capture enregistrés. De plus, si ces spécimens de plus petites tailles préfèrent des fonds moins profonds, à cause de leur plus basse endurance à l'apnée, un taux plus élevé de mortalité peut résulter de la pêche dans ces zones. Le fait que dans le sud oriental de la Turquie les chalutiers se déplacent des fonds profonds pendant les mois froids à des fonds moins profonds pendant les mois chauds (Oruç *et al.*, 1996) est inquiétant.

| Pays | Cible | Période | Durée de chalutage (min) moyenne (SD; intervalle; N) ou intervalle | Profondeur de travail (m) | Profondeur de capture (m) | Espèces | Mortalité (N) | Méthode | Nombre de Captures/an | Référence |
|--|--------------------------------|--|---|---------------------------------|---------------------------------|---|--------------------------------|---|--------------------------|---|
| Algérie | | Pas en été | | 0-100 | | <i>Caretta caretta</i> | "basse" | enquête | faible (200) | Laurent, 1990 |
| Egypte | | Toute l'année | 186 (52.2; 60-240; 20) | | | <i>C.c., C.m., D.c.</i> | 1-10% (?) | enquête | élevé | Laurent <i>et al.</i> , 1996 |
| France c. Corse | | été Fev-Sep | | 20-80 | | <i>Caretta caretta</i> <i>Caretta caretta</i> | 3.3% (92) 3.7% (27) | enquête enquête | faible | Laurent, 1991 DeLaugerre, 1987 |
| Grèce | | Oct '89-Mai '90 | 60-180 | 36-270 | | <i>C.c., C.m.</i> | ? | observation | élevé | Margaritoulis <i>et al.</i> , 1992 |
| Slovénie + Croatie + Yougoslavie | poisson | Nov-Mai | | | | <i>Caretta caretta</i> (<i>C.m.?</i>) | ? "basse" | enquête | 2500 | Lazar et Tyrkovic, 1995 |
| Tunisie | poisson poisson crevette | Jan-Fev 1990 Mai-Juil/Oct-Dec | 90-120 | <50 | 29-42 | <i>Caretta caretta</i> | 0% (15) | obs. + enq. ? ? | 2000-2500 4500-5000 | Laurent et Lescure, 1994 Laurent et Lescure, 1994 Bradai, 1992 Laurent <i>et al.</i> , 1990 |
| Turquie | | Jan-Fev 1995 Jan-Fev 1995 Toute l'année hiver Oct-Mai 1995 | 163 (32.2; 90-195; 8) 117 (37.5; 45-180; 12) 180 (35.4; 60-270; 22) | 130 70 | | <i>Caretta caretta</i> <i>C.c., C.m., D.c.</i> <i>C.c., C.m.</i> <i>C.c., C.m.</i> | 0% (1) 0% (?) 1.6% (186) | observation observation enquête enquête enquête | élevé | Laurent <i>et al.</i> , 1996 Laurent <i>et al.</i> , 1996 Laurent <i>et al.</i> , 1996 Laurent <i>et al.</i> , 1996 Oruç <i>et al.</i> , 1996 |

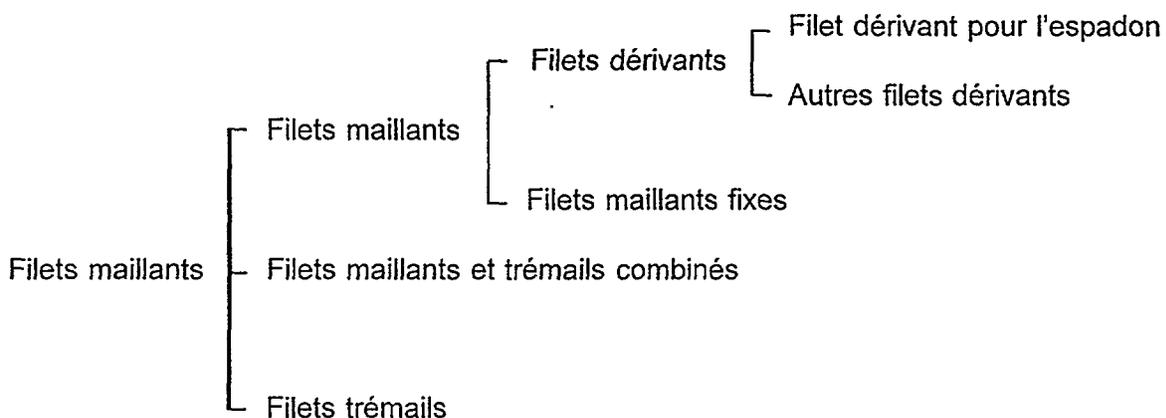
Tab. 2 - Le Chalut

4. LES FILETS MAILLANTS

Les filets maillants sont les plus connus, fonctionnels et anciens filets de pêche (Ferretti, 1983). Ils ont été employés pendant plusieurs années dans la plupart des zones côtières, aussi bien comme engin industriel, artisanal ou même récréatif (outil de sport).

Quand les méthodes les plus productives (comme les chaluts ou les filets tournants) sont apparues, les filets droits ont connu une réduction drastique dans leur emploi, jusqu'à ce que les cordages synthétiques viennent remplacer les cordages naturels leur redonnant de nouveau une valeur compétitive. En fait, les pêcheurs étaient conscients du nombre de zones inexploitées (comme celles des fonds rocheux ou très proches de la côte, qui sont dans les deux cas inadaptées au chalutage), où ils pourraient capturer des poissons de valeur. De plus, cet engin peut être employé avec toute sorte de bateau de faible coût, et il permet de pêcher de gros poissons dans d'excellentes conditions (Ferretti, 1983). C'est pour ces différentes raisons que le filet maillant est très employé aujourd'hui.

L'emploi local et traditionnel au cours des générations, associé à l'habileté des pêcheurs et à la plasticité de l'engin, permet de nombreuses variations qui sont très difficiles à classer. Nous pouvons adopter la classification de Nédélec et Prado (1990) et séparer pour des raisons de présentation, les filets dérivants pour l'espadon des autres filets. Ainsi, les filets maillants peuvent être regroupés dans les catégories suivantes :



Tous les engins signalés ci-dessus sont employés en Méditerranée, comme ils sont présents dans toutes les zones côtières du monde. Dans ce travail, les différentes sortes de filets droits seront traitées ensemble. On traitera à part les filets dérivants pour l'espadon, en raison des préoccupations qu'ils ont provoqué ces dernières années.

4.1. LES FILETS MAILLANTS (à l'exception du filet dérivant pour l'espadon)

4.1.1. L'espèce cible

Les filets maillants peuvent capturer presque toutes les espèces d'importance économique. Les pêcheurs, grâce à leur connaissance et leur expérience personnelle des zones de pêche, sont capables de pêcher exactement l'espèce cible qu'ils veulent, en faisant varier le type ou la taille des mailles, la profondeur de travail et la saison. La volonté de capturer une espèce particulière conduit les pêcheurs à modifier ces filets d'une façon plus ou moins importante, de telle sorte que nous avons des filets presque spécifiques d'une espèce de poisson, de mollusque ou de crustacé. Une telle amélioration de cet engin ne peut pas éviter

d'attraper aussi accidentellement des espèces non cibles y compris les tortues marines.

4.1.2. La méthode

Le filet maillant est un filet de pêche qui est placé verticalement de façon à former une barrière ou à découper les zones aquatiques de telles façons qu'il capture les organismes marins qui tentent de le franchir (UNI, 1981). Une définition aussi claire cache en fait une très grande complexité. En fait, à la différence des autres engins, la caractéristique des filets droits est l'hétérogénéité. Comme indiqué ci-dessus, il n'est pas possible de standardiser une méthode d'emploi sans considérer tous les paramètres locaux (par exemple, la durée de séjour dans l'eau, le moment de la journée, la saison et les différences dans les caractéristiques de l'engin).

4.1.3. L'interaction avec les tortues marines

Les filets maillants pourraient être considérés comme un moyen de pêche passive : les tortues marines sont capturées par hasard, durant leurs déplacements. Cependant, Panou *et al.* (1992) rapportent que, selon des pêcheurs, les tortues marines essayent activement de se nourrir de poissons emprisonnés dans le filet trémail, provoquant des dommages à l'engin. Donc, ces filets pourraient représenter un moyen de pêche active, parce que leurs prises peuvent être attractives pour les tortues marines, ce qui augmente la probabilité de leur capture.

La noyade est la raison principale de la mortalité des tortues marines induite par ces engins de pêche : les animaux une fois emmêlés dans le filet, ne peuvent pas atteindre la surface pour respirer. Ainsi, il peut y avoir certaines différences dans la mortalité entre des filets posés sur le fond et ceux disposés près de la surface ; en fait, ces derniers pourraient donner plus de possibilités d'émerger et de respirer.

Cependant, même si une tortue marine survit et elle est libérée, il peut y avoir encore une mortalité différée si le pêcheur ne libère pas la tortue de toutes les cordes du filet. En fait, ce matériel peut provoquer de sérieuses blessures et des nécroses.

Une mortalité élevée et un grand nombre de captures sont rapportés pour des filets à requins placés près des régions où les tortues marines sont présentes (Guinea et Chatto, 1992 ; Dudley et Cliff, 1993). En ce qui concerne la Méditerranée, Delaugerre (1987) rapportait un taux de mortalité de 94,4% (n = 18) pour des spécimens de *Caretta caretta* capturés en Corse par des filets trémail placés à des profondeurs > 60 m (effort de pêche entre 8 et 110 m). En Tunisie, Bradai (1993) trouve un taux de mortalité de 5,2% (n = 58) par les filets trémail ; le même auteur (1992) mentionne deux spécimens de petite taille (8,8 et 10 cm environ). En France, une mortalité de 53,7% sur un échantillon de 149 tortues marines capturées à une profondeur inférieure à 50 m est signalée par Laurent (1991). Le taux de mortalité de spécimens bagués et ensuite recapturés par l'ensemble des filets maillants dans différents pays était de 73,7% (n = 19) (Argano *et al.*, 1992). En conséquence, les filets droits semblent être un engin de pêche très dangereux. Bien qu'un simple filet a une faible probabilité à capturer une tortue marine, la diffusion de cet engin même à proximité des zones à hautes densités en tortues marines, peut représenter un grand impact sur les populations.

4.2. LE FILET DÉRIVANT POUR L'ESPADON

La définition de filet maillant dérivant, ou simplement filet dérivant, s'applique à un filet qui est maintenu plus ou moins verticalement en pleine eau au moyen d'une série de flotteurs, qui restent à la surface, et de poids qui sont accrochés sur la partie inférieure du filet. A la différence des autres filets, pour lesquels la description ci-dessus peut correspondre, on laisse ce système se déplacer librement sous l'action du courant marin et du vent. Avec d'autres types de filets, le filet dérivant peut être considéré parmi les plus simples et probablement les plus anciennes méthodes de pêche (les premières données historiques remontent à 177 après Jésus Christ (en Grèce), correspondant à des filets dérivants faits de lin (Di Natale, 1993)), de telle sorte qu'on croit que cette technique s'est développée indépendamment dans des différentes parties du monde (Northridge, 1991).

4.2.1. Les problèmes du filet dérivant pour l'espadon

Bien que l'on croyait initialement que ce type de filet est hautement sélectif, le problème des filets dérivants a été soulevé à la fin des années 80 à cause de l'accroissement de ces flottes et l'allongement des filets par les pêcheurs Japonais et Taiwanais, qui commencèrent à pêcher le thon dans le Pacifique sud en utilisant cette méthode de pêche. Après avoir adopté une déclaration (Juillet 1989), une convention internationale (Wellington, Nouvelle Zélande, Novembre 1990) a prohibé l'utilisation des filets dérivants dans cette partie du Pacifique (Northridge, 1991).

Les plus importantes critiques à cette méthode de pêche ont été réparties dans différentes catégories :

1. la compétition avec d'autres méthodes de pêche (voir Northridge, 1991)
2. la gêne causée au passage de bateaux de transport et de ligne par les longs filets laissés à la dérive (Di Natale, 1993) ;
3. l'impact de ce type de filets sur les espèces non commercialisées ou protégées (parmi lesquelles les tortues marines) et l'environnement.

En Méditerranée particulièrement, les filets dérivants sont essentiellement employés par la pêche italienne pour capturer l'espadon. On signale aussi l'emploi de cette méthode par des bateaux Taiwanais qui naviguent souvent dans les eaux méditerranéennes internationales (Northridge, 1991). Cette méthode de pêche s'est répandue rapidement dans les années 80 sous l'impulsion du gouvernement italien qui a encouragé les pêcheurs à employer les filets dérivants pour l'espadon au lieu de la palangre traditionnelle considérant le filet dérivant plus sélectif et moins dangereux pour l'environnement. En 1989, il y avait plus que 700 bateaux en Italie qui utilisent des filets de 12 à 13 km de long (avec des pics de 20 km et plus) et avec des mailles de 180 à 400 mm qui atteignaient une profondeur de 28 à 32 m (Northridge, 1991). Outre l'accroissement considérable des captures de l'espadon, quelques études montrent un nombre indéterminé de tortues marines capturées, à la fois *Caretta caretta* et *Dermochelys coriacea* (Northridge, 1991). D'autres pêcheries (comme en Algérie, Maroc, France, Turquie, Espagne (Northridge, 1991) et Grèce (Panou *et al.* 1994)) ont adopté cette méthode, utilisant des filets beaucoup plus courts de 3 à 4 km avec des pics de 10 km.

