

Programme des Nations Unies pour l'Environnement
Plan d'Action pour la Méditerranée
Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées



PNUE



CAR/ASP

MER D'ALBORAN: SITUATION ET CONSERVATION DES CÉTACÉS



Avec le
soutien
financier de la
Commission
Européenne



CAR/ASP – Tunis, 2016

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 Etat, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

© 2016 Programme des Nations Unies pour l'Environnement / Plan d'Action pour la Méditerranéen (PNUE/PAM)
Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP)
Boulevard du Leader Yasser Arafat
B.P. 337 - 1080 Tunis Cedex - Tunisie
E-mail: car-asp@rac-spa.org

Le texte de la présente publication peut être reproduit, à des fins éducatives ou non lucratives, en tout ou en partie, et sous une forme quelconque, sans qu'il soit nécessaire de demander une autorisation spéciale au détenteur des droits d'auteur, à condition de faire mention de la source

Ce document a été préparé dans le cadre du projet MedOpenSeas pour le soutien à la mise en place des AMP en mer ouvert, y compris en haute mer; avec le soutien financier de la Commission Européenne

La version originale de ce document a été préparée pour le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR / ASP) par: Ana CAÑADAS, Consultant du CAR/ASP. Sous la supervision de: Dr. Daniel Cebrian, RAC / SPA. Edité par Cebrian, D. et Requena, S.

Le projet de document a été soumis pour examen aux expert représentants des Parties à la Convention de Barcelone pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée suivantes: l'Algérie, le Maroc et l'Espagne.

Pour des fins bibliographiques ce document peut être cité comme suit:

PNUE/PAM-CAR/ASP (2016). Mer d'Alboran: Situation et conservation des cétacés. Par Cañadas, A. Edité par Cebrian, D., et Requena, S. RAC/SPA, Tunis. 118 pp.

Crédit des cartes et illustrations:

© *Stenella coeruleoalba*, Paco Lopez (couverture) et selon les légendes figurant dans le document.

Ce document ne doit pas être considéré comme un document officiel des Nations Unies.

Sommaire

1	ÉVALUATION DE L'ETAT DE LA POPULATION DES DIFFERENTES ESPECES DE MAMMIFERES MARINS QUI FREQUENTENT LE DOMAINE AU LARGE	3
1.1	DAUPHIN COMMUN (DELFIN COMUN) (<i>DELPHINUS DELPHIS</i>).....	3
1.2	DAUPHIN BLEU ET BLANC (DELFIN LISTADO) (<i>STENELLA COERULEOALBA</i>)	3
1.3	GRAND DAUPHIN (DELFIN MULAR) (<i>TURSIOPS TRUNCATUS</i>).....	4
1.4	DAUPHIN DE RISSO (CALDERON GRIS) (<i>GRAMPUS GRISEUS</i>).....	4
1.5	GLOBICEPHALE NOIR OU COMMUN (CALDERON NEGRO) (<i>GLOBICEPHALA MELAS</i>)	4
1.6	CACHALOT (CACHALOTE) (<i>PHYSETER MACROCEPHALUS</i>)	5
1.7	RORQUAL COMMUN (RORQUAL COMUN) (<i>BALAENOPTERA PHYSALUS</i>)	6
1.8	BALEINE A BEC DE CUVIER (ZIFIO DE CUVIER) (<i>ZIPHIUS CAVIROSTRIS</i>).....	6
1.9	ORQUE OU EPAULARD (ORCA) (<i>ORCINUS ORCA</i>).....	8
2	ANALYSE DE LA DISTRIBUTION DES POPULATIONS DE CETACES QUI FREQUENTENT REGULIEREMENT LE ZONE DE LA MER D'ALBORAN AINSI QUE DE LEURS VARIATIONS TEMPORELLES ET SAISONNIERES.....	9
2.1	DAUPHIN COMUN (DELPHINUS DELPHIS).....	9
2.2	DAUPHIN BLEU ET BLANC (DELFIN LISTADO) (<i>STENELLA COERULEOALBA</i>)	10
2.3	GRAND DAUPHIN (DELFIN MULAR) (<i>TURSIOPS TRUNCATUS</i>)	11
2.4	DAUPHIN DE RISSO (CALDERON GRIS) (<i>GRAMPUS GRISEUS</i>).....	12
2.5	GLOBICEPHALE NOIR (CALDERON NEGRO) (<i>GLOBICEPHALA MELAS</i>)	13
2.6	CACHALOT (CACHALOTE) (<i>PHYSETER MACROCEPHALUS</i>)	17
2.7	RORQUAL (RORQUAL COMUN) (<i>BALAENOPTERA PHYSALUS</i>).....	18
2.8	BALEINE A BEC DE CUVIER (ZIFIO DE CUVIER) (<i>ZIPHIUS CAVIROSTRIS</i>).....	19
2.9	ORQUE (ORCA) (<i>ORCINUS ORCA</i>)	21
3	EVALUATION DE L'IMPACT DES MENACES ACTUELLES, PRENANT EN COMPTE TOUTES LES INTERACTIONS AVEC LES ACTIVITES HUMAINES, EN PARTICULIER LES COLLISIONS ET LES PRISES ACCIDENTELLES.	22
3.1	INTERACTIONS AVEC LA PECHE	33
3.2	INTERACTIONS AVEC LES EMBARCATIONS	45
3.3	POLLUTION	53
3.4	COMPETITION INTERSPECIFIQUE	67
3.5	CHANGEMENT CLIMATIQUE ET CHANGEMENT DE L'ECOSYSTEME	68
3.6	RECHERCHE SCIENTIFIQUE	69
3.7	MORTALITE NATURELLE ET PREDATION	71

4 IDENTIFICATION DES SITES IMPORTANTS POUR LA CONSERVATION DES CETACES DANS LA MER

D'ALBORAN 79

4.1 DAUPHIN COMMUN (*DELPHINUS DELPHIS*) 79

4.2 DAUPHIN BLEU ET BLANC (*STENELLA COERULEOALBA*) 80

4.3 GRAND DAUPHIN (*TURSIOPS TRUNCATUS*) 81

4.4 DAUPHIN DE RISSO (*GRAMPUS GRISEUS*) 82

4.5 GLOBICEPHALE COMMUN (*GLOBICEPHALA MELAS*) 82

4.6 CACHALOT (*PHYSETER MACROCEPHALUS*) 87

4.7 RORCUAL COMUN (*BALAENOPTERA PHYSALUS*) 88

4.8 BALEINE A BEC DE CUVIER (*ZIPHIUS CAVIROSTRIS*) 88

4.9 ORQUE (*ORCINUS ORCA*) 90

5 REFERENCES 91

1 Évaluation de l'état de la population des différentes espèces de mammifères marins qui fréquentent le domaine au large

1.1 Dauphin Commun (Delfín común) (*Delphinus delphis*)

En ce qui concerne l'abondance, Cañadas et Hammond (2008) n'ont pas détecté de tendance particulière pour la mer d'Alboran, mais de nouvelles études sont en cours. Toutefois, dans le golfe de Vera, on a observé une baisse de densité sur la période 1996-2004 par rapport à la période 1992-1995. Cette baisse pourrait être attribuée à la réduction des barrages dans la région en raison de la croissance exponentielle de l'aquaculture, que cette industrie exploite la proie des dauphins communs pour nourrir les poissons d'élevage. Aucune information n'est disponible sur ce qui est arrivé à ces animaux, mais l'hypothèse que les auteurs considèrent comme la plus parcimonieuse, c'est que sa distribution s'est déplacée vers les eaux plus profondes pour se nourrir d'autres proies, vers la mer d'Alboran ou la côte africaine. On sait qu'il existe des menaces importantes pour sa population, en particulier en raison des interférences avec les activités de pêche.

Au niveau de l'Espagne, le dauphin commun est répertorié comme vulnérable depuis le 30 Mars 1990 par le décret royal 439/1990 qui est responsable du catalogue national des espèces menacées et établit la liste nationale des espèces menacées. Il est aussi considéré comme vulnérable dans le décret royal du 4 Février 2011 (139/2011) qui développe la liste des sauvages sous un régime spécial de protection.

Au niveau régional, en Andalousie, le statut est le même qu'au niveau national, et il est considéré comme vulnérable par la Loi 8/2003 du 28 Octobre 2003, concernant la flore et la faune sauvage. Dans le Livre rouge des vertébrés menacés d'Andalousie, le dauphin commun est considéré comme "en danger critique" d'extinction (CR) en 2003.

1.2 Dauphin bleu et blanc (Delfín listado) (*Stenella coeruleoalba*)

Depuis 1992, aucun changement n'a été détecté concernant les tendances saisonnières ou de la population, à l'exception de la baisse liée à l'épidémie de morbillivirus après 2007. Les changements de cette période sont en cours d'analyse afin d'évaluer le nombre d'individus concernés. En outre, une analyse est en cours sur les variations temporelles, interannuelles, saisonnières ou sur des sites particuliers.

La contamination semble représenter une grave menace pour cette espèce, avec un risque de mortalité par animal élevé, et on a pu confirmer deux cas au cours des deux dernières décennies.

Selon Décret Royal 139/2011 du 4 Février 2011 qui a remplacé le Décret Royal 439/1990 du 30 Mars 1990, le statut du dauphin bleu et blanc est considéré comme sous protection spéciale.

En Andalousie, c'est le même statut qu'au niveau national, selon la loi 8/2003, du 28 octobre 2003. Dans le Livre rouge des vertébrés menacés d'Andalousie espèces, il est considéré comme "en danger critique" (CR).

1.3 Grand dauphin (Delfín mular) (*Tursiops truncatus*)

Pour le grand dauphin, une variation importante dans l'abondance de la population entre 1992 et 2010 a été observée dans la région sud d'Almeria (Cañadas et Hammond 2006), mais cela semble davantage lié à des fluctuations naturelles d'immigration et d'émigration. Cette espèce peut être considérée comme menacée en raison de ses interférences avec les activités de pêche.

Un niveau d'espagnol, le grand dauphin est considéré comme vulnérable sur la base du Décret Royal 139/2011 du 4 Février 1911.

En Andalousie, son statut est le même qu'au niveau national, sur la base de la Loi 8/2003 du 28 Octobre 2003. Dans le Livre rouge des vertébrés menacés de l'Andalousie il est aussi classé comme vulnérable.

1.4 Dauphin de Risso (Calderón gris) (*Grampus griseus*)

En raison de sa faible présence dans la mer d'Alboran, il a été impossible d'analyser les tendances de sa population, ni d'évaluer son état.

Il a été recommandé de classer le dauphin de Risso en Méditerranée dans la catégorie «Données insuffisantes» dans le document publié par ACCOBAMS-UICN (2012 ACCOBAMS, Accord sur la Conservation des Cétacés de la Mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente; UICN Union Internationale pour la Conservation de la Nature)

En Espagne, il est inclus dans la liste des espèces sauvages du régime de protection spéciale (décret royal 139/2011 du 4 Février). Il est également inclus dans le catalogue national des espèces menacées d'«intérêt spécial» (Décret Royal 439/2011 du 4 Février 2011).

1.5 Globicéphale noir ou commun (Calderón negro) (*Globicephala melas*)

Pendant l'hiver 2006-2007, la population de la Méditerranée espagnole de globicéphale noir a subi une épidémie de morbillivirus (Frenandez et al. 2008). Grâce à des études menées depuis 1999 dans le détroit de Gibraltar, on a pu estimer avec précision l'impact de cette épidémie sur la population locale. Le taux de survie a été estimé à 0,985 pour les individus adultes entre 1999 et 2006 avec une abondance totale estimée à 345 individus en 2006. L'épidémie de morbillivirus a entraîné une diminution de 21,2% dans le taux de survie (baisse de 0.776), tuant un total de 78 individus (y compris la mortalité naturelle) entre l'été 2006 et 2007 (Gauffier et al. 2009). La figure 1 montre la baisse par classe d'âge avec un plus grand impact sur la population adulte.

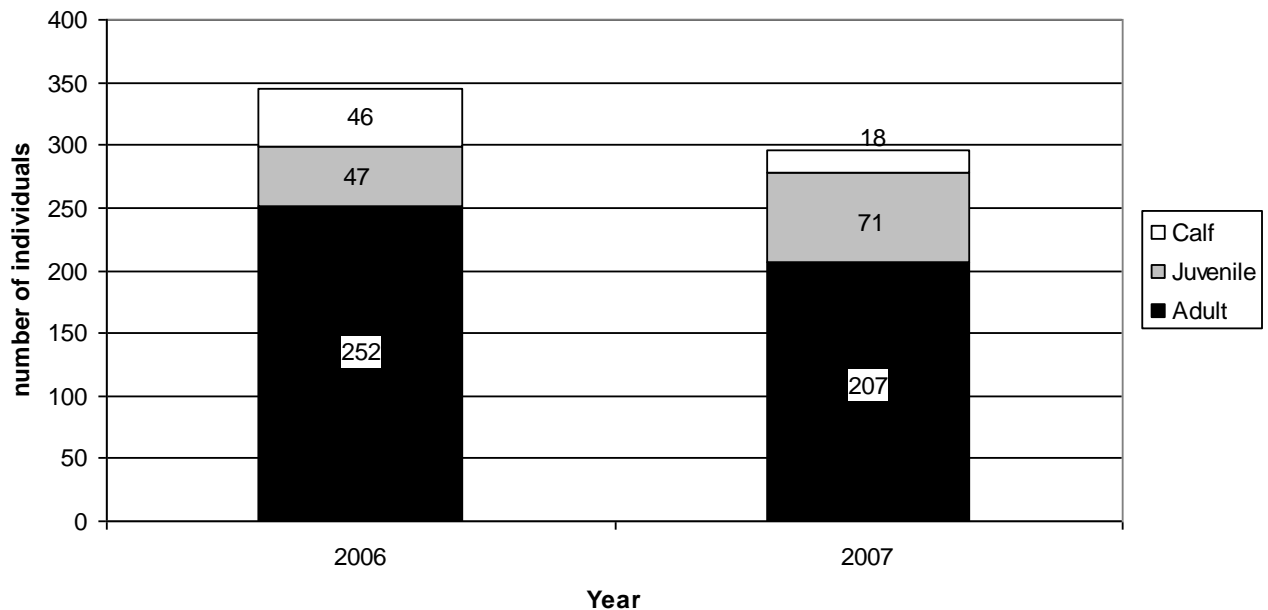


Figure 1. Nombre d'individus estimé par classe d'âge en 2006 et 2007 dans le Déroit de Gibraltar (Gauffier 2008).

En Espagne, le globicéphale est protégé par différents instruments des politiques nationales:

- L'annexe IV de l'arrêté royal 1997/1995, du 7 Décembre 1995 (adoptant la Directive Habitat 92/43/CEE et la directive du 21 mai, le Conseil européen), qui comprend des espèces animales et végétales d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte.
- Le catalogue des espèces menacées, en conformité avec les dispositions de la loi 42/2007, du 13 Décembre 2007, le patrimoine naturel et la biodiversité, la loi 4/1989 du 27 Mars conservation de la zones naturelles et de la flore et de la faune sauvage, et le décret royal 139/2011 du 4 Février 2011, pour le développement de la liste du régime de protection spéciale des espèces sauvages et le catalogue espagnol des espèces menacées.
- L'Arrêté royal 1727/2007, du 21 Décembre, instituant des mesures de protection des cétacés.
- La loi 41/2010 du 29 Décembre sur la protection de l'environnement marin (en adoptant la directive 2008/56/CE ou de la directive-cadre Stratégie Marine Parlement européen et du Conseil du 17 Juin 2008) qui établit le régime juridique régissant l'adoption des mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin à travers la planification, la conservation, la protection et l'amélioration.
- La stratégie espagnole pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique (1998).

1.6 Cachalot (Cachalote) (*Physeter macrocephalus*)

En raison de son faible taux de rencontre dans la mer d'Alboran, il est impossible d'analyser les tendances possibles de la population de cachalot, ni son état. Toutefois, il est considéré que la pollution sonore peut constituer une menace pour cette population, ainsi que l'ingestion de plastiques.

Cette espèce est protégée par les instruments des politiques nationales suivantes:

- L'annexe IV de l'arrêté royal 1997/1995, du 7 Décembre (en adoptant la Directive Habitat 92/43/CEE ou à la directive du 21 mai, le Conseil européen), qui comprend des espèces animales et végétales d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte.
- Catalogue nationale des espèces menacées, en conformité avec les dispositions de la loi 42/2007, du 13 Décembre 2007, le patrimoine naturel et la biodiversité, la loi 4/1989 du 27 Mars 1989 sur la conservation de zones naturelles et de la flore et de la faune sauvage, et le décret royal 139/2011 du 4 Février 2011 pour la protection des espèces sauvages, le régime de protection spéciale et le catalogue espagnol des espèces menacées.
- Arrêté royal 1727/2007, du 21 Décembre, instituant des mesures de protection des cétacés.
- La loi 41/2010 du 29 Décembre sur la protection de l'environnement marin (en adoptant la directive 2008/56/CE ou de la directive-cadre stratégie pour le milieu marin (2008/56/CE, Parlement européen et du Conseil de l'Europe du 17 Juin 2008) qui établit le régime juridique régissant l'adoption des mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin à travers la planification, la conservation, la protection et l'amélioration.
- La stratégie espagnole pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique (1998).

1.7 Rorqual commun (Rorcual común) (*Balaenoptera physalus*)

En raison du faible taux de rencontre dans la mer d'Alboran, il a été possible d'analyser les tendances possibles de la population de rorqual, ni d'évaluer leur état.

Cette espèce est protégée par les instruments des politiques nationales suivantes:

Espagne niveau national:

- Considéré comme vulnérable depuis l'année 2000 (Décret du 10 Mars 2000) dans le catalogue national des espèces menacées.
- Décret royal 139/2011 du 4 Février 2011, pour la protection des espèces sauvages

Région Andalousie:

- Considéré comme vulnérable par la Loi n ° 8/2003, du 28 octobre 2013
- Dans le livre rouge des vertébrés menacés Andalousie, considéré comme "quasi menacé" (LR) en 2003)

1.8 Baleine à bec de Cuvier (Zifio de Cuvier) (*Ziphius cavirostris*)

En raison du faible taux de rencontre de la baleine à bec de Cuvier dans la mer d'Alboran, il est impossible d'analyser les tendances possibles dans la population, ni son état. Cependant, il est considéré que la pollution sonore peut constituer une menace pour cette population, ainsi que l'ingestion de matières plastiques et les filets dérivants.

Récemment (2011), une réévaluation du statut de la baleine à bec de Cuvier en Méditerranée pour la Liste rouge de l'IUCN sur les cétacés est en cours et la proposition serait de la classer comme vulnérable.

La catégorie vulnérable (VU C2a (ii)) est basée sur les points suivants:

1. La sous-population méditerranéenne est génétiquement distincte et contient moins de 10.000 individus matures.
2. Les données disponibles suggèrent que la sous-population connaît une baisse constante du nombre de mâles matures.
3. On considère que tous les mâles adultes sont inclus dans une sous-population (bien que les analyses génétiques en cours pourraient découvrir de nouvelles structures au sein de cette sous-population)

Bien qu'il n'y ait pas d'estimation de l'abondance de la sous-population baleine à bec de Cuvier, certaines estimations plus précises ont été réalisées pour certaines zones. Dans le golfe de Gênes (partie centrale de la mer Ligure), on a obtenu une estimation de 96-100 individus lors de capture-recapture à l'aide d'un modèle de population ouverte pour la période entre 2002 et 2008 (Rosso et al. 2009). Dans la mer d'Alboran a obtenu une estimation de 429 animaux (IC = 334-557 95%) pour l'ensemble du territoire (79 532 km²) à partir de données obtenues lors des missions Sirena08 et MED09 en 2008 et 2009 respectivement, et les données de la partie nord de la mer d'Alboran pour la période entre 1992 et 2009 sont en cours d'analyse (Cañadas, en préparation).

Selon les connaissances actuelles de la répartition de cette espèce en Méditerranée et de la densité relative estimée, il est manifeste que la densité la plus élevée se trouve dans la mer d'Alboran, avec un total d'environ 400 individus, y compris les animaux matures et immatures, alors que dans la partie centrale de la mer Ligure, l'abondance estimée n'est que de 100 individus. Pour la sous-population de la Méditerranée on peut l'estimer à moins de 1000 individus matures.

La sous-population méditerranéenne est soumise à un certain nombre de menaces qui peuvent causer la mort des individus qui la composent. Ces menaces comprennent le bruit des sonars militaires et des relevés sismiques, et ces activités sont certainement responsables des échouages massifs qui ont eu lieu à plusieurs reprises en Méditerranée et ailleurs dans le monde. Pour la Méditerranée, on estime à 120 individus concernés sur les 40 dernières années, donc avec un effet significatif sur cette petite sous-population isolée.

Une autre cause de la mort de baleines à bec de Cuvier en Méditerranée sont les prises accidentelles dans les filets dérivants sont encore utilisés légalement et illégalement dans le sud, le centre et l'est de la Méditerranée, ainsi que l'ingestion de déchets plastiques. En outre, cette sous-population peut être soumise à un stress particulièrement en raison de l'intense trafic maritime dans la région. On soupçonne que la combinaison de tous ces facteurs, mais surtout le bruit anthropique, a entraîné une baisse de la sous-population d'une ampleur inconnue au cours du dernier demi-siècle, et que sans la mise en œuvre de mesures visant à atténuer ces menaces, le déclin de cette sous-population continuera.

La meilleure preuve actuellement disponible de l'existence d'une sous population et de ses faibles mouvements migratoires se trouve dans la faible diversité des haplotypes d'ADN mitochondrial, et le caractère endémique de certains d'entre eux dans la région méditerranéenne (Dalebout et al. 2005). Par ailleurs, dans le 23000 kilomètres d'effort de suivi dans le détroit de Gibraltar entre 1999 et 2006, en toutes saisons, et dans des conditions optimales pour la détection de cette espèce (état de la mer de Beaufort 3 ou moins), pas une baleine à bec de Cuvier n'a été observée (de Stephanis 2007).

Cette espèce est protégée par les instruments des politiques nationales suivantes:

Au niveau national espagnol:

- La baleine à bec de Cuvier est sur la liste des espèces sauvages dans la catégorie « protection spéciale » selon le décret royal 139/2011 du 4 Février 2011.

Au niveau régional de l'Andalousie:

- Dans le livre rouge des vertébrés menacés d'Andalousie, elle est classée en "données insuffisantes" pour évaluer leur état de conservation (DD).

1.9 Orque ou épaulard (Orca) (*Orcinus orca*)

L'orque est rarement trouvé dans la mer d'Alboran, mais n'en est pas moins commune dans le détroit de Gibraltar. Il a été recommandé notamment de classer les orques du Détritus de Gibraltar comme des "espèces menacées" dans la publication de l'ACCOBAMS-UICN (2012). De la même manière, la Commission baleinière internationale, a recommandé la mise en œuvre d'un plan de conservation pour cette espèce dès que possible.

Cette espèce est protégée par les instruments des politiques nationales suivantes:

- L'annexe IV de l'arrêté royal 1997/1995, du 7 Décembre 1995 (adoptant la Directive Habitat 92/43/CEE et la directive du 21 mai du Conseil européen), qui comprend des espèces animales et végétales d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte.
- Catalogue national des espèces menacées vulnérables, conformément aux dispositions du décret royal 139/2011 du 4 Février 2011, pour le développement de la liste des espèces menacées de faune sauvage et du catalogue espagnol des espèces menacées.
- Arrêté royal 1727/2007, du 21 Décembre 2007, instituant des mesures de protection des cétacés.
- La loi 41/2010 du 29 Décembre 2010 sur la protection de l'environnement marin (en adoptant la directive 2008/56/CE ou de la directive-cadre Stratégie Marine Parlement européen et du Conseil du 17 Juin 2008) qui établit le régime juridique régissant l'adoption des mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin à travers la planification, la conservation, la protection et l'amélioration.
- La stratégie espagnole pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique (1998).

2 Analyse de la distribution des populations de cétacés qui fréquentent régulièrement le zone de la mer d'Alboran ainsi que de leurs variations temporelles et saisonnières

2.1 Dauphin común (*Delphinus delphis*)

Les estimations de l'abondance et de la distribution données pour différentes espèces se rapportent seulement aux eaux du nord de la mer d'Alboran, du détroit de Gibraltar et du golfe de Vera depuis la côte jusqu'à environ 20 à 25 miles au large. Les données sur la façade sud de la mer d'Alboran sont très réduites.

Les études menées par Cañadas et Hammond (2008) ont étudié l'utilisation de l'abondance et l'habitat des dauphins communs dans la mer d'Alboran et dans le golfe de Vera durant la période entre 1992 et 2004. Grâce à des modèles spatiaux, les auteurs ont obtenu une abondance de 19.428 (IC = 15277 à 22804 95%) des dauphins communs, et détecté des variations dans l'abondance saisonnière et géographique, avec une densité moyenne plus élevée pendant l'été que pendant l'hiver et plus élevée dans la mer d'Alboran que dans le golfe de Vera. Ils n'ont détecté aucune tendance dans la mer d'Alboran, cependant, dans le golfe de Vera observé la baisse de densité dans la période de 1996 à 2004 par rapport à la période entre 1992 et 1995 (voir section 1.1).

En ce qui concerne l'utilisation de l'habitat, Glens et Hammond (2008) ont noté des différences distinctes dans l'influence de différents facteurs. Les auteurs ont constaté de fortes densités de groupes avec des jeunes près de la côte, qui peuvent être associés à une forte densité de petits poissons épipélagiques ce qui correspondrait à des femelles en lactation se concentrant sur les zones à haute disponibilité des proies. Dans le même temps, le type de comportement observé semble influencer le choix de l'habitat, et, sur ce thème, les plus grandes différences ont été observées entre les groupes se nourrissant et ceux qui socialisent. Les concentrations les plus élevées de petits poissons épipélagiques, qui sont probablement les proies principales pendant la journée sont sur le plateau continental et sur le bord de la plate-forme, donc, pour les auteurs, il est logique de trouver des groupes qui se nourrissent dans cette zone. Ce fait et le manque d'observations alimentaires dans des eaux plus profondes ne signifient pas que les dauphins communs ne se nourrissent pas de poissons et de céphalopodes au large, mais probablement ces comportements se produisent la nuit, lorsque les espèces ciblées effectuent des migrations verticales vers la surface. Par ailleurs, la raison pour trouver d'autres groupes de socialisation en eau plus profonde n'est pas claire.

Les modèles spatiaux de Cañadas et Hammond (2008) ont également enregistré une forte tendance à trouver des groupes plus importants dans les eaux peu profondes au niveau du rebord du plateau continental. Ce fait n'est pas clair, mais selon les auteurs, si cela est lié à l'alimentation, une agrégation d'individus pourrait être bénéfique pour se nourrir, mais comme cela se produit également dans d'autres circonstances, il doit y avoir d'autres facteurs qui déterminent ces agrégations.

Enfin, les estimations les plus récentes de l'abondance des dauphins communs dans la mer d'Alboran et le détroit de Gibraltar en été (Juin à Septembre 1992-2011), calculée en utilisant la modélisation spatiale, sont d'une densité de 0,975 delfines/km² (CV = 0,067) et une abondance

de 22 999 individus (IC = 19653 à 24722 95%) (figure 2, Cañadas, données non publiées). Ces données sont les plus fiables à ce jour puisque la modélisation prend en compte une série de 18 ans (1992 à 2011), mais en tout cas sont très similaires à ceux publiés par Cañadas et Hammond (2008).

Fait important, une étude génétique (Natoli et al. 2008) a établi que les dauphins communs mer d'Alboran sont beaucoup plus liés à l'Atlantique qu'avec le reste de la Méditerranée, ainsi que dans la Méditerranée devrait être considéré comme une unité gestion différente.

Dans la baie d'Algésiras, la population a été estimée à partir de photo-identification et de marquage et recapture à 1,868 individus (IC à 95%: 1,483 à 2,356, CV: 0,12) lors de l'été 2010 (Giménez et al 2012.).

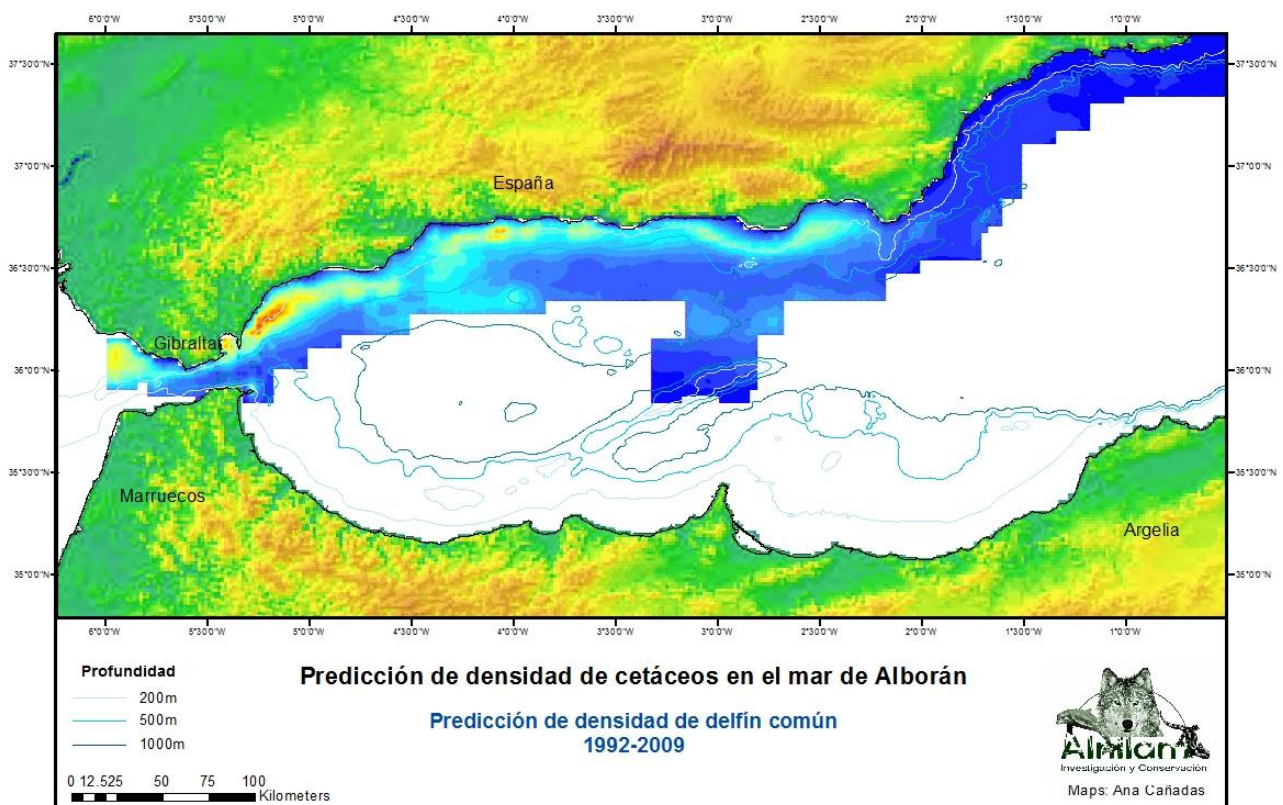


Figure 2. Carte de distribution et de densité des dauphins communs dans le nord de la mer d'Alboran et dans le détroit de Gibraltar, période 1992-2009 (Cañadas, en préparation)

2.2 Dauphin bleu et blanc (Delfín listado) (*Stenella coeruleoalba*)

Les dernières estimations de l'abondance de cette espèce, en utilisant la modélisation spatiale dans la période 1992-2011 et pour une superficie de 23 589 km², allant de l'extrémité ouest du détroit de Gibraltar au Cabo de Palos et environ jusqu'à environ 20 ou 25 miles côte, en fonction de la région, est de 38 780 (IC à 95%: 36535-43611), avec une densité de 1,644 habitants par km² (Cañadas, données non publiées, voir figure 3).

Dans la mer d'Alboran, Cañadas et al. (2002) ont étudié l'utilisation de l'habitat que cette espèce, montrant que les habitats préférés sont les zones plus profondes que 600 mètres, qui

coïncide avec la distribution des proies habituelles. Cette espèce est rarement trouvée dans les eaux du plateau continental.

Aucun changement ou tendances saisonnières n'est détecté dans la population, sauf une baisse après 2007 après l'épidémie de morvilivirus. Les changements entre avant et après morvilivirus sont en cours d'analyse à l'heure actuelle afin d'évaluer l'importance du changement.

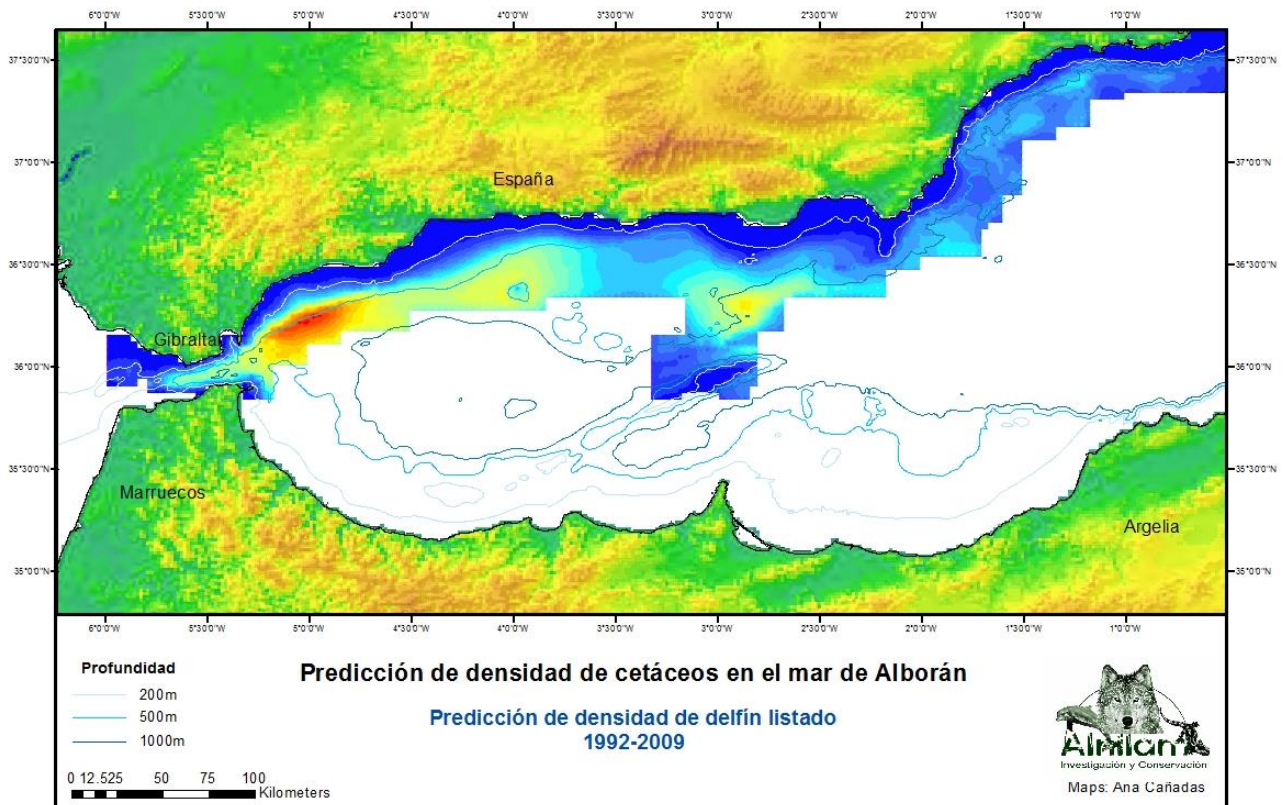


figure 3. Carte de distribution et de densité de Dauphin bleu et blanc dans la Mer d'Alboran et le détroit de Gibraltar, sur la période 1992-2009 (Cañadas, en prépa)

2.3 Grand Dauphin (Delfín mular) (*Tursiops truncatus*)

Dans la région de la mer d'Alboran les estimations les plus récentes pour la période totale 1992-2011 s'élève à 896 (IC = 731-1031 95%) grands dauphins, avec une densité de 0,038 habitants par kilomètre carré (données Cañadas sans non publié, figure 4). La répartition de l'espèce a également été étudié en détail (Cañadas et al, 2002, 2006a, b; García-Tischler 2010) et il est connu que les zones à forte densité de grands dauphins sont en Méditerranée au niveau de l'île Alboran, du sec des Oliviers, et d'une série d'élévations de montagnes volcaniques particulièrement intéressantes pour leur alimentation (García-Tischler 2010).

Dans le détroit de Gibraltar, les dernières estimations de la population marqués par marquage-recapture étude de photo-identification donnent 297 individus (IC à 95%: 276-332, SE: 13,7) (Guy 2010).

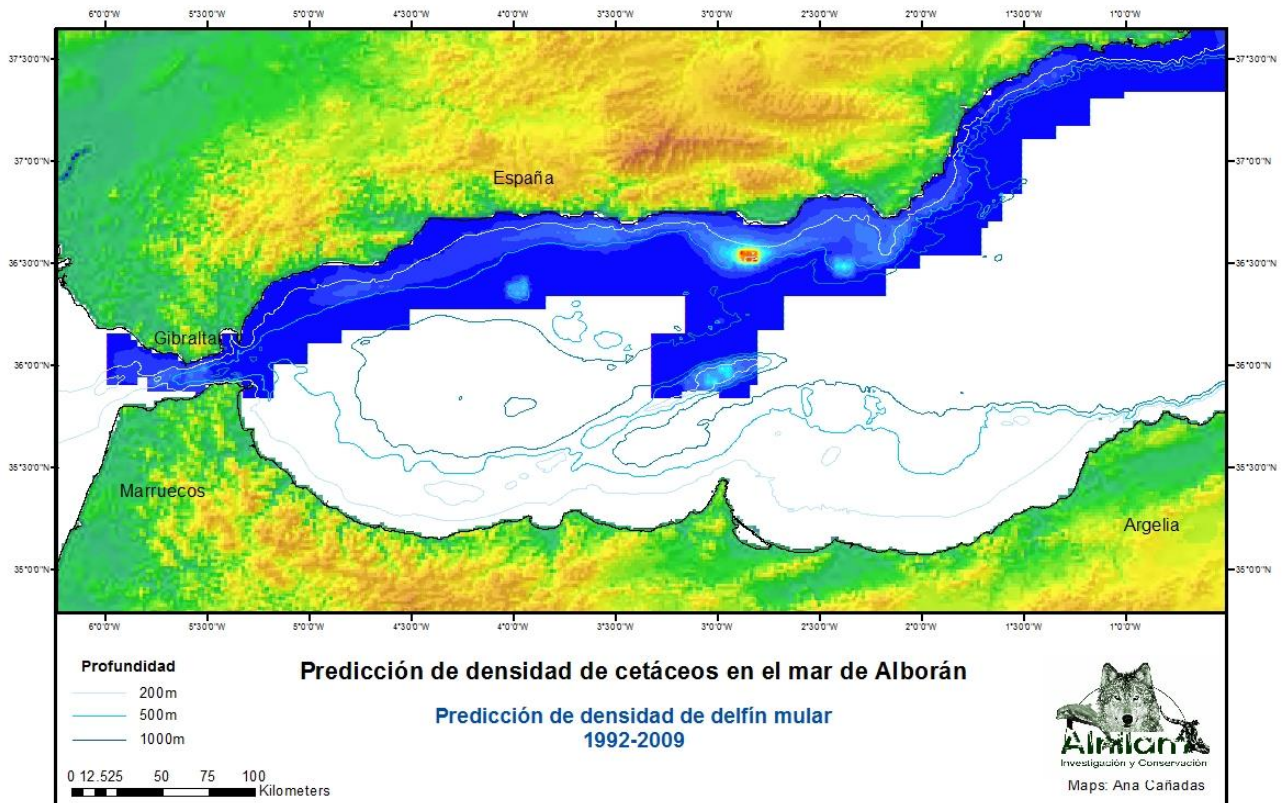


Figure 4. Connaissance sur la distribution du grand dauphin dans la mer d'Alboran (Cañadas en prépa)

2.4 Dauphin de Risso (Calderón gris) (*Grampus griseus*)

Le dauphin de Risso a une distribution beaucoup plus réduite que les autres espèces, principalement dans la partie est de la mer d'Alboran et dans le golfe de Vera. Il n'y a eu aucune observation de cette espèce dans le détroit de Gibraltar. Le taux de rencontre est de 0,003 Risso et 0,04 groupes par mille navigué animaux, le situant à la cinquième place en termes de densité dans les eaux de la mer d'Alboran. Les taux les plus élevés de rencontre se produisent au nord de l'île d'Alboran et dans le golfe de Vera, suivie d'Almeria et Grenade, et toujours plus profond que 600m. Dans la région de la mer d'Alboran, les estimations les plus récentes pour la période totale de 1992-2011 s'élève à 294 (IC = 95% 245-367), avec une densité de 0,013 habitants par kilomètre carré (données non publiées Canadas, figure 5).

Lors de relevés aériens effectués en 2000 et 2001 dans les eaux des régions de Murcie et de Valence dans le cadre du projet « Méditerranée » (Raga et Pantoja 2004), ils ont été observés à 11 reprises. Les observations ont été distribuées dans toute la zone d'étude, bien que dans le sud de la Murcie la fréquence Murcia était plus grande. Les profondeurs des points de visée varient selon la région: dans le sud de la Murcie, ils ne se trouvent que dans les très grandes profondeurs comprises, entre 1.800 et 2.500 m, tandis que dans le reste de la zone les profondeurs varient entre 100 et 1400 m. Dans les deux régions, la majorité des observations ont été faites près du talus continental. Cette différence est due à la région de Murcie de plateau continental sud est très étroite et les zones profondes est très proche de la côte. Selon les résultats de cette étude, la zone située au sud de Murcie peut être identifiée comme un domaine très important pour le Dauphin de Risso. Le taux de rencontre dans toute la zone

d'étude était de 0,0012 et 0,015 individus par mille parcouru, soit le troisième plus observée dans la région de Murcie et de Valence.

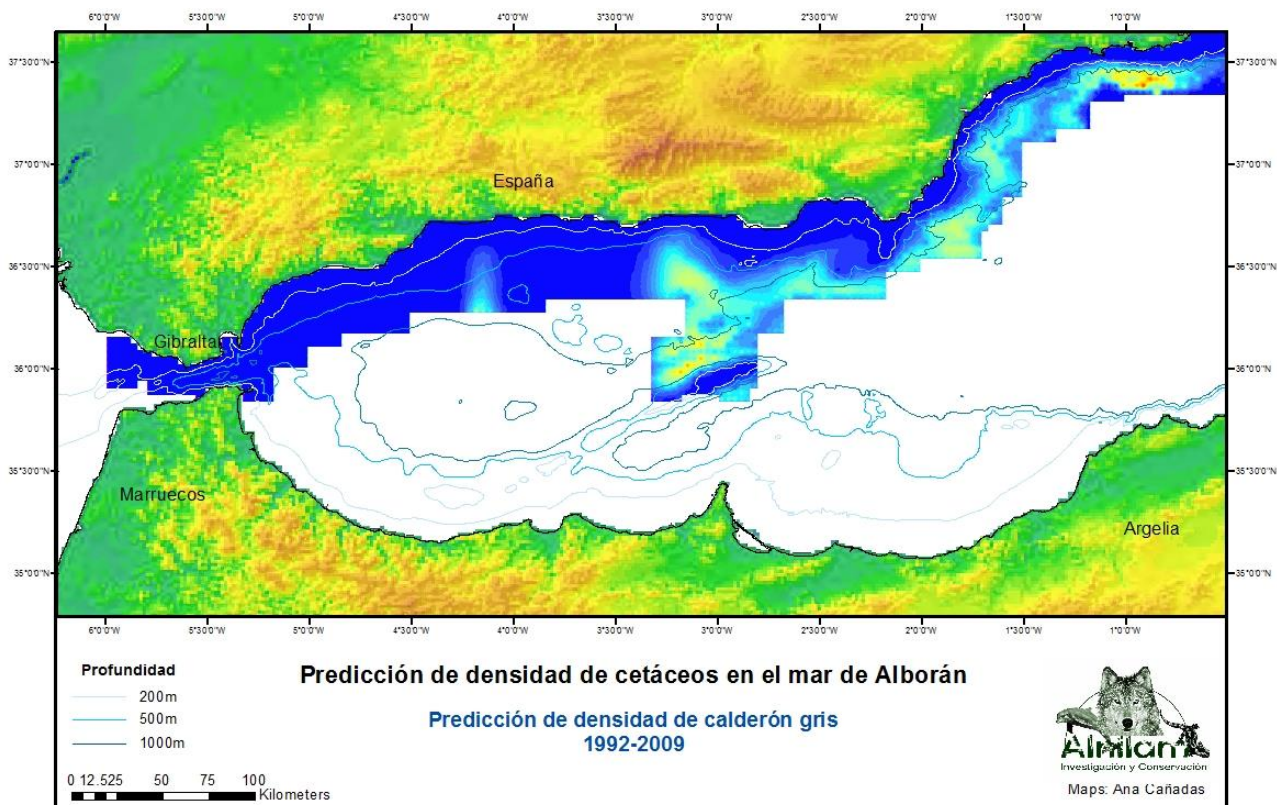


Figure 5. Connaissance sur la distribution du Dauphin de Risson dans la Mer d'Alboran et le golfe de Vera (Cañadas en prépa)

2.5 Globicéphale noir (Calderón negro) (*Globicephala melas*)

Sa présence est habituelle en Méditerranée occidentale, bien que pas très commun, sauf dans le golfe de Vera, la mer d'Alboran et le détroit de Gibraltar.

Les estimations de l'abondance pour l'été (Juin à Septembre) entre 1992 et 2010 ont été revues à l'aide de la modélisation spatiale. Dans ce domaine est estimé une population d'environ 2888 globicéphales (IC à 95%: de 2565 à 3270, CV: 0,12) et une densité de 0,122 individu/km² (Canadas, en préparation, voir figure 10).

Le taux de rencontre est beaucoup plus élevé dans la mer d'Alboran que partout ailleurs dans la Méditerranée (Cañadas et Sagarminaga 2000). Le nombre d'individus dans les eaux espagnoles se réduit dans le nord du golfe de Vera, avec seulement 2,1% à 2,5% des observations enregistré là-bas (Raga et Pantoja 2004). La densité relative des globicéphales est plus élevée dans les régions du nord de la mer d'Alboran, et la prédiction de la taille des groupes est supérieure dans le golfe de Vera, ce qui suggère que ce sont des zones intéressantes pour l'alimentation et la reproduction de l'espèce. Les taux de rencontre des deux groupes et d'individus isolés, dans la mer d'Alboran Nord et le golfe de Vera restent plus ou moins stables avec de légères fluctuations entre 1992 et 2006, avec une augmentation

intéressante en 2007 et 2008 (voir figures 6a et 6b ci-dessous, pour les taux de rencontre et les groupes inférieurs pour les individus taux de rencontre).

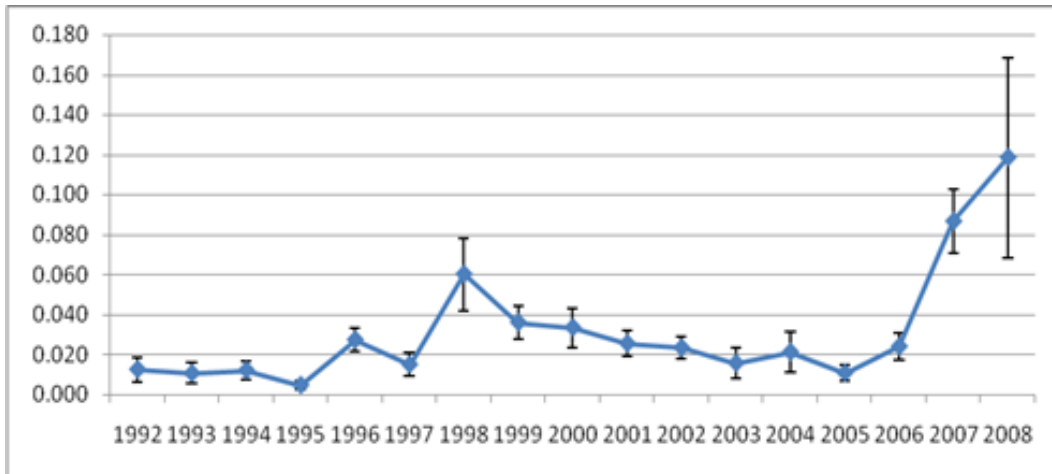


Figure 6a. Taux de rencontre entre 1992 et 2008 (groupe par mille nautique prospecté) lors de conditions excellentes de visibilité (Cañadas, com. pers.)

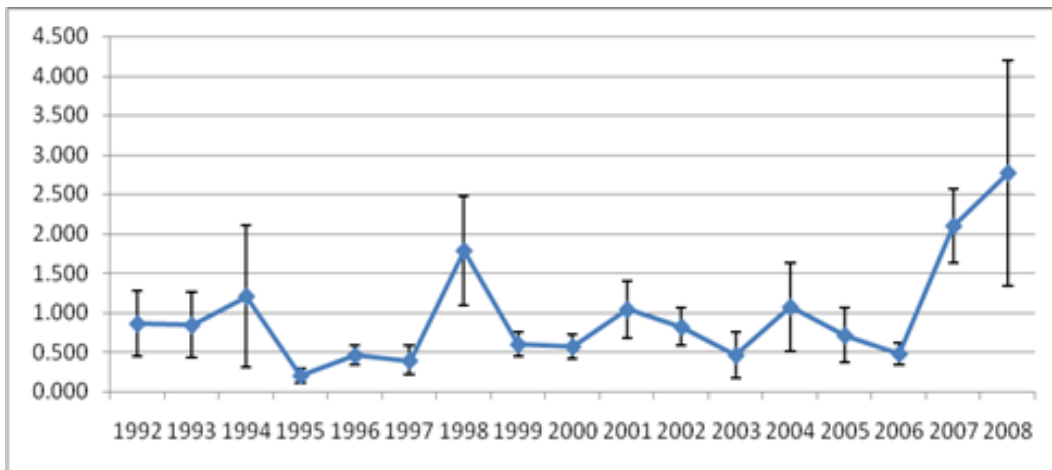


Figure 6b. Taux de rencontre entre 1992 et 2008 (individus par mille nautique prospecté) lors de conditions excellentes de visibilité (Cañadas, com. pers.)

Dans le détroit de Gibraltar (figure 7), l'effet de l'épidémie de morbillivirus entre 2006 et 2011 a été mesuré, montrant la réduction de la population à partir de 322 globicéphales (IC à 95%: 301-357) à 240 (IC à 95%: 238-249) individus (Brévar, 2013). Le taux de survie est resté constant à 0,989 période 1999-2006. En 2006-07, l'épidémie a provoqué une diminution à 0,779 du taux de survie. En 2007-08, il est remonté mais a ensuite suivi une tendance linéaire négative allant de 0,944 à 0,754 de 2007-08 à 2010-11 (Brévar, 2013).

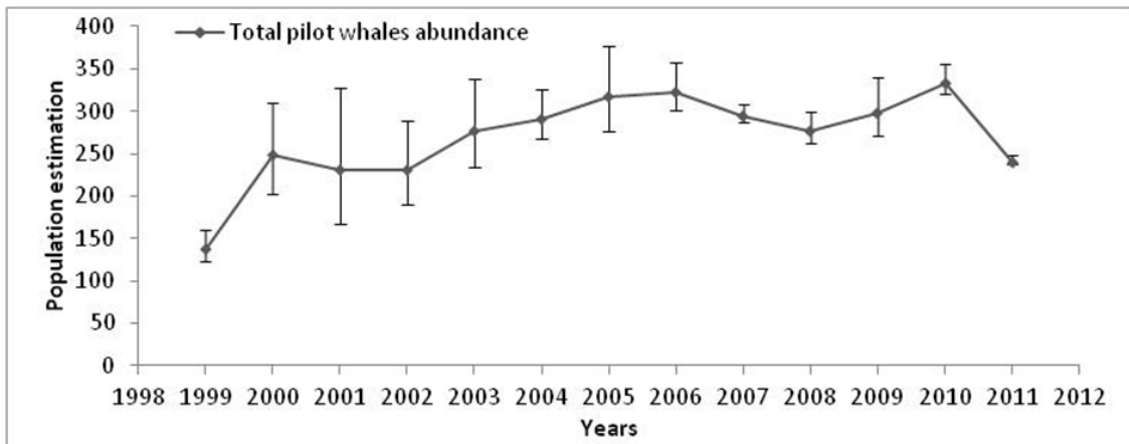


Figure 7. Estimation de la population totale de globicéphales dans le détroit de Gibraltar (Brévart 2013).

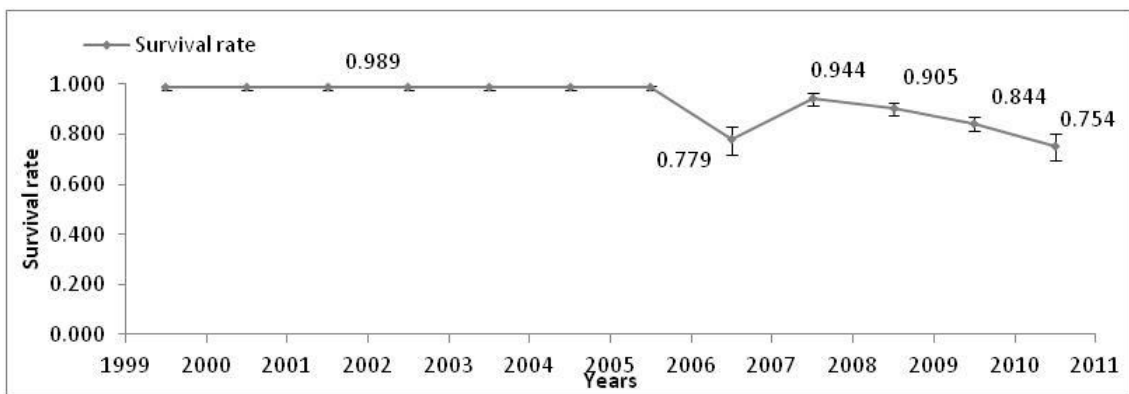


Figure 8. Estimation du taux de survie des globicéphales dans le détroit de Gibraltar (Brévart 2013).

Dans le cas de la mer d'Alboran (figure 9), il n'y avait pas d'effet général de l'épidémie sur la population, mais seulement certains groupes ont été touchés de manière significative à partir d'un taux de survie de 0,920 entre 1992 à 2006 0,550 entre 2007-2009 (Wierucka et al. en préparation).

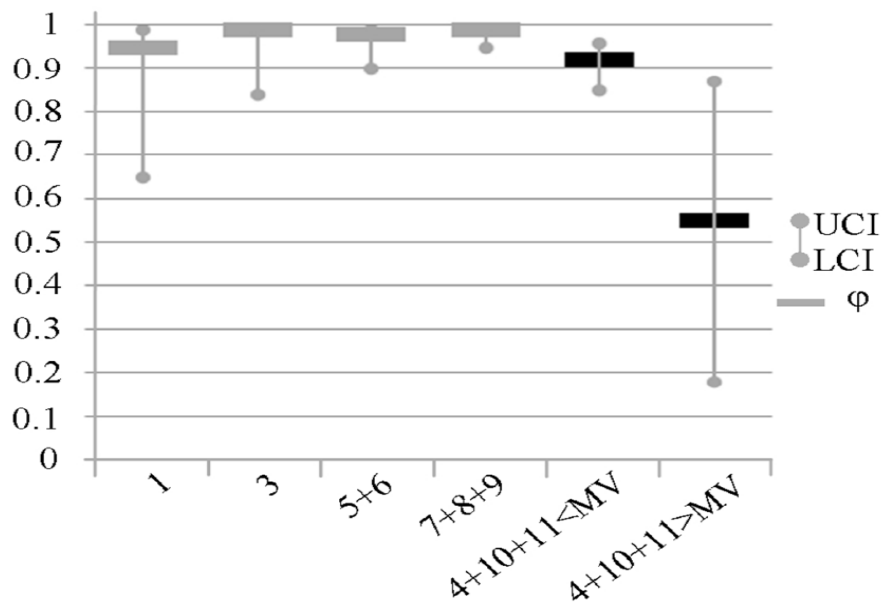


Figure 9. Estimation du taux de survie pour différents groupes de globicéphales dans le Mer d'Alboran. Les groupes 4, 10 et 11 ont vu leur taux de survie diminuer après l'épidémie de Morbillivirus en 2006.

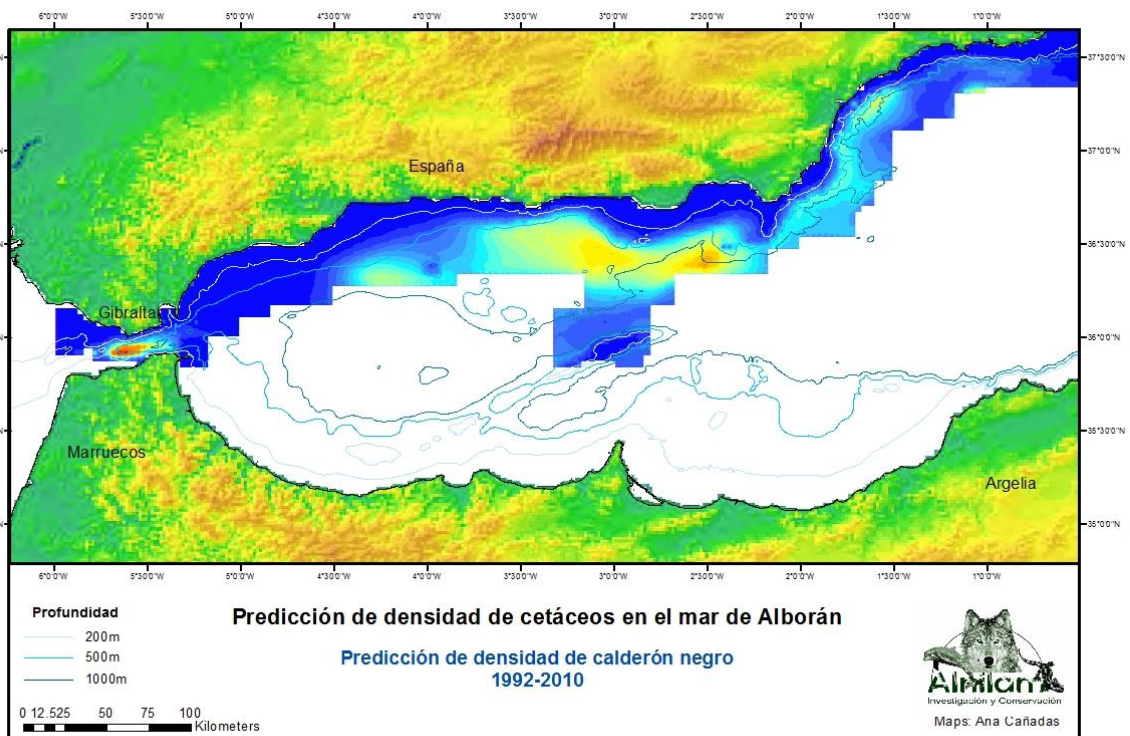


Figure 10. Connaissance sur la distribution de globicéphales dans la Mer d'Alboran et le Golfe de Vera (Cañadas en prépa)

2.6 Cachalot (Cachalote) (*Physeter macrocephalus*)

En raison de sa large distribution, il est difficile d'estimer la taille de la population mondiale. Cependant, Whitehead (2002) a estimé des densités sur la base des études scientifiques couvrant 24% de l'habitat global, et a suggéré que la population actuelle des cachalots à 360000 individus (CV: 0,36), alors qu'elle était estimée à plus de 1.110 000 avant la chasse.

Basé sur des études menées ces dernières années en Méditerranée (Gannier et al 2002; Stephanis et al, 2005; Lewis et al 2007; Boisseau et al, 2010; Carpinelli et al, 2011; Lewis et al, in. prépa), le nombre total de cachalot est estimé à plusieurs centaines d'individus. Par exemple, Lewis et al. (2013) estime une abondance de 586 (IC à 95%: 333-1033) cachalots dans la partie sud du bassin occidental de la Méditerranée, y compris la mer d'Alboran, le bassin algérien et la partie sud du bassin Baléaro-Sarde.

Dans le détroit de Gibraltar, 47 individus ont été identifiés entre 1999-2010 (Carpinelli et al. 2011), certains individus revenant chaque année dans cette région (Gauffier et al. 2009). Le long de la côte méditerranéenne espagnole, le cachalot a une présence régulière dans le détroit de Gibraltar et la mer d'Alboran autour des îles Baléares (Université de Barcelona, 1994; Raga et Pantoja, 2004 et Birkun Notarbartolo di Sciara, 2010). Dans le Sud-est, il est commun et ne se trouve jamais sur le plateau continental ou dans les eaux peu profondes. Peut-être la mer d'Alboran est un passage entre le détroit de Gibraltar et d'autres régions du bassin ouest, où leur présence est fréquente. La carte suivante (figure 11) montre la densité prévue des cachalots dans la mer d'Alboran.

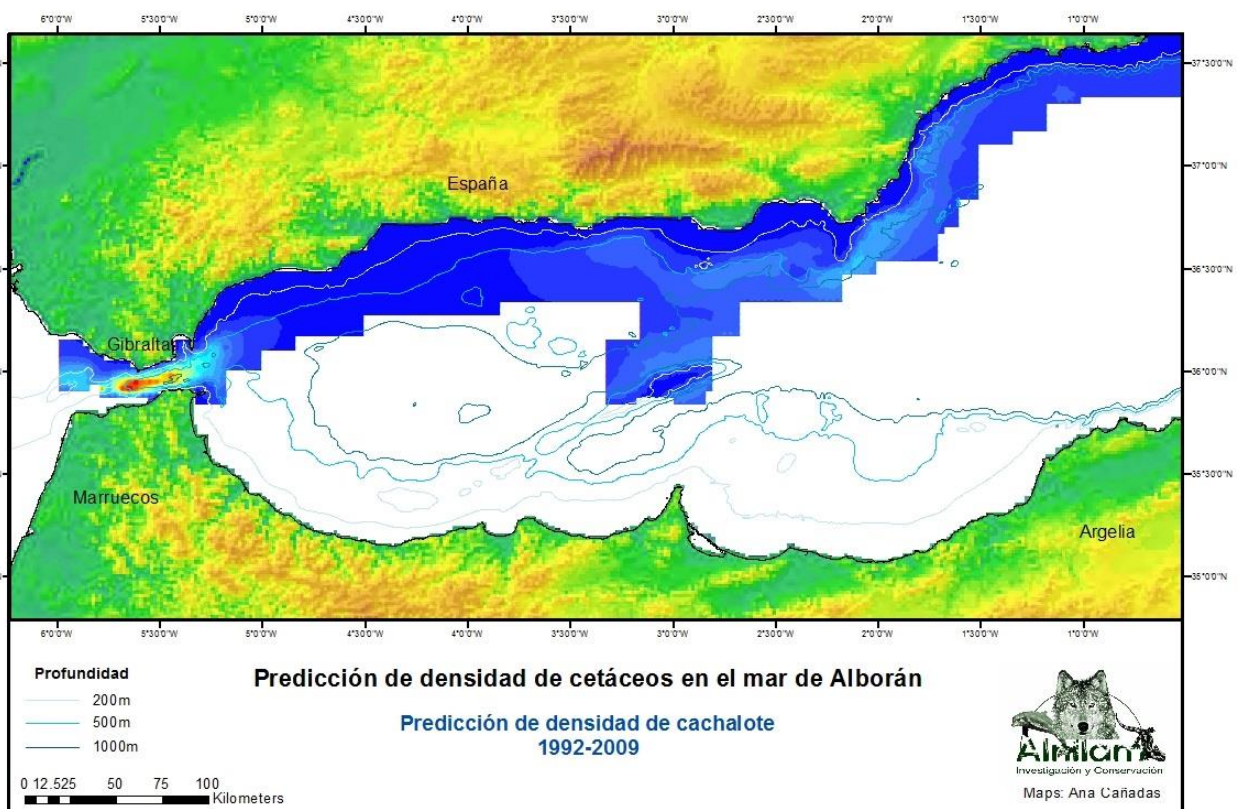


Figure 11. Connaissance sur la distribution de cachalots en Mer d'Alboran

2.7 Rorqual (Rorcual común) (*Balaenoptera physalus*)

La plupart des informations sur la répartition des rorquals communs dans le sud de l'Espagne provient de l'« Inventaire des cétacés de la Méditerranée Ibérique: état et les problèmes de conservation » (Université de Barcelone, 1994) et du «Projet méditerranéen. Zones d'intérêt spécial pour la conservation des cétacés de la Méditerranée espagnole » (Raga et Pantoja 2004).

Les détections acoustiques obtenues le long du bassin des Baléares, de la mer d'Alboran et du détroit de Gibraltar confirment le rorqual commun est fréquent au cours de l'automne et de l'hiver et démontrent que les rorquals utilisent ce corridor durant leur migration vers le sud à la fin de leur période d'alimentation estivale (Castellote et al. 2011). En outre, les détections obtenues dans la région de l'île d'Alboran confirment que c'est une zone d'hivernage pour les rorquals pendant laquelle ils pourraient avoir des activités de nourriture et de reproduction.

Le détroit de Gibraltar agit comme un couloir de migration entre le bassin occidental de la mer d'Alboran et l'Océan Atlantique avec un déplacement vers l'est prédominant en automne et en hiver et vers l'ouest au printemps et en été (Salazar- Sierra et al 2004; Gauffier et al. 2009). En outre, au moins quatre individus ont été aperçus entrant deux fois en Méditerranée avec un intervalle de 1 à 4 ans entre ces deux migrations (Gauffier et al. 2009). La chasse à la baleine intense du XXe siècle a peut-être supprimé la population migrante dans le détroit de Gibraltar (Cañadas et al 1999; Sanpera et Aguilar 1992 Aguilar et Borrell 2007; Palsboll et al 2004.). Le déclin de l'abondance des rorquals dans la région pourrait avoir été causé par la perte de l'existence de cet habitat dans la mémoire culturelle de la population des rorquals communs (Clapham et al. 2008).

Un récent suivi par satellite semble confirmer que les animaux de la Méditerranée espagnole seraient issus à la fois de la Méditerranée et de l'Atlantique.

Aucune estimation de l'abondance n'existe pour toute la Méditerranée. Forcada et al. (1996) ont estimé à 3.500 en 1991 le nombre de rorquals pour la partie nord-ouest du bassin méditerranéen. Probablement le nombre total pour l'ensemble de la Méditerranée ne devrait pas dépasser les 5000 exemplaires (Birkun et Notarbartolo di Sciara 2010). Dans le Sanctuaire Pelagos une diminution de la population a été observée, passant de 900 individus en 1992 (1995 Forcada et al.) à moins de 250 individus (N = 147, CV = 27,04%, IC 95% = 86-250) en 2009 (Panigada et al. 2010). On ne sait pas si la baisse pourrait s'expliquer par le déplacement des animaux vers une autre partie de la Méditerranée, mais la réduction ou la modification de l'habitat essentiel doit être traitée avec prudence et ne peuvent pas rejeter la possibilité d'une diminution de la population au niveau de la Méditerranée.

Dans le détroit de Gibraltar, 55 individus ont été photo-identifiés, certains individus observés à deux reprises dans des années différentes (Gauffier et al. 2009), mais l'effort photographique n'est pas suffisant pour obtenir des estimations fiables du nombre de rorquals qui utilisent le détroit, mais il a augmenté ces dernières années. Selling (2007) a proposé une estimation comprise entre 48 et 122 rorquals passant chaque année à travers le détroit sur la base de données d'observation de touristes et des bateaux d'observation des baleines. La plupart des individus observés dans le détroit de Gibraltar sont des adultes bien qu'il y ait également été accompagné par de jeunes mères et les jeunes.

2.8 Baleine à bec de Cuvier (Zifio de Cuvier) (*Ziphius cavirostris*)

La baleine à bec de Cuvier est une espèce d'habitats principalement océaniques souvent à grandes pentes comme les canyons et les escarpements (D'Amico et al 2003, MacLeod 2005 Podesta et al 2006...; Azzellino et al 2008). Dans la mer d'Alboran, ces baleines à bec sont distribués dans les eaux de plus de 600m avec des pentes fortes et sont particulièrement fréquente autour de l'isobathe 1000m dans la zone des canyons sous-marin situé au sud-sud-ouest d'Almeria (Glens et al. 2002 Glens et al. 2005). Dans la tranchée hellénique, les baleines à bec de Cuvier sont habituellement observées dans les régions entre 500 et 1500 m de profondeur, mais on note aussi leur présence dans les eaux profondes de la plaine abyssale (Frantzis et al. 2003). Dans la partie centrale de la mer Ligure, en particulier dans le golfe de Gênes, elles sont particulièrement abondantes autour de canyons sous-marins (D'Amico et al. 2003). Plus précisément, dans cette zone, Scalise et al. (2005) ont estimé une profondeur optimale de 1358m (fourchette de 641 à 2545, est = 514) et une pente optimale de 77,1m pour mille (gamme = 3 à 256,5, est = 57). Dans cette même zone, pendant les campagnes organisées par des observations NURC de cette espèce se trouvaient dans les eaux entre 500 et 2600m de profondeur, avec des taux de rencontre maxima dans la gamme de profondeur 1000- 1500m (M. Carron, com. pers.). Dans la partie occidentale de la mer Ligure, elles sont étroitement associés à des domaines particulièrement profonds et avec un gradient de pente caractéristique de la limite extérieure du plateau continental et du talus continental avec une profondeur moyenne de 1722m (795- 2500m gamme = est = 276) (Azzellino et al. 2008).

La modélisation de l'habitat des baleines à bec de Cuvier en Méditerranée menée sous les auspices de l'ACCOBAMS et fruit de la collaboration de nombreuses organisations intègre les efforts et les données d'observation enregistrées au cours de la période comprise entre 1990 et 2010. Les résultats de l'analyse de ces données a fait ressortir 3 zones avec des densités relativement plus élevés de bec baleines de Cuvier, la mer d'Alboran, la partie centrale de la mer Ligure et la tranchée hellénique avec la mer Egée (mer du Nord Crète). De plus, avec des valeurs inférieures, la mer Tyrrhénienne, la partie sud de la mer Adriatique et certaines régions au nord des îles Baléares et le sud de la Sicile sont aussi des zones importantes. Le modèle prévoit également une zone de densité relativement élevée dans les eaux de l'est méditerranéens profondes au large de la Syrie, cependant, le manque d'effort et de données dans cette zone nécessiterait une étude préalable avant que des conclusions solides sur l'abondance relative de cette espèce à cet endroit (Cañadas et al. 2011).

Grâce aux données d'observation recueillies au cours des dernières années, et plus récemment au cours du projet «Bec baleines à bec et des Globicéphales dans la mer d'Alboran (SW Méditerranée)», financé par le Bureau de recherche navale (USA), en collaboration avec Woods Hole Oceanographic Institute (USA), Alnitak Centre de recherche marine et de la Recherche et de conservation Alnilam, il a été possible d'obtenir une estimation de l'abondance des baleines à bec dans la mer d'Alboran, une zone classée mondialement comme une densité élevée pour cette espèce. Depuis le détroit de Gibraltar jusqu'à à la verticale entre Cabo de Palos et de l'Algérie, il a été estimé une abondance de 429 (IC = 334-557 95%) individus et une densité de 0,005 animaux par km³ (CV = 22%), corrigée de l'erreur de la disponibilité des données de la plongée (Canadas, en prépa.).

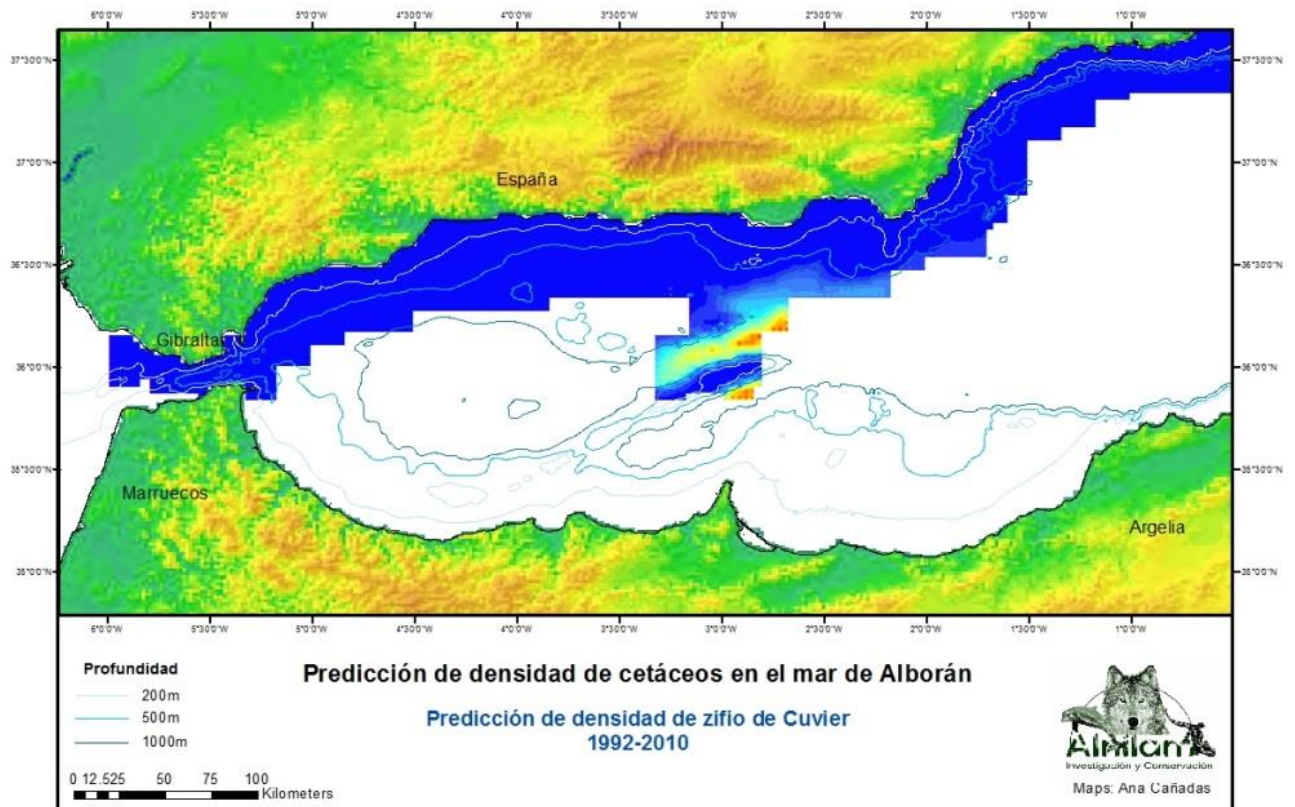


Figure 12. Connaissance sur la distribution de Baleines de Cuvier dans la Mer d'Alboran (Cañadas en prépa)

2.9 Orque (Orca) (*Orcinus orca*)

En Méditerranée, les orques sont observées de façon sporadique (Casinos 1981, Raga et al. 1985, Notarbartolo di Sciara 1987, 2002 et Birkun & Notarbartolo di Sciara 2010). Par contre, les orques sont régulièrement observées dans le Golfe de Cadix, dans le détroit de Gibraltar et les eaux atlantiques adjacentes (de Stephanis et al. 2002, 2005a, 2005b, Estéban 2008). Les observations des cétacés dans le sud du Portugal relatent peu observations d'épaulards pendant les mois d'été (Gonçalves, com. pers.).

Jusqu'à aujourd'hui, seules 47 individus ont été photo-identifiés dans la population du détroit de Gibraltar, appartenant à cinq groupes sociaux, et probablement à deux « écotypes » d'orques (Stephen 2008). Les mêmes animaux ont été observés entre 1999 et 2009 et sont habituellement observés en permanence entre Mars et Octobre (saison d'échantillonnage intense dans la zone d'étude). L'absence d'observation en hiver peut être due à un manque d'effort de recherche. Il n'a pas été possible d'établir une connexion avec d'autres populations d'épaulards de l'Atlantique Nord sur la base des photos de la nageoire dorsale (Foote, com. pers.)

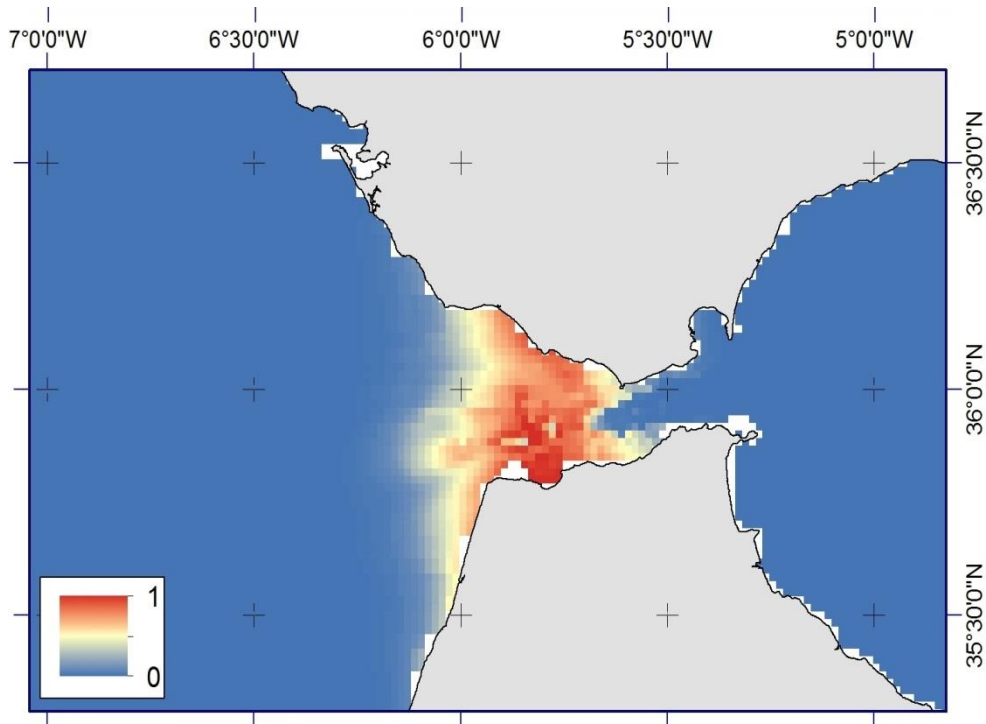


Figure 13. Connaissance sur la distribution des orques dans le détroit de Gibraltar (Estéban et al 2013).