L'emploi exagéré et l'allongement inconsidéré des filets (jusqu'à 60 km) commencent à inquiéter les différents gouvernements à cause de la pression excessive sur le stock des espèces cibles et le nombre de mammifères marins accidentellement capturés (voir Northridge, 1991). Cette nouvelle situation a forcé beaucoup d'états à prendre des mesures

indépendamment (par exemple, en 1990 l'administration de la pêche espagnole a interdit l'emploi des filets dérivants dans la mer d'Alboran (Camiñas, 1995b)) et ensuite la Communauté Européenne a promulgué une réglementation (345/92) par laquelle l'emploi des filets de plus que 2,5 km a été interdit.

Sous l'impulsion de diverses pressions, la plupart des états méditerranéens ont interdit le filet dérivant ou sont en train d'essayer de faire revenir les pêcheurs à d'autres méthodes de pêche considérées plus sélectives et moins nocives pour l'environnement.

4.2.2. Les interactions avec des tortues marines

Bien que cette méthode soit pratiquée depuis plus de quinze années, les données disponibles et les opinions d'experts sont encore très discordantes. Tandis que la capture accidentelle considérable de mammifères marins est certaine, le nombre de captures de tortues marines est encore peu connu. Les données des recherches conduites en mer Tyrrhénienne et en mer de Ligurie par Di Natale (1995) indiquent comme moyenne pour les années 1990/91 un CPUE de 0,005 caouannes/km de filet. Les cinq spécimens (appartenant tous à l'espèce *Caretta caretta*) qui ont été pris au cours des deux années de recherche entre avril et septembre par des observateurs à bord de 100 bateaux utilisant les filets dérivants, montrent un impact minime sur cette espèce, essentiellement parce qu'ils étaient tous relâchés vivants par les pêcheurs (Di Natale, 1995). Ces dernières données ont été aussi confirmées par Camiñas (1995b). D'autres données montrent une situation beaucoup plus inquiétante. De Metrio et Megalofonou (1988), qui ont recueilli des données rassemblées par des observateurs à bord et des pêcheurs fiables, estiment à 16.000 captures saisonnières par un petit groupe de 29 bateaux opérant près de la côte Ionienne de Calabre avec des filets atteignant 12 km de long, et établissent un taux de mortalité de 20 à 30%.

Comme le filet dérivant est essentiellement employé en pleine mer (loin des endroits où la densité des tortues marines semble être élevée), il est raisonnable de croire que les captures sont généralement faibles. Concernant la discordance entre les deux études mentionnées ci-dessus, il est nécessaire de considérer que les deux zones présentent des densités de tortues marines très différentes (voir 7.). On doit encore ajouter que les très longs murs de filets, qui semblent capturer les tortues marines essentiellement dans le 1/3 supérieur (Di Natale, 1995), pourraient considérablement accroître leur caractère dangereux s'ils sont placés sur les itinéraires de migration des spécimens qui se déplacent des aires d'alimentation aux zones de reproduction et vice versa.

Vu les lacunes considérables et les différences d'opinion, il est encore impossible de quantifier exactement l'impact de cette méthode de pêche sur les tortues marines. Toutefois, l'orientation actuelle de la plupart des pays vers l'interdiction de l'emploi des filets dérivants, non seulement en Méditerranée, pourrait conduire à la solution du problème de l'impact de cet engin sur les populations de tortues marines dans un future proche.

5. LA MORTALITE INDIRECTE

Les animaux sont généralement relâchés immédiatement parce qu'ils ne sont pas considérés comme commercialisables et leur transport constitue plutôt un obstacle aux activités normales de la pêche (car les tortues ont l'habitude de se déplacer sur le bateau et de mordre tout ce qu'elles peuvent lorsqu'elles sont retournées sur le dos) ou alors - très rarement - parce qu'elles sont considérées comme espèce menacée d'extinction.

Malheureusement, par ignorance, quelques pêcheurs ont l'habitude de tuer les tortues qu'ils attrapent comme semble être le cas de quelques pêcheurs grecs (spécialement ceux qui utilisent les filets maillants) pour autant qu'on puisse juger de spécimens trouvés échoués (Margaritoulis, *in litt.*). De plus, une capture accidentelle indépendamment de la méthode utilisée et de la mortalité qui lui est directement associée peut impliquer une mortalité de 100% si le pêcheur conserve l'animal pour son utilisation personnelle ou commerciale au lieu de le relâcher.

Parfois les tortues marines sont tuées et mangées à bord, surtout quand certains membres de l'équipage considèrent la tortue marine comme un met délicieux, ce qui est le cas pour certains équipages étrangers sur des bateaux grecs (Panou *et al.*, 1992) et italiens. Dans ce cas, le pourcentage de mortalité des tortues n'a jamais été estimé.

Dans certains pays méditerranéens, les traditions enracinées liées soit à la consommation du sang et de la viande des tortues marines (par exemple Laurent *et al.*, 1996) soit à l'usage ornemental de la carapace (Argano *et al.*, 1990 ; Panou *et al.*, 1992) induit les pêcheurs, qui capturent accidentellement une tortue marine, à ramener le spécimen au port afin de le vendre. Par exemple, en Egypte, on estime à plusieurs milliers le nombre de tortues marines qui sont tuées chaque année (Laurent *et al.*, 1996). Tant qu'il y a une demande - qui probablement dépasse de loin l'offre - il existera toujours un marché noir qui tendra à augmenter la valeur du produit, permettant aux pêcheurs malhonnêtes d'ajouter un profit illégal à leur revenu, malgré les grands risques qui lui sont associés. L'impossibilité de contrôler ce trafic, qui se développe essentiellement dans l'ombre et principalement entre amis ou des personnes qui se connaissent, ne permet pas de quantifier l'étendu du phénomène et son importance.

Cependant, une expérience de 10 ans réalisée en Italie démontre qu'il est possible de restreindre le phénomène par des campagnes nationales de sensibilisation du public, avec des contacts directs entre chercheurs et pêcheurs (voir 8.6.), ou par des législations nationales pour la protection et avec des mesures coercitives par des organismes de contrôle (voir 8.1.).

6. LA FLOTTE DE PECHE MEDITERRANEENNE

Selon les données disponibles sur la flotte de chalutier (Fig. 1), les zones concernées par un grand effort de pêche pourraient être : l'Adriatique (essentiellement par des pêcheries italiennes), la mer Tyrrhénienne (par des pêcheries italiennes), le sud du bassin occidental (par des pêcheries algériennes et espagnoles), le canal de Sicile et le Golfe de Gabès (par des pêcheries italiennes et tunisiennes), le sud du bassin oriental (par des pêcheries égyptiennes) et la mer Ionienne (par des pêcheries italiennes et grecques). La mer Egée et le nord-est du bassin méditerranéen, subissent vraisemblablement un impact considérable par des pêcheries grecques et turques.

En ce qui concerne la palangre (Fig. 2), la mer Tyrrhénienne semble être la zone concernée par le plus grand effort de pêche, suivie par la mer Ionienne, l'Adriatique, et les côtes égyptiennes et libyennes. En dépit des lacunes et de leur rareté, ces données soulignent l'importance de l'effort de la pêche italienne avec cette méthode.

Dans certains pays, la présence d'un grand nombre de bateaux de pêche avec des méthodes côtières/artisanales est soulignée par le nombre total de bateaux (Fig. 3). Les zones avec le plus grand nombre de bateaux actifs sont : la mer Egée et la mer Ionienne (essentiellement grecs), l'Adriatique (essentiellement croates), le Golfe de Gabès (tunisiens), la mer Tyrrhénienne, le sud-ouest du bassin méditerranéen (espagnols et algériens) et les côtes libyennes. Probablement, la plupart de ces bateaux utilisent des filets maillants, comme le suggère la comparaison entre les figures 3 et 4. Sur la base des données disponibles, les zones les plus concernées pourraient être la mer Egée, la mer Tyrrhénienne, les côtes libyennes, et la mer Ionienne. En outre, les filets maillants constituent le moyen le plus utilisé par la flotte tunisienne (Bradai, *in litt.*).

La comparaison entre le nombre de bateaux et le GRT (Gross Registered Tonnage) (Fig. 3 et 5), suggère que la mer Adriatique et le canal de Sicile soient concernés par un effort de pêche des pêcheries italiennes, plus grand que celui que l'on peut déduire du seul nombre de bateaux.

7. LES ZONES FREQUENTEES PAR LES TORTUES MARINES

Les aires où une haute densité des tortues marines est suspectée sont représentées sur la figure 6. Ce sont fondamentalement les aires présumées d'alimentation, quelques-unes sont fréquentées seulement en été pour des raisons climatiques, et les autres en toutes saisons, permettant ou non une vie active durant l'hiver. Probablement, beaucoup de tortues marines entreprennent des migrations saisonnières de façon à être dans des aires plus chaudes pendant l'hiver. Les adultes entreprennent aussi des migrations pour atteindre les sites de nidification.

7.1. LES PLAGES DE PONTE

Les principaux sites de ponte sont situés en Grèce (*Caretta caretta* ; Margaritoulis *et al.*, 1995 ; Margaritoulis, in presse), sur les côtes méditerranéennes de la Turquie (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* ; Baran et Kasperek, 1989 ; Gerosa *et al.*, 1995) et à Chypre (*Caretta caretta* et *Chelonia mydas* ; Demetropoulos et Hadjichristophorou, 1995 ; Broderick et Godley, 1996). Une enquête récente suggère que la côte libyenne peut être une importante aire de nidification pour *Caretta caretta* (Laurent *et al.*, 1997).

7.2. LES ZONES D'HIVERNAGE

Le grand nombre de spécimens de *Caretta caretta* capturés en hiver dans le Golfe de Gabès (Tunisie, Laurent *et al.*, 1990 ; Bradai, 1992) et la présence de beaucoup de spécimens de grande taille durant l'hiver, suggère que cette région représente une zone d'hivernage aussi pour des spécimens qui fréquentent d'autres aires pendant l'été (Margaritoulis, 1988 ; Laurent et Lescure, 1994). Les mêmes conditions sont présentes dans la Péloponnèse méridionale (Grèce), qui est fréquentée aussi par des immatures de *Chelonia mydas* (Margaritoulis *et al.*, 1992). De plus, les températures hivernales dans le Golfe de Gabès pourraient être assez hautes pour que les tortues marines conservent leur activité : Carr *et al.* (1980) enregistrent 15° C maximum pour des spécimens inactifs et 18° C pour des spécimens actifs. Laurent et Lescure (1994) indiquent qu'il y a une activité des spécimens capturés dans des eaux d'environ 17° C et d'autres spécimens pris dans la même période s'alimentent. De même en Turquie et en Egypte, la capture de spécimens de *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* et *Dermochelys coriacea* semblent être continue durant toute l'année (Laurent *et al.*, 1996). Les hautes températures hivernales dans ces régions (NOAA, *site web*) suggèrent un hivernage actif. Beaucoup de captures hivernales sont signalées dans la mer Adriatique (Lazar et Tvrtkovic, 1995) ; mais dans ces zones, probablement, les basses températures hivernales ne permettent pas aux tortues marines de rester actives.

7.3. LES AIRES D'ALIMENTATION

Probablement, la plupart des zones d'hivernage mentionnées ci-dessus sont des fonds benthiques d'alimentation hivernale (voir ci-dessus) et peuvent être aussi des fonds benthiques d'alimentation estivale : en Egypte et en Turquie (Laurent *et al.*, 1996), dans le Golfe de Gabès (Argano *et al.*, 1992 ; Gerosa et Casale, données non publiées) et dans la mer Adriatique (Argano *et al.*, 1992) certaines captures sont signalées durant l'été. Dans l'Adriatique et en mer Egée certaines femelles adultes nichant en Grèce étaient observées (Margaritoulis, 1988). De plus, la partie septentrionale de la mer Ionienne (Argano *et al.*, 1992), le Golfe de Lion (Laurent, 1991 ; Laurent, 1996), les eaux corses (Delaugerre, 1987 ; Laurent, 1996) et la partie la plus occidentale de la Méditerranée (Iles Baléares, mer

d'Alboran (Camiñas et de la Serna, 1995)) pourraient être des aires d'alimentation estivale, au moins pour les tortues marines immatures, la dernière zone en particulier pour des spécimens en phase pélagique.