3 Evaluation de l'impact des menaces actuelles, prenant en compte toutes les interactions avec les activités humaines, en particulier les collisions et les prises accidentelles.

Sur la base d'une compilation et de l'analyse des données sur les activités humaines collectées par l'ONG Alnitak (supervision Dr Canadas) dans le cadre du projet LIFE INDEMARES (coordonné par la Fondation pour la Biodiversité) en 2010, les taux d'interaction avec les activités humaines ont été calculés en divisant le nombre de navires de chaque type comptés dans chaque bloc défini dans la zone d'étude de la mer d'Alboran par le nombre d'évènement survenus dans ces mêmes blocs. La section suivante décrit chaque menace identifiée, et son importance (niveau faible, moyen ou élevé) pour chaque espèce. Dans les cas où il y a différentes menaces pouvant agir différemment sur différentes espèces, elles sont décrites pour chacune de ces espèces.

Les figures 14-18 présentent les taux de rencontre des navires de grand tonnage pour la période 1997-2009 pour le détroit de Gibraltar et pour la zone du Cabo de Gata en fonction de la route initiale pour la période 1997-2006 et pour la route nouvelle pour la période 2007-2009.

Les figures 19-22 montrent les taux de rencontre pour les petits bateaux, les bateaux de pêche au chalut, au trémail et les bateaux de pêche sportive.

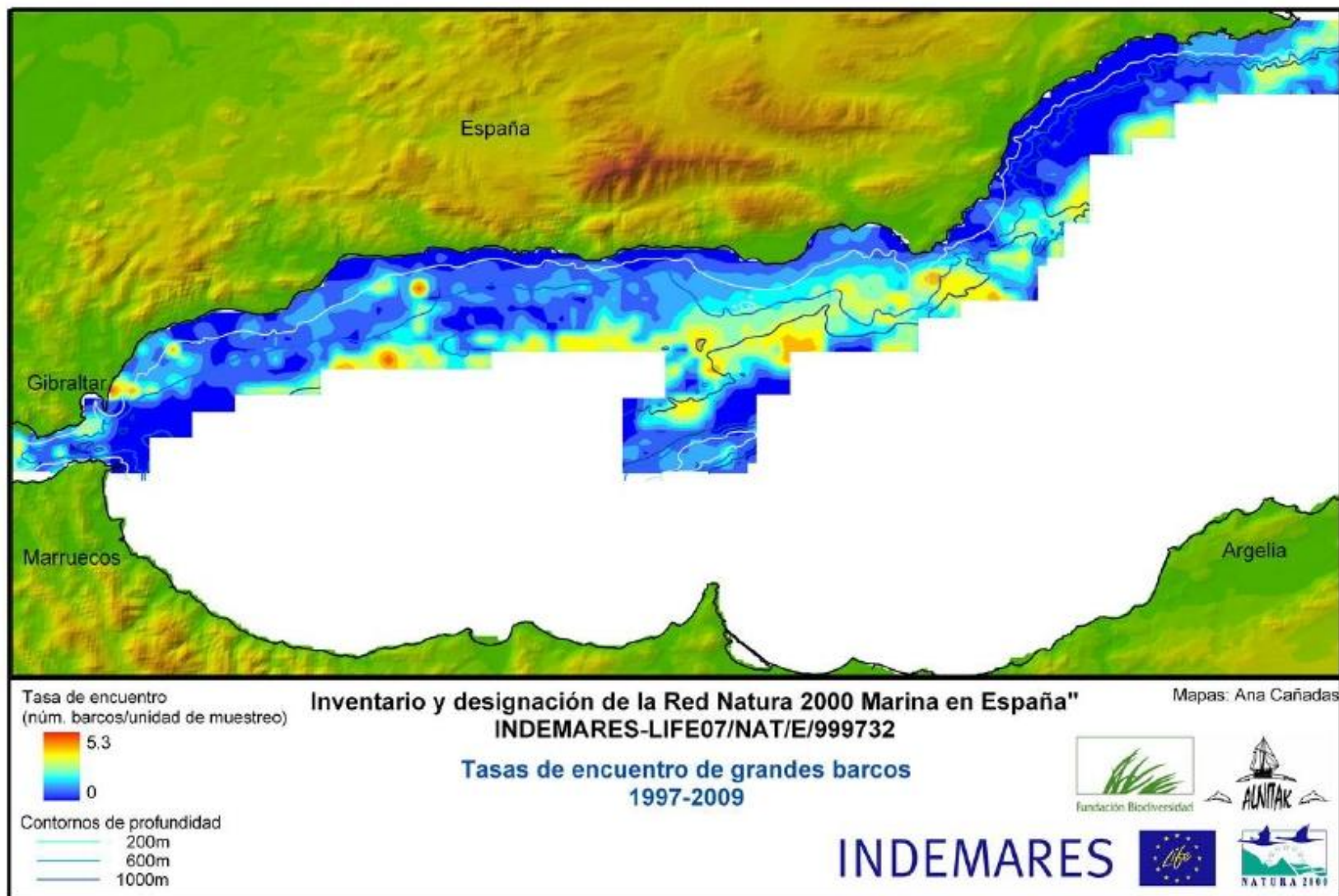


Figure 14. Taux de rencontre pour les navires de grand tonnage, pour la période complète 1997-2009.

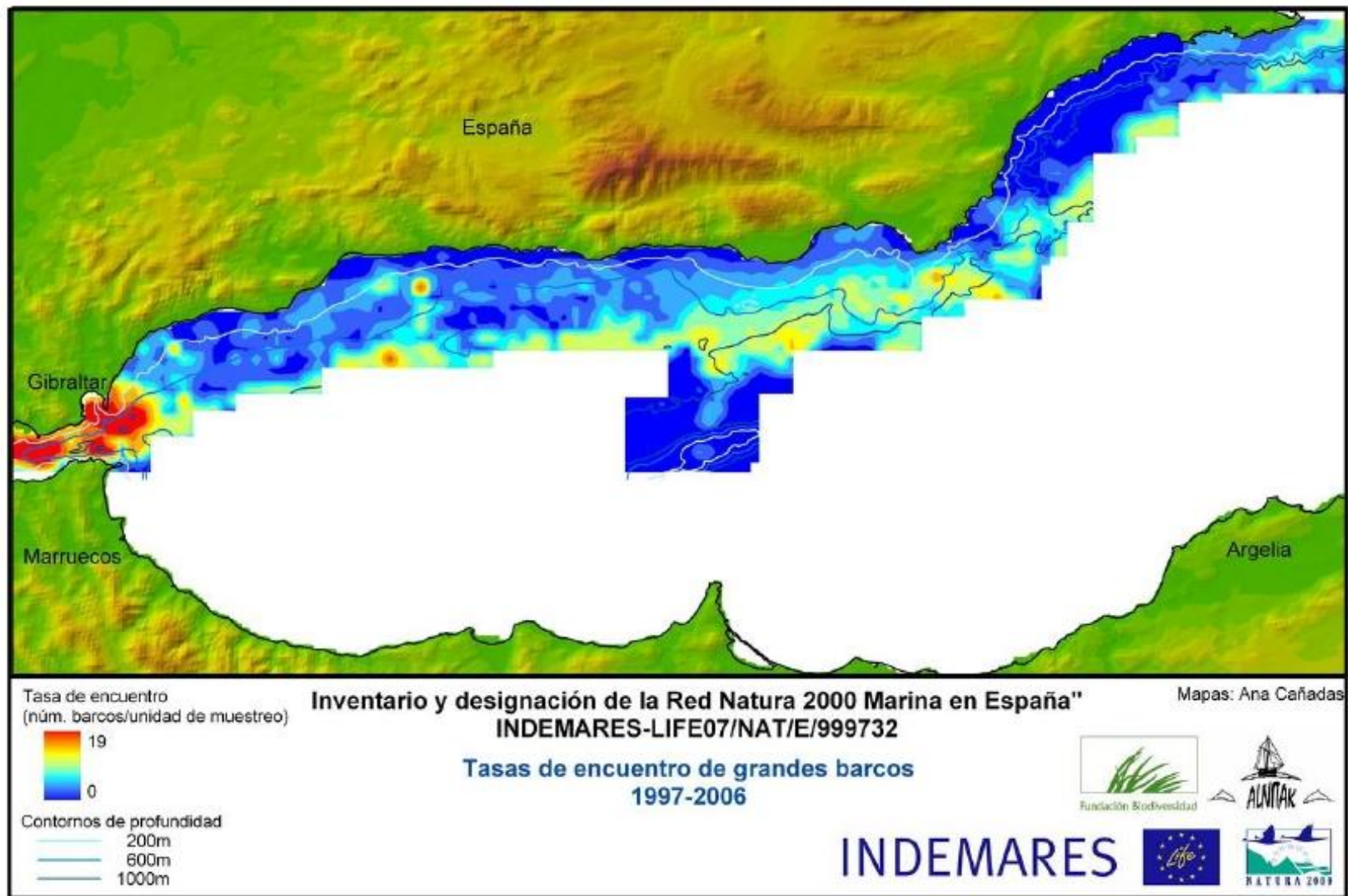


Figure 15. Taux de rencontre pour les navires de grand tonnage, pour la période 1997-2006 antérieure au déplacement du dispositif de séparation du trafic.

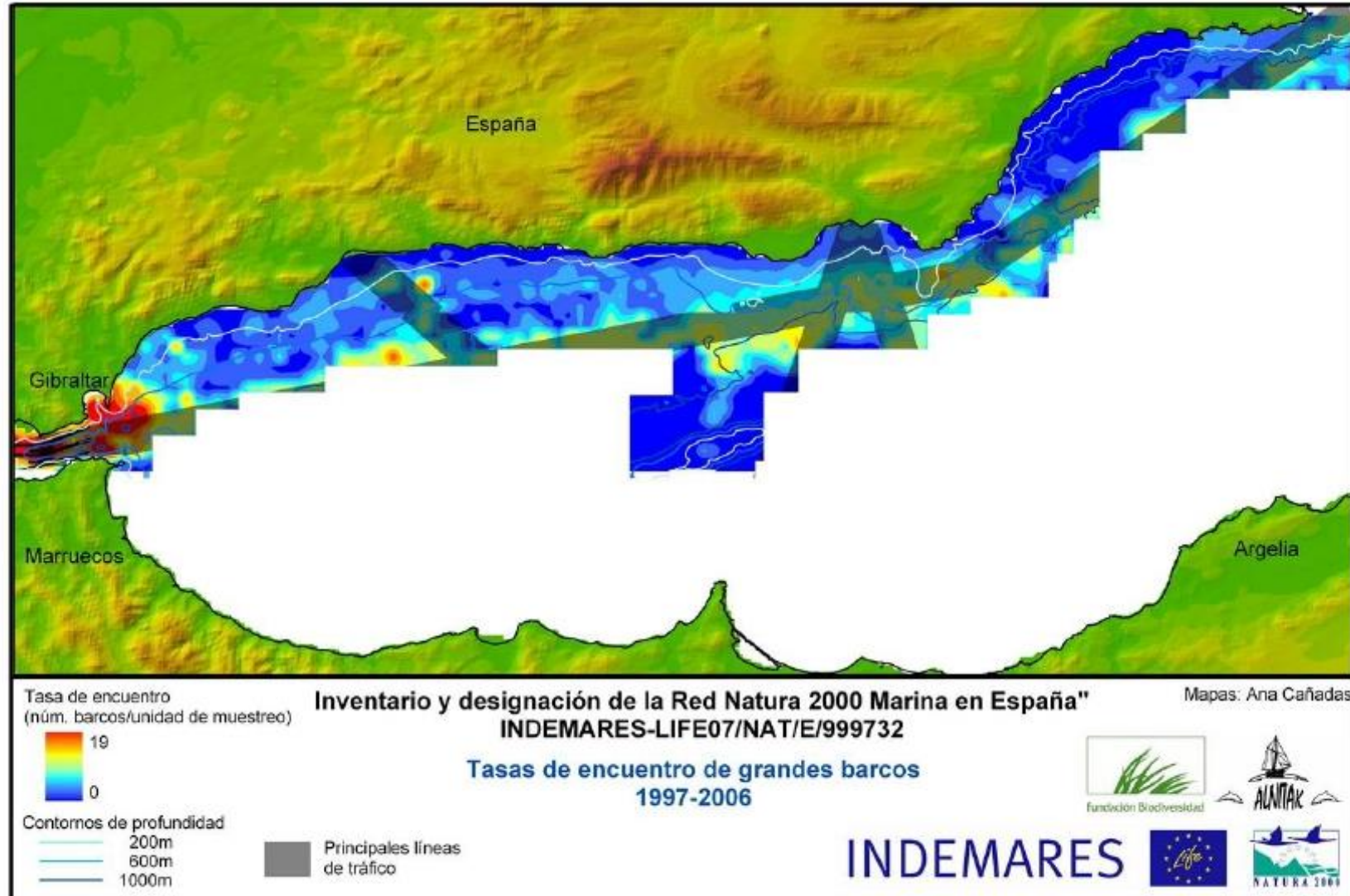


Figure 16. Taux de rencontre pour les navires de grand tonnage, pour la période 1997-2006 antérieure au déplacement du dispositif de séparation du trafic, avec les couloirs de navigation.

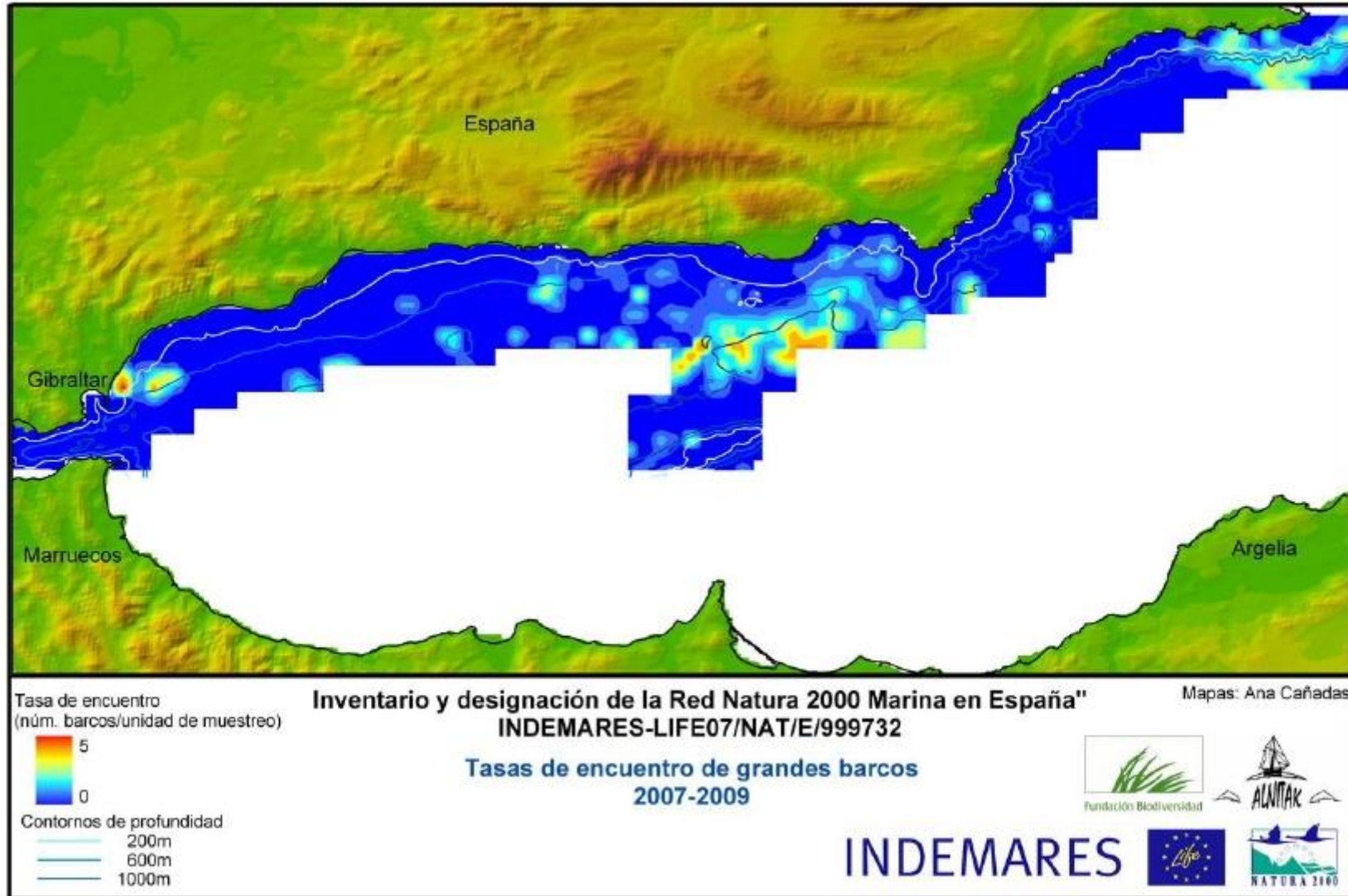


Figure 17. Taux de rencontre pour les navires de grand tonnage, pour la période 2007-2009 postérieure au déplacement du dispositif de séparation du trafic.

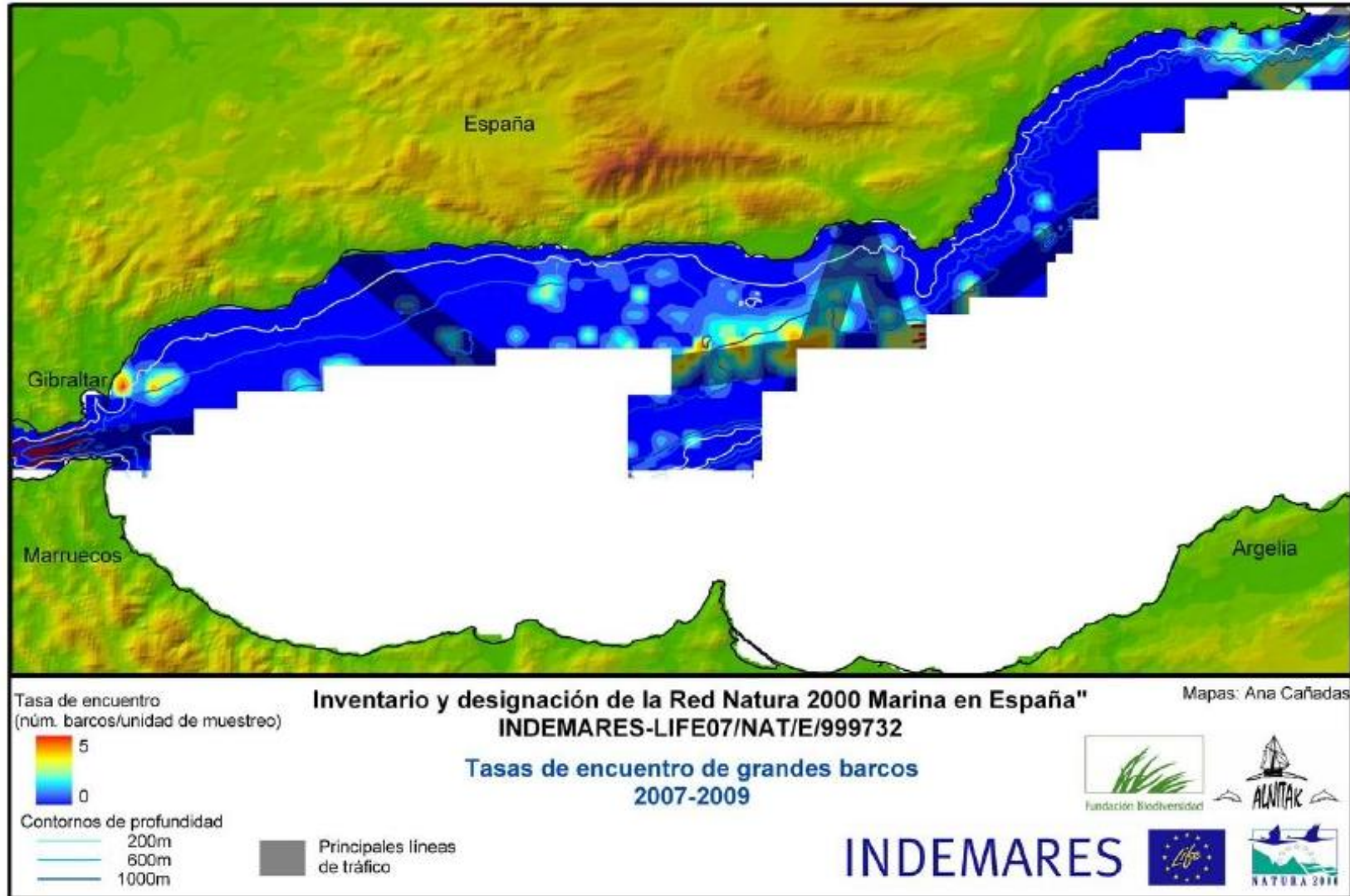


Figure 18. Taux de rencontre des navires de grand tonnage pour la période 2007-2009, postérieure au changement des routes de navigation au niveau de Cabo de Gata, avec les couloirs de navigation.

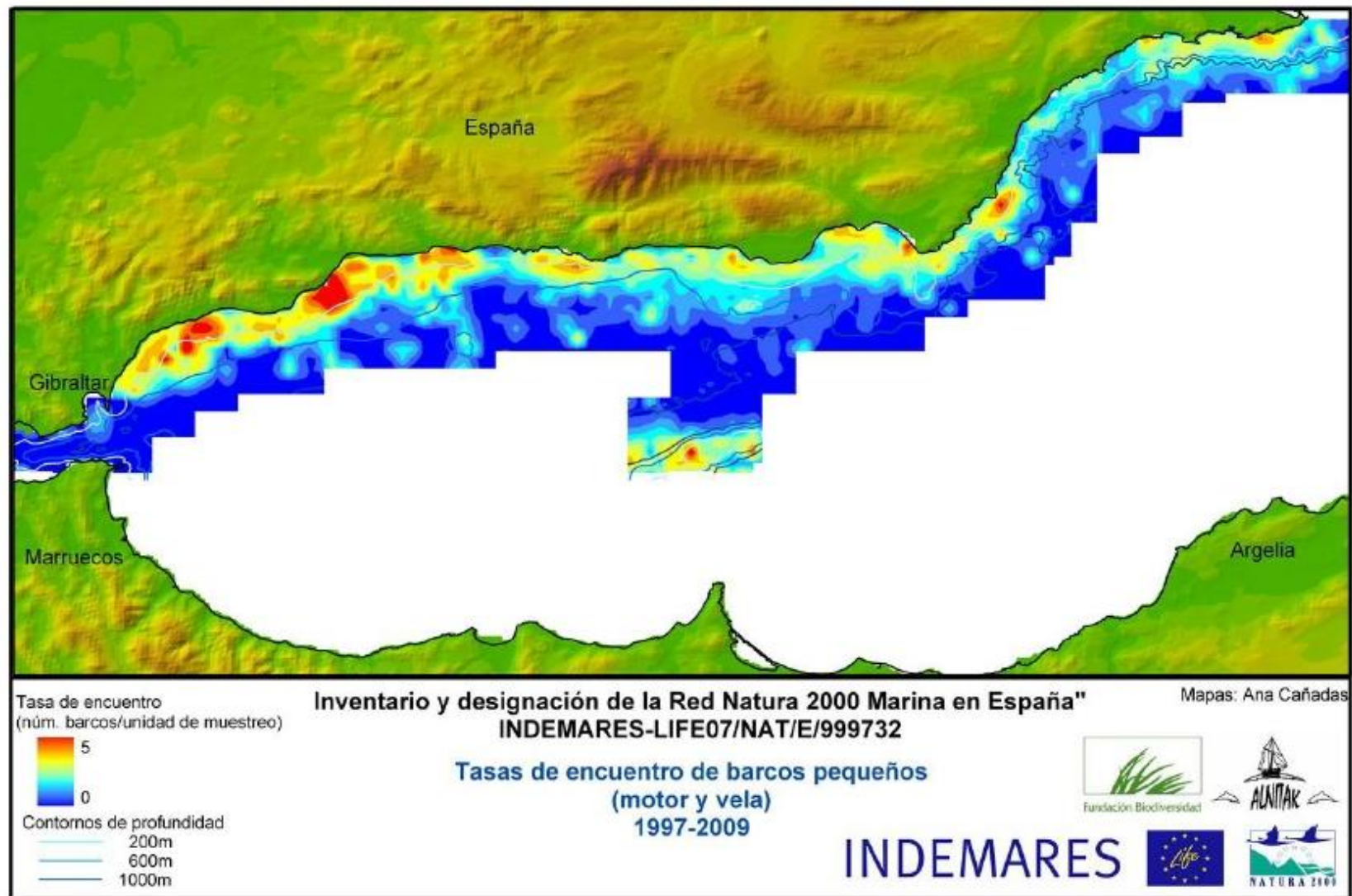


Figure 19. Taux de rencontre pour les embarcations de petites tailles (motorisées ou à voile) sur la période 1997-2009.

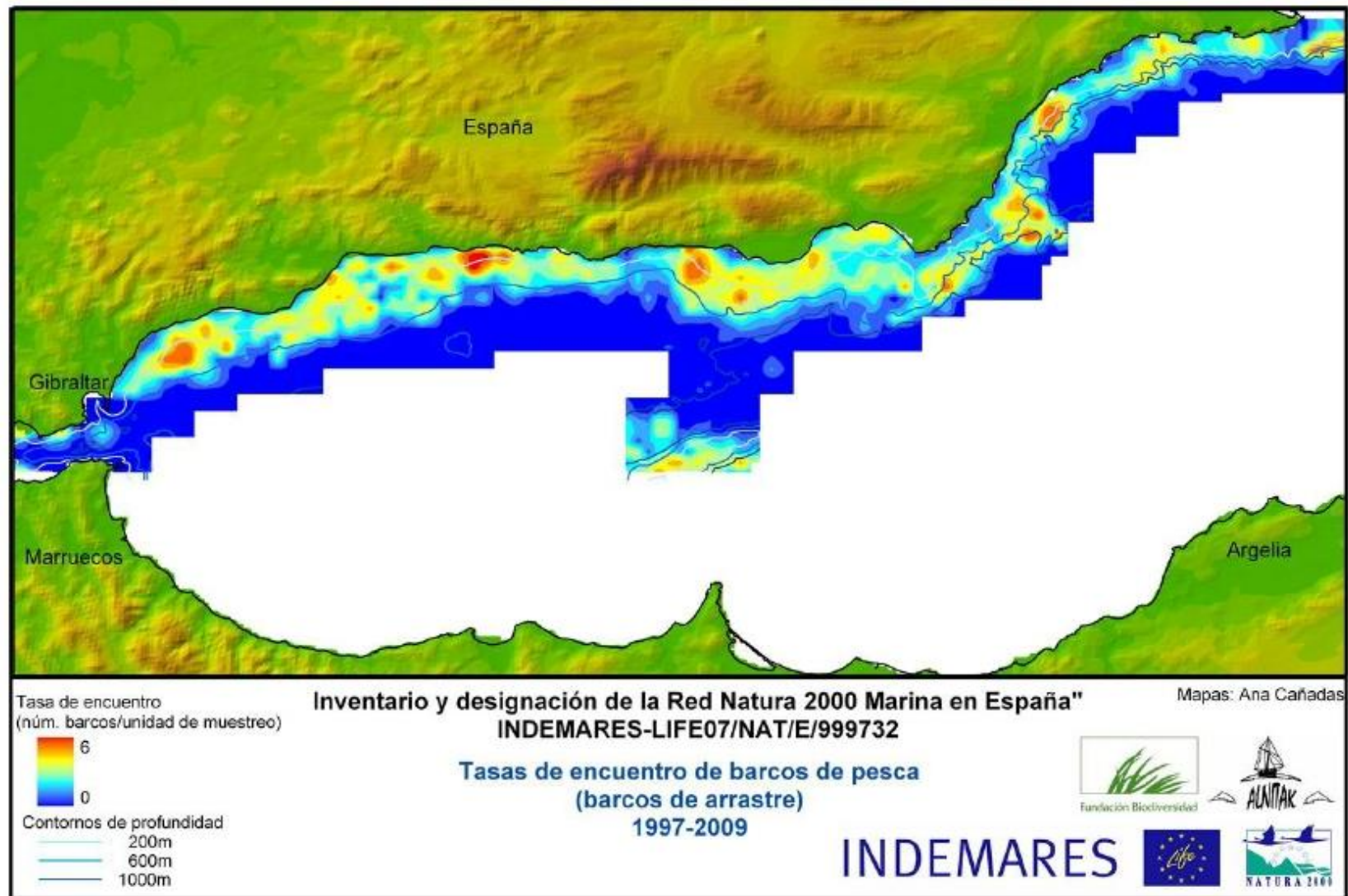


Figure 20. Taux de rencontre pour les chalutiers sur la période 1997-2009.

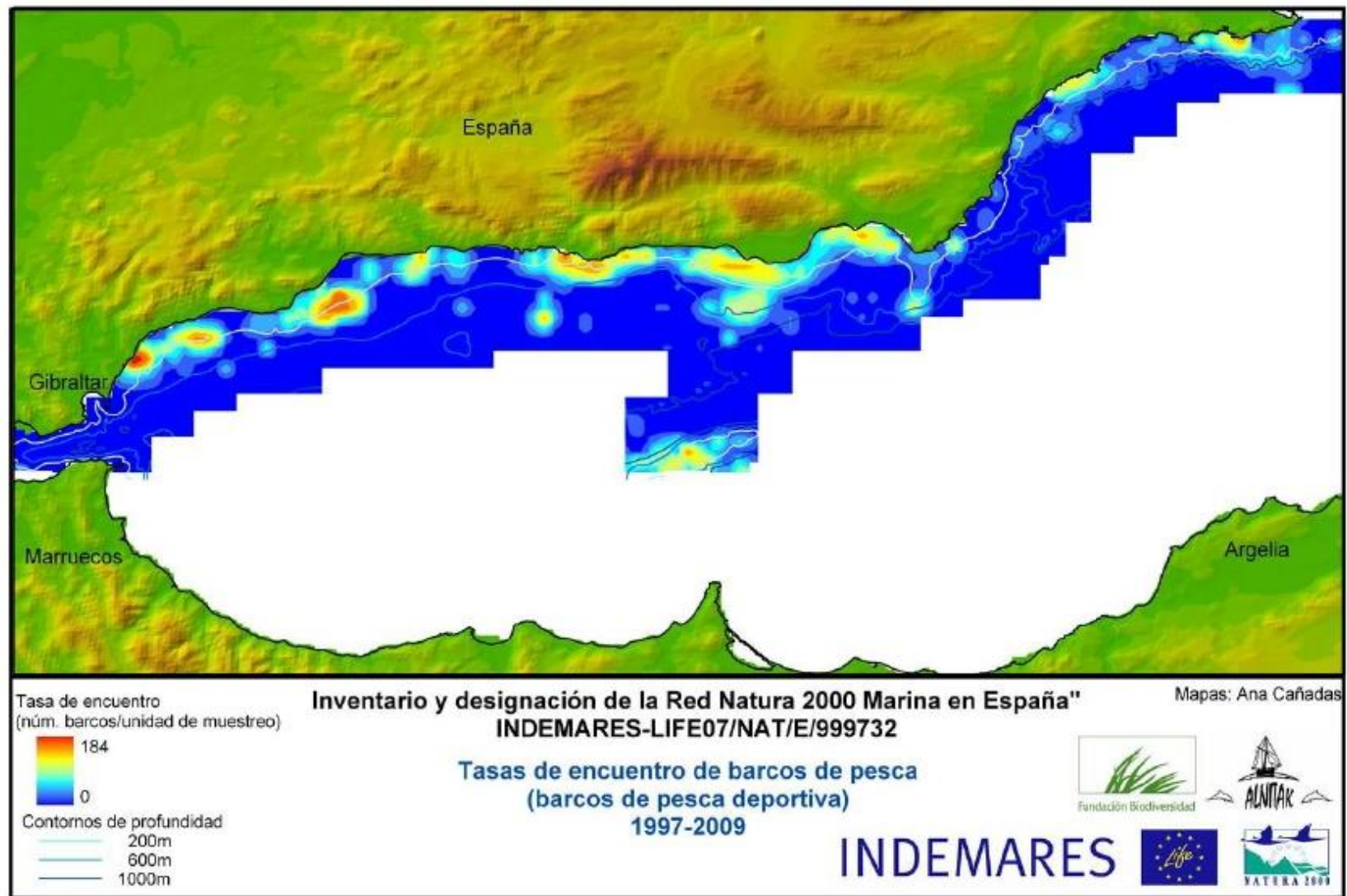


Figure 21. Taux de rencontre pour les embarcations de pêche sportive sur la période 1997-2009.

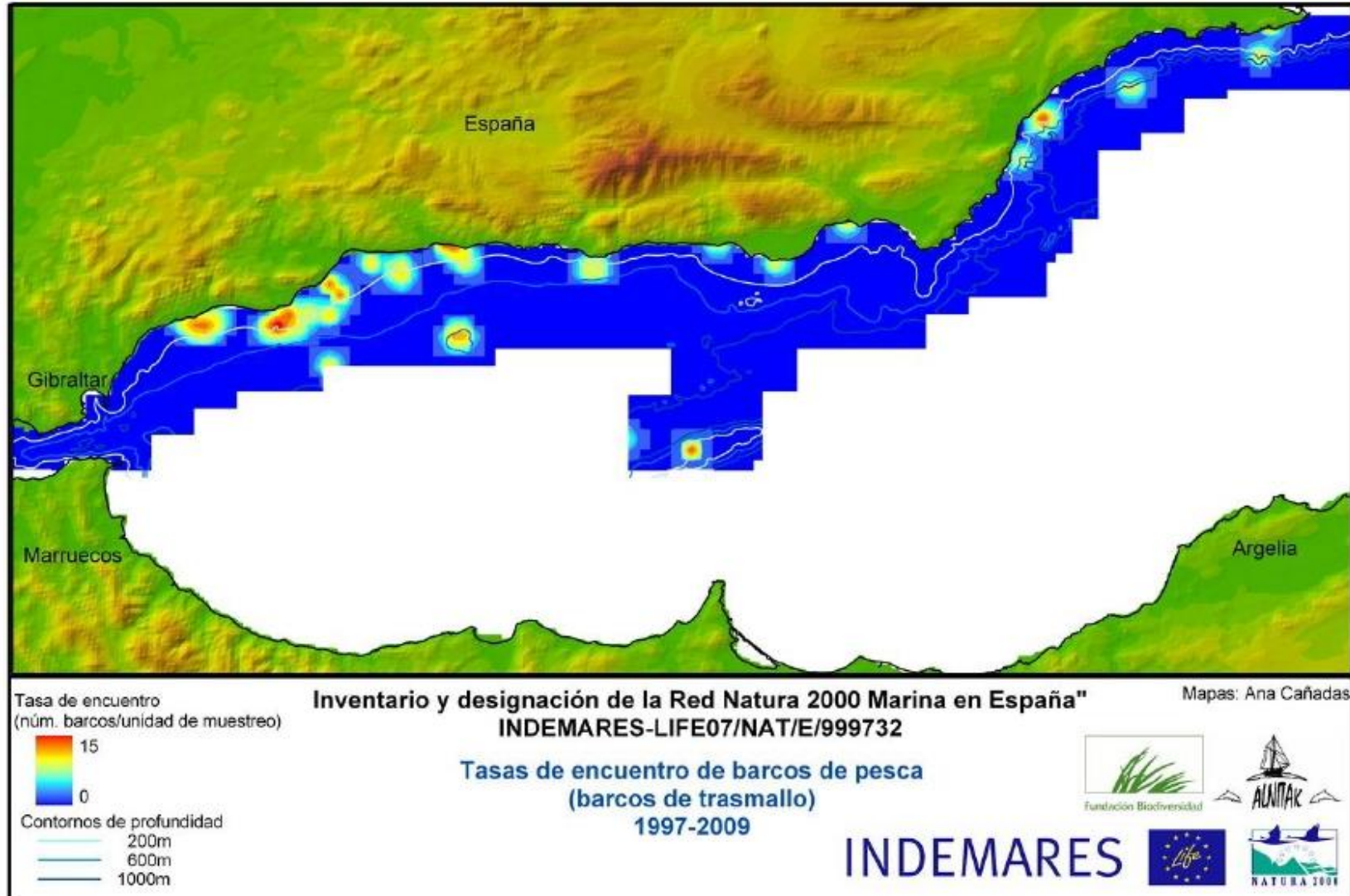


Figure 22. Taux de rencontre pour les bateau de pêche au filet trémail sur la période 1997-2009.

3.1 Interactions avec la pêche

3.1.1 Captures accidentelles (*interaction opérationnelle*)

Dauphin commun et dauphin bleu et blanc

Les prises accessoires constituent l'une des plus grandes menaces pour de nombreuses populations de cétacés, et pourrait avoir joué un rôle dans le déclin de la population de dauphins communs dans certaines régions de la Méditerranée (Di Natale et Notarbartolo di Sciara 1994 IWC 1994, le PNUE / UICN 1994; Aguilar et Silvani 1995 Forcada et Hammond 1998; Silvani et al 1999).

Dans la mer d'Alboran, la flottille de bateaux espagnols de pêche au filet capturait accidentellement environ 200 dauphins communs par an au début des années 90 (Silvani et al. 1999). Toutefois, selon les estimations de Tudela et al. (2005), la flotte marocaine aurait capturé en douze mois (2013) entre 3110 et 4184 pour moitié de dauphins communs et de dauphins bleu et blanc dans la mer d'Alboran. Cette grande quantité de captures est due à la plus grande longueur des filets et de l'énorme effort de pêche annuel suite d'une vaste campagne de pêche. Alors que Tudela et al. (2005) ont estimé des captures annuelles de la flotte basée à Tanger entre 11590 et 15127 (les deux dauphins communs et bleu et blanc) dans le détroit de Gibraltar et le golfe de Cadix, fondée sur l'hypothèse selon laquelle il existe un taux de capture similaire à celui de la mer d'Alboran. Ce point de vue, comme le remarquent les auteurs, doit être pris avec prudence car il est basé sur une hypothèse non vérifiée.

Selon la Commission baleinière internationale, le taux d'extraction de la population de cétacés ne doit pas dépasser la moitié du taux de croissance de la population maximale (IWC, 1995). Cet organisme international a averti que l'extraction annuelle anthropique de 2% de la population estimée a augmenté et pourrait entraîner une baisse de la population et nécessiterait une action immédiate pour réduire les prises accessoires (Hobbs et Jones 1993 Lopez et al. 2003). Les résultats de Tudela et al. (2005) sont alarmants, car on estime que les prises accidentelles en mer d'Alboran pour les dauphins communs et des dauphins bleu et blanc sont au-dessus de 10% des estimations de la population évaluée par Forcada et al. (1996). Cependant, sur la base des données de Cañadas et Hammond (2008) pour le nord de la mer d'Alboran et extrapolées de manière simple pour l'ensemble du bassin mer d'Alboran, on obtient une abondance de dauphins communs autour de 95.000, alors les prises accessoires représentent tous les deux autour de 2% au lieu de 10%. Malheureusement, il y a peu d'information sur la population de dauphins communs dans le sud du bassin de la mer d'Alboran et par conséquent, toutes les estimations faites avec les données du nord du bassin doivent être considérées avec prudence (Cañadas et Hammond 2008). Cependant, il semble que la densité de population dans la partie sud-ouest peut être relativement élevée en raison des données de 1991 et de 1992 faite par Forcada et Hammond (1998) ou ils ont constaté des agrégations de dauphins communs près de la côte sud-ouest de la mer Alboran, correspondant au bord ouest de la rotation cyclonique, zone de haute productivité (Rodriguez, 1982; Rubin et al, 1992).