8. MODALITES POSSIBLES DE REDUCTION DE LA MORTALITE DES TORTUES MARINES INDUITE PAR LA PECHE

8.1. LA LEGISLATION PROTEGEANT L'ESPECE

Beaucoup de pays ont adhéré aux conventions internationales en vue de préserver ou d'empêcher le commerce international des tortues marines et leurs produits (revue par Salter, 1995) et ont adopté des lois nationales pour interdire la capture de ces animaux. Cela représente une étape fondamentale en vue de la préservation de ces espèces et l'est davantage pour des initiatives ultérieures : son effet doit éliminer la demande des tortues marines par des marchés nationaux et internationaux, qui est la cause principale de captures intentionnelles et la mortalité indirecte induite par des captures accidentelles (§ 5.) (Tab. 3).

Cependant, en aucune manière ce type d'intervention influence la mortalité directe due aux captures accidentelles qui, par définition, ne sont pas liées à la volonté des pêcheurs. Au contraire, la confusion induite par des expressions telles que "capture interdite" donne au pêcheur la constante impression de commettre un crime quand il capture ces animaux, ce qui rend plus difficile la mise en œuvre des campagnes de sensibilisation qui peuvent avoir un rôle important dans la réduction de la mortalité (voir § 8.6.).

8.2. LIMITATION DE L'EFFORT DE PECHE

La réduction de l'effort de pêche est considérée comme la méthode la plus efficace pour conserver la totalité de la communauté marine (espèces-cibles et non-cibles), et elle est la plus répandue en Méditerranée : l'autre option du contrôle des quotas pour les espèces cibles n'est pas un instrument optimal (Caddy et Oliver, 1996 ; Leonart et Recasens, 1996). Il a été remarqué que pour des engins particulièrement destructifs (les sennes côtières, les engins remorqués pour la pêche du corail, les explosifs...) l'interdiction ou la limitation de leur emploi peut donner de bons résultats, tels que la reconversion vers des engins plus sélectifs et ayant moins d'impact (Leonart et Recasens, 1996). De plus, la réduction de l'effort de pêche sur les stocks benthiques, en particulier par le chalut côtier, représente une priorité principale en Méditerranée (Caddy et Oliver, 1996). La réduction de l'effort de pêche peut être obtenue en limitant le nombre de bateaux, leur puissance (tonnage) totale et individuelle, et le temps global de pêche (par exemple interdiction pendant certains mois de l'an) (Leonart et Recasens, 1996).

Un facteur extrêmement important à considérer, est la zone de pêche dans laquelle les réductions d'effort sont appliqués. En fait, dans la même zone de pêche, l'effort peut intervenir d'une façon non homogène, réalisant de toute manière un impact insoutenable dans certaines aires. Par exemple en Turquie, en raison du manque de réductions appliquées aux différentes zones de pêche dans ce pays, l'effondrement de la pêcherie en mer Noire amènera probablement un changement de l'effort de pêche en Méditerranée (Caddy et Oliver, 1996). En Grèce, pour optimiser la réduction de l'effort de pêche, il a été pris en considération l'opportunité de répartir la flotte dans des différentes zones, par opposition au système de licence qui permet aux bateaux d'opérer partout dans les eaux territoriales nationales (GFCM, 1992). Evidemment, plus ces zones reflètent la réalité de l'environnement marin, plus les limitations seront efficaces pour conserver les ressources et limiter les prises accidentelles.

En relation avec cela, le libre accès à chaque zone de pêche dans la CE pour des bateaux des pays membres à partir de la fin de 2002 (Commission Européenne, 1994) est un peu inquiétant. Dans ce domaine, les limitations sur des zones données sont encore la seule voie possible.

8.3. L'INTERDICTION DE LA PÊCHE DANS L'ESPACE ET DANS LE TEMPS

D'après ce qui est souligné dans le paragraphe précédent, la solution optimale pour réduire l'effort de pêche est d'adopter cette mesure en conformité avec l'écologie des espèces et les habitats à protéger. Cela signifie des limitations géographiques et temporelles.

En ce qui concerne les premières, chaque pays protège les zones à proximité du rivage contre le chalutage afin de conserver les fonds marins et les nurserys (Leonart et Recasens, 1996) ; celles-ci sont habituellement les eaux de moins de 50 m de profondeur. Un autre type de protection est de créer des réserves marines, plus efficaces quand elles sont liées à une réduction de l'effort de pêche dans les zones qui les bordent (Lleonart et Recasens, 1996). Ces limitations côtières sont difficiles à faire respecter ; une solution drastique mais coûteuse est celle de protéger les herbiers de *Posidonia* du chalutage nocturne illégal en plaçant sur le fond des obstacles qui endommagent les filets (Caddy et Oliver, 1996).

Les mesures de réduction dans le temps peuvent représenter une méthode efficace pour préserver les espèces au cours de la plus vulnérable phase de leur cycle de vie, même si, malheureusement, cette période est souvent choisie pour des raisons économiques plutôt que biologiques (Lleonart et Recasens, 1996).

En ce qui concerne les tortues marines, il est nécessaire d'identifier les zones les plus fréquentées et de vérifier les changements saisonniers. En fait, dans certaines circonstances l'adoption de mesures de réduction totales ou saisonnières peut être opportune dans ces zones.

8.4. MODIFICATIONS DES ENJUS

D'une façon alternative ou complémentaire à la réduction de l'effort de pêche ou l'interdiction de la pêche, on peut étudier la possibilité de modifier l'outil afin d'améliorer la sélectivité et abaisser le taux de capture de tortues marines.

8.4.1. Le chalut

Une grande capture annexe est un problème général en relation avec le chalut, et il va bien au-delà des tortues marines. L'accroissement de la sélectivité de cette méthode au moyen de techniques de réduction des prises annexes (ou BRDs : Bycatch Reduction Devices) est d'un grand intérêt (Alverson *et al.*, 1994). Il existe en effet plusieurs types de BRDs utilisés dans la pêche des crevettes, tel que la grille norvégienne et les TEDs des USA. Ces derniers ont été conçus pour répondre au besoin spécifique de réduire les captures accidentelles des tortues marines (TED : Turtle Excluder Device). Il a été remarqué alors qu'ils peuvent améliorer l'efficacité de la méthode, en réduisant jusqu'à 50 à 70% la quantité de débris et d'autres prises annexes entrant dans le filet (Weber *et al.*, 1995 in Lutcavage *et al.*, 1997). La fonction des TEDs est de dévier les tortues marines capturées vers une sortie particulière, avant qu'elles entrent dans le sac terminal en même temps que la prise. Les TEDs peuvent être subdivisés en deux catégories : les TEDs durs et les TEDs souples.

Les TEDs durs sont fondamentalement faits de grilles en acier, aluminium ou fibres de verre; ils sont placés à l'entrée du sac terminal, et leur angle de travail est un paramètre crucial pour leur efficacité (Mitchell *et al.*, 1995). Les différentes sortes de TEDs durs diffèrent essentiellement par la forme de la grille (voir Mitchell *et al.*, 1995). L'orifice de sortie, dont les dimensions doivent convenir au TED, peut être placé soit vers le haut soit vers le bas du

filet. Selon les conditions de pêche, une position peut être plus favorable qu'une autre. De plus, quelques autres modifications du filet sont nécessaires pour assurer à la fois la fuite des tortues marines et l'efficacité de la pêche: l'ajout et la position correcte des différents flotteurs, de sangles, d'entonnoirs accélérateurs et dans certaines conditions, des sangles de friction ou de rouleaux d'entraînement (voir Mitchell *et al.*, 1995).

Les TEDs souples consistent en de grands panneaux flexibles. Ils sont plus difficiles à installer que les TEDs durs et leur efficacité, vis à vis des tortues marines et des prises, peut varier considérablement si leur installation ne s'accorde pas au type de filet et aux conditions de pêche (voir Mitchell *et al.*, 1995).

Le TED a été développé aux USA comme solution à la mortalité élevée des tortues marines induite par la pêche aux crevettes. En 1977 le service national des pêcheries marines (NMFS) a démarré un programme de recherche qui a conduit, en 1980, au premier TED fonctionnel (voir Christian et Harrington, 1987). Outre l'avantage d'éviter des captures des tortues, le TED semble accroître aussi l'efficacité de la pêche aux crevettes, de telle sorte qu'on a suggéré de changer son nom en "Trawler Efficiency Device" (Mrosovsky, 1982). Alors qu'au début, on a laissé l'emploi volontaire du TED par les pêcheurs (Oravetz, 1984), dès la fin des années 80, des législations de plus en plus rigides ont été nécessaires pour que le TED soit adopté (voir par exemple Oravetz, 1988 ; Donnelly et Weber, 1988 ; McDonald, 1990). Ceci est dû à la forte opposition des pêcheurs, qui se plaignaient de la perte supposée de crevettes et de la moindre efficacité du rendement du bateau liée la présence du TED (McDonald, 1990). Il n'y a pas de doute que l'installation du TED implique un plus grand effort de gestion pour les pêcheurs et la modification d'un engin d'emploi traditionnel et enraciné.

Récemment au Mexique aussi, sous la pression des USA, l'emploi du TED est devenu obligatoire dans le Golfe de Mexique et les Caraïbes (Olguin *et al.*, 1996) et beaucoup de pays d'Amérique adopteront probablement le TED dans un avenir proche (Somma, 1996 ; Frazier, 1997). L'intérêt pour le TED a été manifesté par d'autres pays dans le monde (Oravetz, 1984; Rao, 1984 ; Wamukoya, 1996).

Bien qu'il y ait certaines indications que l'emploi du TED a diminué les échouages (jusqu'à 90%, Maley, 1995 ; 44%, Crowder *et al.*, 1995), dans d'autres cas les échouages causés par l'interaction avec le chalut ne semblent pas avoir été arrêtés (Shoop, 1991) ou variés (Caillouet *et al.*, 1996; Armstrong et Ruckdeschel, 1996) depuis l'emploi du TED. L'installation incorrecte, l'utilisation des filets sans TED et des brèches dans la loi sont les raisons probables de ce phénomène (Caillouet *et al.*, 1996).

A part une exclusion presque totale des tortues marines (Christian et Harrington, 1987), le TED a aussi une fonction importante en réduisant considérablement les autres prises annexes (Christian et Harrington, 1987 ; Olguin *et al.*, 1996). Pour cette raison l'importance du TED va bien au-delà de la simple préservation des tortues marines, entrant dans le domaine plus large de la protection de l'environnement marin.

Sa sélectivité étant basée sur les dimensions, le TED est malheureusement difficile à appliquer quand l'espèce cible est un poisson - de plus grandes dimensions - au lieu des crevettes. Si bien qu'un TED spécifique était conçu pour la pêche estivale de *Paralichthys dentatus* (Mitchell *et al.*, 1995), son application fonctionnelle actuelle concerne surtout les chalutiers de crevettes. Cette limitation rend difficile toute application du TED dans des zones, telles que la Méditerranée, où la plupart des activités du chalutage ne sont pas dirigées vers les crevettes comme espèce cible (Laurent *et al.*, 1996). En fait, dans les pays méditerranéens, seulement la Tunisie et à moindre échelle l'Algérie et l'Espagne ont des

crevettiers (FAO, 1997).

En tant que compromis entre les activités de la pêche et la conservation, l'utilisation possible et l'adaptation aux différentes exigences du TED (et des BRDs en général) pourrait permettre une exploitation durable des ressources marines dans l'avenir. Du moins pour ce qui concerne les tortues marines, la seule alternative possible est l'interdiction de la pêche dans certaines zones et saisons (voir § 8.3.).

8.4.2. La palangre

Etant donné que cet engin est plutôt simple, il est très difficile d'établir des changements qui excluent les tortues marines mais pas l'espèce cible. Bien qu'à présent il semble que le problème n'est pas facile à surmonter, des financements devraient être réservés à l'étude du comportement des tortues marines avant et après qu'elles mordent l'hameçon, et l'interaction dynamique de l'hameçon avec l'anatomie et la physiologie des tortues marines. En fait, jusqu'à maintenant très peu de travaux ont traité d'un tel sujet. Une approche, qui n'a pas été suffisamment testée est basée sur l'ajout des composants à l'hameçon (White, 1994). Vu l'importance de l'impact de cet engin de pêche sur les tortues marines (voir 2.1.6. et 2.2.) on espère que de telles études seront bientôt entreprises dans la direction mentionnée ci-dessus ou dans d'autres directions.

8.5. L'UTILISATION DES ENGINS

La mortalité des tortues marines induite par le chalut dépend essentiellement de la durée du chalutage (voir 3.2.1.). Pour cette raison, quand le TED n'est pas utilisé, la limitation de la durée du chalutage pourrait considérablement réduire le taux de mortalité. Les limitations de ce moyen, furent adoptées aux USA (Anonyme, 1986 ; Oravetz et Watson, 1988 ; Wibbels, 1989). Le Conseil National de la Recherche (1990 *in* Epperly *et al.*, 1995) recommande une durée maximale de 60 minutes en contact avec le fond dans des eaux froides.

Etant donnée que les engins abandonnés ou perdus ("engins fantômes", spécialement les filets) continuent à effectuer des prises inutiles (Lutcavage *et al.*, 1997), la gestion correcte des engins devrait être développée, en priorité pour réduire ce facteur de mortalité, comme le recommande le "code de bonne conduite des pêcheries responsables" (FAO, 1995).

8.6. LA SENSIBILISATION DES PÊCHEURS

Comme il ressort des chapitres précédents, la formation des pêcheurs professionnels est sûrement d'une importance capitale dans les programmes de conservation et de protection des tortues marines. Le travail de cette catégorie, souvent non compris par l'opinion publique - qui tend à blâmer les pêcheurs pour les problèmes de la mer - fournit un contact constant et direct avec aussi bien la mer que ses habitants. La sensibilité manifestée par cette catégorie en diverses occasions (Cocco *et al.*, 1988 ; Argano *et al.*, 1990) et les informations précieuses mises à la disposition des chercheurs (Argano, 1979 ; Argano et Baldari, 1983 ; Delaugerre, 1987 ; Laurent, 1990 ; Laurent, 1991 ; Argano *et al.*, 1992 ; Bradai, 1993 ; Lazar et Tvrtkovic, 1995 ; Laurent *et al.*, 1996 ; Oruç *et al.*, 1996) oblige chaque programme concernant l'interaction entre des méthodes de pêche et les tortues marines à prendre en considération une collaboration avec cette catégorie.

Les opportunités liées à une implication directe des pêcheurs peuvent être résumées ainsi:

- **Fournir des données à la recherche :**

Grâce à des enquêtes, il est possible de recueillir des données liées aux taux de mortalité et de capture par toutes les méthodes de pêche. Sur ce sujet, il doit être précisé que des termes comme "faible" ou "rare" sont abusés en littérature car ils ne correspondent pas toujours au mot qui aurait été employé par les chercheurs dans ce cas précis. Par exemple, un taux de mortalité de 10 % pourrait être considéré comme "faible" par des pêcheurs, tandis qu'il peut être regardé comme un pourcentage inquiétant à quelqu'un qui est concerné par la protection des tortues marines. Il est toujours préférable de préparer ces campagnes (basées sur des enquêtes auprès des pêcheurs) en intégrant des questions qui fournissent des réponses quantifiables au lieu d'adjectifs. Les données peuvent être facilement recueillies directement à bord par des pêcheurs préparés par une formation adéquate.

- **Accepter des observateurs à bord :**

Les meilleurs résultats relatifs à la collecte de données sur l'interaction entre les méthodes de pêche et les tortues marines ont été obtenus en prenant des observateurs spécialisés sur les chalutiers (Aguilar *et al.*, 1995 ; De Metrio *et al.*, 1983 ; Panou *et al.*, 1992). Dans ce cas, la fiabilité de données peut être biaisée seulement par un comportement "non naturel" des pêcheurs parce qu'ils se sentent comme étant contrôlés.

- **Agir sur la réhabilitation des spécimens (diminution de la mortalité directe):**

Une préparation adéquate des pêcheurs à propos des méthodes de traitement des tortues marines prises à bord, peut considérablement réduire la mortalité directe. C'est le cas des tortues marines prises dans un état comateux par suite des activités du chalutage (voir § 3.2.). D'autre part, en ce qui concerne la palangre, soit l'extraction directe de l'hameçon de la bouche de l'animal (quand il est visible) ou la section de la branche aussi proche que possible de l'hameçon, peut sauver beaucoup de spécimens en cas de libération immédiate. De plus, si le spécimen est gravement blessé, les pêcheurs pourraient être entraînés en amenant la tortue à la côte si elle peut être soignée dans un centre spécialisé (comme cela se produit déjà en Italie depuis plus de dix ans).

- **Décourager le commerce illégal (diminution de la mortalité indirecte):**

Un des plus importants mérites que des campagnes de sensibilisation peuvent procurer (en synergie avec la vigilance et la réactualisation des législations sur la conservation de ces espèces (8.1.)) concerne la possibilité de réduire le nombre de tortues marines disponibles pour le commerce illégal.

- **Conseil sur l'entretien des engins :**

Une série de cours de formation sur l'entretien et l'emploi correct des outils de pêche pourrait sauver de nombreux spécimens de la capture accidentelle induite par les engins fantômes (voir § 8.5.).

| | Impact | Capture | Mortalité directe | Mortalité indirecte |
|---|--------|---------|-------------------|---------------------|
| Législation protégeant l'espèce | | | | X |
| Limitation de l'effort de pêche | X | | | |
| Prohibition de la pêche dans les zones et les saisons | X | | | |
| Modifications des engins | | X | | |
| Utilisation des engins | | X | X | |
| Information des pêcheurs | | | X | X |

Tab. 3.: Effets des différentes mesures de conservation sur les différentes phases de capture accidentelle.

9. REDUCTION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : OPTIONS DISPONIBLES

Nous sommes encore loin d'avoir une image réelle de l'impact des activités de pêche sur les tortues marines en Méditerranée. Ceci est dû fondamentalement à deux raisons. La première est le manque d'une bonne connaissance sur la dynamique des populations des tortues marines, les migrations saisonnières à l'intérieur de la Méditerranée, les zones fréquentées au cours des différentes phases écologiques, les échanges entre les populations de la Méditerranée et de l'Atlantique, et le recrutement de la population méditerranéenne. La seconde est la faible quantité de données qui permet d'évaluer l'efficacité de capture des différents engins de pêche et la mortalité induite en association avec divers paramètres (des tortues marines, de l'engin et de l'environnement dans lequel il travail).

Cependant, même à cette étape il est possible de suggérer certaines priorités à court terme, qui sont propédeutiques à toute stratégie à dégager des résultats des recherches futures dans ce domaine.

9.1. REDUCTION DE LA MORTALITÉ INDIRECTE

Naturellement, toute amélioration dans la réglementation des activités de la pêche et toute modification dans les engins de pêche n'ont qu'un faible effet si les pêcheurs retirent un avantage économique en capturant une tortue marine. Il s'en suit, que la première mesure est de réduire la demande de ces animaux sur les marchés locaux. Cet objectif peut être atteint seulement par la mise en œuvre et l'application des lois déjà en place ou par la proposition de nouvelles lois (voir § 8.1.), accompagnées d'une sensibilisation efficace des populations locales, y compris les pêcheurs (voir § 8.6.). Par exemple, de tels problèmes ont été identifiés en Egypte, en Tunisie et en Turquie (Laurent *et al.*, 1996).

9.2. PRÉSERVATION DES HABITATS BÉNTHIQUES DE PROFONDEURS DE MOINS DE 50 M

Comme mentionné ci-dessus (§§ 1. et 3.1.1.), la plus grande densité de spécimens en phase benthique s'observe dans des eaux superficielles. La plupart des pays ont déjà promulgué des lois qui protègent des zones situées à l'intérieur de la ligne de 3 miles nautiques de la côte ou quand le fond marin est moins de 50 m de profondeur. En fait, ces zones renferment un écosystème très important et fragile : les herbiers de phanérogames (par exemple *Posidonia oceanica*) constituent un habitat important pour la production de matière organique et sont aussi des zones de frayère et de nursery pour beaucoup d'organismes marins. La principale menace pour ces habitats est l'emploi d'engins de pêche travaillant sur le fond (chaluts et sennes). Dans ces pays avec des lois en vigueur, leur observation devrait assurer la survie de ces habitats, si importants pour l'industrie de la pêche aussi, et devrait réduire notablement les captures accidentelles des tortues marines.

9.3. REDUCTION DE L'EFFORT DE PÊCHE DANS DES ZONES / SAISONS A DENSITE ELEVEE DE TORTUES MARINES

Nous commençons seulement à connaître les régions qui hébergent les populations des tortues marines à densités élevées. Dans la plupart des cas, une réduction de l'effort de pêche sur de larges superficies serait un grand problème pour l'économie locale et la mise en œuvre des actions de conservation devrait impliquer des évaluations exactes des situations particulières. Cependant, certaines zones de faible extension sont déjà connues

pour abriter des densités élevées de tortues marines, au moins au cours de certaines saisons: les sites de nidification. Ceux-ci sont fréquentés, essentiellement en été, par les stades adultes et nouveau-nés. Ainsi, dans ces sites, il pourrait être très efficace de réduire l'activité de pêche en été et la déplacer à une distance de prudence de la côte.

10. EVALUATION DES IMPACTS DES PECHERIES MEDITERRANEENNES SUR LES TORTUES MARINES : QUELQUES PRIORITES

Comme il ressort des chapitres précédents, les données disponibles sur l'impact des activités de la pêche en Méditerranée sur les tortues marines sont peu nombreuses et fragmentaires. Le développement de projets de recherche est donc nécessaire en vue de remplir les lacunes existantes. Vu les financements limités pour de tels projets, il est utile d'identifier certaines priorités sur la base de l'information disponible.

La priorité en matière de recherche devrait être attribuée à ces situations où les activités de pêche interagissent sur les classes de plus grande taille de tortues marines et/ou dans des zones avec une densité élevée de la population des tortues marines, et où l'effort de pêche est plus grand (là où les activités de pêche sont supposées avoir le plus grand impact sur les populations de tortues marines). De plus, les situations où la plupart des activités de pêche sont effectuées par peu de pays devraient être préférées car elles donnent moins de difficultés en résolvant rapidement le problème par le biais des règlements nationaux.

Le plateau continental du **golfe de Gabès** est présumé être une zone fréquentée par beaucoup de tortues marines adultes, au moins durant l'hiver (voir 7.2.). Il est possible qu'en été tout ou partie de ces adultes quittent cette zone, qui deviendrait une aire d'alimentation pour les immatures au cours de cette période (voir 7.3.). Bien qu'un faible taux de mortalité ait été trouvé (Tableau 2), il est nécessaire de confirmer cette donnée par un échantillonnage plus important, qui permet d'évaluer d'autres paramètres, tels que la taille des spécimens, la saison (voir 3.3.), et la répartition de l'effort de pêche tunisien et italien.

Une autre zone de grand intérêt est la **mer Adriatique**, étant donné le nombre élevé de captures par les pêcheries de Croatie, Slovénie et Yougoslavie, surtout par le chalut durant l'hiver, et la présence possible de spécimens de grande taille (Lazar et Tvrtkovic, 1995) (voir 7.2.). Aussi il est urgent d'évaluer l'impact de la pêche au cours de toutes les saisons et de savoir si ce secteur est fréquenté par des adultes ou non. En considérant le grand effort de pêche des pêcheries italiennes dans cette région (plus grande que celui de la côte Est de l'Adriatique ; voir 6.), une grande interaction avec des tortues marines peut être soupçonnée; ainsi, il semble être très important d'évaluer l'impact des pêcheries italiennes en Adriatique.

Beaucoup de tortues marines sont présumées être capturées dans le **bassin Levantin** par les flottes turques et égyptiennes (Tableau. 2). Les observations directes, particulièrement en été, sur la mortalité accidentelle dans des eaux turques et égyptiennes, sont essentielles pour l'évaluation de cet impact (voir § 3,3.). Cette zone est particulièrement importante parce qu'elle abrite la totalité des sites de nidification de *Chelonia mydas* en Méditerranée (voir § 7.1.), et probablement aussi les aires d'alimentation et d'hivernage de cette espèce (voir §§ 7.2. et 7.3.).

Pour ses caractéristiques, la **mer Egée** pourrait abriter des fonds d'alimentation ainsi que des aires d'hivernage (voir §§ 7.2. et 7.3.), comme on l'a suggéré pour la Baie de Lakonikos (sud Péloponnèse ; Margaritoulis *et al.*, 1992). De plus, les côtes autour de cette mer renferment plusieurs sites de nidification (voir § 7.1.) et un impact d'activités de la pêche sur les adultes peut avoir lieu. De là une prospection devrait être entreprise sur les importantes pêcheries turques et grecques (voir § 6.).

La partie septentrionale de la **mer Ionienne** peut représenter une aire d'alimentation pour les immatures (voir § 7.3.) et les côtes grecques abritent d'importants sites de nidification. Pour ces raisons, les pêcheries à la fois grecques et italiennes devraient être étudiées.

Les côtes libyennes semblent être une importante zone de nidification pour *Caretta caretta* (voir § 7.1.), et le large emploi des filets maillants et des palangres dans cette région (voir § 6.) pourrait être dangereux. Cela devrait être vérifié.

Le bassin occidental (Mer d'Alboran, secteur des îles Baléares, golfe de Lion, Corse) semble constituer des zones estivales d'alimentation pour les immatures, la plupart des tortues en phase pélagique (voir § 7.3.), sauf en hiver où un faible nombre d'adultes a été observé (Camiñas et de la Serna, 1995).