Le reste de la partie sud de la mer d'Alboran est beaucoup plus pauvre que la partie nord en termes de nutriments et de la productivité (Parrilla et Kinder 1987 Rubin 1994), et les densités de dauphins communs dans cette zone sont susceptibles d'être inférieures à celles du nord de

la mer d'Alboran (Cañadas et Hammond 2008). En revanche, les observations opportunistes autour de Melilla indiquent une présence des dauphins communs toute l'année dans les eaux côtières (A. del Salto pers. Com. Cañadas et Hammond 2008).

Les données de captures accidentelles de Tudela et al. (2005) ne sont pas confirmées par une évolution négative de la population de la mer d'Alboran dans l'étude des Cañadas et Hammond (2008). Ces auteurs ont fait valoir que cette différence pourrait être due aux facteurs suivants:

- a) Les estimations des prises accessoires proviennent d'un seul port sur la côte marocaine et sont extrapolées à d'autres ports. Si le taux de prises accessoires dans d'autres ports est inférieure à celle du port (par exemple en raison de différences dans la densité des dauphins et utilisation de l'habitat le long de la côte et des différences dans les opérations de pêche de la flotte utilisant des filets dérivants) le total pourrait avoir été surestimé;
- b) la structure de la population de dauphins communs pourrait être différente dans le sud et dans le nord de la mer d'Alboran. Dans ce cas, les captures marocaines auraient une incidence sur la «population» du sud, tandis que la «population» du nord ne serait pas affectée. Cela semble peu probable, compte tenu de la taille du bassin et la grande mobilité des dauphins;
- c) La population est suffisamment grande (par exemple, la densité de la partie sud est supérieure) afin de supporter le taux de prise, donc n'influerait pas sur la tendance de la population. Mais la taille de la population est actuellement inconnue pour l'ensemble du bassin.

Par conséquent, il est nécessaire d'échantillonner l'ensemble du bassin afin d'avoir une estimation adéquate de la population pour toute la mer d'Alboran et surtout pour la côte nord-africaine (Cañadas et Hammond 2008), ainsi que de recenser les prises accessoires de piste dans tous les ports marocains. Enfin, il serait également très intéressant de savoir s'il existe une structure différente de population entre le nord et le sud de la mer d'Alboran pour connaître la dynamique exacte de la population.

Actuellement l'utilisation pour la pêche de filets dérivants est interdite, mais en dépit des interdictions par la CGPM (Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée), l'ICCAT (Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique), par la Commission Européenne et par ACCOBAMS (accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente), des animaux sont encore trouvés enchevêtrés dans ces filets. À l'heure actuelle, la pêche illégale dans les eaux méditerranéennes avec cet art est potentiellement une menace importante à considérer pour la survie des dauphins communs.

Il faut également noter que la flottille palangrière espagnole opérant dans la zone capture entre 12 et 32 cétacés par an, surtout des dauphins communs, des dauphins bleu et blanc et des globicéphales. Le taux de mortalité est estimé à 10% par an, soit entre 1 et 3 (Université de Barcelone, 1994).

Aux États-Unis, les amendements à la loi sur la protection des mammifères marins en 1994 ont introduit un processus qui limite les prises annuelles pour chaque stock de mammifères marins, en fonction du niveau biologique potentiel de capture (EBP, anglais: Retrait potentiel biologique ou PBR), dans lequel les activités de pêche sont soumises à la surveillance et à la réglementation pour s'assurer que ces limites ne soient pas dépassées (Wade, 1998). Ils ont également établi la nécessité de réduire le niveau de mortalité accidentelle et des blessures

graves à des valeurs insignifiantes proches de zéro. La définition de cette limite dans la régulation ne peut dépasser de 10% du niveau de l'EBP. Cette approche a considérablement améliorée la gestion des pêches aux Etats-Unis, en termes d'atténuation des prises accessoires de cétacés.

Extraction biologique potentiel (EBP) est calculée comme suit:

$$EBP = \frac{1}{2} * r_{max} * N_{min} * FR$$

r_{max} = taux maximal de croissance de la population, N_{min} = la taille de la population estimée, y FR = facteur de rétablissement; $FR = 1$, la population se remet sans problème; $FR = 0$, la population s'en ressent rapidement, au-dessous de $K/2$ (K = capacité porteuse) de nombreux individus sont perdus.

Si nous appliquons cette équation aux estimations minimales de la population de dauphins communs et des dauphins rayés dans la mer d'Alboran présentés à la section 2.1 et 2.2 et les valeurs proposées par Wade (1998) pour les cétacés ($r_{max} = 0,04$ et $FR = 0,5$) aurait un EBP = 179.19 pour les dauphins communs et un EBP = 249 pour les dauphins bleu et blanc. Si plus de 179 et 249 individus, respectivement, meurent chaque année dans les prises accessoires ou d'autres facteurs naturels, les populations commenceront à diminuer. Si nous appliquons la mesure du niveau de la mortalité accidentelle proche de zéro (10% de la BCS) aurait une valeur maximale de 17 à 18 dauphins communs et des dauphins rayés 24-25 qui pourraient être capturées accidentellement par an.

En raison du grand problème des prises accessoires, l'utilisation de dispositifs de dissuasion acoustiques (DADS, anglais dispositifs de dissuasion acoustiques, ou «pingers») a été proposé comme un moyen possible d'atténuer ces problèmes. En dépit d'être largement utilisé, les données sur son efficacité sont relativement rares (Jefferson et Curry, 1996), mais les résultats suggèrent que leur efficacité varie considérablement en fonction de l'espèce et de la pêche.

Grand dauphin

Les prises accidentelles dans les engins de pêche sont connues dans tout le bassin méditerranéen, y compris la côte espagnole (Díaz- López et Shirai 2005; Tudela et al 2005; Bearzi et al 2008; Brotons et al, 2008), et dans certains endroits, le taux de récolte est insoutenable pour la population (2008 Brotons et al.). Dans le détroit de Gibraltar et la mer d'Alboran aucunes données précises sur le taux de capture de dauphins, bien que les modèles théoriques prédisent une forte probabilité d'interaction. (García- Tischler 2010).

Dans le détroit de Gibraltar et la mer d'Alboran, un conflit entre la pêche et les grands dauphins est probable sur le littoral jusqu'à une profondeur d'environ 400 mètres et autour de l'île d'Alboran. Certains autres sites sont particulièrement sensibles, en particulier la moitié orientale, l'ensemble du sud de Almería, le volcan connu sous le Seco de los Olivos, et une zone relativement petite au large de la côte de Motril, dans la province de Grenade.

Parmi les secteurs où une interaction potentielle est principalement due à la présence de dauphins, on trouve le cas de l'île d'Alboran et le détroit de Gibraltar. La réserve de l'île d'Alboran est une zone de pêche restreinte très réglementée et dans laquelle il y a une faible probabilité de chalutiers, mais une forte probabilité de filets trémails donc une très forte probabilité de rencontre avec les grands dauphins. On peut dire que, si la pêche est réglementée la probabilité réelle de conflit est faible, mais si la réglementation a cessé d'exister

ou est modifiée permettant une augmentation de l'activité de pêche, les interactions biologiques et opérationnelles vont s'intensifier.

Dans le cadre de la baie de Malaga, on ne trouve que rarement des grands dauphins, généralement au niveau de l'affleurement d'Estepona et au large de la Punta Calaburras, mais c'est néanmoins la région avec la plus forte intensité de l'effort de pêche au chalut et trémail. Il est impossible de dire s'il y aurait plus de chances de rencontrer des dauphins en l'absence d'une telle pression de la pêche dans la région.

Dans la baie d'Almería et les environs du Seco de los Olivos, les interactions sont probablement dues à la densité élevée des dauphins et des poissons. La baie d'Almería est certainement l'endroit le plus susceptible de conflit car c'est un endroit idéal pour les chalutiers, les filets trémail et pour les dauphins. Les pêcheurs de cette région sont conscients de la présence de dauphins, et leurs positions à ce sujet peuvent être positives ou négatives.

Au cours des dernières années il y a eu de plus en plus d'interactions avec les installations aquacoles où les dauphins vont chercher de la nourriture (Anse et Cemaçan 2011).

Dauphin de Risso

En Méditerranée, les dauphins de Risso sont parmi les espèces de cétacés trouvées relativement souvent empêtré dans des engins de pêche. Les captures ont été enregistrées en Espagne (Valeiras et Camiñas 2001) et en Italie (Notarbartolo di Siara, 1990).

Globicéphales

En Méditerranée, il a été estimé que 132 globicéphales ont été capturés accidentellement par l'ensemble de la flotte de pêche des filets dérivants dans la mer Tyrrhénienne et la Sardaigne en Italie en 1990-1991 (Di Natale, 1995). Ce type de pêche était responsable de la mort de 10 baleines globicéphales dans la mer de Ligurie en 1988, bien que ce chiffre est probablement sous-estimé parce que beaucoup de prises accidentelles ne sont pas déclarées pour éviter les pénalités (Notarbartolo di Siara 1990). Les senneurs qui pêchent aussi parfois des globicéphales dans leurs filets (Di Natale, 1990). Une étude sur Campano Pontins archipel, sud de la mer Tyrrhénienne, a noté que les cétacés se nourrissant de calamars sont attirés par la lumière artificielle vers la surface (Mussi et al. 1998).

David et al. (2006) dans une étude sur les prises accidentelles de cétacés dans les pêcheries au filet maillant dérivant pour le thon et l'espadon français, a montré que les des globicéphales étaient capturés dans le sud de la France, mais la population est peu importante et on ne sait pas ces quelques captures pourraient avoir un impact majeur sur cette population.

Également dans les eaux méditerranéennes, la flotte de pêche au filet dérivant du Maroc, capture (ou plutôt capturait) des dauphins bleus et blancs et des globicéphales (Tudela 2004 Tudela et al. 2005). Un rapport publié par Oceana (Cornax et al. 2006) présente les données de 1994 avec un total des captures par la flotte espagnole aux filets dérivants opérant dans le détroit de Gibraltar seulement dans lesquelles 7% seulement des prises sont l'espèce ciblée (espadon), et le reste (93%) sont des prises accessoires avec des cétacés, des tortues et des élasmobranches.

Il existe très peu de données sur les captures accidentelles de cétacés dans les eaux espagnoles. La surface flottille palangrière dans les pièges méditerranéenne espagnole 12 à 32 de baleines par an, surtout des dauphins communs, dauphins rayés et des baleines

glocicéphales. Avec un taux de mortalité est estimé à 10%, entre 1 et 3 baleines périssent chaque année dans cette vitesse (Université de Barcelone, 1995).

Pour savoir quel serait le niveau de menace dans la zone la plus importante pour les baleines glocicéphales dans la Méditerranée espagnole, nous avons appliqué l'équation de prélèvement biologique potentiel (EBP) est calculé comme suit:

$$EBP = 0,5 * r_{max} * N_{min} * FR$$

r_{max} = taux maximal de croissance de la population, N_{min} = la taille de la population estimée, y FR = facteur de rétablissement; $FR = 1$, la population se remet sans problème; $FR = 0$, la population s'en ressent rapidement, au-dessous de $K/2$ (K = capacité porteuse) de nombreux individus sont perdus.

Si nous appliquons cette équation à la population minimale estimée des baleines glocicéphales dans la mer d'Alboran présentée au paragraphe 1.1.4. et en utilisant les valeurs proposées par Wade (1998) et Wade et Angliss (1997) pour les cétacés ($r_{max} = 0,04$ et $FR = 0,5$) auraient un $EBP = 0,5 * 0,04 * 2565 * 0,5 = 25,65$ par exemple, si plus de 26 individus meurent chaque année dans les prises accidentelles ou d'autres raisons naturelles, la population commencera à diminuer. Si nous appliquons la mesure du niveau de la mortalité accidentelle proche de zéro (10% de la BCS) aurait une valeur maximale de 2,6 c'est à dire entre 2 et 3 individus qui peuvent être capturés chaque année. À ce jour, il ya très peu de références sur la mortalité des glocicéphales dans les engins de pêche en Espagne. Nul ne connaît le plein impact de ces interactions, mais pourrait rapidement atteindre l'EBP calculé pour cette région.

Il existe d'autres types d'interactions, cette fois avec des bateaux de pêche sportive, qui ont été vus passant à plusieurs reprises sur les groupes de baleines glocicéphales dans le détroit de Gibraltar, laissant leurs longues lignes à la traîne derrière le bateau, sans diminuer sa vitesse ou changer de cap pour éviter un groupe de cétacés tel que stipulé dans le décret royal 1727/2007. On a vu plusieurs fois des glocicéphales avec des crochets sur leurs flancs et des blessures dues à des coupures dans les lignes de pêche et des hameçons (voir la figure 23, ci-dessous. Circé, données non publiées).



Figure 23 Globicéphale du détroit de Gibraltar (individu GM_GIB_060) avec une coupure et une ligne de pêche à la base postérieure de son aileron dorsal.

Cachalots

Une étude menée par l'Université de Barcelone (1994) a estimé que la principale menace pour l'espèce en Méditerranée provenait des filets dérivants pour l'espadon (*Xiphias gladius*). De 1971 à 2003, 229 rapports ont été remis sur des cachalots enchevêtrés dans des engins de pêche en Espagne, en France et en Italie, surtout dans les filets dérivants (Podestà et Magnaghi 1989 Lazaro et Martin 1999; Notarbartolo di Sciara et al 2004.). Jusqu'à la première moitié des années 80, avant l'utilisation intensive des filets maillants dérivants, les échouages de cachalots étaient très rares (Notarbartolo di Sciara 1990). Avant l'interdiction de l'utilisation des filets dérivants en Méditerranée, dans les années 90, la flotte italienne de pêche aux filets dérivants a étendu son champ d'application aux eaux espagnoles, en particulier dans les îles Baléares et la côte nord-est de la péninsule ibérique. Dans cette période, plusieurs cachalots empêtrés dans les filets dérivants se sont échoués sur les côtes espagnoles. Par exemple, en 1993, 13 de ces cétacés, dont 4 jeunes ou nouveau-né individus, ont été trouvés au large des côtes de Minorque, Majorque et Tarragone, tandis que durant l'année 1994, 8 cachalots sont arrivés sur les côtes espagnoles avec des signes évidents d'interaction avec des filets dérivants (Université de Barcelona, 1994). Toutefois, ces chiffres ne représentent qu'une petite fraction des individus morts, car la plupart n'atteignent jamais les côtes. En 1993, Notarbartolo di Sciara et al. (2004) ont enregistré un pic des échouages en Méditerranée, avec 24 cachalots, en particulier dans les îles Baléares. La présence fréquente de jeunes individus dans les captures aux îles Baléares indique qu'il s'agit d'un domaine important pour les cachalots (Université de Barcelona, 1994).

Aujourd'hui les prises accidentelles sont dues principalement à la dérive pélagique à grande échelle (Podestà et Magnaghi 1989), malgré les interdictions de la CGPM (Commission générale des pêches pour la Méditerranée), l'ICCAT, la Commission européenne, et l'ACCOBAMS (Birkun & Notarbartolo di Sciara 2010).

Rorqual commun

Les données de 1989 (Podestà et Magnaghi) relatent que la menace principale vient des filets maillants dérivants, aujourd'hui interdits, comme cité précédemment. On estime généralement que l'enchevêtrement dans les engins de pêche se produit plus rarement (Aguilar 2008).

Baleine à bec de Cuvier

En ce qui concerne les prises accidentelles de baleines à bec de Cuvier sont souvent victimes des filets dérivants dans la mer Méditerranée. Dans une étude pour évaluer les prises accidentelles dans les flottes de palangriers espagnoles en Méditerranée, un seul des 798 ensembles (CPU < 0,001 individu/1000 crochets) a réalisé une prise et l'animal a été relâché vivant (Valeiras et Camiñas 2001). En Italie, 13 animaux ont été capturés accidentellement par les différentes pêcheries au cours de la période comprise entre 1986 et 1997 (Podesta et Bortolotto 1997 Centro Studi Cetacei 1998). Northridge (1984) rassemble un total de 14 prises de baleines à bec de Cuvier au niveau international entre 1972 et 1982, 11 dans les eaux françaises et 3 dans les eaux espagnoles, le tout avec des signes de coups et l'un d'eux harponné.

Les filets dérivants sont interdits dans la Méditerranée, toutefois, l'application de ces accords est loin d'être efficace. Lors du recensement de MED09 dans la mer d'Alboran à l'été 2009, une baleine à bec de Cuvier vivante et empêtrée dans un filet maillant dérivant a été retrouvée (voir les photos 24 et 25 ci-dessous). Le Maroc a officiellement éliminé les filets dérivants en 2010 avec un financement de l'UE. En Juillet 2011, Oceana a observé des filets dérivants marocains à mi-chemin entre le Maroc et l'Espagne à l'ouest de l'île d'Alboran (X. Pastor, com. pers), et la marine espagnole a intercepté un bateau de pêche marocain près de Tarifa, qui avait également déployé des filets dérivants dans les eaux espagnoles

Orques

Dans le détroit de Gibraltar, les pêcheurs de thon sont affectés par les interactions intensives avec les orques et environ 17% des captures de thon sont reprises par les orques (de Stephanis et al. 2005a). En dépit de ces interactions, aucun décès d'orque n'a été enregistré. Pendant l'été, l'observation des cétacées baleines se concentre principalement sur les populations d'orques. Parmi les animaux blessés on doit noter un jeune avec un crochet dans le flanc (données non publiées CIRCE) et de nombreux animaux avec des blessures par hameçons, avec un risque d'infection.



Figure 24. Baleine à bec de Cuvier prise dans un filet en Mer d'Alboran (2009)



Figure 25. Bateau avec fillet maillant dérivant dans la mer d'Alboran (2009)

Evaluation des risques relatifs aux interactions entre la pêche et les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	MOYEN
Dauphin bleu et blanc	MOYEN
Grand dauphin	MOYEN
Globicéphale	FAIBLE
Dauphin de Risso	MOYEN
Baleine à bec de Cuvier	MOYEN
Cachalot	ELEVE
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	ELEVE

3.1.2 Réduction des proies (interaction biologique)

La santé d'une population de cétacés dépend de la disponibilité des proies. La réduction de la disponibilité des proies peut forcer les animaux à passer la plupart de leur temps à la recherche de nourriture et peut conduire à une réduction du taux de reproduction et une augmentation du taux de mortalité. Selon Chapman et Reiss (1999), le manque de nourriture en quantité suffisante pour maximiser le potentiel de reproduction peut être l'un des régulateurs de population les plus importants, et la surpêche doit être examinée en détail lors de l'analyse du déclin de population de dauphins communs dans la mer Méditerranée. Jackson et al. (2001) indiquent que l'extinction écologique causée par la surpêche est plus importante que toutes les autres perturbations humaines (pollution, dégradation de la qualité de l'eau et changement climatique). Globalement, les diverses populations de mammifères marins ont diminué en raison de la surpêche qui devient le principal facteur de l'effondrement (Crowder et al 2008, Heithaus et al 2008, Lire 2008). Plus précisément, dans la mer Méditerranée, la surpêche est bien documentée (Stergiou et Koulouris 2000 Coll. et al 2008 ; Heithaus et al 2008 ; Piroddi et al 2010) et a provoqué un déclin des stocks de poissons (Caddy et Griffiths 1990; de Walle et al 1993; Stanners et Bourdeau 1995 Briand 2000) et donc une diminution des proies potentielles pour les mammifères marins, en particulier pour les petits cétacés (Bearzi et al 2008 ; Cañadas et Hammond 2008; 2010 Piroddi et al.). Le niveau trophique moyen des captures en Méditerranée a considérablement chuté depuis la fin des années cinquante (Pauly et Palomares 2000; Stergiou et Koulouris 2000). Cet effet est appelé "pêche en bas de la chaîne alimentaire" (en anglais, de la pêche sur les niveaux trophiques toujours plus bas) et décrit par Pauly et al. (1998). Il peut entraîner de graves conséquences pour la dynamique des écosystèmes, à son tour affecter les grands prédateurs tels que les cétacés.

Dauphins communs

Plusieurs auteurs (par exemple Bearzi et al, 2006, 2008 ; Piroddi et al 2010) ont montré que la surexploitation des poissons épipélagiques (sardines et anchois), espèces importantes dans l'alimentation des dauphins communs dans la mer Ionienne, a causé un grand impact sur la biodiversité marine, provoquant une diminution de la population de dauphins communs et de la plupart des stocks de poissons dans la région, ce qui affaiblit la robustesse de la chaîne alimentaire marine (Piroddi et al. 2011). Dans cette zone, on atteint le stade de l'élimination du rôle trophique des dauphins communs dans la dynamique de l'écosystème dynamique (Fonseca et Ganade 2001 Duffy 2003). Piroddi et al. (2011) suggèrent que la fermeture de la pêche conduirait à une reprise progressive des stocks de poissons, puis de la population de dauphins communs, mais seulement si la zone est fermée à toutes les pêches.

Dans toute la Méditerranée où le dauphin commun a été étudié, on constate une concurrence avec la pêche, ce qui représente un problème de conservation. Par exemple, dans la mer d'Alboran, la pêche à la senne de petites espèces pélagiques cibles, a considérablement augmenté dans la dernière décennie. En outre, la baisse des stocks de sardines et d'anchois et la demande croissante pour les petits pélagiques à faible valeur commerciale (par exemple, sardinelles, *Sardinella aurita* et aiguilles *Belone belone*) par l'aquaculture, entraîne une augmentation de l'exploitation commerciale de la plupart des proies des dauphins communs (Université Autonome de Madrid et Alnitak 2002). Les impacts de ces tendances dans la mer d'Alboran sont inconnus mais sont peu susceptibles d'être bénéfiques (Bearzi et al. 2003). Pourtant, il est à noter que, dans le cas où il ya une pression de pêche considérable dans la mer d'Alboran, en raison de sa forte productivité, il y a encore une multitude d'espèces (Coll. et al. 2010) et une importante population de dauphins communs (Canadas et Hammond, 2008).

Par conséquent, l'étude de l'évolution des proies cible de dauphins communs est d'une importance vitale car sa réduction peut avoir des conséquences graves au niveau de la population. Si nous voulons assurer la survie des populations de dauphins communs est essentielle pour assurer une pêche durable dans le recouvrement (Trites et al. 2006). Il est à noter que le déclin des proies peut être difficile à détecter s'il n'y a pas d'effort de recherche adéquate donc les populations de dauphins communs peuvent être considérées comme des bio-indicateurs de changements dans l'écosystème et sa dégradation le long temps.

Dauphin bleu et blanc

Les conflits potentiels directs et indirects entre les dauphins bleu et blanc et les opérations de pêche sont très élevés. L'épuisement des stocks de poissons et de céphalopodes est évident en Méditerranée, et, étant donné que le régime alimentaire de ces dauphins comprend ces espèces commerciales, cela a un effet certain sur l'importance de la population (Aguilar 2000).

Les interactions de la pêche n'a pas été considéré comme l'un des principaux problèmes de la menace pour les dauphins bleu et blanc de la Méditerranée, se produisant dans les zones extracôtières de haute productivité (Cotté et al 2010; Forcada et al, 1994 1999 Gannier., Gannier 2005 Gomez de Segura et al 2006; Azzallino et al 2008). Cependant, les dauphins bleus et blancs, comme révélé par des études de détection acoustique (Gannier 1999), se nourrissent dans les zones de pente, et consomment une grande variété de poissons commerciaux. Ceci suggère une possible augmentation de la concurrence avec la pêche commerciale et la baisse générale de la disponibilité de la nourriture pour les dauphins bleus et blancs. Un exemple d'étude qui montre clairement comment le régime de pêche de la

concurrence peut modifier ces dauphins, est réalisé par Gomez- Campos et al. (2011). Grâce à des études SIAR (analyse des isotopes stables dans R), on a montré que la sardine (*Sardina pilchardus*), était à la fois dans l'alimentation des dauphins rayés juvéniles et des adultes échantillonnés et les adultes avec un taux plus élevé que pour d'autres espèces de poissons et de céphalopodes. Cependant, les échantillons de dauphins bleus et blancs analysés en 2007-2008 ont révélé que leurs habitudes alimentaires ont changé, parce que la plus grande proportion de la consommation de la sardine a diminué et combinés avec d'autres espèces de poisson avec moins d'intérêt commercial comme le merlu européen (*Merluccius merluccius*), le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*), le bogues (*Boops boops*), anchois européen ou anchois (*Engraulis encrasicolus*) et la mère de l'anchois (*Lampanyctus crocodilus*) et espèces de calmars (*Loligo vulgaris*) et le calmar commun (*Todarodes sagittatus*). Les dauphins rayés ont changé leurs habitudes alimentaires très spécifiques pour un régime plus général. Ce phénomène a été lié à la surpêche des petits poissons pélagiques comme la sardine (*Sardina pilchardus*) au cours de la période entre les échantillons. Ce changement dans le rapport à l'alimentation des dauphins bleus et blancs, a priori semble bonne, car elle nous conduit à penser que ces animaux sont bien adaptés aux changements provoqués par la concurrence avec la pêche, par la recherche de nourriture dans d'autres domaines et de la pêche d'autres espèces a moins d'intérêt commercial, mais finalement, la réalité est autre. L'incapacité de continuer à nourrir en espèces riches en kilocalories comme la sardine et l'obligation de passer à d'autres espèces d'admission moins calorique, conduisant les dauphins de passer plus de temps à la recherche et à la chasse pour la nourriture. Maintenant, les dauphins bleus et blancs passent certainement plus de temps et d'énergie dans les processus physiologiques comme la digestion et préjudiciable par exemple dans la reproduction.

Grand dauphin

La concurrence pour les ressources halieutiques est l'une des principales menaces pour les populations de grands dauphins Méditerranée (Reeves et Notarbartolo di Sciara 2006). On a constaté qu'un effort inhabituellement élevé était consacré à la recherche de nourriture dans certaines communautés étudiées régulièrement depuis plus d'une décennie. Ceci se rencontre dans certaines parties de la Méditerranée comme les Baléares ou la mer Adriatique, où les grands dauphins et la flotte de chalutiers sont en compétition pour les mêmes stocks (Gonzalvo et al. 2008). Les grands dauphins sont capables de mobiliser de nouvelles ressources facilement, si l'abondance de proies habituelles diminue avec l'augmentation de la fréquence de chalutiers, des autres engins de pêche (Brotons et al, 2008), ou des installations aquacole augmentant la demande on poissons vivant (Anse et Cemaçan 2011).

Dauphin de Risso, globicéphale, cachalot, rorqual commun et baleine à bec de Cuvier

Comme la proie presque exclusive des dauphins de Risso, globicéphales, cachalots, rorquals communs et baleines à bec de Cuvier étant des céphalopodes en eaux profondes, on ne pense pas qu'il y ait de compétition avec la pêche.

Orque

La santé de la population d'orques dépend de la disponibilité des proies. Sino, les animaux utilisent la plupart de leur temps à chercher de la nourriture et cela peut conduire à une réduction des taux de reproduction et une augmentation des taux de mortalité. Dans l'est de l'Atlantique, le thon rouge est un poisson pélagique dont les migrations ont des

modèles qui se répètent chaque année. Le thon entre dans la Méditerranée depuis l'Atlantique à la fin du printemps. Il se déplace à la recherche de zones de frai appropriée (migration gamétique), où leurs petits pourraient trouver les nutriments, la température et la salinité approprié pour leur développement (Sella 1928 Rodriguez Roda 1964 1973). Durant cette migration, le thon suit la branche principale du courant de l'Atlantique. Ce courant pénètre dans le détroit de Gibraltar à la surface en raison de faible niveau de salinité et la densité par rapport à l'eau de la Méditerranée (Lacombe et Richez 1982). A son retour de zones de frai en fin d'été (migration trophique), les bancs suivent les courants du circuit secondaire qui se jettent dans l'anticyclone de l'Atlantique créé par la dynamique des masses d'eau de surface le long de la côte du Maghreb (Serna et al. 2004). A ce stade, la viande de thon contient moins de matières grasses en raison de l'immaturité des jeunes poissons et du stress reproductif récemment subi par les adultes. Pendant des centaines d'années, les pêcheurs ont utilisé leurs connaissances de ces migrations pour mettre en œuvre des pièges le long du détroit de Gibraltar. C'est un système fixe et passif, à peine modifié jusqu'à la moitié du vingtième siècle (Thomazi 1947, Doumenge, 1998). Depuis 1995, le développement de nouvelles pêcheries de thon en Espagne et au Maroc dans le détroit de Gibraltar, utilisant la palangre à pierre (Srouf 1994 Serna et al. 2004).

On estime que le stock oriental de thon rouge est très réduit et fait face à un risque sérieux d'extinction (Costa Duarte et al. 1998). Le thon rouge de l'Atlantique Est a été sévèrement surexploité dans la dernière décennie. En fait, l'intensité actuelle de pêche est la plus élevée dans la longue histoire de la pêche au thon rouge en Méditerranée (Fromentin 2003 ICCAT, 2003b). La capacité actuelle de la flotte de senneurs (plus de 200 unités dans la mer Méditerranée) et la flottille palangrière ensemble dépasse la productivité moyenne du thon rouge (estimée à environ 25.000 tonnes (ICCAT 1999, 2003a). Par ailleurs, la perspective historique donnée par des siècles de pêche en utilisant des pièges fixes indique que les rendements actuels dans l'Atlantique est et en Méditerranée sont plus de deux fois plus élevé que le record historique (Fromentin et Powers 2005). Selon Mackenzie (2009), même si elle est imposée et appliquée, l'interdiction presque totale de la pêche pendant 15 ans, la population va probablement baisser vers des niveaux encore plus bas dans les années à venir, à moins que les conditions environnementales ne favorisent un recrutement exceptionnellement élevé. Parce que les stocks de thon sont en baisse, principalement en raison de la pêche en Méditerranée, il n'est pas clair si les populations d'orques sont capables de s'adapter à un autre type de proie, étant entièrement spécialisée, ou vont quitter les eaux de la péninsule ibérique (WWF / ARTS SL 2006).

Evaluation des risques relatifs à la surpêche et à la disponibilité des proies pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	ELEVE
Dauphin bleu et blanc	MOYEN
Grand dauphin	ELEVE
Globicéphale	FAIBLE

Espèce	Niveau de risque
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	FAIBLE
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	ELEVE

3.2 Interactions avec les embarcations

3.2.1 Observation des cétacés (*whale watching*)

L'observation des baleines est devenue une industrie touristique importante dans de nombreux endroits à travers le monde depuis les années 1980 (Hoyt 2001, 2002). En plus de stimuler l'économie des collectivités côtières et fournir une justification économique pour la conservation des populations de cétacés, elle a également été bénéfique pour sensibiliser le public sur les mammifères marins et les problèmes environnementaux auxquels ils sont confrontés (Tilt 1986; Duffus et Deardon 1993 Lien 2001).

L'Andalousie, avec les Canaries, représente la région espagnole où l'activité de l'observation des baleines est exploitée. Depuis quelques années, les cétacés sont devenus une ressource naturelle au potentiel économique très important.

Le 21 Décembre 2007 a été ratifié par le décret royal 1727/2007, instituant des mesures de protection des cétacés, afin de prévenir ou de minimiser l'impact des activités de whale watching, y compris à des fins touristiques, scientifique, récréatives, éducatives ou autres, en précisant les comportements qui doivent être remplis, évités ou éliminés afin de ne pas nuire, gêner ou déranger les cétacés, en vertu de l'article 52.3 de la loi 42 / 2007 du 13 Décembre (RD 1727/2007, la loi 42 /2007).

Dauphins communs, bleu et blanc et grands dauphins

En Andalousie, le dauphin commun est habituellement l'une des espèces cibles des entreprises touristiques (2007 Villar et al.), En raison de sa présence fréquente dans les zones côtières. Le dauphin bleu et blanc n'est généralement pas parmi les espèces ciblées par les voyageurs, même si un grand nombre d'observations sont faites à partir de ces plates-formes touristiques en raison de sa présence permanente.

Notamment, plusieurs études nationales et internationales montrent que ces activités modifient les comportements des cétacés, pour un état constant de stress causé par le mouvement des navires et de la persécution à laquelle ils sont soumis à de nombreuses reprises (par exemple, Watkins et al. 1981 Jahoda et al. 2003). Habituellement enregistré des changements de comportement à court terme des individus, comme des variations dans les vocalisations, l'augmentation des intervalles de plongée, horizontal d'évitement, augmentation de la vitesse et la diminution des temps de repos (Gordon et al 1992; Corkeron 1995; Barr et Slooten 1999;

Bejder et al 1999 Scarpaci et al 2000, Williams et al 2002 2003 Lusseau;.... Constantine et al 2004 Bejder et al 2006 Orams Neumann 2006; Richter et al 2006). Bien qu'il y ait également eu des réponses à long terme, tels que la baisse de l'abondance relative (Lusseau 2005 Bejder et al. 2006).

Plus précisément, les études à New Zélande, montrent que les activités d'alimentation et de repos ont été perturbées en raison des interactions avec les bateaux d'observation des baleines (Stockin et al. 2008). Dans l'étude, la durée de ces deux activités a considérablement diminué, et les animaux se nourrissaient pris plus de temps pour revenir à l'activité en présence de bateaux. Dans le même temps, il ya eu une tendance à l'accroissement des activités de socialisation ou attardé après les interactions avec les bateaux.

Dans le détroit de Gibraltar, une étude menée par Salazar- Sierra et al. (2008), après avoir effectué 42 embarquements à l'été 2007, et l'analyse de 162 manœuvres et les comportements et l'approche de subsistance observation des baleines bateaux, a montré que de ce nombre, 47% étaient incorrects soulignant plus souvent l'interposition des navires de coupe au cours des animaux (18%), suivie d'une approche manœuvres derrière (9%), ou brusques (8%) et les manœuvres brusques de départ (5%). Ces dernières années ont également vu une augmentation du nombre de bateaux, profitant de leurs voyages traversé les zones de présence de ces animaux et de les observer. Beaucoup d'entre eux, par manque de connaissance, ne respectent pas les directives de l'arrêté royal 1727/2007 de la protection des cétacés.

Actuellement, nous étudions la distribution et l'abondance des dauphins communs dans la baie d'Algésiras et observe l'échec de la RD 1727/2007 par l'observation des baleines et des entreprises par les différents usagers de la mer. Plus précisément, cette baie a été identifiée comme une alimentation et zone de reproduction pour cette population, par conséquent, il est extrêmement important de respecter cet arrêté royal afin de ne pas perturber ces fonctions vitales (Giménez et al. 2011).

Cependant, le trafic maritime ne semble pas constituer un problème pour le dauphin bleu et blanc qui est parfois attiré par les bateaux, indépendamment de leur activité (Angradi et al. 1993).

Globicéphales communs

Les globicéphales du détroit de Gibraltar sont l'une des principales espèces observées dans la région (Penche Carbo et al. 2006). Les études menées à ce jour sur les effets de l'observation des globicéphales démontrent un effet très faible dans le détroit de Gibraltar, même si parfois il peut avoir un effet à court terme, la fuite du groupe observé (Andreu et al. 2009). Les études de CIRCE ont montré que la population de baleines dans le détroit de Gibraltar a augmenté ces dernières années, malgré l'augmentation du nombre de navires (Verborgh et al. 2009). Cependant, il est important que cette activité soit contrôlée et suive le décret royal 1727/2007 pour empêcher que la population ne souffre de stress supplémentaire due à l'intense trafic maritime dans le détroit de Gibraltar et éviter toute risque de collision (Verborgh, obs. Pers.).

Baleines grises et baleines à bec de Cuvier

Dans le cas des baleines grises et baleines à bec, cette activité n'est pas une menace, car ils ne sont pas les espèces cibles de cette industrie et il est rare de voir ces animaux (en particulier relativement près de la côte) et plus encore de les d'approcher.

Cachalot

Dans la région méditerranéenne, on a montré que même de faibles niveaux de perturbation de tourisme d'observation des cétacés peuvent produire des changements de comportement. Les animaux cessent de se nourrir et de retourner à cette activité, même après la cessation du dérangement (Jahoda et al. 2003), avec des implications importantes en perte et dépense d'énergie. Pour d'autres animaux, les réactions au dérangement par le tourisme sont l'abandon de certaines zones (Allen, 1991), la réduction du succès de reproduction (Giese, 1996), et même la mort de certains individus en raison de dépenses d'énergie excédentaires (Daan et al. 1996).

L'effet de l'observation des baleines, une activité en cours de développement en Espagne, peut aussi être un stress d'origine acoustique (Airoidi et al. 1999 Jahoda et al. 2003 IWC, 2007b).

Dans le détroit de Gibraltar pour 42 embarquements durant l'été 2007, on a pu analyser 162 manœuvres d'approche par les bateaux d'excursion, dont 47% étaient incorrectes, le plus souvent coupant la route des animaux (18%), les approchant par derrière (9%), ou par surprise (8%) et partant à grande vitesse (5%) (Salazar Sierra et al. 2008).

Rorqual commun

Dans la Méditerranée espagnole, le rorqual commun n'est généralement pas l'espèce cible des entreprises de tourisme, en raison de sa présence régulière en mer, sauf dans le détroit de Gibraltar.

L'effet de l'observation incontrôlée des baleines, une activité en cours de développement en Espagne, peut causer du stress acoustique aggravé et les changements de comportement, qui peuvent avoir des effets négatifs imprévisibles sur le niveau de la population (Airoidi et al. 1999 Jahoda et al. 2003 IWC, 2007b).

Orques

Plusieurs études ont lié des changements dans le comportement des orques à court terme avec des bateaux dans le Pacifique nord (Kruse 1991 Kriete 2002 Williams et al. 2002a, 2002b, Foote et al. 2004 Bain et al. 2006), bien que on ne sait pas si c'est à cause de la présence et de l'activité du navire, les sons produits par le navire ou une combinaison de ces facteurs. Ces réactions ont été associées à une diminution de l'efficacité énergétique des orques, ce qui devrait passer plus de temps à la chasse pour la même quantité de nourriture en l'absence de bateaux (Kriete 1995 Williams 2002a et 2002b). Il a été observé que chaque individu peut réagir différemment à la baleine en regardant les bateaux. Les réponses comprennent nager plus vite, prendre des habitudes de navigation moins prévisibles, les changements dans le calendrier des plongées, un déplacement vers le large, et les comportements altérés en surface (Kruse 1991, les Williams et al. 2002a, Bain et al. 2006), tandis que, dans certains cas, il semble qu'il ne se produit aucune réponse aux vaisseaux. Les tactiques d'évasion passent souvent entre les jeux et entre les sexes, le nombre de navires et de leur proximité, l'activité, la taille et le niveau de bruit du bateau qui affecte la réaction des orques (Williams et al, 2002a, 2002b).

Si cette situation se produit dans le détroit de Gibraltar, ce serait un handicap majeur pour la conservation de cette espèce. L'observation des orques s'effectue principalement lors des mois de Juillet et Août, lorsque l'espèce est la plupart du temps à la chasse, essayant de trouver de la nourriture.