Les thèmes que les programmes de recherche devraient aborder sont :

- **le taux de capture.** Les données comparatives (saisons, régions) pourraient fournir des indices sur les migrations saisonnières des tortues marines et les zones fréquentées par ces espèces. De plus, la différence dans l'emploi / structure du même engin de pêche pourrait donner des perspectives d'amélioration de la sélectivité de l'engin.
- **le taux de mortalité.** Les données comparatives (saisons, régions) pourraient fournir des informations sur les paramètres influençant la mortalité directe.

Les connaissances ci-dessus permettront ensemble de comprendre où, quand et comment les efforts limités de conservation devraient être affectés.

Bien que les enquêtes auprès des pêcheurs peuvent donner des informations préliminaires utiles, les programmes de recherche, chaque fois que c'est possible, devraient se baser sur des observateurs à bord ; c'est la seule méthode qui peut donner des réponses définitives grâce à des données fiables. Ces deux méthodes requièrent une bonne collaboration avec les pêcheurs (§ 8.6.).

Afin d'évaluer l'impact sur les tortues marines, un recensement fiable de bateau de pêche utilisant différents engins, par pays méditerranéen et par secteur dans chaque pays, devrait être réalisé.

Une meilleure connaissance de la structure des populations méditerranéennes de caouanne et de la tortue verte est nécessaire, par exemple, savoir si des populations distinctes ou non coexistent en Méditerranée, et l'importance relative des aires de ponte, de croissance, d'alimentation et d'hivernage qu'elles fréquentent.

Une solide coopération entre les programmes de recherche et de conservation réalisés par les organisations gouvernementales et non gouvernementales est nécessaire, afin d'atteindre l'objectif intermédiaire d'amélioration de nos connaissances sur l'interaction entre les activités de pêche et les tortues marines en Méditerranée, et l'objectif final de réduire la mortalité des tortues marines due à ces interactions. Cela sera possible, seulement par l'amélioration de la communication et l'échange des données ; de fréquentes réunions sur ces thèmes devraient être prévues.

REMERCIEMENTS

Nous voulons remercier D. Margaritoulis (STPS, Grèce), L. Laurent (BioInsight, France), M. Barbieri (CAR/ASP, Tunisie), M.N. Bradai (INSTM, Tunisie), S.V. Yerli (Hacettepe University, Turkey), A. Demetropoulos (MANRE, Cyprus) et M. Aureggi (Chelon, Italie) pour leurs utiles suggestions. F. Mazzella et H. Westling nous ont aidé dans la rédaction anglaise et C. Conti pour les dessins. Nous remercions également R. Bourgolet (Bureau Central des Statistiques, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, France), J.A. Camiñas (Centro Oceanografico de Malaga, Espagne), E. Economou (Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Chypre), N. Ogut (Institut d'Etat de Statistique, Turquie), et P. Oliver (FAO, Italie) pour leur aide précieuse dans l'obtention des données sur les flottilles de pêche méditerranéennes.

REFERENCES

- Aguilar, A. 1995. A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the southwestern waters of the ECC. Univ. de Barcellona. Report for the commission of the European Communities.
- 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. In: Richardson, J.L. and Richardson, T.H (Compilers), Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation, February 25-29, 1992, Jekyll Inland, USA. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361. 1-6.
- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Pope, J.G. and Murawsky, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Techn. Paper 339. 233 pp.
- Anonymous 1986. Area closed to shrimp trawling. Marine Turtle Newsletter 37:10.
- Argano, R. 1979. Preliminary report on western mediterranean sea turtles. Annual Report WWF Project no.1474.
- Argano, R. and Baldari, F. 1983. Status of western mediterranean sea turtles. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 28(5):233-235.
- Argano, R., Basso, R., Cocco, M. and Gerosa, G. 1992. New data on loggerhead (*Caretta caretta*) movements within Mediterranean. Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova 56-57:137-163.
- Argano, R., Cocco, M., Gerosa, G. and Jacomini, C. 1990. Progetto Tartarughe: relazione attività 1988/89. WWF-Italy - Dip. B.A.U. Università "La Sapienza", Roma, Italy: 98pp.
- Armstrong, L. and Ruckdeschel, C. 1996. A view of mortality. In: Keinath, J.A., Barnard, D.E., Musick, J.A. and Bell, B.A. (Compilers), Proc. 15th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, 20-25 Feb. 1995. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-387. 10.
- Balazs, G.H. and Pooley, S.G. 1994. Research plan to assess marine turtle hooking mortality. Results of man expert workshop held in Honolulu, Hawaii November 16-18, 1993. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-201
- Baran, I. and Kasperek, M. 1989. Marine turtles in Turkey: status survey, 1988, and recommendations for conservation and management. WWF Report.
- Bemivegna, F., Cirino, P. and Toscano, A. 1993 Care and treatment of loggerhead sea turtle from the Gulf of Naples, Italy. Marine Turtles Newsletter 61:6-7.
- Bingel, F., Ozsoy, E. and Unluata, U. 1993. A review of the state of the fisheries and the environment of the Northeastern Mediterranean (northern Levantine Basin). Studies and Reviews, GFCM No. 65. FAO. 74pp.
- Bjorndal, K.A. 1985. Nutritional ecology of sea turtles. Copeia. 1985:736-751.
- Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.), The Biology of sea turtles. CRC Press. 199-231.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. and Lagueux, C.J. 1994. Ingestion of Marine Debris by Juvenile Sea Turtles in Costa Florida Habitats. Marine Pollution Bulletin 28(3):154-158.
- Boggs, C. H. 1994. Research methods for studies of pelagic longline bycatch and hooked longevity. In: Balazs, G. H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 95-100
- Boletín Oficial del Estado 1995. no. 250, no. 156 [España]
- Bolten, A.B., Bjorndal, K.A. and Martins, H.R. 1994. Life history model for the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) population in the Atlantic: potential impacts of a longline fishery. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess

- marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 48-54
- Bowen, B.W., Avise, J.C., Richardson, J.I., Meylan, A.B., Margaritoulis, D. and Hopkins-Murphy, S. 1993. Population structure of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the northwest Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 7(4):834-844.
- Bowen, B.W., Meylan, A.B., Ross, J.P., Limpus, C.J., Balazs, G.H. and Avise, J.C. 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution* 46(4):865-881.
- Bradai, M.N. 1992. Les captures accidentelles de *Caretta caretta* au chalut benthique dans le Golfe de Gabés. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33:285.
- Bradai, M.N. 1993. La tortue marine *Caretta caretta* dans le sud-est de la Tunisie (Pêche accidentelle - Utilisation - Législation). MAP/UNEP. 27 pp.
- Bradai, M.N. 1994. Observations sur la tortue marine *Caretta caretta* en Tunisie. Actes des Premières Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer, Kerkennah, 18-20 Décembre 1994. *Bull. Inst. Nat. Sci. Techn. Mer.* 32-34.
- Broderick, A.C. and Godley, B.J. 1996. Population and nesting ecology of the green turtle, *Chelonia mydas*, and the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in northern Cyprus. *Zoology in the Middle East* 13:27-46.
- Brown, C.H. and Brown, W.M. 1982. Status of sea turtles in the southeastern Pacific: emphasis on Peru'. In: Bjorndal, K.A. (Ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Inst. Press. 235-240.
- Caddy, J.F. and Oliver, P. 1996. Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries for demersal and shellfish resources, and small pelagic fish. In: Caddy, J.F. (Ed.), *Resource and environmental issues relevant to Mediterranean fisheries management*. Studies and Reviews. GFCM. No.66. FAO. 19-60.
- Caillouet, C.W. Jr. 1994. Hook and line bycatch of Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempi*) along the Texas coast, 1980-1992. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G.(Eds.), *Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993*. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 72-75.
- Caillouet, C.W. Jr., Duronslet, M.J., Landry, A.M. Jr., Revera, D.B., Shaver, D.J., Stanley, K.M., Heinly, R.W. and Stabenau, E.K. 1991. Sea turtle strandings and shrimp fishing effort in the northwestern Gulf of Mexico, 1986-89. *Fishery Bulletin* 89(4):712-718.
- Caillouet, C.W.Jr., Shaver, D.J., Teas, W.G., Nance, J.M., Revera, D.B. and Cannon, A.C. 1996. Relationship between sea turtle stranding rates and shrimp fishing intensities in the northwestern Gulf of Mexico: 1986-1989 versus 1990-1993. *Fishery Bulletin* 94(2):237-249.
- Camiñas, J. A. 1995a. Relation 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. *Universidad de Murcia. Universidad del Mar. Aula de Pesquerías*. 11 al 15 Septiembre, 1995).
- Camiñas, J.A. 1988. Incidental captures of *Caretta caretta* (L.) with surface long-lines in the western Mediterranean. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):285.
- Camiñas, J.A. 1995b. The loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 34, (1995):238.
- 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., De La Serna, J.M. and Alot, E. 1992. Loggerhead (*Caretta caretta*) frequency observed in the Spanish surface long-line fishery in the Western Mediterranean Sea during 1989. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 33.

- Carr, A., Ogren, L. and McVea, C. 1980. Apparent hibernation by the Atlantic loggerhead turtle off Cape Canaveral, Florida. *Biological Conservation* 19:7-14.
- Christian, P.A. and Harington, D.L. 1987. Loggerhead turtle, finfish, and shrimp retention studies on four turtle excluder devices (TEDs). In: Odom, R.R., Riddleberger, K.A. and Ozier, J.C. (Eds.), *Proc. Third Southeastern Nongame and Endangered Wildlife Symposium*. 114-127.
- Cocco, M., Argano, A. and Basso, R. 1988. Loggerhead (*Caretta caretta*) in Italian waters (Reptilia, Chelonidae). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):287.
- Crespo, J., Caminas, J.A. And Rey, J.C. 1988. Considerations sur la presence de tortues luth, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758), dans la Mediterranee occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 31(2):284.
- Crouse, D.T., Crowder, L.B. and Caswell, H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68(5):1412-1423.
- Crowder, L.B., Crouse, D.T., Heppell, S.S. and Martin, T.H. 1994. Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecological Applications* 4(3):437-445.
- Crowder, L.B., Hopkins-Murphy, S.R. and Royle, J.A. 1995. Effect of turtle excluder devices (TEDs) on loggerhead sea turtle strandings with implications for conservation. *Copeia* 1995:773.
- 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(2):285.
- De Metrio, G., Petrosino, G., Matarese, A., Tursi, A. and Montanaro, C. 1983. Importance of the fishery activities with drift lines on the populations of *Caretta caretta* (L.) and *Dermochelys coriacea* (L.) (Reptilia, Testudines), in the Gulf of Taranto. *Oebalia* IX(n.s.):43-53.
- Delaugerre, M. 1987. Statut des tortues marines de la Corse (et de la Mediterranee). *Vie Milieu* 37(3-4):243-264.
- Demetropoulos, A. and Hadjichristophorou, M. 1995. Manual on Marine Turtle Conservation in the Mediterranean. UNEP(MAP)SPA/IUCN/CWS/Fisheries Department, Manre, Cyprus. 62 pp. + 24 plates
- Di Natale, A. 1993. Problematiche tecniche - ambientali - economiche - reali connesse all uso delle reti derivanti. *Atti del Convegno "Pesca & Ambiente"*. Rimini 27 febbraio 1993.
- Di Natale, A. 1995. Driftnets 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. *Proceedings of the First Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea*. Fuengirola, Malaga, Spain, September 19-24, 1994: 255-263.
- Donnelly, M. and Weber, M. 1988. TEDs and the law: a summary. *Marine Turtle Newsletter* 43:4-6.
- Dudley, S.F.J. and Cliff, G. 1993. Some effects of shark nets in the Natal nearshore environment. *Environ. Biol. Fishes* 36(3):243-255.
- Epperly, S.P., Braun, J., Chester, A.J., Cross, F.A., Merriner, J.V. and Tester, P.A. 1995. Winter distribution of sea turtles in the vicinity of Cape Hatteras and their interaction with the summer flounder trawl fishery. *Bull. Mar. Sci.* 56(2):547-568.
- European Commission 1994. The new common fisheries policy. Office for Official Publications of the European Communities. 46 pp.
- FAO 1992a. Albania: Fisheries and Aquaculture Development Project Identification. Situation paper and proposal for a feasibility study. Rep. No. 128/92 EB RD - ALB 6

- FAO 1992b. Arab Republic of Egypt. Fishery Country Profile, FID/CP/EGY Rev.3
- FAO 1994. Fishery fleet statistics, 1970, 1975, 1980, 1984-92. Bulletin of Fishery Statistics No. 34. 448 pp
- FAO 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO. 41 pp.
- FAO 1996. Algeria. Fishery Country Profile, FID/CP/ALG Rev.2
- FAO 1997. Fao Yearbook. Fishery statistics. Catches and landings. 1995. Vol. 80.
- Farrugio, H. 1997. Impact des activites halieutiques sur la biodiversite des ecosystemes marins et lagunaires de Tunisie. RAC/SPA
- Ferretti, M. 1983. Inventario degli attrezzi da pesca usati nelle marinerie italiane. Ministero della Marina Mercantile. Direzione Generale della Pesca Marittima.
- Frazier, J. 1997. Guest editorial: inter-american convention for the protection and conservation of sea turtles. Marine Turtle Newsletter 78:7-13.
- Gerosa, G., Casale, P. and Yerli, S.V. 1995. Report on a sea turtle nesting beach study (Akyatan, Turkey), 1994. International Congress of *Chelonian* Conservation (SOPTOM Ed.). 6-10 July 1995. Gonfaron, France. 173-180
- Gerrior, P. 1996. Incidental take of sea turtles in northeast U.S. waters. In: Williams, P., Anninos, P.J., Plotkin, P.T., Salvini, K.L. (Compilers), Pelagic longline fishery - sea turtle interactions: Proceedings of an industry, academic and government experts, and stakeholders workshop held in Silver Spring, Maryland, 24-25 May 1994. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Tech Memo. NMFS-OPR-7. 14-31
- GFCM 1992. Fourth session of the technical consultation on stock assessment in the eastern Mediterranean. Thessaloniki, Greece, 7-10 October 1991. FAO Fish. Report. No. 477. 172 pp.
- Guinea, M.L. and Chatto, R. 1992. Sea turtles killed in Australian shark fishery. Marine Turtle Newsletter 57:5-6.
- Hare, S. 1991. Turtles caught incidental to demersal finfish fishery in Oman. Marine Turtle Newsletter 53:14-16.
- Henwood, T.A. and Stunz, W.E. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. Fishery Bulletin 85(4):813-817.
- Hepell, S.S., Crowder, L.B. and Crouse, D.T. 1996a. Models to evaluate headstarting as a management tool for long-lived turtles. Ecological Applications 6(2):556-565.
- Hepell, S.S., Limpus, C.J., Crouse, D.T., Frazer, N.B. and Crowder, L.B. 1996b. Population model analysis for the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in Queensland. Wildlife research 23:143-159.
- Hillestad, H.O., Richardson, J.I., Mcvea, C. Jr. and Watson, J.M. Jr. 1982. Worldwide incidental capture of sea turtles. In: Bjorndal, K.A. (Ed.), Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Inst. Press. 489-495.
- ISTAT 1996. Statistiche della caccia e della pesca. Anno 1993. Suppl. Annuario Statistico Italiano.
- Kontos, A. R. and Webster, J. 1985. Georgia shrimp fishermen conduct sea turtle research. Marine Turtle Newsletter 34:1-2.
- Lamboeuf, M. and Reynolds, J.E. 1994. The fishing fleet of Libya: preliminary results of the 1993 frame survey. Tripoli/Rome, FAO. 12 p. FI: DP/LIB/88/009 & FI: GCP/LIB/021/IsDB, Technical Briefing Notes 16.
- Laurent, L. 1996. Synthèse historique de la presence de tortues marines sur les cotes de France (cotes méditerranéennes). Observatoire du patrimoine naturel. Groupe Tortues Marines. Ministère Français de l'Environnement.
- Laurent, L. 1990. Les tortues marines en Algérie et au Maroc (Méditerranée). Bull. Soc. Herp. Fr. 55:1-23.

- Laurent, L. 1991. Les tortues marines des cotes francaises mediterraneennes continentales. Faune de Provence (C.E.E.P.) 12:76-90.
- Laurent, L. and Lescure, J. 1992. The status of the marine turtles in the Gulf of Gabés (South Tunisia). In: Korsos, Z. and Kiss, I. (Eds.), Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H., Budapest 1991. Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- Laurent, L. and Lescure, J. 1994. L'hivernage des tortues caouannes *Caretta caretta* (L.) dans le sud Tunisien. Rev. Ecol. (Terre Vie) 49:63-86.
- Laurent, L., Abd El-Mawla, E.M., Bradai, M.N., Demirayak, F. and Oruç, A. 1996. Reducing sea turtle mortality induced by Mediterranean fisheries: trawling activity in Egypt, Tunisia and Turkey. Report for the WWF International Mediterranean Programme. WWF Project 9E0103. 32 pp.
- Laurent, L., Bradai, M.N., Hadoud, D.A. and El Gomati, H.M. 1997. Assessment of sea turtle nesting activity in Libya. Marine Turtle Newsletter 76:2-6.
- Laurent, L., Clobert, J. and Lescure, J. 1992. The demographic modeling of the Mediterranean loggerhead sea turtle population: first results. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 33:300.
- Laurent, L., Lescure, J., Excoffier, L., Bowen, B., Domingo, M., Hadjichristophorou, M., Kornaraki, L. and Trabuchet, G. 1993. Etude génétique des relations entre les populations méditerranéenne et atlantique d'une tortue marine (*Caretta caretta*) à l'aide d'un marqueur mitochondrial. C. R. Acad. Sci. Paris 316:1233-1239.
- Laurent, L., Nouria, S., Jeudy De Grissac, A. and Bradai, M.N. 1990. Les tortues marines de Tunisie; premières données. Bull. Soc. Herp. Fr. 53:1-17.
- Lazar, B. and Tvrtkovic, N. 1995. Marine turtles in the eastern part of the Adriatic sea: preliminary research. Natura Croatica 4(1):59-74.
- Leonart, J. and Recasens, L. 1996. Fisheries and the environment in the Mediterranean Sea. In: Caddy, J.F. (Ed.), Resource and environmental issues relevant to Mediterranean fisheries management. Studies and Reviews. GFCM. No. 66. FAO. 5-18.
- Lutcavage, M.E. and Lutz, P.L. 1997. Diving physiology. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.), The Biology of sea turtles. CRC Press. 277-296.
- Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. and Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.), The Biology of sea turtles. CRC Press. 387-409.
- Lutz, P.L. and Dumba-Cooper, A. 1987. Variations in the blood chemistry of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. Fishery Bulletin 85(1):37-43.
- Lutz, P.L., Bergey, A. and Bergey, M. 1989. Effects of temperature on gas exchange and acid-base balance in the sea turtle *Caretta caretta* at rest and during routine activity. J. Exp. Biol. 144:155-169.
- Maley, C.G. 1995. Sea turtle strandings in Georgia in the ted era: a matter of timing. In: Richardson, J.L. and Richardson, T.H. (Compilers), Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361. 77-80.
- Margaritoulis, D. An estimation of the overall nesting activity of the loggerhead turtle in Greece. In: Proceedings of the 18th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. 3-7 March 1998, Mazatlan, Mexico. In press.
- Margaritoulis, D. 1988. Post-nesting movements of loggerhead sea turtles tagged in Greece. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 31(2):284.
- Margaritoulis, D., Dretakis, M. and Kotitsas, A. 1995. Discovering new nesting areas of *Caretta caretta* in Greece. In: Richardson, J.L. and Richardson, T.H. (Compilers), Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361. 214-217.

- Margaritoulis, D., Kouslas, N., Nicolopoulou, G. and Teneketzis, K. 1992. Incidental catch of sea turtles in Greece: the case of Lakonikos Bay. In: Salmon, M. and Wyneken, J. (Compilers), Proc. 11th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-302. 168-170.
- Mas, J. and Garcia, P. 1990. Tortues marines dans la zone levantine de la peninsule iberique. Rapp. Comm. Int. Mer Medit. 32(1):240.
- Mayol, J. 1986. Incidencia del la pesca accidental sobre las tortugas narinas en el Mediterraneo espanol. Publ. Téc. SECONA.
- cDonald, D. 1990. Shrimpers arrested for non-compliance as efforts to enforce TED regulations intensify. Marine Turtle Newsletter 51:10-12.
- Mitchell, J.F., Watson, J.W., Foster, D.G. and Caylor, R.E. 1995. The Turtle Excluder Device (TED): a guide to better Performance. NOAA Tech. Memo. NMFG-SEFSC-366. U.S. Dept. Commerce. 35 pp.
- Mrosovsky, N. 1982. Editorial. Marine Turtle Newsletter 22:1-2.
- Nakamura, I. 1985. Billfishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of marlins, sailfishes, spearfishes and swordfishes known to date. FAO species catalogue. FAO Fish. Synop., (125)Vol.5:65 pp.
- National Research Council 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington, D.C.
- Nédélec, C. and Prado, J. 1990. Definition and classification of fishing gear categories. FAO Fisheries Technical Paper No. 222. Rev. 1. 92 pp.
- NOAA, web site. Live Access to Climate Data. http://ferret.wrc.noaa.gov/fbin/climate_server
- Northridge, S.P. 1991. Driftnet fisheries and their impacts on non-target species: a worldwide review. FAO Fisheries Technical Paper 320. 115 p.
- Ogren, L. H. 1994. Sea turtle interactions with the longline fishery in the Gulf of Mexico In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 42-47.
- Olguin P., G., Frazier, J. and Seijo, J.C. 1996. The impact of teds on the shrimp fishery in Campeche, Mexico. In: Keinath, J.A., Barnard, D.E., Musick, J.A. and Bell, B.A. (Compilers), Proc. 15th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. 20-25 Feb. 1995. NOAA Tech. Mem. NMFS- SEFSC-387. 226-229.
- Oravetz, C. and Watson, J. 1988. TED regulations in USA waters. Marine Turtle Newsletter 43: 3-4.
- Oravetz, C.A. 1984. Trawling efficiency device (TED) technology transfer program. Marine Turtle Newsletter 27:6-7.
- Oravetz, C.A. 1988. Status of federal regulations to reduce the incidental capture and mortality of sea turtles from shrimp trawling. In: Scgroeder, B.A. (Compiler), Proc. Eighth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. 24-26 February 1988, Fort Fisher, NC. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC- 214. 75-78.
- Oruç, A., Demirayak, F. and Sat, G. 1996. Fishery in the eastern Mediterranean and it's impact on sea turtles. The Society for the Protection of Nature. Coastal Management Section Report No:96/1.
- Oruç, A., Demirayak, F. and Sat, G. 1997. Trawl fisheries in the eastern Mediterranean and its impact on sea turtles. Dogal Hayati Koruma Dernegi, Istanbul, Turkey.
- Panou, A., Antypas, G., Giannopoulos, Y., Moschonas, D., Mourelatos, G., Mourelatos, C., Toumazatos, P., Tselentis, L., Voutsinas, N. and Voutsinas, V. 1992. Incidental catches of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in swordfish long lines in the Ionian Sea, Greece. *Testudo* 3:1-6.
- Panou, A., Voutsinas, N. and Voutsinas, V. 1994. Incidental catches of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in swordfish long lines in the Ionian Sea, Greece. Archipelagos - marine and coastal management, unpubl. report.

- Rao, R.J. 1984. A note on the ridleys of Hope Island (Andhra Pradesh, India). *Marine Turtle Newsletter* 29:9-11.
- Renaud, M.L. and Carpenter, J.A. 1994. Movements and submergence patterns of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Gulf of Mexico determined through satellite telemetry. *Bull. Mar. Sci.* 55(1):1-15.
- Salter, 1995. The problems of protecting the marine turtle in the Mediterranean. M.A. Thesis, De Montfort University School of Law. 95 pp.
- Shoop, C.R. 1991. Guest editorial: TEDs are not enough! Additional measures are needed. *Marine Turtle Newsletter* 54:28-29.
- Somma, A. 1996. Report of the sea turtle convention negotiations. *Marine Turtle Newsletter* 75:16-17.
- Stabenau, E.K., Heming, T.A. and Mitchell, J.F. 1991. Respiratory, acid-base and ionic status of Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempi*) subjected to trawling. *Comp. Biochem. Physiol.* 99A(1/2):107-111.
- Stabenau, E.K., Moon, P.F. and Heming, T.A. 1993 Resuscitation of sea turtles. *Marine Turtle Newsletter* 62:3-5.
- Thoulag, B. 1994. Micronesia Maritime Authority Fisheries Observer Program: incidental catch of marine turtles by foreign fishing vessels. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 55-71.
- UNI 1981. Attrezzi per la pesca in mare - Termini e definizioni. Norma UNI 8286.
- Wamukoya, G. 1996. Kenya to minimize turtle mortality in shrimp fishery. *Marine Turtle Newsletter* 73:17- 18.
- Weber, M., Crouse, D., Irvin, R and Iudicello, S. 1995. Delay and denial: a political history of sea turtles and shrimp fishing. Center for Marine Conservation, Washington, D.C. 46 pp.
- White, F. N. 1994. Swallowing dynamics of sea turtles. In: Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (Eds.), Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, Nov. 16-18, 1993. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Honolulu Laboratory, Administrative Report H-93-18. 88-94.
- Wibbels, T. 1989. Shrimp trawl-induced mortality of sea turtles during short duration trawling. *Marine Turtle Newsletter* 47:3-5.
- Wibbels, T., Owens, D.W., Morris, Y.A. and Amoss, M.S. 1987. Sexing techniques and sex ratios for immature loggerhead sea turtles captured along the atlantic coast of the United States. In: Witzell, W.N. (Ed.), Ecology of east Florida sea turtles. Proc.Cape Canaveral, Fl., sea turtle workshop. Miami, Fl., Feb. 26-27 1985. 65-74.
- Witzell, W. N.1996. The incidental capture of sea turtles by the U.S. pelagic longline fleet in the western Atlantic Ocean. In: Williams, P., Anninos, P.J., Plotkin, P.T., Salvini, K.L. (Compilers), Pelagic longline fishery - sea turtle interactions: Proceedings of an industry, academic and government experts, and stakeholders workshop held in Silver Spring, Maryland, 24-25 May 1994. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Tech Memo. NMFS-OPR-7. 32-38.