D'autre part, des observations réalisées au printemps, lorsque les baleines s'alimentent dans la Ensenada de Barbate, avec, dans ce site, la présence actuelle de peu d'embarcations, pourrait donc causer plus de tort aux orques. En effet, en l'absence d'interaction avec les pêcheries, les orques chassent activement par repérage acoustique et la présence de bateaux autour pourrait masquer la détection des thons.

Evaluation des risques relatifs à l'observation des cétacés (whale watching)

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	FAIBLE
Dauphin bleu et blanc	FAIBLE
Grand dauphin	FAIBLE
Globicéphale	MOYEN
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	MOYEN
Rorqual commun	MOYEN
Orque	MOYEN

3.2.2 Trafic maritime

Le détroit de Gibraltar est une zone d'intense trafic maritime intense avec des bateaux commerciaux, des ferries, des bateaux de plaisance et de pêche et ceux d'observation des cétacés. Les impacts potentiels de ces bateaux ne sont pas très bien étudiés, mais il peut affecter l'efficacité alimentaire, la communication et / ou de la dépense énergétique des animaux grâce à une présence physique des navires ou en augmentant les niveaux sonores sous-marins.

Compte tenu de la situation de la séparation du trafic périphérique du Cabo de Gata et la ligne du trafic maritime imposé entre ce site et le détroit de Gibraltar, il ne serait pas pratique ou possible d'établir des mesures complémentaires de gestion du trafic maritime dans la même zone.

Les collisions avec les bateaux sont aussi une source potentielle de risques pour certaines espèces.

Dauphins communs, Dauphins bleu et blanc et Grands dauphins

En règle générale, il y a peu de preuves de collisions entre les petits cétacés et les navires. Heavy et al. (2002) a passé en revue toutes les données sur les échouages de cétacés au large des côtes de l'Italie (1986-1999) et de la France (1972 à 2000) sur les problèmes de collisions

entre les baleines et les navires. Sur les 87 individus accidentés, un seul est mort à cause de collision.

Les globicéphales

Ritter (2009) dans son étude sur les collisions entre voiliers et cétacés a trouvé un seul cas de collision entre un globicéphale et un trimaran qui naviguait à plus de 15 nœuds. Comme il est décrit au paragraphe 1.1.2 de ce document, les globicéphales vivent habituellement dans les eaux profondes donc relativement loin du rivage où se situe le trafic maritime. Toutefois, dans le cas du détroit de Gibraltar et la mer d'Alboran, la répartition des baleines coïncide avec le passage des navires entrant et sortant de Méditerranée et les ferries qui assurent la liaison nord sud (de Stephanis et al. 2005).

De Stephanis et Urquiola (2006) ont décrit une collision entre un globicéphale et un bateau dans le détroit de Gibraltar. Depuis lors, on a relevé 6 individus qui présentent des marques claires de collisions avec des navires. Comme on le voit dans la figure ci-dessous, les globicéphales semblent être très résistants aux coupures importantes et survivre à des blessures graves comme l'individu GM_GIB_125 (Fig. 26) qui a subi une blessure grave, avec une coupe nette en face de la dorsale été 2008. Cette partie a été guérie assez bien jusqu'à l'été 2011, quand il a subi une deuxième coupe à proximité. Un des problèmes identifiés dans le détroit est l'augmentation des ferries à grande vitesse passant au-dessus de la zone de répartition des globicéphales (Verborgh obs. pers.) (Fig. 27).

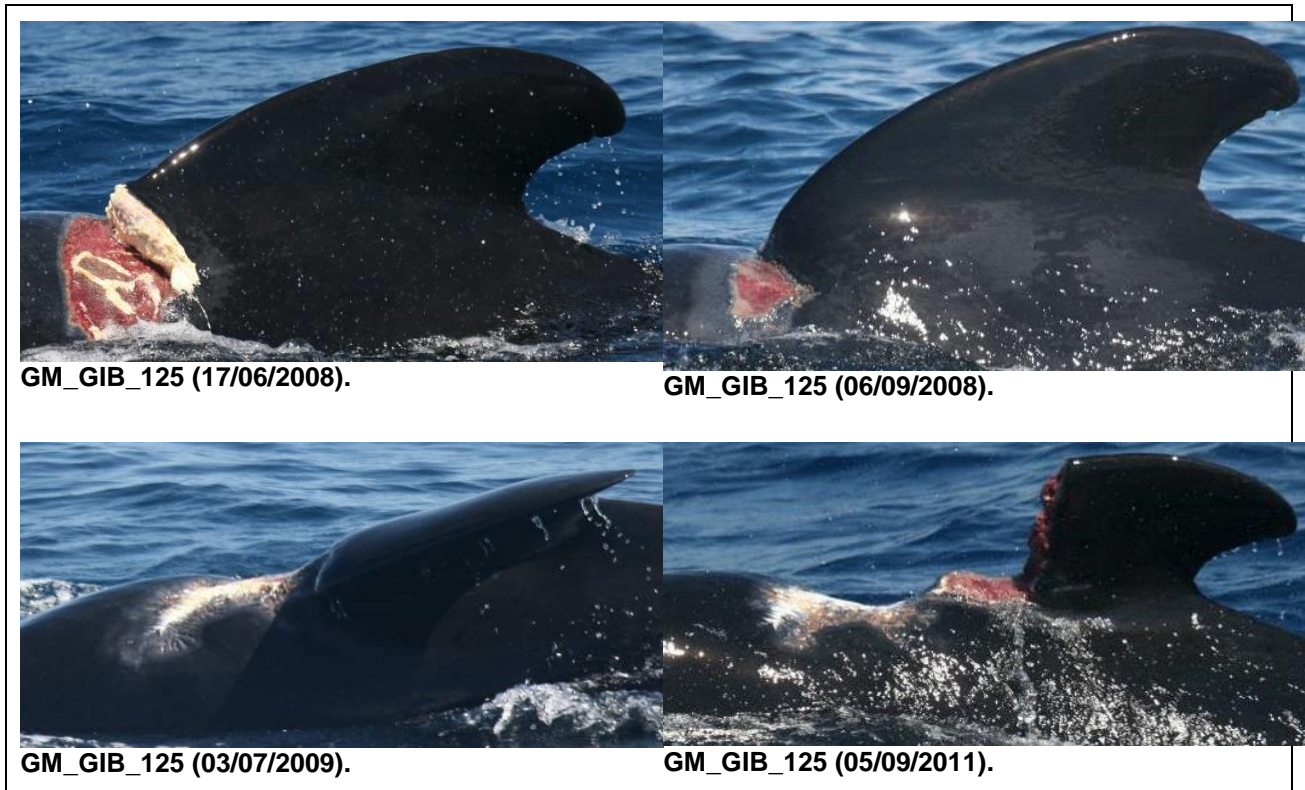


Figure 26. L'individu GM_GIB_125 a subi une grave blessure l'été de 2008 et a été guéri assez bien jusqu'à l'été 2011, il a subi un nouveau coup qui était un autre.



Figure 27. Photos (prises dans le détroit de Gibraltar) de différents individus avec des blessures dues à des collisions avec des embarcations.

Cachalots

Laist et al. (2001), Silber et Jensen (2003), Weinreich (2004) et Taggart Vanderlaan (2007), Douglas et al. (2008) et Van Waerebeek et Leaper (2008) ont compilé les informations disponibles sur les collisions entre les grands cétacés et les navires dans le monde, qui montre que les cachalots sont l'une des espèces les plus connues de cétacés victimes de collisions. Selon Silber et Jensen (2003), le taux de mortalité associé à des collisions avec des navires seraient de 70-80%. Les grands navires naviguant à plus de 14 nœuds sont les plus susceptibles de causer la mort de cétacés collision (Laist et al. 2001).

Les cachalots passent de longues périodes flottant à la surface, en général environ 10 minutes (Jacquet et al 1998; Drouot. Et al 2004), se reposant entre les plongées profondes. Ce comportement les rend très vulnérables aux collisions avec les navires. Berzin (1971) a noté l'existence d'un grand nombre de rapports de collisions entre les navires et les baleines de différents âges, y compris les navires à passagers et les remorqueurs. Il a également observé des animaux s'approchant trop près des bateaux et subissant des dommages dues aux hélices. Dans les îles Canaries, les collisions avec les cachalots semblent être fréquentes et, en 1992, un ferry rapide est entré en collision avec un animal et un passager est mort lors de l'événement (André et al. 1997). Heavy et al. (2000) a compilé des informations à partir de catalogues et de photo-identification des échouages de cachalots en France, en Italie et en Grèce et a trouvé des preuves d'une collision sur de 4,5 à 7,7% des animaux photographiés et 5 - 16% lors des échouages.

Le détroit de Gibraltar a été décrit comme la première zone critique par rapport au trafic maritime dans le monde (de Stephanis et al. 2005), étant le seul lien de communication entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique, avec une estimation de 150.000 cargos et ferries en 2010 (données d'Algésiras APBA). Plusieurs compagnies de ferries et fast-ferries font la liaison d'Algésiras à Ceuta et Tanger -Med, Gibraltar à Tanger- Med et de Tarifa à Tanger, des cargos et des bateaux de croisière sont chargés et déchargés dans les ports d'Algésiras, Gibraltar, Ceuta et Tanger ou traversent le détroit en venant de n'importe quel port de la Méditerranée. Les cachalots sont au milieu des routes maritimes importantes (de Stephanis et al. 2010), (Fig. 28). Dans la même zone, il ya eu la collision directe entre un ferry et un cachalot qui a entraîné la mort de l'animal (de Stephanis et al. 2005) et on estime que 4 autres individus peuvent être morts de la même cause (CIRCE, données inédites).

Suite à une proposition de Stephanis et al. (2005) avant le changement dans le dispositif de séparation du trafic en raison de la construction du nouveau port de Tanger-Med, une réduction de la vitesse du trafic maritime commercial en Espagne a été mise en place pour réduire les risques de collisions avec les baleines dans le détroit de Gibraltar (HMI 2007). Cependant, cette mesure a seulement valeur de recommandation, et moins de la moitié des cargos et ferries, et aucun des fast-ferries, n'y souscrit (Gauffier et al. 2010). En plus cette recommandation est de nature temporaire, entre Avril et Août (Gauffier et al. 2010).

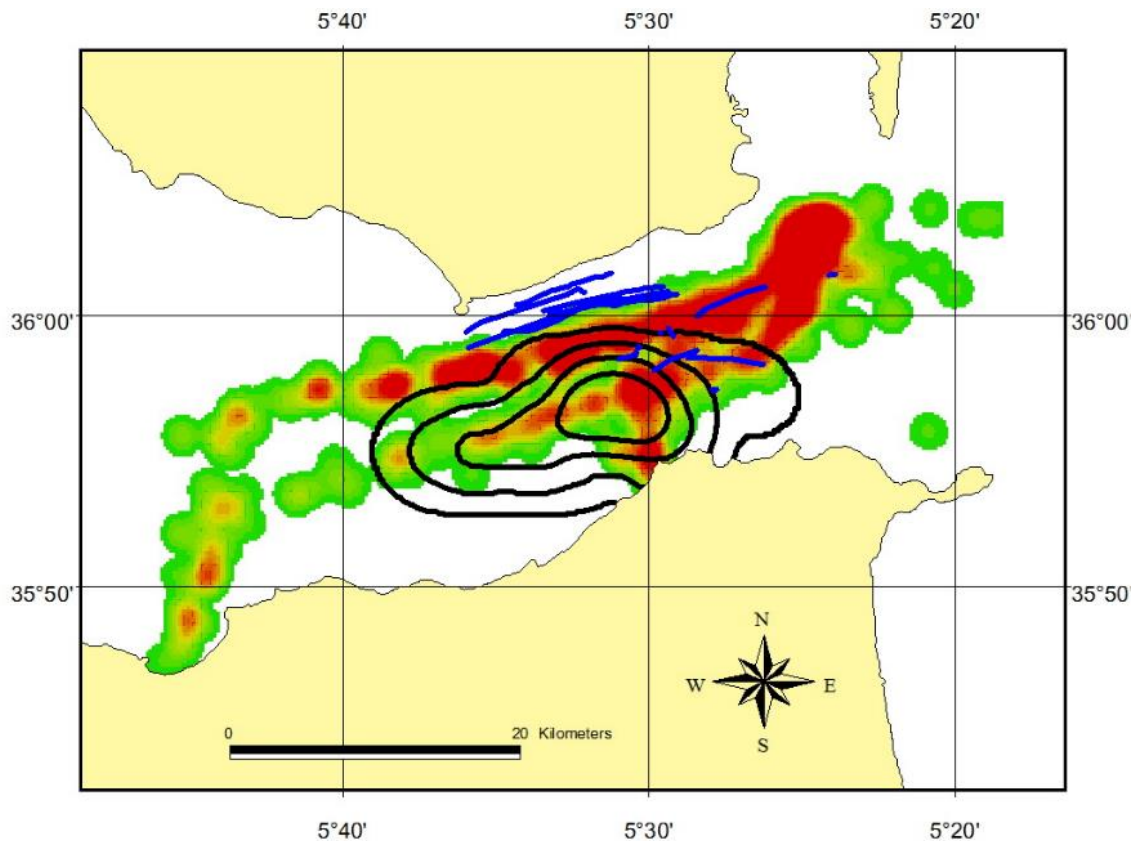


Figure 28. Carte de risque en raison de la présence de ferries (kernels), de la présence de rorquals communs (bleu) et de la distribution des cachalots (noir) dans le détroit de Gibraltar (de Stephanis *et al.* 2011)

Rorqual commun

Plusieurs auteurs ont compilés les informations disponibles sur les collisions entre grands cétacés et navires dans le monde, montrent que les rorquals communs sont connus comme des victimes de collision et que cette menace peut représenter la troisième cause de décès chez les individus en détresse (Laist et al, 2001 Silber et Jensen 2004; Weinreich et al 2004 2007 Vanderlaan et Taggart, Douglas et al 2008; Van Waerebeek et Leaper 2008). Selon Jensen et Silber (2004). Le taux de mortalité associé à collisions avec des navires serait de 70-80%. Les navires croisant à plus de 14 nœuds sont les plus susceptibles de causer la mort (Laist et al. 2001).

Heavy et al. (2000) ont constaté que 3,9% des photo-identifications de rorquals présentaient des signes de collisions avec de gros navires. Ce pourcentage représente les individus qui ont survécu à ces accidents, ce qui signifie que l'impact des collisions est beaucoup plus important. Panigada et al. (2006) ont montré que la mort de 16% des rorquals communs échoués sur la côte méditerranéenne peut être attribuée à une collision avec un bateau. D'autre part, 82,2% des accidents mortels ont été enregistrés dans le Sanctuaire Pelagos de la mer Ligure, une autre zone maritime à fort trafic, tandis que 11,1% ont eu lieu dans les eaux espagnoles (2006 Panigada et al.).

En outre, au cours du printemps, à l'entrée du canal d'Ibiza, le flux migratoire se concentre et les animaux se rapprochent de la terre, ce qui explique la fréquence élevée des observations le long de la côte est et Catalogne (Raga et Pantoja 2004). C'est au cours de cette période de l'année que se produisent des collisions entre les baleines et les navires. Entre 1983 et 1994, le

port de Barcelone a signalé que quatre rorquals communs ont été percutés par le bulbe d'étrave de navires marchands (Université de Barcelona, 1994).

Baleines à bec de Cuvier

Le trafic maritime n'est pas la principale source de menace pour la baleine à bec de Cuvier, mais il engendre des perturbations dans leur comportement lorsque le bruit causé par les navires est trop intense, en particulier dans la mer Ligure (Aguilar et al. 2010).

Orques

Les impacts potentiels des bateaux sur les orques ne sont pas très bien étudiés, mais il peut affecter l'efficacité alimentaire, la communication et / ou de la dépense énergétique en raison de la proximité des navires ou de l'augmentation des niveaux de bruit sous-marin, en particulier dans les eaux de la baie de Barbate. Les collisions avec les bateaux sont aussi une source potentielle de danger.

Evaluation des risques relatifs au trafic maritime pour les cétacés (collisions, bruits, etc.)

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	FAIBLE
Dauphin bleu et blanc	FAIBLE
Grand dauphin	FAIBLE
Globicéphale	MOYEN
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	ELEVE
Rorqual commun	ELEVE
Orque	FAIBLE

3.3 Pollution

L'un des objectifs spécifiques de la loi 41/2010 du 29 Décembre 2010 sur la protection de l'environnement marin comme cité dans l'article 1.3 est de «Prévenir et réduire les apports dans le milieu marin, en vue de réduire la pollution; l'environnement marin», et dans l'article 4.1.f. "Restera comme objectif la minimisation de la pollution marine, la pollution signifie tout d'introduction directe ou indirecte dans le milieu marin de substances ou d'énergie en raison de l'activité humaine, y compris les sources sonores sous-marins qui causent ou menacent de causer des effets nocifs ".

3.3.1 Effet de la pollution chimique

Contaminants organiques

Au cours des dernières décennies, il y a eu une inquiétude croissante suscitée par les effets négatifs sur l'environnement découlant de l'utilisation et de l'élimination de nombreux produits chimiques dans l'industrie, l'agriculture, les ménages, et les traitements médicaux. De nombreux types de produits chimiques sont toxiques lorsqu'ils sont présents à des concentrations élevées, y compris des composés traditionnels tels que les organochlorés, hydrocarbures aromatiques polycycliques et métaux lourds qui ont été reconnus comme étant problématiques. Cependant, un nombre croissant de polluants dits « émergents » et d'autres polluants, tels que les retardateurs de flamme bromés, les composés fluorés, et de nombreuses autres substances, sont de plus en plus liée à des effets biologiques nocifs. Les différents types de polluants varient dans leurs propriétés chimiques et des structures, la persistance dans l'environnement, les voies de transport dans les écosystèmes et les effets sur les mammifères marins et d'autres animaux sauvages. En dépit de leur toxicité, la plupart de ces produits chimiques sont fabriqués ou utilisés dans de nombreux pays.

Les organochlorés comme les diphenyles polychlorés (PCB) et les pesticides chlorés constituent une menace permanente pour la santé des animaux et des humains. Ces composants sont lipophiles et persistants, donc s'accumulent dans les dépôts de graisse de mammifères marins. Les polybromodiphényléthers (PBDE) apparaissent de plus en plus chez les mammifères marins (de Boer et al. 1998 Lindstrom et al. 1999 Ikononou et al. 2002 Kajiwara et al. 2004 Martin et al.). Le milieu marin est particulièrement vulnérable aux composants organo-halogénés car il est le réceptacle final et contient par conséquent la plus grande partie de ces composants (1988 Tanabe et al.).

Dauphins communs

Les cétacés accumulent des niveaux élevés de PCB et ppDDE dans leurs matières grasses en raison de leur position élevée dans la chaîne alimentaire marine. Les études de Borrell et al. (2001) sur les dauphins communs de la mer d'Alboran par rapport à ceux qui vivent les eaux de Galice ont montré que ceux de Méditerranée ont un ratio TPCB / DDT de 1,12 (contre 3,35 dans les eaux de l'Atlantique), suggérant une contribution plus hautes de polluants provenant de l'agriculture, par opposition à ceux de l'industrie. Dans le même temps, les individus méditerranéens avaient des niveaux plus élevés de toutes les formes de DDT et un ratio supérieur à pp DDE Atlantique, mais des concentrations similaires de BPC. Il convient de noter que les niveaux organochlorés trouvés dans cette étude de dauphins communs de la mer d'Alboran et de Galicie se trouvent dans la fourchette inférieure ou au milieu de ceux qu'on trouve dans d'autres populations de dauphins communs ou d'autres espèces de Delphinidés dans la même région. Par conséquent, bien que l'effet de concentrations organochlorés ne puisse être évalué au niveau de la population, il est peu probable que ces concentrations ont joué un rôle dans le déclin dont souffre la population méditerranéenne (Borrell et al. 2001), ou pourrait avoir été un facteur de stress pour cette population (Fossi et al. 2003). Par conséquent, le rôle de ces polluants est controversé, mais ils sont probablement importants car ils peuvent provoquer une immunosuppression et des effets sur la reproduction avec des facultés affaiblies (Fossi et al. 2000).

Dauphins bleu et blancs

Des études avec des tissus de dauphins bleus et blancs en Méditerranée occidentale réalisés dans la période 1987-2002 ont montré que les tendances de la contamination par le DDT et les BPC ont diminué lentement au fil du temps. Toutefois, les taux de métabolisme de ces composés ont subi un préjudice progressif, ce qui suggère que l'environnement marin au large des côtes n'est pas exposé à d'importantes émissions de ces polluants au cours des dernières années (Aguilar et Borrell 2005). La lente diminution de ces composés au fil du temps est corroboré par les données obtenues dans leurs analyses Wafo et al. (2005) dans différents tissus et d'échantillons d'organes de six dauphins bleus et blancs prélevés en 2000 et 2003, où les concentrations de BPC et de DDT étaient encore très élevées. Le taux de PCB / Σ DDT est dépasse largement 1 dans tous les tissus et organes analysés. Ce résultat a démontré que l'utilisation du DDT a été restreinte en Méditerranée à partir des années 70, tandis que les PCB sont encore utilisés en grandes quantités. Wafo et al. (2005) ont obtenu des résultats du même ordre de concentration dans une même analyse en laboratoire au cours des 90. Dans les tissus gras on a obtenu des concentrations de BPC semblables à ceux trouvés par d'autres auteurs dans la Méditerranée, mais souvent plus élevés que ceux enregistrés dans le reste du monde.

Des individus de dauphins bleu et blanc examinés au cours de la seconde moitié de 1990 en relation avec l'épizooties de morbillivirus, en plus de leur état nutritionnel anormalement bas, contenaient des concentrations de BPC et de DDT entre deux et trois fois supérieur à la normale de la population, selon des études réalisées dans les années avant et après. Ces valeurs sont beaucoup plus élevées que ceux qui sont considérés comme acceptables chez un mammifère (Aguilar et Raga, 1993). Les niveaux inférieurs ont eu lieu dans certaines populations de pinnipèdes baisse des taux de natalité élevés et le déclin de la population. Un autre effet de PCB est d'avoir la capacité de déprimer le système immunitaire des mammifères, et des niveaux si élevés de composés organochlorés détectés chez ces individus ont été associés à une mortalité élevée lors de cette épizootie (Aguilar et Raga, 1993).

Dauphin de Risso

Comme les autres odontocètes, le dauphin de Risso de Méditerranée présente un taux important de contaminants (Kim et al 1996 Marsili & Focardi 1997- Frider Shoham et al. 2002 Marsili Fossi et 2003).

Les globicéphales

Les globicéphales méditerranéens présentent des niveaux de contamination par des contaminants organiques (OC) entre 5 et 10 fois plus élevé que le globicéphale de l'Atlantique nord (Praca et al. 2011, Dam et Bloch 2000, Law et al. 1996). Des niveaux élevés de ces contaminants ont été trouvés dans d'autres espèces méditerranéennes comme les Dauphins de Risso (Corsolini et al. 1995 Marsili et Focardi 1996) et les dauphins bleu et blanc (Aguilar et Borrell 2005 Borrell et al. 2006, Borrell et Aguilar 2007). Ces résultats s'expliquent par le niveau élevé que ces espèces occupent dans la chaîne alimentaire et la forte pollution de la mer Méditerranée (Gómez- Gutiérrez et al. 2007, PNUE, 2002). Ces concentrations sont supérieures à un seuil à partir duquel l'OC pourrait avoir un effet toxique sur le système immunitaire et la reproduction de ces animaux (Jepson et al. 2005, Kannan et al. 2000).

Cachalots

Borrell (1993) a suggéré que des niveaux d'organochlorés moyens chez les cachalots, plus hauts que chez les mysticètes mais plus bas que chez les autres odontocètes de plus petite taille. Les niveaux de pollution sont également liés à leurs habitudes alimentaires. En raison de la consommation de poisson pour compléter leur alimentation à base de céphalopodes méso pélagiques, les femelles semblent accumuler des contaminants en quantités supérieures que chez les males (Université de Barcelone, 1994). Praca et al. (2011) ont constaté des concentrations de $107,81 \pm 108,72$ TPCB $\mu\text{g.g}^{-1}$ LW et DDT de $107,81 \pm 108,72$ $\mu\text{g.g}^{-1}$ LW dans des cachalots échoués sur la côte méditerranéenne française, représentant cinq niveaux dix fois plus élevé que les études de l'Atlantique Nord (par exemple Law et al 1996).

Du mercure, du plomb, du cadmium et du sélénium ont été détectés dans quatre cachalots échoués au Danemark (Nielsen et al. 2000). Les auteurs ont trouvé des concentrations élevées de mercure (2.421 lg / l) et de cadmium ($31,100$ lg / l) dans le sang, ce qui représente une concentration de cadmium de 500 ± 1000 supérieur à celui trouvé dans des échantillons dans la même zone.

Au niveau de la population, on ignore quels sont les effets potentiels à long terme et l'exposition intergénérationnelle aux contaminants chimiques.

Rorqual commun

Grâce à son niveau trophique très faible, le rorqual commun n'est pas susceptible d'être affectés par la pollution chimique. Cependant, les rorquals communs méditerranéens contiennent de fortes concentrations d'organochlorés, dichloros diphenyl -trichloroéthane (DDT), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et PBDE, avec des effets sur les hormones sexuelles (Fossi et al. 2003, 2010, Tapie et al. 2010). Fossi et al. (2010) ont constaté une contrainte toxicologique élevée dans la population des rorquals communs dans la mer Ligure, par rapport à la mer de Cortez, liés aux niveaux élevés de BPC, le DDT, organochlorés avec effets de perturbation endocrinienne et de HAP dans les échantillons de femmes et les hommes, qui peuvent influencer sur la fonction de reproduction de l'espèce.

Un rapport d'Aguilar et Borrell (1988) montre que, bien que la charge de polluants dans la graisse des mineurs soit similaire pour les deux sexes, mais, après la maturité sexuelle, les niveaux de concentration de composés organochlorés augmentent avec l'âge et la taille du corps pour les males tout en diminuant chez les femelles jusqu'à ce que les deux soient réglés sur une valeur constante. La baisse des composés organochlorés des baleines femelles se fait par transfert à leur progéniture pendant l'allaitement (Aguilar et Borrell, 1988). Le transfert est supérieur à la première reproduction ou les nouveaux nés reçoivent un transfert de 1 g et $1,5$ g PCB DDT mais qui diminue à $0,2$ g et $0,3$ g PCB tDDT pour les femelles plus âgées (Aguilar et Borrell 1994). Le transfert de TDDT est supérieur au PCB, à cause des propriétés les plus lipophiles de ce dernier (Aguilar et Borrell, 1988).

Sur la côte méditerranéenne espagnole, quatre individus se sont échoués sur la côte catalane et les échantillons analysés ont présenté des concentrations moyennes de composés organochlorés dans la graisse (Université de Barcelone, 1994).

Au niveau de la population, on ne connaît pas les effets potentiels à long terme et intergénérationnels de l'exposition aux contaminants chimiques.

Orques

Comme pour d'autres cétacés, les orques accumulent des niveaux élevés de PCB et de p, p'-DDE dans leurs graisses, en raison de leur position élevée dans la chaîne alimentaire marine, et leur espérance de vie relativement élevée (Law et al. 1997 Hayteas et Duffield 2000, Ross et al. 2000). Ross et al. (2000) ont obtenu un niveau de contamination par les PCB plus élevé dans les individus résidents du Pacifique, ce qui reflète probablement leur alimentation sur le niveau trophique supérieur, se nourrissant sur les mammifères marins, dans une mer considérée comme la plus polluée du monde. La différence dans les niveaux de contaminants entre les orques et leurs proies et les taux métaboliques suggèrent que ces baleines ont une capacité relativement élevée à métaboliser les polluants (Wolkers et al. 2007). Ces résultats indiquent que les BPC et de DDE chlordanes s'accumulent un peu chez les épaulards et toxaphènes de PBDE et peuvent être en partie métabolisés. Ylitalo et al. (2001) suggèrent que les organochlorés peuvent être un facteur contribuant à la faible reproduction et la baisse de certains troupeaux d'Alaska.

Les concentrations de PCB augmentent avec l'âge chez les males, mais sont réduits de façon claire chez les femmes sexuellement actives (Ross et al. 2000). Haraguchi et al. (2009) ont observé des concentrations plus élevées de BPC et de PBDE dans la graisse des jeunes des femelles en lactation, ce qui indique que de grandes quantités de ces composés organiques halogénés sont transférés de la mère à la progéniture pendant l'allaitement.

3.3.2 Métaux lourds

Du point de vue éco toxicologique, les mammifères marins présentent des caractéristiques pour l'accumulation et les transferts des métaux lourds. Il est bien connu que le mercure et d'autres métaux s'accumulent dans les organismes marins. L'augmentation des concentrations de mercure se trouvent dans les niveaux trophiques supérieurs en raison du processus de bioamplification (1995 Palmisano et al.).

Mais d'autres études sont nécessaires, en particulier sous la forme chimique du mercure qui s'accumule (par exemple, le méthylmercure MeHg) dans les mammifères marins, la forme prédominante dans les muscles ou le foie pour expliquer comment ces organismes peuvent faire face à des fortes concentrations de ce métal.

Dauphins bleu et blanc

Il existe des différences significatives des concentrations de mercure dans les dauphins bleus et blancs échoués sur la côte méditerranéenne française et celle de l'Atlantique. Les concentrations sont beaucoup plus élevées chez les dauphins de Méditerranée que dans l'Atlantique. Ceci correspond à l'ensemble des formes de mercure effectué dans d'autres espèces dans les deux régions. La source des concentrations élevées de mercure chez les dauphins recueillies sur les rives de la Méditerranée est certainement naturel, peut être attribuée à des dépôts de mercure situés dans ce bassin (André et al. 1991).

Les globicéphales

L'accumulation de métaux lourds comme le cadmium et le mercure ont été trouvés dans les globicéphales chassés dans les îles Féroé (Caurant et Amiard - Triquet 1995 Caurant et al.

1996). En tant que prédateurs, ils sont les bénéficiaires de l'accumulation de ces métaux lourds dans la chaîne alimentaire (Bustamante et al. 1998). Les globicéphales semblent être exceptionnellement tolérant à des niveaux élevés de ces métaux, comme aucune étude n'a pu révéler un grave problème de toxicité chez cette espèce (Caurant et Amiard - Triquet, 1995).

Au niveau de la population, on ignore quels sont les effets potentiels à long terme et l'exposition continue intergénérationnelle aux contaminants métalliques.

Orques

Le transfert de métaux toxiques Hg et Cd entre la mère et son petit sont minimes, et on note une accumulation dans les organes avec l'âge, tandis que les métaux essentiels Mn et Cu sont présents dans des concentrations plus élevées dans les muscles des petits que chez leur mère (Endo et al. 2007).

3.3.3 Les rejets d'hydrocarbures

Après plusieurs catastrophes (Torrey Canyon en 1967, Exxon Valdez en 1989), un certain nombre d'accords ont été adoptés dans le cadre de l'Organisation maritime internationale (OMI) pour lutter contre la pollution accidentelle (inattendu) et de la pollution par rejet délibéré, comme le nettoyage des soutes d'eau de mer). Par exemple, en 1973, a adopté la Convention internationale sur la pollution de MARPOL pour la prévention des navires. En 2009, selon ITOPF (Fonds de pollution par les hydrocarbures de Tankers International) pour le déversement d'hydrocarbures en mer lors d'accidents ont totalisé seulement 100 tonnes. Il s'agit d'un très petit nombre, étant donné que la même année, ont été transportés par mer de plus de 2300 millions de tonnes de pétrole. Toutefois, avec le transport d'hydrocarbures, les risques existent toujours.

L'exposition aux hydrocarbures rejetés dans le milieu marin représente une autre menace potentiellement grave pour la santé des cétacés. Les mammifères marins sont généralement capables de métaboliser et d'excréter petites quantités d'hydrocarbures, mais l'exposition aiguë ou chronique pose plus de risques toxicologiques (Grant et Ross, 2002). Contrairement aux humains, les cétacés ont un épaissement de l'épiderme qui réduit considérablement le risque de toxicité par contact avec la peau (Geraci et St. Aubin, 1990; O'Shea et Aguilar, 2001). Les vapeurs sur la surface de l'eau et à l'ingestion d'huile lors de l'alimentation sont les voies les plus probables de l'exposition.

Chez les mammifères marins, l'exposition aiguë aux produits pétroliers peut provoquer des changements de comportement, l'inflammation des muqueuses, des congestions pulmonaires, des pneumonies, des troubles du foie et des dommages neurologiques (Geraci et St. Aubin, 1990).

Les déversements d'hydrocarbures sont aussi potentiellement destructeurs pour les populations de proies et peuvent donc affecter toutes les espèces de cétacés en réduisant la disponibilité alimentaire.

Evaluation des risques relatifs à la pollution pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	MOYEN
Dauphin bleu et blanc	MOYEN
Grand dauphin	MOYEN
Globicéphale	MOYEN
Dauphin de Risso	MOYEN
Baleine à bec de Cuvier	MOYEN
Cachalot	MOYEN
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	FAIBLE

3.3.4 Ingestion de plastiques

Les matières plastiques et les matériaux synthétiques sont les composants des déchets dans la mer qui causent la plupart des problèmes des animaux marins. Décrite pour un total de 267 espèces différentes ont souffert enchevêtrement d'ingestion accidentelle ou l'autre de ces types de déchets (2006 Allsopp et al.). Le PRUGMA (Programme des Nations Unies sur l'environnement, le PNUE en anglais) est l'une des principales organisations depuis 2003 des initiatives visant à évaluer l'impact des déchets sur la vie marine et les mesures d'atténuation.

Les baleines à bec et les cachalots

Il existe deux rapports sur des baleines à bec de Cuvier avec leurs ventres pleins de plastiques en Grèce (A. Frantzis, com. Pers.) Et un en Croatie (Holcer et al. 2003). Il semble que les baleines à bec de Cuvier, comme leurs parents les globicéphales et les cachalots, ils peuvent parfois avoir confondus certains types de plastiques avec leur proie la plus commune, les céphalopodes (Poncelet et al. (1999).

Récemment Simmonds (2011) a réalisé une collection de littérature scientifique concernant les cas d'ingestion de plastique de différentes espèces de cétacés dans les différentes parties du monde. L'auteur conclut que les espèces les plus fréquemment touchées par ce type de menace sont les baleines à bec de Cuvier et les cachalots, puisque ces deux espèces se nourrissent préférentiellement sur les céphalopodes, qui, en raison de leur physionomie et de leur densité peuvent être confondus parfois avec certaines matières plastiques. En outre, selon l'auteur, il semble que les baleines à bec de Cuvier, à cause de leur façon unique de d'alimenter par aspiration, sont particulièrement touchées. Il ya plusieurs cas d'échouages d'espèces de baleines à bec de Cuvier avec la présence de plastique dans leurs systèmes digestifs (Poncelet et al. 2000, Santos et al. 2001, 2007, Fernandez et al. 2009 MacLeod 2009 Kovacic et al. 2009). Selon les données disponibles en Europe du nord est estimé que plus de 75% des

échouages de baleines à bec de Cuvier contiennent du plastique dans leur système digestif et que dans 25% des cas ce serait la cause principale du décès. Cette menace est particulièrement pertinente dans la mer d'Alboran en raison de la présence massive de tourisme, et constitue une préoccupation majeure sur la côte des provinces d'Almeria et Grenade en raison de la grande quantité de matières plastiques qui sont utilisés chaque année pour les serres.

Les habitudes alimentaires du cachalot lui font ingérer de déchets de matériel de pêche et des plastique (sacs ou des morceaux de PVC, etc.) probablement confondu avec leur proie (Tarpley et Marwitz 1993; Lambertsen 1997). Les conséquences de ces ingestions peuvent être débilantes et même mortelles, provoquant un blocage ou des dommages à l'appareil digestif. Un cachalot trouvé mort en Islande avait une obstruction totale de l'intestin par les déchets en plastique (Lambertsen 1990).

Les globicéphales

Il existe peu de données sur l'ingestion de matières plastiques par globicéphales, mais c'est un problème reconnu dans d'autres espèces ayant un régime alimentaire similaire et occupent souvent des habitats similaires. Sur la côte atlantique française, on dispose de 3 rapports sur des globicéphales avec ingestion de plastique qui pourraient être la cause du décès (Poncelet et al. 2000).

Les dauphins communs et bleu et blanc

Il existe peu de données sur l'ingestion de matières plastiques par dauphins communs et les dauphins bleu et blanc, cependant, c'est un problème reconnu dans d'autres espèces de cétacés.

Rorqual commun

Il n'y a eu aucun cas d'ingestion de déchets solides (en particulier les matières plastiques) pour les rorquals communs bien qu'il ait été observé pour d'autres espèces comme les baleines de Minke Balaenopteridae (par exemple Tarpley et Marwitz 1993).

Evaluation des risques relatifs à l'ingestion des plastiques par les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	BAS
Dauphin bleu et blanc	BAS
Grand dauphin	BAS
Globicéphale	MOYEN
Dauphin de Risso	MOYEN
Baleine à bec de Cuvier	MOYEN
Cachalot	MOYEN

Espèce	Niveau de risque
Rorqual commun	MOYEN
Orque	FAIBLE

3.3.5 Effets de la pollution sonore

L'homme effectue un certain nombre d'activités qui causent des bruits sous-marins, à la fois intentionnellement, comme la prospection géophysique (recherche de gisements sous-marins ou les manœuvres militaires, ou indirectement, comme la navigation ou la construction d'infrastructures. Les bruits induits par l'homme produisent deux types d'effets négatifs sur les organismes: i) l'impact aigu qui peut entraîner la perte d'audition totale, ii) l'incidence faible ou modérée, qui peut être chronique, et entraîner une perte partielle d'audition, une détection limitée des animaux du groupe, plus de stress, etc. (Richardson et al. 1995 Würsig et Richardson, 2002). En raison de la bonne transmission des ondes sonores dans l'environnement marin, il n'est pas surprenant que la communication acoustique chez les cétacés soient spécialement développés. De ce point de vue, les odontocètes utilisent les signaux acoustiques pour la communication, la navigation et la détection des proies.

En conséquence, les différents types de perturbations causées par le bruit chez les odontocètes couvrent des sujets aussi divers que l'obtention de nourriture, la navigation, la communication, etc. (Richardson et al. 1995). Les études sur ce sujet sont de plus en plus abondantes et les effets sont de plus en plus documentés. Par exemple, on a constaté des réductions des distances maximales auxquelles deux animaux peuvent communiquer en raison du bruit de fond élevé (1995 Richardson et al. Clark et al. 2009), des dommages physiologiques et une perte auditive temporaire ou parfois permanente en fonction de l'intensité et de la durée de l'exposition (Finneran et al. 2002 Ketten 2004) et une diminution de la capacité de détecter ses proies par écholocation (Richardson et al. 1995). On a également observée chez les cétacés des changements hormonaux indicateurs de stress en réponse à l'exposition au bruit (Romano et al. 2003). Chez les mammifères terrestres, on sait qu'un stress chronique induit des changements physiologiques, y compris une diminution de la fonction immunitaire, et ceci pourrait s'appliquer aux cétacés (Gordon et Moscrop 1996).

Si les niveaux sonores reçus par les mammifères marins sont élevés, la perte auditive peut être temporaire ou définitive, et dans certains cas entraîner une hémorragie cérébrale ou au niveau des appareils auditifs. Chez les dauphins, le niveau pour lequel ils commencent à être affectés par une longueur d'onde du son de 195 dB par seconde d'exposition (Schlundt et al 2000; Finneran et al 2005.), tandis que les comportements d'évitement de mysticètes se produisent avec des sons de basse fréquence de 140 à 160 dB (Malme et al 1983, 1984, 1988; Ljungblad et al 1988 Tyack et Clark, 1999).

Certains odontocètes montrent des variations dans le taux d'émission de vocalisations (observé chez les bélugas, Lesage et al (1999)) ou les niveaux d'émission (vu dans orques, Marla et al. (2009)) liés à l'augmentation des niveaux de bruit anthropique. Wakefield (2001) ont constaté que pendant les périodes de bruit intense en raison de l'activité sismique sous-marine, les dauphins communs augmentent de manière significative les fréquences de leurs sifflets, en augmentant leur taux de vocalisation.

Le bruit dû à l'activité humaine (anthropique) est donc un facteur de pollution de l'environnement peut avoir un impact négatif sur l'écosystème marin local et peut affecter de grandes surfaces (Curtis et al 1999 Andrew et al 2002; McDonald et al, 2006, 2008; Castellote 2009). La réglementation de la pollution sonore en mer est limitée par le manque de connaissances sur la base naturelle des niveaux sonores dans l'environnement des océans et comment ils ont été modifiés par les émissions humaines. L'appréciation du niveau acceptable de cet effet au niveau de la population exige d'associer le niveau d'exposition au bruit et les variations de l'abondance ou des paramètres démographiques. Pour cela, il est nécessaire d'obtenir des mesures de bruit chez les animaux exposés et de documenter leurs réponses, bien que dans le milieu marin aucun de ces tâches n'est facile (2004 Tyack et al.).

Trafic maritime

Au XIXe siècle, les navires sont passés de la propulsion éolienne au moteur, permettant d'augmenter l'autonomie, la vitesse et la ponctualité. Depuis lors, le commerce maritime mondial a non seulement augmenté, mais constitue un des éléments clefs du développement économique de nombreux pays. L'augmentation substantielle du nombre de navires au cours des 50 dernières années implique une augmentation progressive du bruit généré par le trafic de l'ordre de 15 dB avec environ 3 dB par décennie (Andrew et al. 2002 McDonald et al, 2006). La mer Méditerranée est l'une des plus bruyantes du monde sous-marin, présentant des niveaux moyens de bruit ambiant passant de 1000 Hz au-dessus de 100 dB (Ross 2005; Castellote 2009). Dans les eaux espagnoles de Méditerranée, car les zones de forte circulation maritime coïncident souvent avec des zones de forte sensibilité environnementale.

Parmi les différentes sources de bruit existantes dans le bassin méditerranéen, le trafic maritime commercial et l'exploration géophysique sont les plus importants (Abdulla et Linden 2008). Le grand nombre de navires commerciaux passent chaque jour à travers tout le bassin méditerranéen ne laisse que peu de régions silencieuses et provoque le bruit ambiant est plus élevé que dans les autres bassins maritimes (Abdulla et Linden 2008). La zone du détroit de Gibraltar, comme une zone de transit entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique, concentre une grande partie de ce trafic maritime, résultant en des niveaux de bruit ambiant avec des valeurs moyennes de 112,5 dB re 1 μ Pa (Castellote 2009).

En plus de fret, les progrès technologiques ont conduit à l'augmentation du transport maritime de passagers, en particulier à haute vitesse, et l'augmentation massive des activités de loisirs aquatiques, ce qui contribue également à l'augmentation des niveaux de bruit particulier dans les détroits (Stephanis Urquiola et 2000).

Campagnes sismiques scientifiques et commerciales

La sismique est la technique de dépistage primaire des gisements de gaz et de pétrole des structures sous marines et d'autres caractéristiques géologiques en mer. Des campagnes sont menées par des navires qui génèrent des ondes de pression sonore à basse fréquence intense peut pénétrer le fond de la mer avec des intervalles de 10-20 secondes pendant des périodes prolongées (National Research Council, 2003). Des impulsions en zones profondes (environ 800 m de profondeur ou plus) peuvent être détectées à des distances allant jusqu'à 3000 km (Nieukirk et al. 2004). Evans (1994) à estime que le développement de l'industrie pétrolière en mer pourrait avoir des effets négatifs sur les différentes espèces de cétacés. Des études ultérieures Goold (1996) et Pierre et Tasker (2005) ont rapporté que les dauphins évitaient les zones d'exploration, ce qui confirme l'impact de cette activité.

Développement côtier

Le développement côtier peut produire des niveaux sonores suffisants pour perturber les mammifères marins. Lors de l'installation de piliers, les niveaux de bruit atteignent 220 dB re 1 TPa, avec la plupart de l'énergie sonore associée à cette activité, dans la gamme des basses fréquences <1000 Hz (Illingworth et Rodkin, Inc., 2001, 2004; Reyff et al, 2002 Reyff 2003).

Les opérations de dragage causent aussi des sons à des niveaux qui pourraient perturber les mammifères marins. Selon le type de drague, les niveaux maximaux de pression acoustique sont 100 à 140 dB re 1 TPa (Clarke et al. 2003), avec une énergie sonore de faible fréquence, <1000 Hz (2003 Clarke et al.).

Plusieurs techniques d'atténuation ont été adoptées pour réduire les niveaux de pression acoustique associés aux activités de construction côtières ou prévenir l'exposition des mammifères marins aux sons. Par exemple, un bloc de bois placé entre le pilier et le marteau d'impact est utilisé en combinaison avec un rideau de bulles d'air peuvent réduire le niveau de pression acoustique d'environ 20 dB. En outre, l'installation de marteaux vibrants produit des valeurs d'environ 17 dB plus bas que ceux générés par les marteaux à percussion (Nedwell et Edwards, 2002). Par ailleurs, les périodes de travaux pourraient être planifiées de manière à ne pas coïncider temporellement avec les moments de plus grande densité d'animaux dans la région, permettrait de réduire le risque de perturbation.

Sonar et explosifs relatifs à des opérations militaires

La LFA (Low Frequency sonar actif) ou SURTTASS sonar LFA (système de sonar à balayage) sont les termes qui désignent les modèles de sonar sous-marin de haute précision utilisés par les marines des différents pays. Ces systèmes reposent sur l'utilisation d'ondes sonores à haute intensité (> 235 dB re 1 TPa à 1m) et basse fréquence (entre 2,5 et 7 kHz) pouvant parcourir de longues distances sous l'eau et détecter des cibles des centaines de miles de distance. Des dizaines de ces signaux sont émis dans des périodes de quelques secondes (4-5 secondes environ 250) qui sont interprétés par un récepteur à leur retour (D'Amico 1998 Zimmer, 2003).

En 1997, la Marine Mammal Commission a présenté un rapport devant le Congrès américain à reconnaître l'impact de la LFA. Parmi ses conclusions mettrait en évidence les déclarations qui sont reconnus des effets néfastes sur la vie marine, tels que: i) la mort par hémorragie des poumons et autres traumatismes, ii) la perte totale ou partielle de l'ouïe, iii) la perturbation des habitudes alimentaires, des moyens de communication acoustique, des altérations comportementales essentielles et d'autres. Dans ce rapport, il est indiqué que cela pourrait causer des changements dans les routes migratoires, en évitant les zones habituelles d'alimentation et de reproduction (MMPA 1997).

L'utilisation de sonar actif peut donc affecter gravement ou de tuer les cétacés lors de manœuvres militaires. Le Plan de conservation des mammifères marins proposé par l'UICN (2000) propos des mesures pour atténuer les impacts sur les cétacés et notamment dans l'utilisation de certains armements (Gardner, 1996).

Toutes les sources de pollution sonore

Baleines à bec de Cuvier

En raison de sa forte tendance à habiter les eaux profondes et à se nourrir de céphalopodes, les baleines à bec de Cuvier sont probablement moins exposées à des menaces anthropiques typiques des eaux côtières telles que le tourisme ou la pêche. Le bruit sous marin est la principale menace anthropique identifiée par la communauté scientifique qui affecte cette espèce et, par conséquent, une attention particulière à ce phénomène doit être introduite dans les plans de conservation et de gestion.

L'implication du bruit dans les décès de cette espèce est encore mal connue. Récemment, les échouages massifs de baleines à bec de Cuvier sont certainement dus à l'utilisation de sonars militaires de haute intensité et à des activités sismiques (par exemple, Frantzis et Cebrian 1998, Jepson et al. 2003, Fernandez et al. 2005). L'impact sur certaines populations de cétacés (échouages, mortalités) semble pouvoir être lié à des manœuvres militaires (Simmonds et Lopez- Jurado 1991, Martin et al. 2004 Fernandez et al. 2005). Par exemple, en 2002 dans les îles Canaries, 27 baleines de trois espèces, dont des baleines à bec de Cuvier (dont 14 morts) se sont échouées sur les plages de Fuerteventura après le développement de manœuvres navales de l'OTAN Magestic Aigle (Martin et al. 2004). Des études sur des individus qui sont morts là-bas (Jepson et al, 2003; Fernandez et al, 2003, Degollada et al 2003) ont montré que les cétacés ont eu un problème pathologique semblable à celui provoqué par les processus intenses et décompression des bulles d'air dans l'approvisionnement en sang et conduisant à une embolie. Ces dommages sont très semblables à ceux trouvés par des chercheurs britanniques dans plusieurs cétacés apparus morts sur ses rivages au cours des dernières années (Jepson et al. 2003).

La baleine à bec de Cuvier est habituellement impliquée dans ces échouages atypiques (Brownell et al. 2005). Sur les 224 échouages de baleines à bec de Cuvier en Méditerranée depuis 1961 (2006 Podestà et al.), 15 impliquaient 2 individus (9,8% du total) et 12 impliquaient 3 individus ou plus (pour un total de 80 animaux représente un 26,1%). Récemment Cozzi et al. (2011) ont publié une mise à jour des échouages pour la côte italienne avec au moins deux échouages en groupe, un avec 4 individus(2006) et l'autre avec 2 (2011). En 2006, il y avait un autre échouage en groupe à Almeria impliquant quatre individus (Arbelo et al. 2007).

Podestà et al. (2006) met en évidence cinq échouages massifs qui ont été associés aux activités militaires: 1) Valence, en Espagne, en Février 1996 (Philadelphie et al. 2009), 2) Kyparissiakos Golfe, Grèce, en mai 1996 (Frantzis et Cebrian 1998), 3) Îles Ioniennes en Grèce, en Octobre 1997 (Frantzis 2004 Philadelphie et al. 2009), 4) en 2001 côte algérienne (Philadelphie et al. 2009) et 5) Almeria, en Espagne en 2006 (Arbelo et al. 2007). Dans le cas de l'échouage de quatre spécimens de baleines à bec de Cuvier en SE Espagne en 2006, il coïncide avec des manœuvres militaires de l'OTAN (SIE / OEIS 2007). L'autopsie des animaux ont montré que ces animaux avaient le " syndrome de graisse embolie " soi-disant syndrome précédemment associés à des activités anthropogéniques acoustiques lors des exercices navals (Jepson et al. 2003 Fernandez et al. 2004, 2005, Cox et al. 2006).

La mer Méditerranée est une zone militaire stratégique et un domaine d'intérêt croissant pour les sociétés d'exploration et d'exploitation des hydrocarbures. Toutes ces activités humaines marines impliquant l'utilisation de sources acoustiques de haute intensité dans les zones

proches de la présence de populations de baleines à bec de Cuvier sont une menace grave et une cause de préoccupation pour la conservation de cette espèce.

Bien que l'impact négatif au niveau des populations de l'utilisation de sonars militaires et autres bruits anthropiques sous-marin ne soit pas prouvé, il semble localement avoir une grande importance.

Dauphins communs, dauphins bleu et blanc et grands dauphins

Les impacts de la LFA sur ces trois espèces n'a pas été étudié, mais il est possible qu'ils soient perturbés, en particulier dans la région de la mer d'Alboran et surtout le détroit de Gibraltar car cette zone fait l'objet d'un intense trafic maritime et de manœuvres militaires sur des sites où l'on note une grande abondance des dauphins.

Dauphin de Risso

Aucun des échouages de dauphins de Risso en Méditerranée n'est directement imputable au bruit sous-marin mais cela semble être le cas dans une étude réalisée sur l'exposition de sonar à haute intensité sonar au Royaume-Uni (Jepson et al. 2005).

Les globicéphales

Les globicéphales ont complètement cessé leurs vocalisations au cours des essais océanographique " l'île Heard faisabilité Test / TIMESHIFT " 1991 dans l'océan Austral (1994 Bowles et al.), ou bien vocalisé beaucoup plus pendant et immédiatement après la transmission des sonars militaires avec les médiums autour de 4-5 kHz dans la mer Méditerranée (Rendell et Gordon, 1999). Ces deux éléments pourraient prouver qu'ils sont dérangés par les émissions de bruit.

Cachalots

Les cachalots peuvent être affectés par des exercices militaires de plusieurs façons. En plus de collisions avec des bateaux et l'inconfort causé par sonar anthropogénique et autres bruits peuvent être confondus avec des objectifs militaires lors de combats ou des exercices navals (NMFS 2006). Ces signaux puissants (jusqu'à 230 dB re 1 TPa) se situent dans la gamme de fréquence de 250-3000 Hz (Frantz et Cebrian 1998), au sein de l'audition du cachalot.

Des expériences sur des plongeurs humains démontrent que, en plus de dommages à la réception sonore d'organes, l'exposition à un son de haute intensité peut causer d'autres impacts, principalement pour le cerveau et la persistance de changements dans le seuil de sensibilité auditif. Ces impacts sont examinés de manière précise par l'OTAN SACLANTCEN (1998).

Les seules mesures d'atténuation des bruits potentiellement utiles sont des contraintes temporelles et spatiales, en évitant les zones et les périodes importantes de la présence des cétacés (Dolman 2007 Dolman et al. 2009).

Rorqual commun

Les mysticètes communiquent sur de longues distances et seraient donc plus enclin à subir l'impact du bruit des activités humaines dans le milieu marin (Payne et Webb 1971 Richardson

et al. 1995). Pour cette raison, les espèces de ce sous-ordre ont priorité dans l'analyse de l'importance écologique des effets de la pollution sonore des océans sur les mammifères marins (NRC 2003 2005, Southall et al. 2009).

L'étude du comportement acoustique des rorquals communs méditerranéens montre que, lorsqu'il est exposé au bruit du trafic des navires, cette espèce a un mécanisme compensatoire pour augmenter la détectabilité des vocalisations dans les zones de hauts niveaux de bruit ambiant, comme le détroit de Gibraltar (Castellote 2009 Castellote et al. 2010), de la même façon que d'autres espèces (Parks et al., 2007, 2009, Di Iorio et Clark 2010). Ce mécanisme implique une augmentation considérable des dépenses d'énergie pour la production du signal acoustique, pouvant conduire à des effets chroniques négatifs (Castellote 2009 Castellote et al. 2010).

La campagne de prospection géophysique scientifique MARSIBAL 1-06 de la SCCI en mer d'Alboran a provoqué un fort impact sur les rorquals communs qui ont fui le bruit pour ne revenir sur zone que plusieurs jours après la fin des relevés sismiques (Castellote 2009 Castellote et al. 2010). Pour ces auteurs, il montre que cette population de rorquals communs a probablement subi un processus de sensibilisation à ce type de perturbation et l'effet chronique pourrait très probablement avoir un impact sur la signification biologique.

L'exploration pétrolière et de gaz, y compris les levés sismiques, se font généralement dans certains avec la présence à bord d'observateurs des mammifères marins (MMO) pour détecter la présence des cétacés (obligatoire pour obtenir la permission). Cependant, l'effet détecté par Castellote (2009) et Castellote et al. (2010) à environ 285 km du site d'émission montre que la zone de perturbation causée par la campagne scientifique 1-06 MARSIBAL s'étendait à travers la mer d'Alboran et une grande partie du bassin des Baléares, représentant une superficie de 100.000 km² (Castellote et al. 2010).

Orques

La sensibilité auditive des orques est de 1 à 120 kHz avec une sensibilité maximale de 20 à 50 kHz (Szymanski et al. 1999). Les seuils pour que les orques sont affectées par des bruits anthropiques marins sont mal étudiés.

Evaluation des risques relatifs à la pollution sonore pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	BAS
Dauphin bleu et blanc	BAS
Grand dauphin	BAS
Globicéphale	ELEVE
Dauphin de Risso	MOYEN
Baleine à bec de Cuvier	ELEVE
Cachalot	ELEVE

Espèce	Niveau de risque
Rorqual commun	ELEVE
Orque	MOYEN

3.4 Competition interspécifique

Dauphins communs et dauphins bleu et blanc

Le déclin de la population de dauphins communs dans la Méditerranée pourrait être attribué à la concurrence possible avec les dauphins bleu et blanc (Casinos 1982, 1985 Viale Di Natale 1987; Perrin 1988; Cagnolaro et Notarbartolo di Sciara 1992; Gannier 1995; Sagarminaga et Glens 1995; Notarbartolo di Sciara et Demma 1997), dont la population a augmenté dans la Méditerranée occidentale (Aguilar 2000), occupant la niche écologique des dauphins communs (Viale 1985). Cette hypothèse est difficile à prouver scientifiquement, mais il est à noter que, bien que les deux espèces partagent certaines parties de l'habitat (Sagarminaga et Glens 1995 Forcada et Hammond 1998; Frantzis et Herzing 2002), il n'existe aucune preuve que les dauphins rayés sont en concurrence avec les dauphins communs pour les ressources alimentaires. Le régime du dauphin bleu et blanc se compose principalement des céphalopodes et des poissons méso pélagiques (Casinos 1982 et Marralle Wurtz 1991 Perrin et al. 1994) pour grande partie comme celui du dauphin commun (Bearzi et al. 2003).

En conclusion, plusieurs auteurs (voir Aguilar 2000) ont souligné la possibilité que les variations puissent être dues à un changement des conditions océanographiques plus favorables pour les dauphins bleu et blanc et moins pour les dauphins communs.

Evaluation des risques relatifs à la compétition interspécifiques pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	FAIBLE
Dauphin bleu et blanc	FAIBLE
Grand dauphin	FAIBLE
Globicéphale	FAIBLE
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	FAIBLE
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	FAIBLE

3.5 Changement climatique et changement de l'écosystème

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et de l'Agence européenne pour l'environnement ont mis en garde contre l'impact de l'augmentation de la température sur de nombreux facteurs écologiques, notamment les changements dans la composition de la prolifération du phytoplancton et ses périodes de bloom et les changements de la limite nord de la distribution d'espèces d'eaux chaudes (IPCC 2007, AEE, 2008). Le changement climatique mondial affecte l'environnement marin et l'écosystème dans lequel ils incluent les cétacés (Würsig et al. 2002), et a probablement un effet négatif significatif sur la distribution et l'abondance des proies des cétacés. Les cétacés peuvent répondre à une diminution de la disponibilité des proies en modifiant leurs stratégies d'alimentation et de distribution, même si d'importants changements dans l'écosystème pourraient conduire à une variation de l'abondance de l'espèce.

Les dauphins communs et les dauphins bleu et blanc

La biodiversité méditerranéenne connaît des changements rapides en raison des impacts anthropiques et le changement climatique (Bianchi et Morri 2000). Sanford (1999) a montré que les petits changements du climat peuvent produire de grands changements dans les communautés marines et Petchey et al. (1999) ont montré que le réchauffement altère la structure du réseau trophique de l'environnement et des fonctions de l'écosystème marin. Le réchauffement de la Méditerranée pourrait modifier la répartition (concentration ou dispersion) des proies de dauphins communs et bleu et blanc, et donc affecter la population de ces dauphins, à la fois dans la distribution et l'abondance (Selzer et Payne 1988). Cet effet est très difficile à différencier d'autres facteurs qui modifient également la disponibilité des proies, comme la surpêche ou l'altération des habitats (Bearzi et al. 2003). En conclusion, on ne peut pas exclure que les variations de température dans la région méditerranéenne ont négativement affecté la population de dauphins communs ou bleu et blancs. Mais, la combinaison d'autres facteurs tels que la surpêche, la pollution et la dégradation de l'habitat, pourrait mieux expliquer le déclin rapide de ces prédateurs.

Globicéphales

On dispose de peu de données sur l'impact du changement climatique sur les populations de globicéphales de méditerranée, mais les exemples venant d'autres régions du monde pourraient permettre de mieux apprécier les phénomènes possibles. La littérature est importante sur ce thème (Nelson et Lien, 1996, ICES 1996, Sergeant et Fisher 1957, Sergeant, 1962, Mercer 1975, Desportes et Mouritsen 1993, Gannon et al 1997, Sergeant et Fisher 1957, Mercer, 1975; Payne et Heinemann, 1993, Hoydal et Lastein 1993, Gowans et Whitehead, 1995, AMA 1988, Kasuya et al. 1988,

Bloch et al. 1989, Wigley et Serchuk 1992, Boletzky 1994, Roberts et Sauer 1994, Pierce et al 1998, Brodziak et Hendrickson 1999, Fullard et al. 2000, Palumbi et Baker, 1994, O'Corry - Crowe et al. 1997, Brown- Gladden et al. 1999)

Rorqual commun

Le changement climatique mondial a probablement un effet négatif significatif sur la distribution et l'abondance des proies des rorquals communs, en particulier pour sa proie principale

Meganyctiphanes norvegica, une espèce de krill d'eau froide, qui est à sa limite sud de tolérance écologique en Méditerranée (2009 Gambaiani et al.). Les rorquals communs peuvent répondre à une diminution de la disponibilité des proies en modifiant leurs stratégies d'alimentation et de distribution, même si d'importants changements dans l'écosystème pourraient conduire à une variation de l'abondance de l'espèce au niveau de l'ensemble de la Méditerranée.

Evaluation des risques relatifs au changement climatique pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	MOYEN
Dauphin bleu et blanc	MOYEN
Grand dauphin	MOYEN
Globicéphale	MOYEN
Dauphin de Risso	MOYEN
Baleine à bec de Cuvier	MOYEN
Cachalot	MOYEN
Rorqual commun	ELEVE
Orque	MOYEN

3.6 Recherche scientifique

A l'intérieur du décret royal 1727/2007, l'article 3.4 prévoit que les conditions d'application du présent décret royal aux activités éducatives, de sensibilisation, de recherche et de conservation de l'espèce doivent être précisées dans l'autorisation prévue à l'article 58.1 de la Loi 42/2007.

Le chapitre I (articles 52-58) de la Loi 42 /2007, du 13 Décembre, le patrimoine naturel et la biodiversité (loi 42/2007) régleme la conservation in situ de la biodiversité indigène sauvage. Son article 52.3 interdit de tuer, de blesser, intentionnellement gêner ou perturber les mammifères marins. Toutefois, l'article 58 de la Loi décrit les exceptions aux interdictions énumérées au chapitre I, de l'autorisation administrative préalable de la Communauté autonome, si nécessaire pour des raisons de recherche [...], en précisant que cette autorisation doit être publique et signalée au ministère de l'Environnement.

En outre, l'article 3.4 de la loi 41/ 2010 du 29 Décembre sur la protection de l'environnement marin (loi 41/ 2010) prévoit que toute activité impliquant la manipulation d'espèces marines inscrites par l'État dans les différents textes seront soumis à une autorisation préalable, que donnera le ministère de l'Environnement et des affaires rurales et marines.

Les cétacés sont difficiles à étudier pour une variété de raisons: habitat marin, large couverture géographique et longue espérance de vie. Des études sont nécessaires pour déterminer les répercussions possibles à la fois intrinsèques et extrinsèques des programmes de recherches. Ces études peuvent exiger l'utilisation modérée des méthodes invasives, telles que la collecte d'échantillons de tissus ou des marques de biopsies pour fixation d'émetteurs satellitaires, ce qui peut causer un stress temporaire sur l'animal. Cependant, plusieurs auteurs (par exemple Giménez et al 2010; Kiszka et al 2010 Cantor et al 2010; Tezanos -Pinto et Baker 2011) ont évalué l'impact de ces techniques sur le comportement des populations étudiées. Même si ces impacts sont considérés comme faibles ou moyens à court terme pour certaines espèces, on n'a pas observé de changements de comportement significatifs à moyen ou long terme, sauf si les règles de précaution ne sont pas respectées (Bearzi 2000). Aussi, Giménez et al (2011) montrent que les blessures des biopsies guérissent rapidement et ne posent pas un danger pour l'animal. Toutes ces techniques ont permis de préciser la structure des populations (Berube et al. 1998 Verborgh et al. 2010), l'alimentation (de Stephanis et al. 2008b Garcia -Tischler 2010), les niveaux de contaminants (par exemple Fossi et al 2010) et les migrations (Maté 2010; Andrews et al 2008). Pour ces raisons, les deux techniques ont été recommandées par la Commission baleinière internationale pour l'étude des cétacés (IWC 1991, 2009). Dans tous les cas, il est essentiel de coordonner les activités de recherche visant à éviter la duplication des programmes de recherche d'une part et d'éviter les interférences inutiles avec les animaux.

Evaluation des risques relatifs à la recherche scientifique pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	FAIBLE
Dauphin bleu et blanc	FAIBLE
Grand dauphin	FAIBLE
Globicéphale	FAIBLE
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	FAIBLE
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	FAIBLE

3.7 Mortalité naturelle et prédation

Déterminer si une mortalité des cétacés est naturelle ou non est difficile parce que la mort peut résulter de la combinaison de différents facteurs, et beaucoup d'entre eux peuvent passer inaperçus sans une enquête approfondie sur les causes de la mort (Dhermain et al. 2002).

Dauphins bleu et blanc

Un exemple clair est l'épidémie qui a touché la population de dauphins bleus et blancs en Méditerranée, morbillivirus étant considéré comme responsable d'un grand nombre de décès, mais des enquêtes ultérieures ont révélé que le virus a été fatal aux seuls animaux qui ont eu un grand déficit immunitaire (Kannan et al. 1993). Les auteurs ont trouvé de grandes quantités de PCB chez les individus testés, qui sont des substances qui causent des effets immunosuppresseurs, indiquant que la contamination était un facteur qui augmentait la gravité de l'épidémie. Dans le même temps, dans cette étude, le manque de nourriture associée à une plus grande mobilisation des réserves de graisse et donc une plus grande mise en circulation de PCB qui étaient auparavant stockés dans la couche de graisse. Cet exemple montre qu'un décès peut être attribué à des causes naturelles ou anthropiques, mais que la réalité nécessite souvent des études approfondies (Dhermain et al. 2002).

En ce qui concerne la prédation, la plupart des cétacés ont peu d'ennemis naturels à l'exception des individus les plus petits ou les plus petites espèces. Les plus grands prédateurs sont les grands requins et les orques, mais dans la Méditerranée, le problème est minimal puisque ces grands prédateurs sont rares (Bearzi et al. 1997). Cependant, certains grands requins sont présents dans la Méditerranée et se nourrissent de petits cétacés, par exemple quatre dauphins bleus et blancs ont été trouvés dans l'estomac d'un requin blanc à Sète. Les orques pourraient également être un prédateur potentiel, mais le détroit de Gibraltar est le seul site connu et leur régime est basé sur le thon rouge (*Thunnus thynnus*) (García-Tischler 2010).

Les dauphins communs

On sait relativement peu de choses sur les parasites de dauphins communs. Quiñones et al. (2011) ont étudié les parasites intestinaux de 7 dauphins communs de Méditerranée, de trouver quatre espèces d'helminthes (*Synthesium delamurei*, Trigonocotyle sp. Plérocercoides et deux morphotypes de tetrafilidae). Trigonocotyle sp. était l'espèce la plus abondante, montrant également une grande intensité de l'infection.

Risso On ne dispose pas de données sur le dauphin de Risso.

Les globicéphales

Les globicéphales n'ont pas de prédateurs importants de la Méditerranée, toutefois les orques sont connus pour attaquer et manger les mammifères marins, dont les globicéphales (Weller, 2008). Dans le détroit de Gibraltar, des interactions ont été observées entre les globicéphales et les orques mais ils ont toujours été avec les orques chassant hors de leur territoire. Ce comportement pourrait être une défense contre d'éventuelles attaques par des orques.

Les globicéphales sont aussi connus pour leurs échouages en masse dans diverses parties du monde. Toutefois, jusqu'à présent, il n'y a aucun exemple de ces types d'échouages en Méditerranée pour cette espèce. Les raisons de ces échouages sont actuellement inconnues.

En raison de la faible densité de cette espèce dans l'est de la péninsule ibérique, un échouage de masse pourrait avoir un impact majeur sur la population.

Cachalots

Les taux et les causes de mortalité naturelle sont généralement inconnus. La longévité peut être d'au moins de 50 ans (Best et al. 1984).

Les échouages de cachalots seraient dus à des variations de champ magnétique, des variations de température de l'eau et des conditions météorologiques, à la morphologie de la côte et aux activités humaines telles que les levés sismiques et sonars (NMFS 2006. Mazzariol et al 2011).

Les cachalots ont des concurrents pour un grand nombre de leurs proies, comme les baleines à bec de Cuvier (Ziphiidae) qui se nourrissent de céphalopodes méso pélagiques, et probablement d'autres espèces de mammifères marins (Whitehead 2008). Par exemple, le calmar (*Dosidicus gigas*) se nourrit de petits calmars de la famille des Histioteuthidae, et il constitue une proie les cachalots (Whitehead, 2003). Clarke (1987) et Whitehead (2003) suggèrent que les cachalots dominent l'écosystème océanique mésopélagique, en termes de biomasse capturée. On ne sait pas si la concurrence pour les ressources avec ces espèces est un facteur important sur l'abondance des cachalots (NMFS 2006).

Les études des isotopes stables suggèrent qu'en Méditerranée, l'alimentation des cachalots, des globicéphales, des dauphins de Risso et des grands dauphins s'effectuent sur des espèces différentes (Praca et al. 2011), et il en est de même dans le détroit de Gibraltar (de Stephanis 2008).

Pitman et al. (2001) ont décrit une attaque de cachalot par des orques, entraînant la mort, et ont trouvé des traces de cachalots dans l'estomac de certaines orques. Il n'existe pas d'autre description d'attaques réussies. Les requins sont également des prédateurs potentiels, en particulier pour les jeunes (Best et al. 1984).

Steele et al. (2009) ont étudié la présence de pathogènes respiratoires chez les globicéphales dans le détroit de Gibraltar. Par ailleurs,

seize agents pathogènes ont été identifiés chez des animaux en captivité, dont neuf types de bactéries, virus et champignons (Gaydos et al. 2004). Des études complémentaires s'avèrent nécessaires.

Rorqual commun

On sait très peu de choses sur les causes naturelles de mortalité des rorquals communs. Aguilar et Lockyer (1987) ont estimé le taux de mortalité naturelle de 0,04-0,06 à partir de captures chasse à la baleine.

En raison de sa grande taille et de sa grande vitesse, le rorqual n'a pas de prédateurs importants en dehors des attaques d'orques (*Orcinus orca*) (Mitchell et Reeves, 1988), Dans le détroit de Gibraltar et le golfe de Cadix, un tel comportement n'a jamais été signalé. La mortalité naturelle serait principalement due à des maladies mais son importance est inconnue. La possibilité d'attaque des juvéniles ou des animaux faibles par des requins n'a jamais été observée (NMFS 2010). Pour Lambertsen (1986), les infections des voies urinaires causées par le nématode géant *Boops crassicauda* sont la principale cause de mortalité chez les rorquals communs du nord de l'Atlantique, ce qui entraîne des dommages au système circulatoire et une

insuffisance rénale. On ignore si le parasitisme peut avoir des effets au niveau des populations, mais les effets sont probablement mineurs chez les animaux en bonne santé en l'absence d'autres facteurs de stress (NFMS 2010).

Baleine à bec de Cuvier

On ne dispose pas de données sur les taux de mortalité naturelle de cette espèce.

Orques

On en sait peu sur les maladies infectieuses des orques et les menaces qu'elles font peser sur la population.

Les orques sont sensibles à d'autres formes de maladies, notamment la maladie de Hodgkin, qui provoque une athérosclérose des artères coronaires (Roberts et al. 1965 Yonezawa et al. 1989). Des tumeurs ont également été signalées ainsi que des dégénérescences osseuses (Tomilin, 1957). Les abcès dans les mâchoires et les maladies bucco-dentaires sont des problèmes courants provoqués par l'usure des dents sous les gencives, pouvant induire l'infection des tissus adjacents (Tomilin 1957 Caldwell et Brown, 1964). De graves problèmes dentaires peuvent également survenir chez les jeunes animaux (Carl 1946).

Il n'existe pas de maladie infectieuse connue qui limiterait la population d'orques, ni d'épidémie connue pour cette espèce. Cependant, on a identifié un certain nombre d'agents pathogènes dans les orques, tandis que d'autres agents des autres espèces de mammifères marins pourraient être transmissible aux orques (Buck et al. 1993 Gaydos et al. 2004).

Evaluation des risques relatifs à la mortalité naturelle des cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	FAIBLE
Dauphin bleu et blanc	FAIBLE
Grand dauphin	FAIBLE
Globicéphale	ELEVE
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	FAIBLE
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	FAIBLE

3.7.1 Morbillivirus

Grand dauphin

La première identification d'une épidémie morbillivirus chez les mammifères marins a eu lieu en 1987-88, sur la côte Atlantique des États-Unis d'Amérique. A cette époque, plus de la moitié de la population de grands dauphins dans la région sont morts. Une autre mortalité de masse a été détectée dans les grands dauphins au large des côtes de la Floride au printemps de 2004, et dans cette cause pourrait être neurotoxines produites par une marée rouge. On note plusieurs cas d'échouages massifs de cétacés de la mer Noire, apparemment liées à des immunodéficiences exacerbés par la pollution (y compris les épidémies de morbillivirus). Au printemps de 1990, un nombre important de cétacés de la mer Noire ont été trouvés morts sur les côtes de Turquie, de Crimée, de Russie et de Bulgarie. La cause probable de la maladie était une infection virale qui est estimée avoir tué des milliers d'animaux. En tout cas, à ce jour il n'existe pas de cas connus d'épizootie pour les grands dauphins de la mer d'Alboran ou de Méditerranée.

Dauphins bleu et blanc

Entre 1990 et 1992, on a relevé une mortalité massive de dauphins bleus et blancs de la Méditerranée (Aguilar et Raga, 1993). Les premiers dauphins trouvés affectés par l'épidémie ont été retrouvés morts au large de la côte de Valence en Juillet 1990, puis en Août le long de la côte catalane et aux îles Baléares (Figure 29). Avec un point culminant de mortalité en août et Octobre, à la fin d'Octobre, près de 400 dauphins avaient été retrouvés échoués sur les côtes espagnoles (Aguilar et al. 1991). L'épidémie a atteint la côte française à la fin de Septembre, le pic de mortalité se produisant en Octobre (Bompar et al. 1992). En Octobre, des mortalités ont commencé à être recensées sur la côte italienne (M. Podestà, com. Pers., Aguilar et Raga 1993). Vers le sud de la Méditerranée, l'épidémie a progressé plus lentement et ont été principalement affecté entre Septembre et Novembre la côte sud de l'Espagne. L'information d'Afrique du Nord est fragmentaire en raison de l'absence d'un réseau adéquat de collecte des corps des dauphins morts, mais il est connu pour avoir affecté la côte marocaine entre Septembre et Novembre 1990.

Lorsque les températures ont chuté en Novembre, le nombre de dauphins échoués a été considérablement réduit, avec encore quelques échouages sporadiques. Mais entre Juin et Septembre 1991, l'épidémie se relance avec une nouvelle vague de mortalité, cette fois dans le sud de l'Italie et se propage rapidement au sud de l'Adriatique et en mer Ionienne et dans une moindre mesure dans le canal de la Sicile et le sud de la mer Tyrrhénienne. Au printemps de 1992 l'épidémie rebondit encore une fois, affectant les îles grecques et s'étendant à l'est et au nord-est pour atteindre la côte de la Turquie (Cebrian 1995).

Bien que les remontées de l'épidémie de 1991 et 1992 ont probablement été mieux contrôlés qu'en 1990, il semble que l'agent causal était le même (Osterhaus 1992) et on peut considérer une continuité dans le développement de l'épidémie.

Un total de 1107 cadavres a été relevé pendant les années 1990 et 1991 sur les côtes espagnoles, françaises et italiennes, mais les estimations de la mortalité totale était beaucoup plus élevé pour deux raisons, (1) le dauphin bleu et blanc est une espèce vivant au large et beaucoup d'animaux morts au cours de l'épidémie ont coulé ou ont servi de nourriture pour d'autres organismes et (2) le recensement et la collecte des cadavres dans de nombreuses

zones de Méditerranée n'existe pas. Ceci rend impossible toute estimation correcte du nombre d'individus décédés.

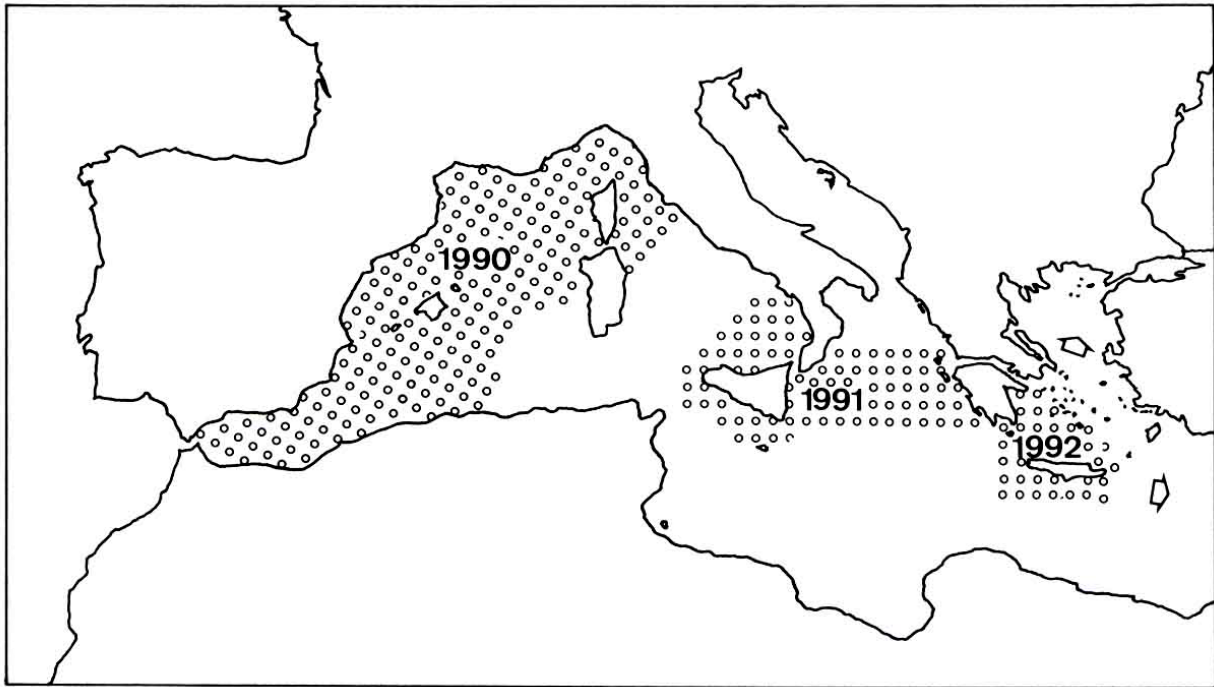


Figure 29. Zones affectée par les différentes étapes de l'épidémie de 1990-1992 (extrait d'Aguilar et Raga 1993).