LEGENDES DES FIGURES

Fig. 1 - Chalutiers (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Albanie: [1990] FAO, 1992a. Algérie: [1993] FAO, 1996. Chypre: [1996] Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment, Department of Fisheries. Egypte: [1992] FAO, 1992b. France: Laurent, 1991. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Adriatique Est (Slovénie + Croatie + Yougoslavie): Lazar et Tvrtkovic, 1995 (* polyvalent pour la Croatie seulement: [1992] FAO, 1994). Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. Espagne: Boletín Oficial del Estado 1995. Tunisie: [1995] Farrugio, 1997.
?: inconnu

Fig. 2 - Palangres (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Croatie: [1992] FAO, 1994. Chypre: [1996] Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment, Department of Fisheries. Egypte (* tous "line vessels"): [1992] FAO, 1992b. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. Espagne: Boletín Oficial del Estado 1995.
?: inconnu

Fig. 3 - Flotte totale (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Albanie: [1990] FAO, 1992a. Algérie: [1993] FAO, 1996. Croatie, Chypre: [1992] FAO, 1994. France: [1996] Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction des Pêches maritimes et des Cultures marines. Egypte: [1992] FAO, 1992b. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994. Slovaquie: [1992] FAO, 1994. Espagne: Boletín Oficial del Estado 1995. Syrie: [1984, 1986] FAO, 1994. Tunisie: [1995] Farrugio, 1997. Turquie: [1996] State Institute of Statistics, Turquie.
?: inconnu

Fig. 4 - Filets maillants (No. de bateaux)

Pays: [année] source - Chypre: [1996] Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment, Department of Fisheries. Grèce: [1992] FAO, 1994. Israël: [1991] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban: [1992] FAO, 1994. Libye: [1993] Lamboeuf and Reynolds 1994. Malte: [1992] FAO, 1994.
?: inconnu

Fig. 5 - Flotte totale (GRT)

Pays: [année] source - Algérie, Croatie, Chypre: [1992] FAO, 1994. France: [1996] Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction des Pêches maritimes et des Cultures marines. Grèce: [1992] FAO, 1994. Italie Adriatique, Ionienne, Canal de Sicile, Tyrrhénienne: [1993] ISTAT, 1996. Liban, Slovaquie: [1992] FAO, 1994. Syrie: [1986] FAO, 1994.
?: inconnu

Fig. 6 - Aires de la Méditerranée fréquentées par les tortues marines sur la base des données disponibles

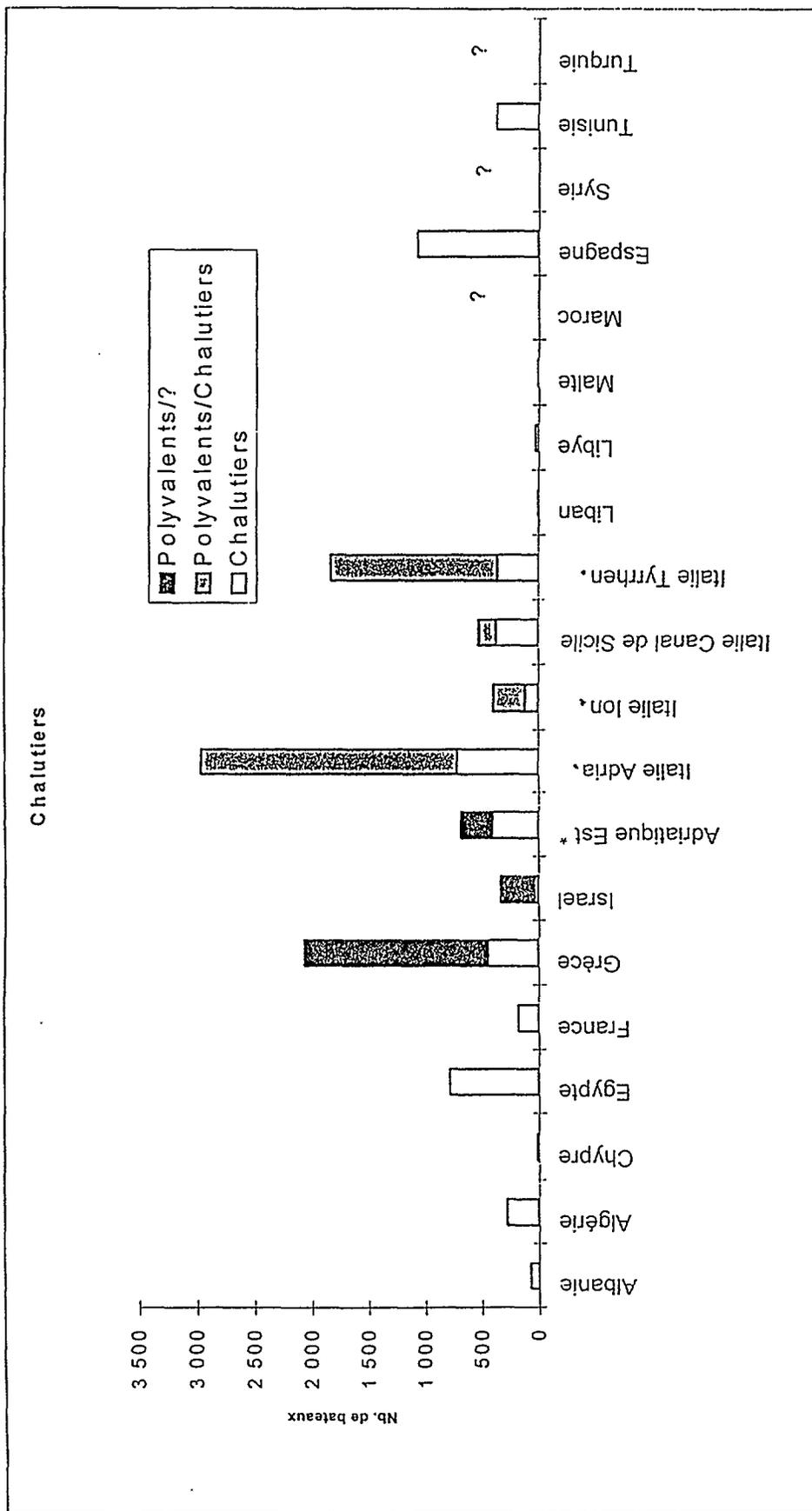


Fig. 1

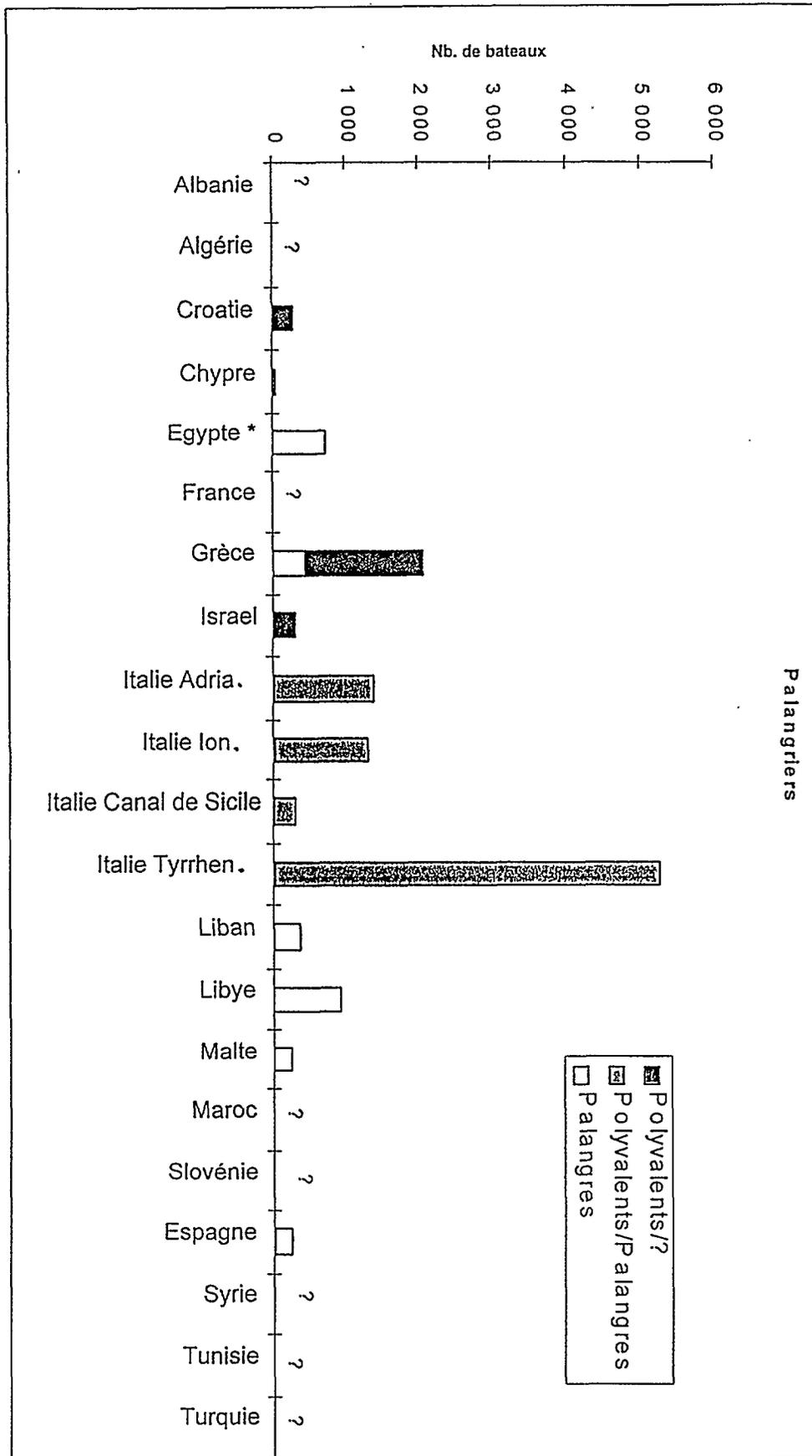


Fig. 2

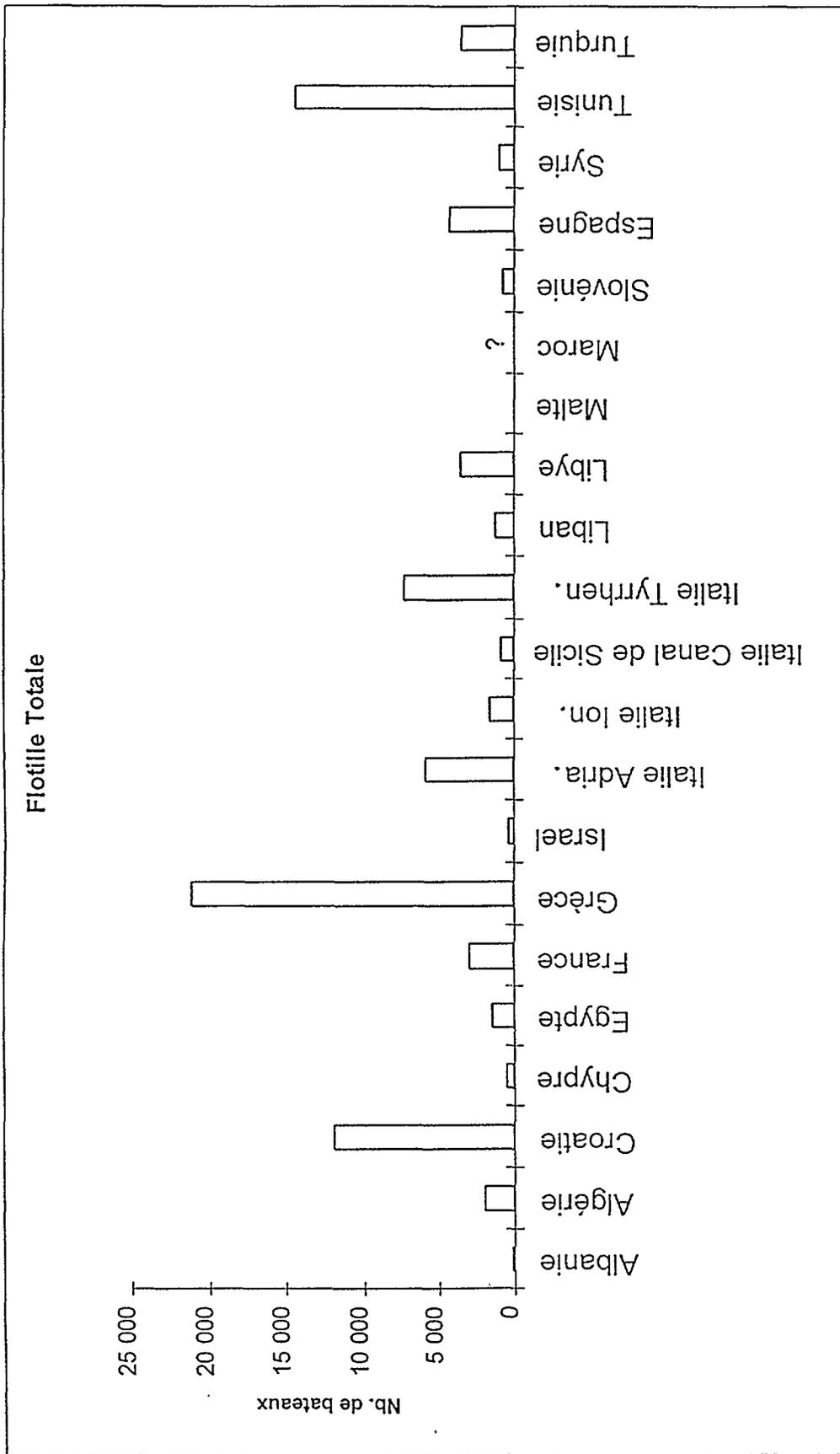


Fig. 3

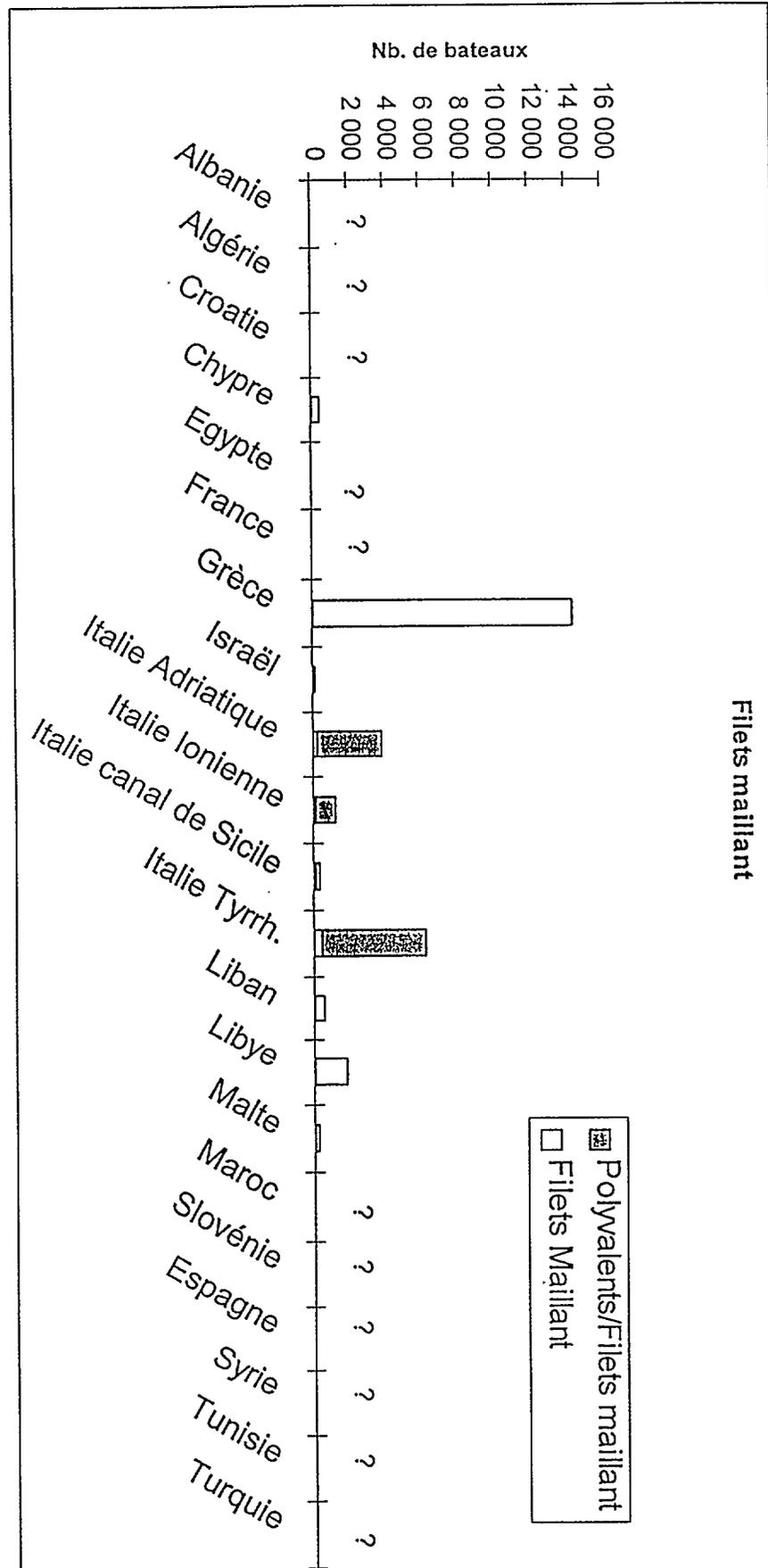


Fig. 4

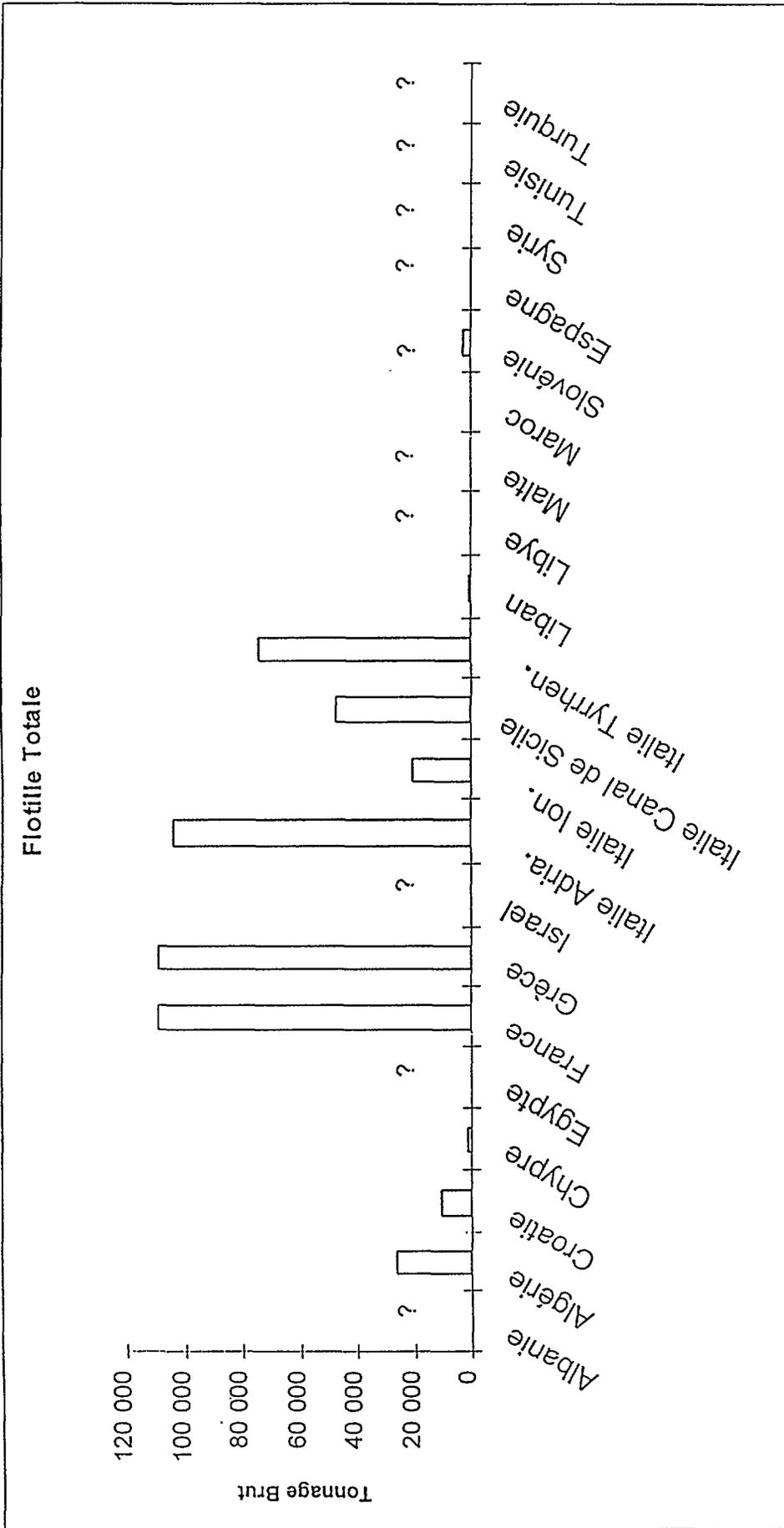
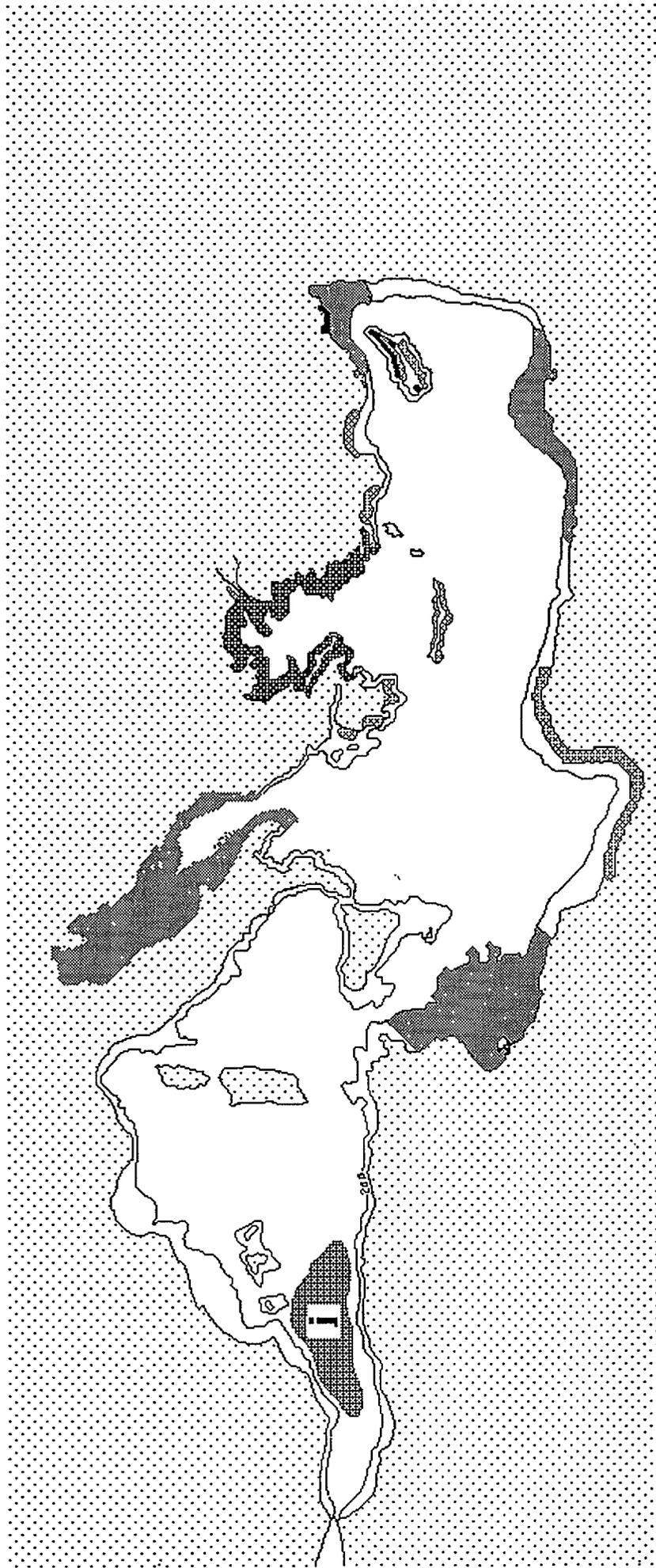


Fig. 5



J Fréquentées essentiellement par des juvéniles pélagiques

Principaux sites de nidification de *Chelonia mydas*



Principales aires d'alimentation et d'hivernage



Principales aires d'alimentation



Principaux sites de nidification de *Caretta caretta*



Fig.6