L'agent causal de la mortalité massive a été le morbillivirus, un virus qui provoque des lésions dans les poumons, le système nerveux central, les ganglions lymphatiques et d'autres tissus (Sun et al 1990,1992; Duignan et al, 1992). Ce virus est responsable de mortalités massives de mammifères marins dans d'autres régions du monde (Osterhaus et Vedder 1988 Kennedy et al, 1988a, 1988b, 1992 Dietz et al 1989; Grachev et al 1989 Hughes et al 1992; Ross et al. 1992).

L'origine de l'épidémie de morbillivirus responsable de dauphins bleus et blancs en Méditerranée n'est pas claire. Des études de 10 et 33 animaux ont montré que les propriétés antigéniques du virus étaient très semblables au virus qui a affecté les marsouins de la mer d'Irlande, mais autre que celui provoqué la mortalité de phoques communs en 1987. On ignore comment le virus a atteint la Méditerranée occidentale sans affecter les populations denses de dauphins qui peuplent les eaux de l'Atlantique de la péninsule ibérique. On ignore aussi si la population de la Méditerranée occidentale a été exposée au virus précédemment.

Pourtant, il a été suggéré, au vu des concentrations élevées de contaminants trouvés dans les individus échoués lors de l'épidémie (Kannan et al 1993; Aguilar et Borrell 1994, Vos et Luster 1989; Brouwer et al. 1989), cela a peut-être contribué à accroître la virulence. Les échantillons examinés en 1990 présentaient des concentrations d'organochlorés et de PCB en particulier deux ou trois fois plus élevés que ceux trouvés dans la population saine (Borrell et Aguilar 1991, 1992). Il a été estimé que les réserves lipidiques de ces animaux ont été réduites de 60% par rapport aux valeurs considérées comme normales pour l'espèce (Aguilar et al. 1992). Cette dégradation de l'état nutritionnel des dauphins ne peut être expliquée par l'effet de l'infection, car le développement du virus est rapide et ne peut pas produire ces effets chez les animaux (Aguilar et Raga, 1993). Ces faits sont compatibles avec l'augmentation d'épibiontes ectoparasites chez les animaux, par rapport aux individus de la même espèce et la même

région étudiée au cours des années précédentes (Carbonell Raga et 1985), ce qui indique que ces animaux ont connu une période de faible mobilité qui a permis l'installation de ces épibiontes (Raga et al. 1992). Par conséquent, ces deux faits montrent que sont morts des individus affaiblis (Aguilar et al., 1991) peut être en raison des hausses de température pendant l'hiver avant l'épidémie qui peuvent avoir conduit à une baisse de disponibilité de proies (Aguilar et Raga, 1993).

Forcada et al. (1994) ont constaté que la taille moyenne des dauphins observés en Méditerranée occidentale a diminué, passant de 25,3 (ET = 4,7) avant l'épidémie à 7.0 (SE = 2,3) au cours de la épidémie. Un des facteurs de diminution de la taille d'une population peut être une surpopulation et un mécanisme interne d'autorégulation (Hardwood et Hall, 1990).

Un nouvel épisode de mortalité dauphin bleu et blanc a été détecté dans le golfe de Valence au début de Juillet 2007. Dans le même temps, une mortalité inhabituelle a également été enregistrée sur la rive sud de la Méditerranée espagnole, aux Baléares, en Catalogne et dans la mer Ligure. Entre Juillet et Octobre 2007, plus de 100 dauphins ont été retrouvés échoués le long de la côte méditerranéenne espagnole.

Dans le golfe de Valence, le nombre d'animaux échoués durant les mois de Juillet et Août 2007 était similaire à ceux enregistrés en 1990 pendant les mêmes mois. Ces résultats ont montré que le morbillivirus était encore être en circulation dans la population méditerranéenne de dauphins bleus et blancs. Dans cette épidémie, les jeunes animaux étaient apparemment les plus touchés par la maladie, bien que cette information ne repose que sur des dauphins échoués (Raga et al. 2008).

Fernández et al (2008) ont constaté que le virus trouvé dans les globicéphales et des dauphins bleus et blancs avaient une composition moléculaire presque identique dans les deux espèces, mettant en évidence une possible contamination inter espèces.

La population de dauphin bleu et blanc a probablement bien récupéré de l'épidémie de 1990-1992 (Cotté et al. 2010) et la récente épidémie de 2007 est susceptible d'avoir eu beaucoup moins d'impact sur la population (Castrillon et al. 2010).

Globicéphale commun

En hiver 2006-2007, une épidémie de morbillivirus a affecté la population de globicéphales dans le détroit de Gibraltar et s'est ensuite propagée vers les îles Baléares en Avril 2007 (Fernández et al. 2008). Cette épidémie a tué 51 baleines dans le détroit et a diminué de 21,2% sa population entre 2006 et 2007 (Gauffier 2008). Cette épizootie de morbillivirus touchant la population de globicéphale en 2006-2007 en Méditerranée a été modélisée comme une catastrophe dans un programme nommé VORTEX avec les paramètres similaires à ceux relevés lors de l'épidémie et d'autres évènements antérieurs.

Sur la figure suivante, la comparaison des scénarios "UCI Gibraltar" et "Morbillivirus POST» montre une tendance à la diminution de la taille moyenne de la population d'animaux 345-175 en 100 ans (5 générations), soit une réduction de 51%.

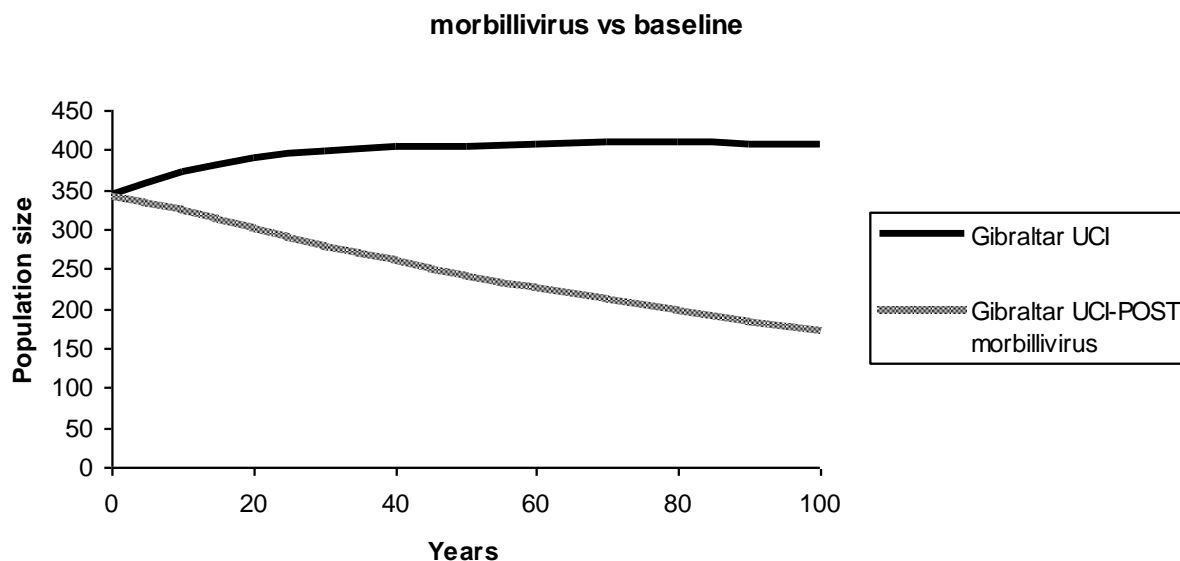


Figure 30.. Prédiction de la taille moyenne de la population estimée pour un siècle avant et après l'épizootie de Morbillivirus.

Steele et al. (2009) ont étudié la présence de pathogènes respiratoires et des bactéries chez les globicéphales dans le détroit de Gibraltar dans 20 échantillons. Ils ont rencontré les éléments suivants: mycobactéries (40%), *Streptococcus equi* (35%), *Staphylococcus aureus* (30%), *Streptococcus phocae* (25%), streptocoques B-hémolytiques (15%), streptocoques spp. (15%) et *Brucella* spp. (5%), *Haemophilus influenza*, *Cryptococcus neoformans* et *Mycoplasma* spp en traces. Ceci nécessite une étude poussée du risque potentiel de transmission à d'autres espèces.

Dauphins communs

Dans la mer Noire, des mortalités des dauphins communs ont eu lieu en 1994 (Krivokhizhin et Birkun 1999), attribués à une épidémie de morbillivirus (Birkun et al. 1999). C'est le seul cas confirmé d'infection par le VIH chez les dauphins communs, mais le virus a été responsable de plusieurs cas de mortalité de cétacés dans le monde (Domingo et al. 1990, Lipscomb et al. 1994 et 1996) (1988 Kennedy et al.1998, Visser et al. 1993).

Les animaux échoués en 1994 étaient très maigres. Ce mauvais état nutritionnel pourrait être dû aux effets du virus ou à la diminution des proies durant cette période. L'anchois - *Engraulis encrasicolus* et le sprat - *Sprattus sprattus* étant les proies principales dans la région de la mer Noire (Birkun 2002), il avait subi une forte baisse en raison de la surpêche combiné à l'effet de l'eutrophisation et l'émergence d'un cténophore introduit (*Mnemiopsis leidy*), ce qui aurait été la cause de l'accélération du processus (Zaitsev et Mamaev, 1997). Par conséquent, il se pourrait que la malnutrition des individus rendent la population plus susceptible d'être affectée par le virus, comme cela s'est produit lors de l'épidémie de dauphins bleus et blancs en Méditerranée pendant les années 1990 et 1992 (Aguilar et Raga 1993; Aguilar 2000) ou le statut nutritionnel des animaux était due au virus en soi (Birkun et al. 1999).

Même si à ce jour aucun cas de morbillivirus dans la mer espagnole pour le dauphin commun n'a eu lieu, cette maladie pourrait constituer une menace potentielle dans les zones où la distribution des dauphins communs, des dauphins bleu et blanc et des globicéphales

chevauchent. Certains chercheurs pensent qu'il peut y avoir transmission inter espèces du virus, et Fernandez et al. (2008) ont constaté que le virus de globicéphales et des dauphins rayés était presque identique du point de vue moléculaire.

Evaluation des risques relatifs au morbillivirus pour les cétacés

Espèce	Niveau de risque
Dauphin commun	FAIBLE
Dauphin bleu et blanc	ELEVE
Grand dauphin	FAIBLE
Globicéphale	ELEVE
Dauphin de Risso	FAIBLE
Baleine à bec de Cuvier	FAIBLE
Cachalot	FAIBLE
Rorqual commun	FAIBLE
Orque	FAIBLE

4 Identification des sites importants pour la conservation des cétacés dans la mer d'Alboran

"Zone critique pour une espèce" est défini comme «les zones incluses dans l'aire de répartition de l'espèce qui contiennent un habitat essentiel ou sont géographiquement stratégiques pour sa conservation» (Loi espagnole sur le patrimoine biodiversité et naturel, décret royal 139/2011 du 4 Février 2011).

4.1 Dauphin commun (*Delphinus delphis*)

Bearzi et al. (2003) ont identifié huit Aires Importantes pour la Conservation (AIC) pour lesquelles la connaissance de la distribution et de la fréquence d'occurrence des dauphins communs dans la Méditerranée est essentielle pour leur survie. Ces domaines sont les suivants (figure 31):

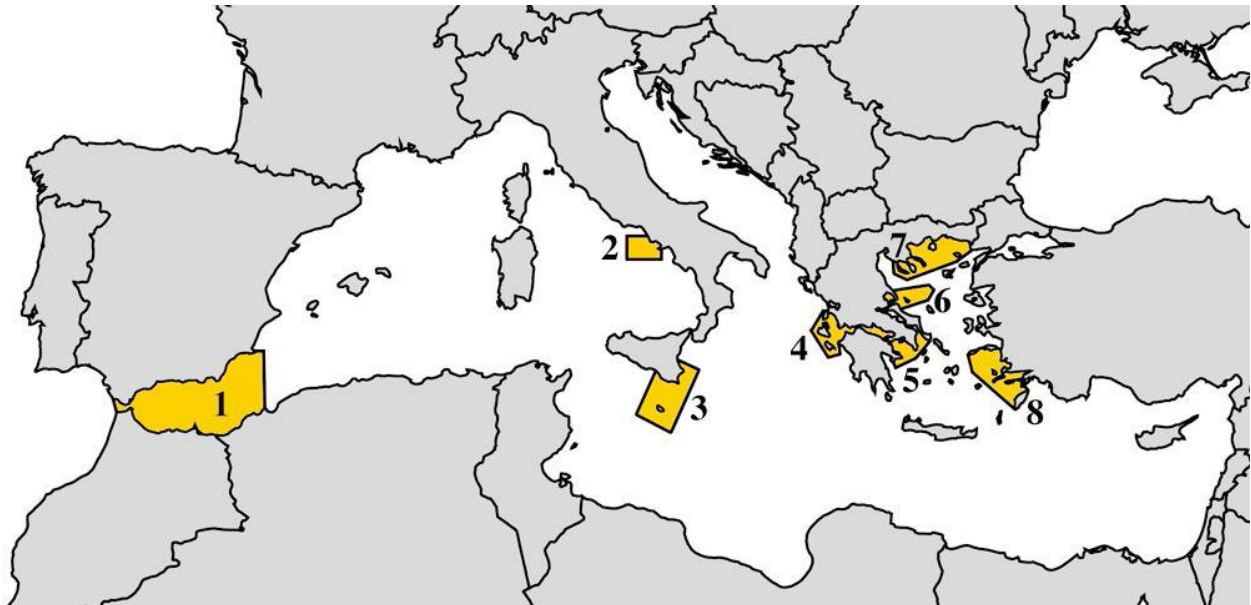


Figure 31. Aires Importantes pour la conservation (AIC) des dauphins communs en Mer Méditerranée. Extrait de Bearzi et al. (2004)

Dans l'ouest de la Méditerranée, la zone n° 1 " mer d'Alboran et détroit de Gibraltar " a été identifiée.

Dans ces zones importantes pour la conservation il est important de souligner les enjeux locaux, car ceux-ci peuvent avoir des ramifications régionales, comme par exemple un site particulier ou un groupe isolé de dauphins communs peut être essentiel pour préserver la variabilité génétique à l'échelle méditerranéenne.

Par conséquent, il est important de connaître l'ampleur réelle du mouvement des dauphins communs dans chacune des régions. La priorité est de maintenir les populations dans un état viable à proximité des corridors, comme le canal de Sicile, le détroit de Gibraltar et le détroit de la Turquie, afin d'assurer le flux de gènes entre l'est et l'ouest du bassin méditerranéen, entre la Méditerranée et l'Atlantique, ou entre la Méditerranée et la mer Noire. Il faut également

poursuivre l'étude des zones où les dauphins communs étaient présents dans les dernières décennies, pour qu'ils puissent le cas échéant recoloniser leur ancienne aire de répartition. Par conséquent, l'identification des sites à fort potentiel de rétablissement de l'espèce est d'une grande importance, dans le but de renforcer les mesures de gestion pour une éventuelle recolonisation.

Dans la Mer d'Alboran, la recherche a mis en évidence l'ensemble de la côte andalouse et en particulier la partie occidentale de la Costa del Sol, présentait un nombre élevé d'individus de dauphin commun (Cañadas et Hammond 2008). La baie d'Algésiras se distingue également comme un habitat important car elle a été identifiée comme un domaine essentiel pour l'alimentation et la reproduction, mais compte tenu du développement de nombreuses activités humaines telles que la navigation commerciale, les ferries, les bateaux de pêche, la pêche récréative et l'observation des baleines, ceci peut modifier les comportements et les facteurs biologiques et nuire à l'espèce (Giménez et al. 2011).

4.2 Dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*)

Le dauphin bleu et blanc montre une préférence pour les zones de haute productivité d'eau libre au-delà du plateau continental (Gannier et Gannier 1993; Notarbartolo di Sciara et al. 1993; Pulcini et al 1993; Boutiba 1994a; Forcada et al 1994; Forcada et Hammond 1998; Gannier 1998; Canadas et Sagarminaga 1999). En mer d'Alboran, la zone du large au sud d'Almeria est recommandée pour un statut spécial de conservation, comme l'est le Sanctuaire pélagos en mer Ligure (figure 32).

Cañadas et al. (2002) ont trouvé dans cette zone en eau profonde au sud de la baie d'Almería une étonnante diversité d'espèces, et les modèles montrent clairement son intérêt particulier pour la conservation de certaines espèces de cétacés qui sont concentrées dans cette zone autour de la profondeur des mille mètres. C'est en particulier un site d'importance pour le dauphin bleu et blanc et pour la baleine à bec de Cuvier, le dauphin de Risso, le globicéphale commun et le cachalot. On y rencontre aussi le grand dauphin et le dauphin commun.



Figure 32. Aire océanique du sud d'Almeria (rouge) et LIC contigus proposés (noir).

4.3 Grand dauphin (*Tursiops truncatus*)

En 2002 a été présenté au ministère de l'Environnement le rapport final du projet « Méditerranée: Identification des zones d'intérêt spécial pour la conservation des cétacés de la Méditerranée espagnole » (Pantoja et Raga, 2004.) qui propose un certain nombre de zones marines à protéger les différentes espèces de cétacés de la mer d'Alboran et du golfe de Vera.

Une analyse plus poussée depuis la production de ce rapport a permis d'identifier des zones de nourrissage et des zones de reproduction pour le grand dauphin, à l'intérieur de sa zone de distribution.

Trois zones sont recommandées pour être classées comme des zones marines protégées, avec une gestion appropriée à la présence de cétacés et en particulier du grand dauphin: la zone du sud d'Almeria, la zone de l'île d'Alboran et la zone du détroit de Gibraltar (voir la figure 33 ci-dessous).

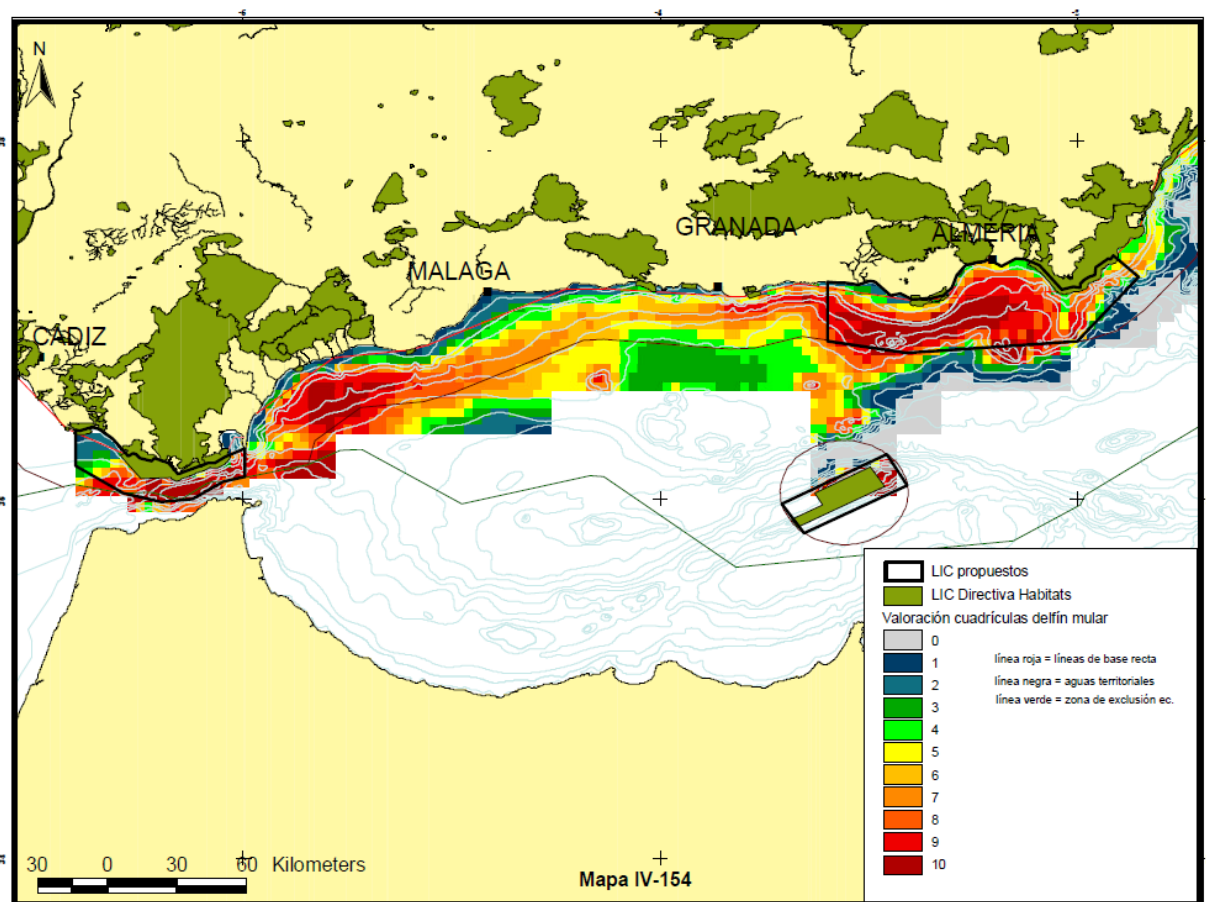


Figure 33. LIC proposés sur la carte de densité relative du grand dauphin.

Il faut remarquer la taille moyenne des groupes de grands dauphin reflète clairement l'importance exceptionnelle de cette région pour l'espèce. La taille moyenne des groupes de grand dauphin dans les zones proposées est de 28 individus par groupe, tandis que dans le reste de la Méditerranée, il est généralement en moyenne de 6 à 12 individus par groupe. Si ces trois zones sont désignées, elles couvriront plus de 50% de la superficie totale de la distribution potentielle de cette espèce dans la mer d'Alboran et dans le golfe de Vera (voir la figure 34 ci-dessous).

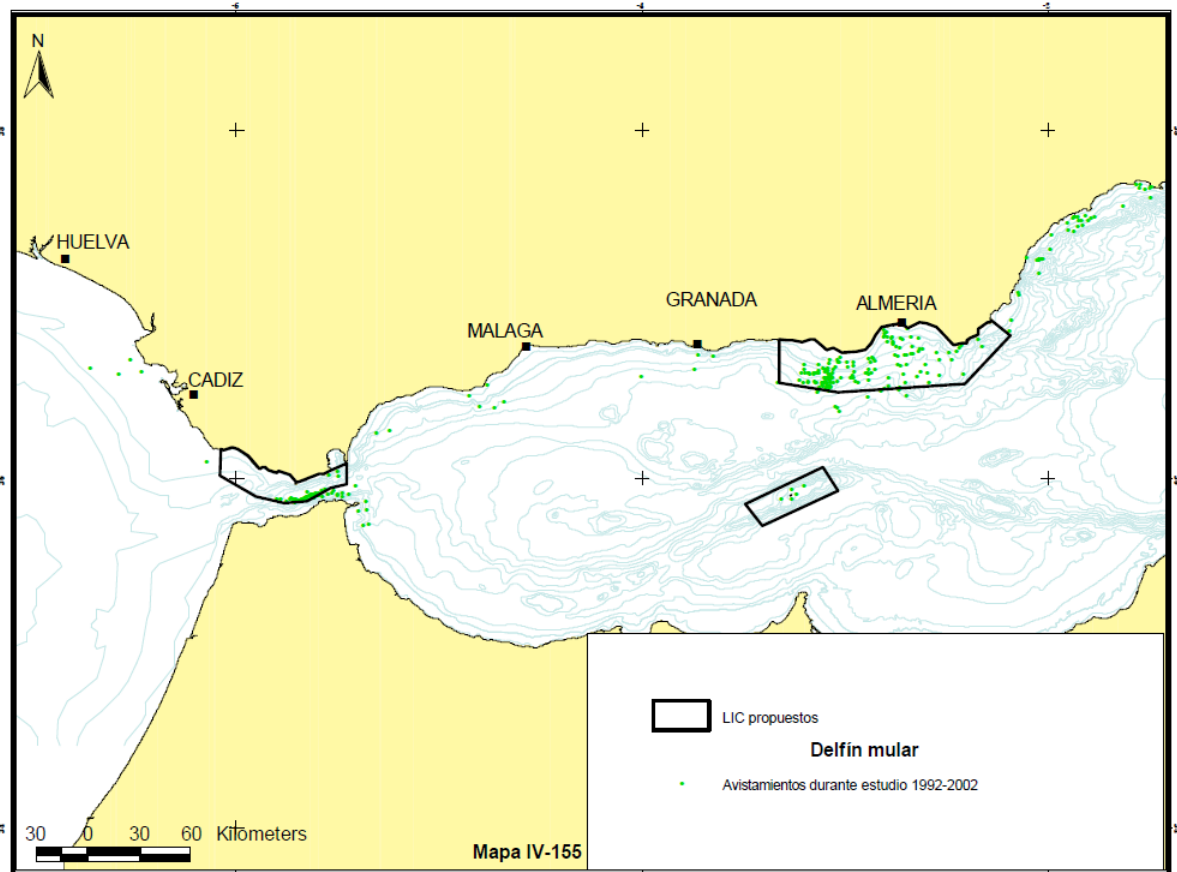


Figure 34. LIC proposés sur la carte de présence du grand dauphin.

4.4 Dauphin de Risso (*Grampus griseus*)

Comme précisé auparavant, la zone du large au sud d’Almeria, par des fonds de plus de 1000m de profondeur, est d’importance pour de nombreux cétacés, dont le Dauphin de Risso.

4.5 Globicéphale commun (*Globicephala melas*)

Sur les figures suivantes, on trouvera les principaux éléments concernant la présence, la répartition et les mouvements des globicéphales communs. Un suivi satellite a été réalisé sur 8 individus dans la mer d’Alboran (Figure 35). La figure 36 présente les points de rencontre les plus fréquents lors d’observations réalisées en 2010 et 2011, elle permet de définir de grandes zones le long de la côte andalouse d’importance pour les globicéphales communs (figures 37, 38, 39 et 40).

Sur la base de ces résultats, il est possible de proposer 3 aires critiques pour la conservation des globicéphales communs dans la mer d’Alboran:

- La zone du détroit de Gibraltar à l’ouest
- La zone qui s’étend du Mont Djibouti au le Sec des Oliviers au centre.
- La zone au niveau des canyons de Vera-Cartagena à l’est.

Chacune de ces zones est décrite ci après.

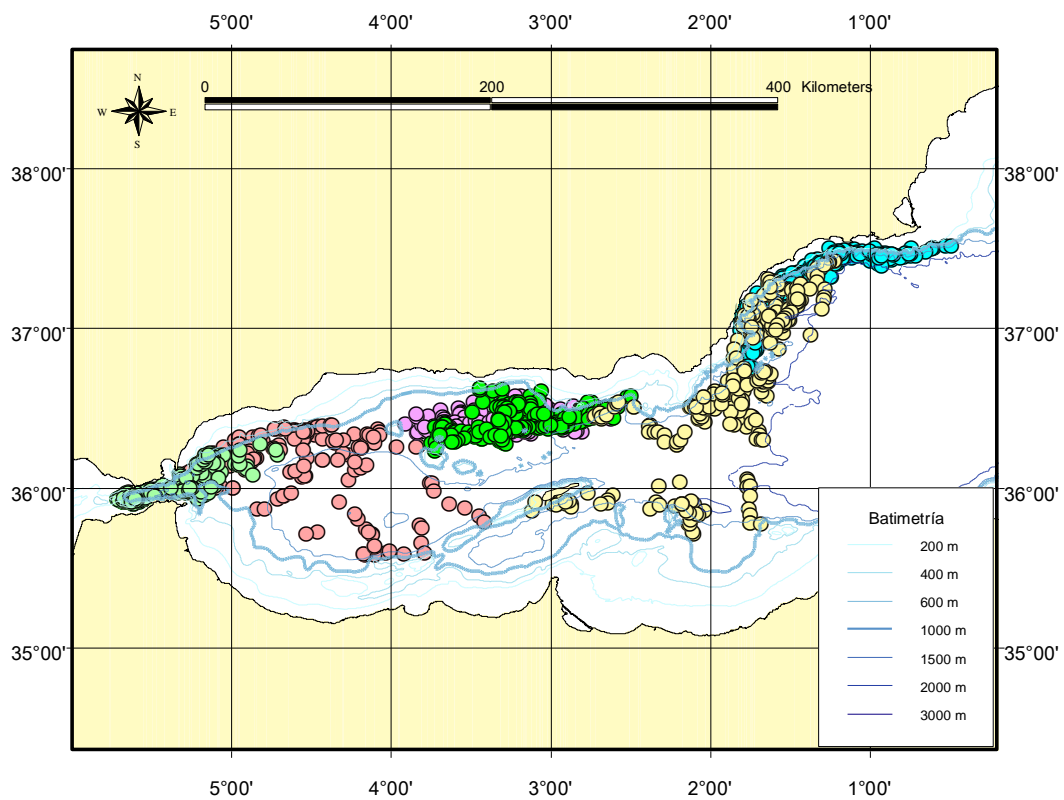


Figure 35. LIC proposés sur la carte de présence du grand dauphin Figura 34. Suivi par satellite de globicéphales communs dans la mer d'Alboran entre Décembre 2010 et Septembre 2011. Chaque couleur représente un individu de globicéphale suivi.

Figure 36. Carte de distribution lors du suivi des globicéphales communs en mer d'Alboran entre Décembre 2010 et Septembre 2011.

Aire critique de conservation pour les globicéphales communs du Déroit de Gibraltar

Cette zone (figure 37) est proposée en raison de la forte abondance et de la diversité des animaux présents. Principalement à l'automne et au début du printemps, période à laquelle la quasi-totalité des globicéphales communs de la mer d'Alboran sont présents.

Coordonnées de la zone «Estrecho»	
X	Y
-5.64248258	35.96659
-5.630328	35.89197
-5.4427782	35.94582
-5.4597023	35.01813

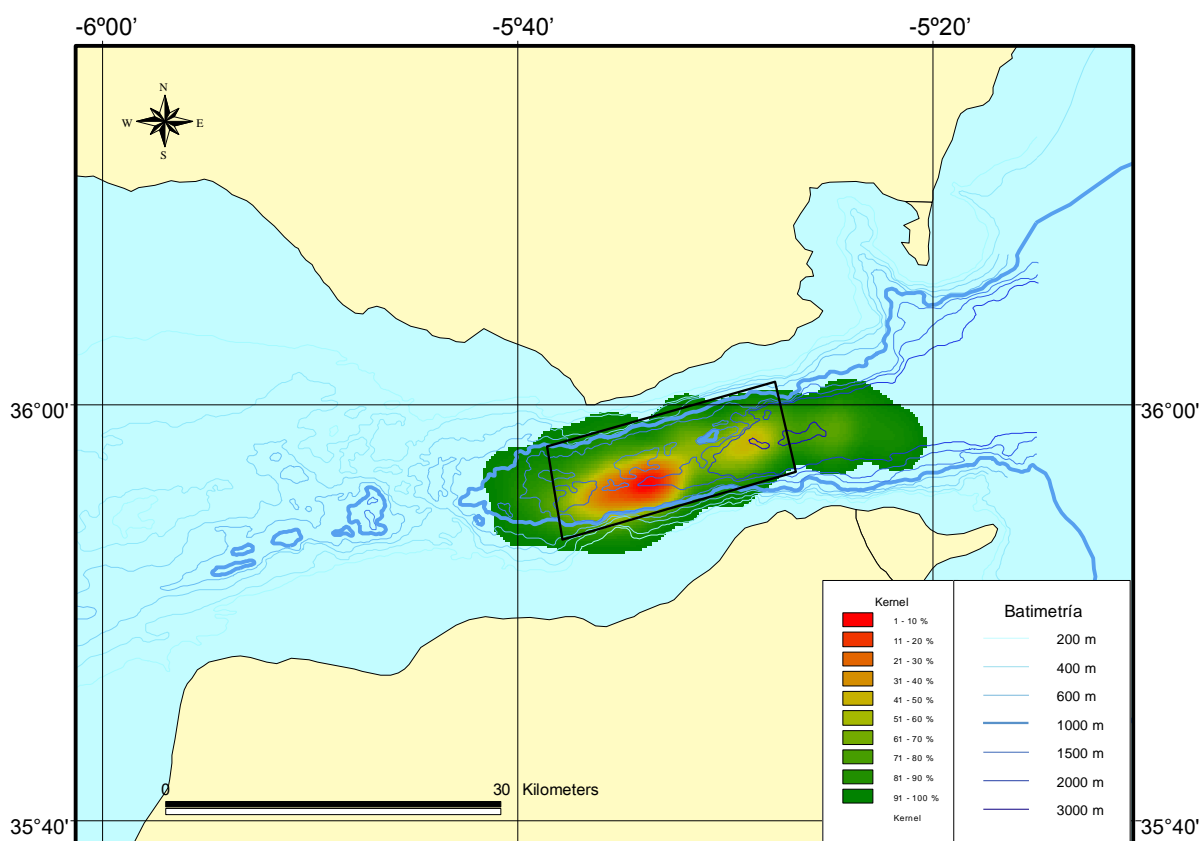


Figure 37. Aire critique pour les globicéphales dans le déroit de Gibraltar.

Aire critique de conservation pour les globicéphales communs au niveau du Mont Djibouti et du Sec des Oliviers.

Une deuxième aire critique pour les globicéphales communs a été identifiée sur la base des informations obtenues par Alnitak et Alnilam pendant les dernières 10 années. Cette zone s'étend depuis le Mont Djibouti jusqu'au Sec des Oliviers, bien connu pour une importante présence de cétacés (figure 38).

Coordonnées de la zone «Mont Djibouti - Sec des Oliviers»	
X	Y
-3.76530361	36.50645
-3.75102867	36.17955
-3.62116702	36.28875
-3.64043819	36.60137

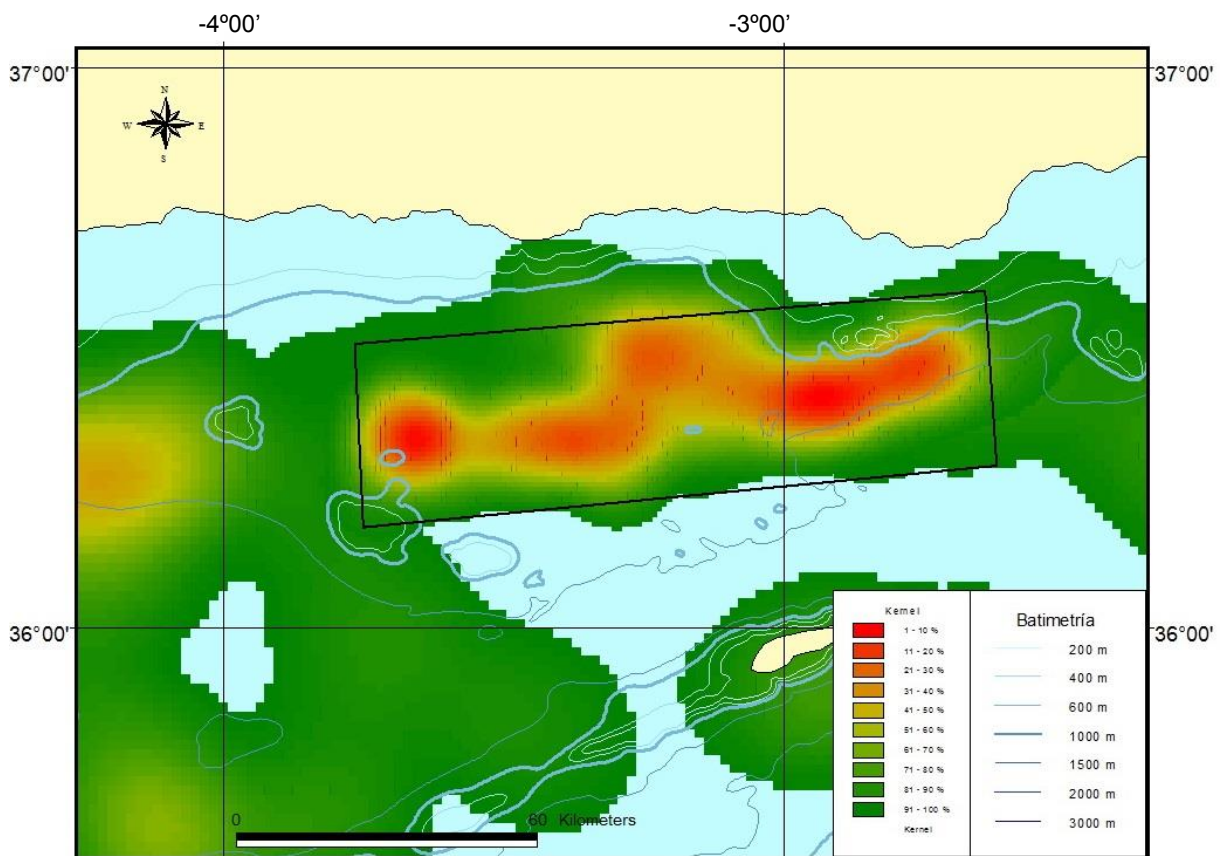


Figure 38. Aire critique pour les globicéphales communs au niveau du Mont Djibouti et du Sec des Oliviers.

Aire critique de conservation pour les globicéphales communs au niveau du Canyon de Vera-Cartagena.

Une troisième aire critique dans la mer d'Alboran a été identifiée pour les globicéphales communs dans le secteur qui concerne les canyons sous marin de Vera et de Cartagena.

Coordonnées de la zone «Canyons sous marin de Vera et de Cartagena»	
X	Y
-1.78305488	36.858700
-1.84985972	37.009210
-1.78225001	37.178230
-1.25988451	37.521920
-0.78983604	37.519500

5°00' -4°00' -3°00' -2°00' -1°00'

Figure 39. Aires critiques de conservation pour les globicéphales communs en mer d'Alboran. Le canyon de Vera-Cartagena est dans la zone plus à l'Est.

4.6 Cachalot (*Physeter macrocephalus*)

Sur la base de recherches existantes, il est possible de définir deux sites d'importance pour la conservation des cachalots: l'aire du large située au sud d'Almeria et le détroit de Gibraltar.

Comme signalé auparavant, la zone au sud d'Almeria est aussi importante pour les cachalots, ce qui renforce la proposition de ce site comme aire critique de conservation

Dans le détroit de Gibraltar, la présence des cachalots est fréquente, bien qu'il ne s'agisse pas d'une population résidente, mais les individus proviennent de tout le bassin occidental de la Méditerranée (Carpinelli et al. 2011). Certains individus ont été observés chaque année dans la région (Gauffier et al. 2009). La distribution de cette espèce au printemps et en été (voir figure 40, ci-dessous) se situe surtout en eau profonde dans le chenal principal du détroit (de Stephanis et al. 2008). Ce site constituerait une aire critique de conservation pour les cachalots

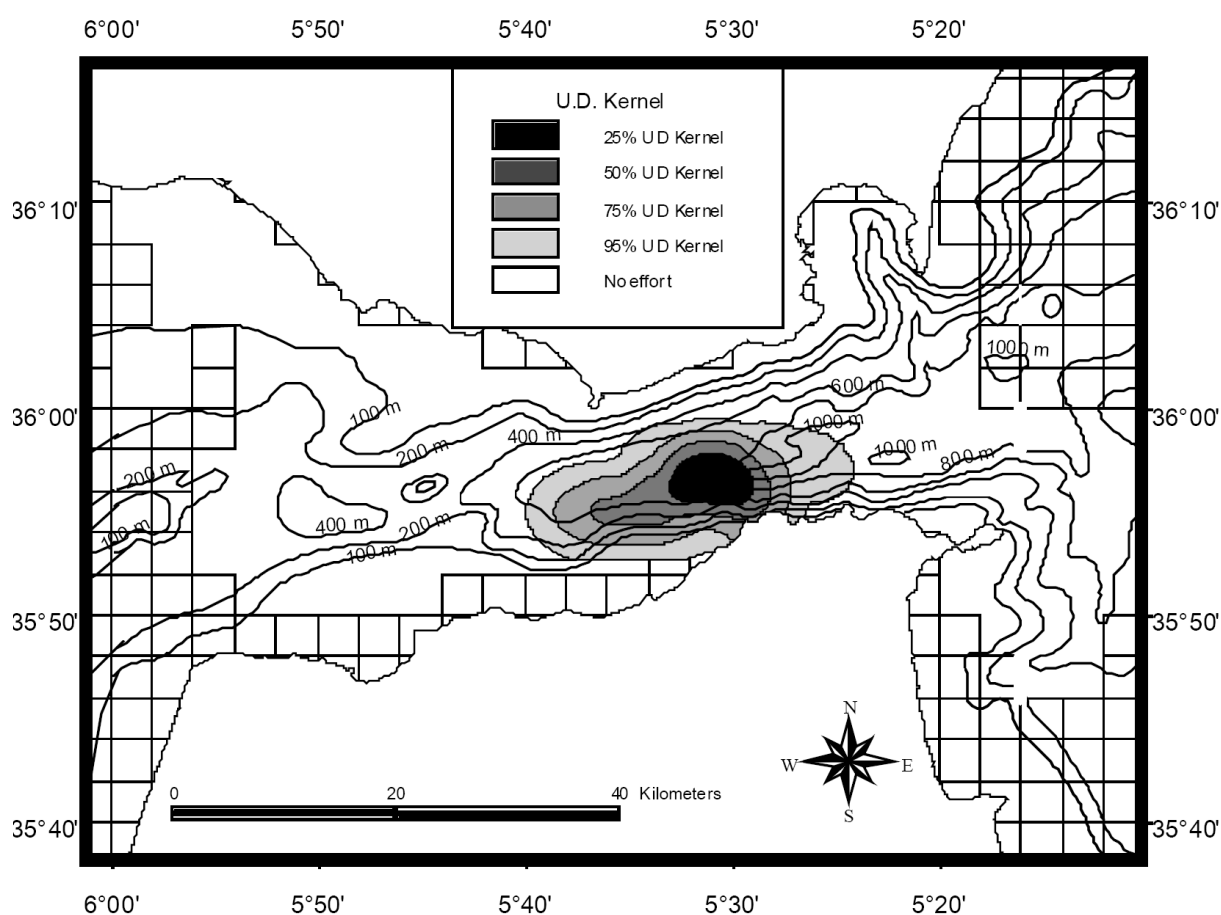


Figure 39. Distribution spatiale des cachalots au printemps et en été (1999-2006) dans le détroit de Gibraltar (de Stephanis 2008).

4.7 Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

Compte tenu des données actuelles, il n'est pas possible de faire des propositions pour des sites spécifiques.

4.8 Baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

Dans un projet réalisé par le Ministère espagnol de l'Agriculture, de l'Alimentation et de l'Environnement en 2011 portant sur l'identification des zones critiques de conservation de la baleine à bec de Cuvier dans la mer d'Alboran afin de définir les aires critiques de conservation et de proposer un plan de gestion, des propositions ont été basées sur les données scientifiques recueillies.

Les résultats des modèles et la distribution des observations, ont permis de sélectionner les zones comprenant plus de 40% de l'abondance de l'ensemble de la population dans la mer d'Alboran. C'est une zone d'eau profonde, limitée par l'isobathe 1000m et qui prend en compte les sites de présences nombreuses lors des missions (voir la figure 41, ci-dessous).

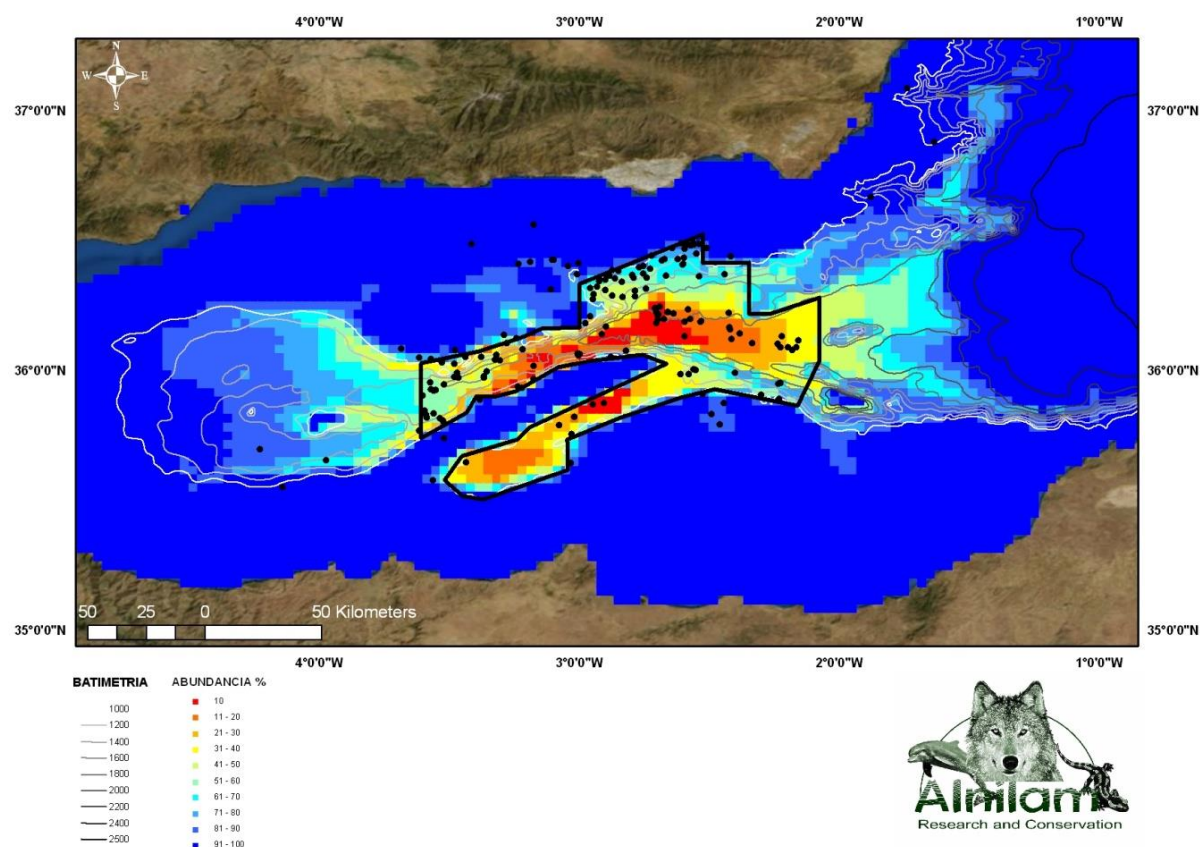


Figure 40. Zone considérée comme critique pour la baleine à bec de Cuvier dans la mer d'Alboran

Il est évident que des recherches complémentaires apporteront de nouvelles informations et pourraient nécessiter l'extension du site proposé ou la désignation de nouveaux sites dans la mer d'Alboran.

Un plan de gestion a été préparé, basé principalement sur la définition de deux zones (voir la carte 42, ci-dessous). La **zone A** est considérée comme la plus importante pour les baleines

à bec de Cuvier. La **zone B** correspond à une zone avec de nombreuses observations mais apparemment moins importante que la précédente. Les résultats de cette étude ont été présentés dans le cadre de la 7^{ème} réunion du Comité Scientifique d'ACCOBAMS en 2011. Le tableau ci-dessous indique les valeurs de densité pour chacune des zones.

Zonage de l'Aire Prioritaire de Conservation <i>Ziphius cavirostris</i>		
Zone	Surface (km ²)	Densité (animaux/ km ²)
A	1,924	0.044
B	1,397	0.041
C (trois secteurs)	3,074	0.029
TOTAL	6,394	0.036

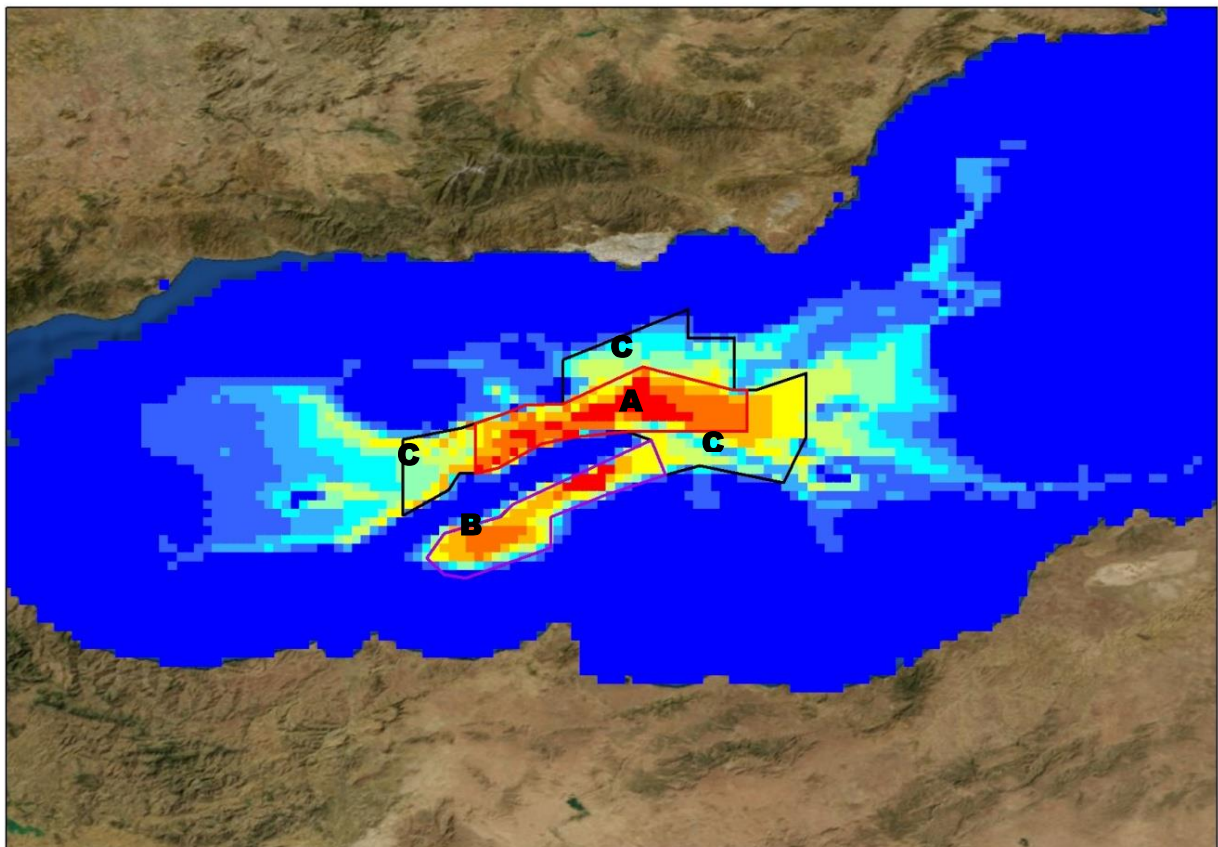


Figure 41. Zonage de l'Aire Prioritaire de Conservation. Zone A: limite extérieure rouge, Zone B: limite extérieure violette, Zone C: limite extérieure noire.

4.9 Orque (*Orcinus orca*)

L'importance de la population d'orques dans les eaux espagnoles, et en particulier dans la partie occidentale du détroit de Gibraltar, a conduit les scientifiques à proposer une aire critique pour la conservation de cette espèce, qui a également fait l'objet d'une proposition de LIC (Lieu d'Importance Communautaire, directive de l'Union européenne 92/43/CEE « Directive habitats »).

Un plan de gestion es également proposé, avec une zone pour laquelle le dérangement et l'observation des cétacés est interdit (voir carte 43, ci-dessous).

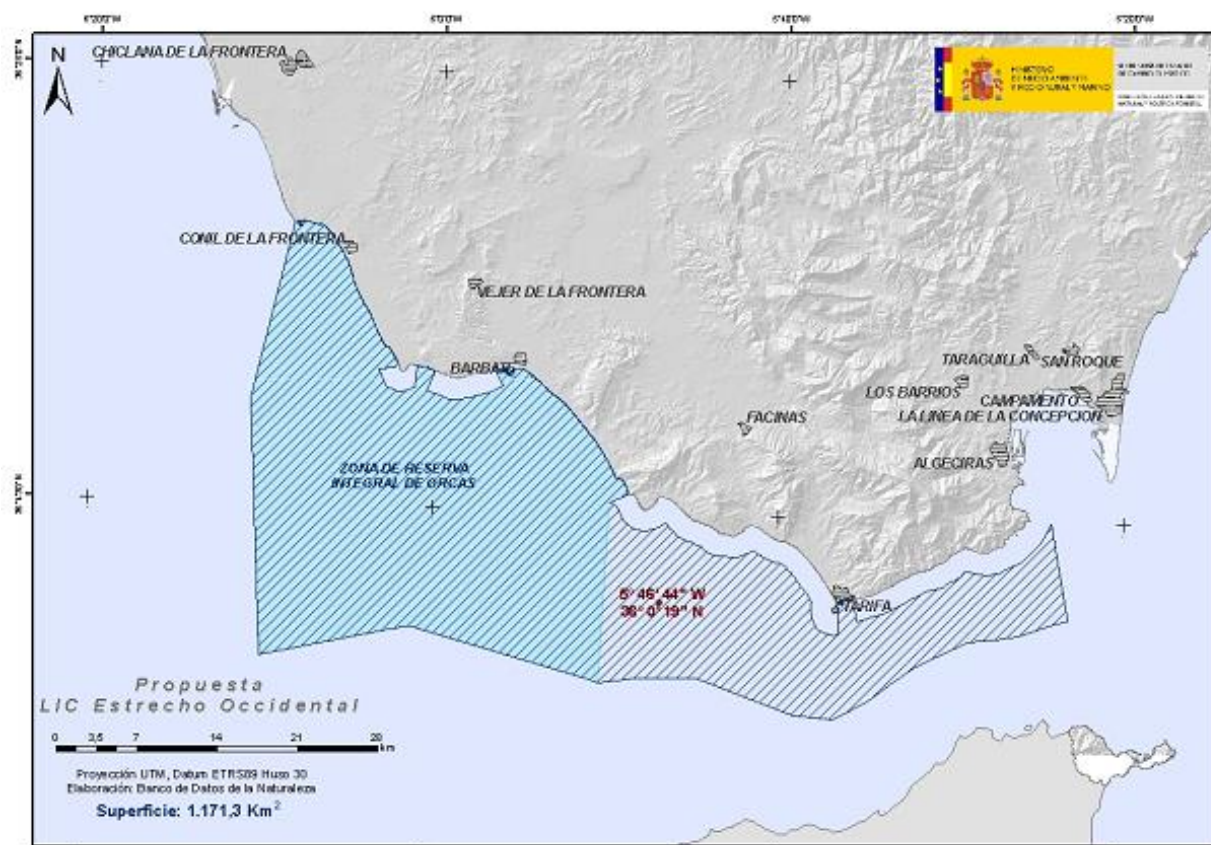


Figure 42. Zonage de l'Aire Prioritaire de Conservation des orques dans le détroit de Gibraltar.

5 Références

- Abdulla, A. and Linden, O. (eds). 2008. Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of impacts, priority areas and mitigation measures. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 184 pp.
- Aguilar, A and Borrell, A. 2005. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 48, 501–508.
- Aguilar, A. (2000) Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). Journal of Cetacean Research and Management, 2, 17–26.
- Aguilar, A. 2008. Fin whale (*Balaenoptera physalus*). pp. 433-436. En Encyclopedia of marine mammals, Eds. Perrin, W.F.; Würsig, B. and J.G.M. Thewissen. Academic Press, 2nd Edition. 1382 p.
- Aguilar, A. and Raga, J.A. (1993) The striped dolphin epizootic in the Mediterranean sea. Ambio 22:524-528.
- Aguilar, A. and Borrell, A. 1988. Age-and Sex-related changes in organochlorine compound levels in Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) from the Eastern North Atlantic. Marine Environmental Research, 25: 195-211.
- Aguilar, A. and Borrell, A. 1994. Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27(4): 546-554.
- Aguilar, A. and Borrell, A. 2007. Open-boat whaling on the straits of Gibraltar ground and adjacent waters. Marine Mammal Science 23(2): 322-342.
- Aguilar, A. and Lockyer, C. 1987. Growth, physical maturity, and mortality of fin whales (*Balaenoptera physalus*) inhabiting the temperate waters of the northeast Atlantic. Can. J. Zool. 65:253–264.
- Aguilar, A. and Silvani, L. (1995) Mortality of cetaceans in driftnets in the western Mediterranean continues. Paper SC/46/O 21 (Résumé). Report International Whaling Commission, 45, 457–458.
- Aguilar, A., Borrell, A., Calzada, N., and Gray, E. (1992) Body fat reserves in striped dolphins examined during the western Mediterranean die-off. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.47-52.
- Aguilar, A., Borrell, A., Calzada, N., Forcada, J., and Grau, E. (1991) The 1990 Striped dolphin epizootic. Rep. Spanish's Institute for the Conservation of Nature, 125p (In spanish).
- Airoldi S., Azzellino A., Nani B., Ballardini M., Bastoni C., Notarbartolo di Sciarra G. and Sturlese A. 1999. Whale watching in Italy: results of the first three years of activity. European Research on Cetaceans 13:153-156.
- Allen, S. G. 1991. Harbor seal habitat restoration at Strawberry Spit, S. F. Bay. Point Reyes Bird Observatory Report PB91-212332/GAR.
- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., and Johnston, P. (2006) Plastic debris in the world's oceans. Greenpeace, Amsterdam. 44 pages.
- André M, Terada M, Watanabe Y (1997) Sperm whale (*Physeter macrocephalus*) behavioural response after the playback of artificial sounds. Rep Int Whal Commn 47:499-504.
- Andre, J., Boudou, A., Ribeyre, F., & Bernhard, M. (1991). Comparative study of mercury accumulation in dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from French atlantic and Mediterranean coast. Science of the Total Environment, 104, 191–209.

- Andreu, E., Gallego, P., and Cervera, J.L. 2009. Long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) response to whale-watching vessels in the Strait of Gibraltar. IWC SC/61/WW5.
- Andrew, R. K., Howe, B. M., Mercer, J. A. and Dzieciuch, M. A. (2002) Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. Acoustics Research Letters Online-ARLO 3:65–70.
- Angradi, A. M., Consiglio, C. and Marini, L. 1993. Behaviour of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the central Tyrrhenian Sea in relation with commercial ships. Eur. Res. Cetaceans (Abstracts) 7: 77-9.
- Anon (2007) Nephrops and cetacean species selection information and technology. EU Report NECESSITY. 501605. Final report submitted to EC.
- ANSE and Cemaacan. 2011. Conclusiones de las Jornadas sobre Interacción de Cetáceos y Pesca. Murcia, 13 de mayo de 2011.
- Appel, M.J.G., Gibbs, E.P.J., Ter Meulen, S.J.M., Rima, B.K., Stephenson, J.R., Taylor, W.P. (1981) Morbillivirus diseases of animals and man. Comp. Diag. Viral Dis. &:235-297.
- Arbelo, M., Sierra, E., Méndez, M., Godinho, A., Ramírez, G., Caballero, M.J., Fernández, A. 2007. Atypical beaked whale mass stranding in Almería's coasts: pathological study. 17th Conference on the Biology of Marine Mammals. Cape Town (South Africa). 29th November-3th December, 2007
- Au, W. W. L. (1993) The Sonar of Dolphins. New York: Springer Verlag. 277 pp.
- Awbrey, W. A., Thomas, J. A. and Kastelein, R. A. (1998) Low-frequency underwater hearing sensitivity in belugas, *Delphinapterus leucas*. Journal of the Acoustical Society of America 84, 2273–2275.
- Azzellino, A, Gaspari, S., Airoidi, S. and Nani, B. 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. Deep-Sea Research Part I 55: 296-323.
- Bain, D.E., Smith, J.C., Williams, R. and Lusseau, D. 2006. Effects of vessels on behavior of southern resident killer whales (*Orcinus* spp.) NMFS Contract Report N. AB133F03SE0959 and AB133F04CN0040.
- Balcomb K.C. III, Claridge D.E. 2001. A mass stranding of cetacean caused by naval sonar in the Bahamas. Bahamas Journal of Science 8(2):2-12.
- Barlow, J. and Cameron, G.A. (2003) Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gill net fishery. Mar Mamm Sci 19:265–283.
- Barr, K. and Sooten, E. (1999) Effects of tourism on dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) at Kaikoura, New Zealand. Conservation Advisory Science Notes: 229. Department of Conservation, Wellington.
- Beach, D.W. and Weinrich, M.T. 1989. Watching the whales: Is an educational adventure for humans turning out to be another threat for endangered species? Oceanus 32(1):84– 88.
- Bearzi G., Agazzi S., Bonizzoni S., Costa M., and Azzellino A. 2008. Dolphins in a Bottle: Abundance, Residency Patterns and Conservation of Bottlenose Dolphins *Tursiops Truncatus* in the Semi-Closed Eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. Aquatic Conservation. 18(2):130-146.
- Bearzi, G. (2000) First report of a common dolphin (*Delphinus delphis*) death following penetration of a biopsy dart. J. Cetacean Res. Manage. 2(3):217–221.
- Bearzi, G., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E. (1997) Social ecology of Bottlenose Dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). Marine Mammal Science 13(4):650-668.

- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., Azzellino, A. (2006) Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation* 127, 373–382.
- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., Bruno, S., Costa, M., Bonizzoni, S. (2005) Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 243–257.
- Bearzi, G., Reeves, R., Notarbartolo-di-sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A., Mussi, B. (2003) Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.* 33 (3): 224–252.
- Bejder, L., Dawson, S.M., Harraway, J.A. (1999) Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Mar Mamm Sci* 15:738–750.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N. y otros (2006) Decline in the relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conserv Biol* 20:1791–1798.
- Berrow, S., Cosgrove, R., Leeney, R. H., O'brien, J., McGrath, D., Dalgard, J. y Le Gall, Y. (2009) Effect of acoustic deterrents on the behaviour of common dolphins (*Delphinus delphis*). *J. Cetacean Res. Manage.* 10(3):227–233.
- Bérubé, M., Larsen, F., Notarbartolo di Sciara, G., Sears, R., Aguilar, A., Sigurjónsson, J., Urban-Ramirez, J., Dendanto, D. and Palsbøll, P.J. (1998) Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758); analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology* 7:585-599.
- Berzin, A. A. 1971. "Kashalot" Izdatel'stvo "Pishchevaya Promyshlennost", Moscow.
- Best, P.B., Canham, P.A.S and MacLeod, N. 1984. Patterns of reproduction in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. *Rep. Int. Whal. Comm Spec Iss* 6:51-79.
- Bianchi, C.N. and Morri, C. (2000) Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 367–376.
- Birkun, A. Jr. (2002) Interactions between cetaceans and fisheries in the Black Sea. In: *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies* (Ed. by G. Notarbartolo di Sciara), pp. 98–107. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002.
- Birkun, A., Kuiken, T., Krivokhizhin, S., Haines, D.M., Osterhaus, A.D.M.E., Van de Bildt, M.W.G., Joiris, C.R. & Siebert, U. (1999) Epizootic of morbilliviral disease in common dolphins (*Delphinus delphis ponticus*) from the Black Sea. *Veterinary Records*, 144, 85–92.
- Bloch, D., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., and Sigurjónson, J. (1989a). "Distribution and abundance of pilot whales (*Globicephala melas*) in the northeast Atlantic in June-August 1987 based on shipboard sightings surveys." *Report International Whaling Commission* (Special Issue 11).
- Boisseau, O., Lacey, C., Lewis, T., Moscrop, A., Danbolt, M and McInaghan, R. 2010. Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8), 1589–1599.
- Boletzky, S.V. 1994. Embryonic development of cephalopods at low temperatures. *Antarctic Science* 6 (2): 139-142
- Bompar, J.M., Dhermain, F., and Poitevin, F. (1992) *Stenella coeruleoalba* affected by morbillivirus: preliminary study for the French Mediterranean continental coas. In: *Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop*, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.27-31.

- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M., Botta, S. (2002) Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Mar Mamm Sci* 18:833–842.
- Borrell, A. 1993. PCB and DDTs in Blubber of Cetaceans from the Northeastern North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 26, No. 3, pp. 146-151.
- Borrell, A. and Aguilar, A. (1991) Were PCB levels in striped dolphins affected by the western Mediterranean die-off abnormally high? *Eur. Res. Cetaceans* 5, 88-92.
- Borrell, A. and Aguilar, A. (1992) Pollution by PCBs in striped dolphins affected by the western mediterranean epizootic. In: *Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca*. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.121-127.
- Borrell, A. and Aguilar, A., 2007. Organochlorine concentrations declined during 1987-2002 in western Mediterranean bottlenose dolphins, a coastal top predator. *Chemosphere* 66, 347–352.
- Borrell, A., Aguilar, A., Tornero, V., Sequeira, M., Fernandez, G., Alis, S., 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian peninsula. *Environment International* 32, 516–523.
- Borrell, A., Cantos, G., Pastor, T., Aguilar, A. (2001) Organochlorine compounds in common dolphins (*Delphinus delphis*) from the Atlantic and Mediterranean waters of Spain. *Environmental Pollution* 114: 165-274.
- Boutiba, Z. 1994a. Bilan the nos connaissances sur la presence des cétacés le long des côtes Algeriennes. *Mammalia* 4: 613-22.
- Bowles, A. E., Smultea, M., Wursig, B., DeMaster, D. P., & Palka, D. (1994). Relative abundance and behaviour of marine mammals exposed to transmission from the Heard Island feasibility test. *Journal of the Acoustical Society of America*, 96, 2469-2484.
- Briand, F. (2000) *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series*. Kerkyra, Greece.
- Brodziak, J and Hendrickson, L. 1999. An Analysis of environmental effects on survey catches of squids *Loligo pealei* and *Illex illecebrosus* in the northwest Atlantic. *Fish. Bull.* 97: 9-24.
- Brotans, J.M., Munilla, Z., Grau, A.M., Rendell, L. (2008) Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endangered Species Research* 5: 301–308.
- Brouwer, A., Reijnders, P.J.H. and Hoeman, J.H. (1989). Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquat. Toxicol.* 15:99-106.
- Brown Gladden JG, Ferguson MM, Freisen MK, Clayton JW (1999). Population structure of North American beluga whales (*Delphinapterus leucas*) based on nuclear DNA microsatellite variation and contrasted with population structure revealed by mitochondrial DNA. *Mol Ecol* 8:347–363
- Brownell R. L. Jr., Mead J. G., Helden A. L., Yamada T. K., Frantzis A. 2005. Worldwide mass strandings of beaked whales: retrospective review and causes. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society. La Rochelle, France. April 2-7.
- Buck, C., Paulino, G.P., Medina, D.J., Hsiung, G.D., Campbell, T.W. and Walsh, M.T. 1993. Isolation of St. Louis encephalitis virus from a killer whale. *Clinical and Diagnostic Virology* 1:109-112.
- Bustamante, P., F. Caurant, S.W. Fowler and P. Miramand, Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci Total Environ*, 220 (1998), pp. 71–80

- Caddy, J.F. y Griffiths, R.C. (1990) Recent trends in the fisheries and environment in the General Fisheries Council for the Mediterranean (GFCM) area. Food and Agriculture Organization, Rome. Studies and Reviews, 63, 1–71.
- Cagnolaro, L. y Notarbartolo di Sciara, G. (1992) Attività di ricerca sui cetacei e loro status di conservazione in Italia. Bollettino Museo Istituto Biologia Università di Genova, 56–57, 53–85.
- Caldwell, D.K. and Brown, D.H. 1964. Tooth wear as a correlate of described feeding behavior by the killer whale, with notes on a captive specimen. Bulletin of the Southern California Academy of Science 63:128-140.
- Cantor, M., Cachuba, T., Fernandes, L. and Engel, M.H. (2010) Behavioural reactions of wintering humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to biopsy sampling in the western South Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 90(8), 1701–1711.
- Cañadas, A. and Hammond, P. S. 2006. Model-Based Abundance Estimates for Bottlenose Dolphins Off Southern Spain: Implications for Conservation and Management. Journal of Cetacean Research and Management. 8(1):13-27.
- Cañadas, A., and Sagarminaga, R. (2000). "The northeastern Alboran Sea, an important breeding and feeding ground for the long finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Mediterranean Sea." Marine Mammal Science, 16, 513-529.
- Cañadas, A., and Sagarminaga, R. 1999. A comparative study on the distribution and behaviour of the common dolphin (*Delphinus delphis*) and Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) along the south-eastern coast of Spain. Eur. Res. Cetacean [Abstracts] 12: 334.
- Cañadas, A., Fortuna, C., Pulcini, M., Lauriano, G., Bearzi, B., Cotte, C., Raga, J.A., Panigada, S., Politi, E., Rendell, L., B-Nagy, A., Pastor, X., Frantzis, A., Mussi, B. 2011. Accobams collaborative effort to map high-use areas by beaked whales in the Mediterranean. Document SC/63/SM10 presented at the 63 Scientific Committee Meeting of the International Whaling Commission, Tromsø, Norway, June 2011.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. and García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. Deep Sea Research 49(11):2053-73.
- Cañadas, A., and Hammond, P. (2008) Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. Endangered Species Research 4: 309-331.
- Cañadas, A.; Sagarminaga, R.; Hernández-Falcón, L.; Fernández, E. and M. Fernández. 1999. Fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the northern part of the Alboran Sea and Strait of Gibraltar. (Abstract) European Research on Cetaceans, 13, 300–304.
- Carbo Penche, M., Verborgh, P., Salazar Sierra, J.M., Pérez Jorge, S., Esteban, R., de Stephanis, R. 2006. Análisis socioeconómico de la industria de observación de cetáceos en Andalucía and Gibraltar.
- Carpinelli, E., Gauffier, P., de Stephanis, R., Verborgh, P., Esteban, R., Pierantonio, N., Airoidi, S. and Lewis, T. 2011. Assessing long-range movements of Mediterranean sperm whales through photo-identification. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cadiz, Spain, 21-23 March 2011. (Poster)
- Casinos, A. (1982) Los cetáceos del Mediterráneo. Mundo Científico, 2, 714–724.
- Castellote, M., Clark, C.W. and Lammers, M.O. 2010. Potential negative effects in the reproduction and survival on fin whales (*Balaenoptera physalus*) by shipping and airgun noise. SC/62/E3. 12 p.
- Castellote, M., Clark, C.W. and Lammers, M.O. 2011. Fin whale (*Balaenoptera physalus*) population identity in the western Mediterranean Sea. Marine Mammal Science. Article first published online DOI: 10.1111/j.1748-7692.2011.00491.x.

- Castrillon J, Gómez-Campos E, Aguilar A, Berdie L, Borrell A (2010) PCB and DDT levels do not appear to have enhanced mortality of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the 2007 Mediterranean epizootic. *Chemosphere* 81: 459–463.
- Caurant F, Amiard-Triquet C (1995) Cadmium contamination in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Mar Poll Bull* 30: 207-210.
- Caurant, F., M. Navarro and J.C. Amiard, 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. *Sci Total Environ*, 186 (1996), pp. 95–104
- Cebrian, D., (1995) The striped dolphin *Stenella coeruleoalba* epizootic in Greece, 1991-1992. *Biological Conservation*. 74(2): 142-145.
- Centro Studi Cetacei. 1998. Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. XII. Rendiconto 1997. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano*, 139(II): 213-226.
- Chapman, J., Reiss, M. (1999) *Ecology: principles and applications*. Cambridge University Press
- Jackson, J., Kirby, M., Berger, W., Bjorndal, K., Botsford, L., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629.
- Clapham, P.J., Aguilar, A. and Hatch, L.T. 2008. Determining spatial and temporal scales for management: lessons from whaling. *Mar Mamm Sci* 24:183–201.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A. and Ponirakis, D. (2009) Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implications. *Marine Ecology Progress Series*, 395: 201-222.
- Clarke, D., Dickerson, C. and Reine, K. (2003) Characterization of underwater sounds produced by dredges. In *Proceedings of the Third Specialty Conference on Dredging and Dredged Material Disposal*, May 5-8, 2002, Orlando, Florida.
- Clarke, M.R. 1987. Cephalopod biomass—estimation from predation. In *Cephalopod Life Cycles* (P. R. Boyle, ed.), 2, p. 221–237. Academic Press, London.
- Clarke, M.R. 1997. Cephalopods in the stomach of a sperm whale stranded between the islands of Terschelling and Ameland, southern North Sea. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie* 67-Suppl.:53-55.
- Coll, M., Lotze, H., Romanuk, T. (2008) Structural degradation in Mediterranean Sea food webs: testing ecological hypotheses using stochastic and mass-balance modelling. *Ecosystems* 11, 939–960.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T. (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One* 5, e11842.
- Constantine, R., Brunton, D.H., Dennis, T. (2004) Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biol Conserv* 117:299–307.
- Corkeron, P.J. (1995) Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hervey Bay, Queensland; behaviour and responses to whale-watching vessels. *Can J Zool* 73: 1290–1299.
- Cornax, M.J. and Pardo, E. 2009. Pez espada and redes de deriva: la ausencia de control en las pesquerías del Mediterráneo. *Oceana* 115p.
- Cornax, M.J., Xavier Pastor and Ricardo Aguilar. 2006. El uso de redes de deriva por la flota Marroquí. *Oceana*, 24p.
- Corsolini, S., Focardi, S., Kannan, K., Tanabe, S., Borrell, A., Tatsukawa, R., 1995. Congener profile and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls in dolphins, sharks and tuna collected from Italian coastal waters. *Marine Environmental Research* 40, 33–53.

- Costa Duarte, C., Brasão, A. and Pintassilgo, P. 1998. Northern Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna: Biological and Economic Issues. Working Paper No. 322, FEUNL.
- Cotté C, Guinet C, Taupier-Letage I, Petiau E (2010) Habitat use and abundance of striped dolphins in the western Mediterranean Sea prior to the morbillivirus epizootic resurgence. *Endangered Species Research* 12: 203–214.
- Couperus, A. S. 1997. Interactions between Dutch midwater trawlers and Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) southwest of Ireland. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.*, **22**: 209–218
- Cox, T.M., Read, A., Swanner, D., Urian, K., Waples, D. (2004) Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biol. Conserv.* 115, 203–213.
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A., Tregenza, N. (2001) Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *J Cetacean Res Manag* 3:81–86.
- Cozzi B., Podestà M., Mazzariol S., 2011. Strandings of beaked whales in the Italian waters: a perspective of 25 years. IWC meeting, Tromso, SC-63-SM5.
- Crowder, L., Hazen, E., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., Ogburn, M. (2008) The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystembased management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39, 259–278.
- Curtis, K. R., Howe, B.M.y Mercer, J.A. (1999) Low-frequency ambient sound in the North Pacific: Long time series observations. *Journal of the Acoustical Society of America* 106, 3189–3200.
- D'Amico A., Bergamasco A., Zanasca P., Carniel S., Nacini E., Portunato N., Teloni, V., Mori C., Barbanti R. 2003. Qualitative correlation of marine mammals with physical and biological parameters in the Ligurian Sea. *Journal of Oceanic Engineering* 28(1): 29-43.
- D'Amico, A. (ed.) (1998) Summary Record, NATO-SACLANTCEN Bioacoustics Panel, La Spezia, Italy, 15 June 1998. – NATO-SACLANTCEN M-133 with Annex A-CCC, Unclassified.
- Daan, S., Deerenberg, C. and Dijkstra, C. 1996. Increased daily work precipitates natural death in the kestrel. *Journal of Animal Ecology* 65:539–544.
- Dalebout M.L., Robertson K.M., Frantzis A., Engelhaupt D., Mignucci A.A., Rosario-Delestre R.J., Baker C.S. 2005. Worldwide structure of mtDNA diversity among Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*): implications for threatened populations. *Molecular Ecology* 14: 3353-3371.
- Dam, M. and Bloch, D., 2000. Screening of mercury and persistent organochlorine pollutants in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Faroe Islands. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1090–1099.
- David, L., M. Chenoz, Cournulier, T., Dhermain, F. 2006. Bycatches of cetaceans by french drifnets for tuna in the northwestern Mediterranean sea. 20th annual conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 2006
- Dawson, S., Read, A., Slooten, E. (1998) Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biol Conserv* 84:141–146.
- de Boer, J., Wester, P.G., Klamer, H.J.C., Lewis, W.E. and Boon J.P. (1998) Do flame retardants threaten ocean life? *Nature* 394:28–9.
- de Stephanis R. 2007 Estrategias de alimentación de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar. Implicaciones para su conservación. PhD Thesis, Universidad de Cádiz.
- de Stephanis R., Erika Urquiola, 2006, "Collisions between ships and cetaceans in Spain", Document SC/58/BC5 presented in the 58 Scientific Committee of the International Whaling Commission, St Kitts and Nevis

- De Stephanis, R., García-Tiscar S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia and Guinet, C. (2008b) Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Marine Biology*, 154: 603-612.
- De Stephanis, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban Pavo, R., Gimenez, J., Salazar Sierra, J., Seller, N., Sánchez Morillas, V. 2010. Informe sobre posibles impactos producibles por la ampliación del Puerto de Tarifa en las poblaciones de cetáceos del Estrecho de Gibraltar. CIRCE, Informe técnico. Descargable en www.circe.info 101 pp.
- De Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez Gimeno, N., Sánchez Cabanes, A., Pérez Jorge, S., Esteban Pavo, R., Seller, N., Urquiola, E., Guinet, C. 2005. Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual and previsiones de futuro. Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente. 140pp.
- de Swart, R.L., Ross, P.S., Vos, J.G. and Osterhaus, A.D.M.E. 1996. Impaired immunity in harbor seals (*Phoca vitulina*) exposed to bioaccumulated environmental contaminants: review of a long-term study. *Environmental Health Perspectives* 104 (supplement 4):823-828.
- De Walle, F.B., Nikolopoulou-Tamvakli, M. and Heinen, W.J. (1993) Environmental Condition of the Mediterranean Sea: European Community Countries. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Degollada, E., M. Arbelo, M. André, A. Blancoy A. Fernández (2003) Preliminary ear analysis report of the 2002 Canary Islands Ziphius mass stranding. Presentation to the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Desportes G, and Mouritsen R, (1993) Preliminary results on the diet of long-finned pilot whales off the Faroe Islands. *Rep Int Whal Commn. Special Issue N°14*, p 305-324
- Dhermain, F., Soulier, L., Bompar, J.M. (2002) Natural mortality factors affecting cetaceans in the Mediterranean Sea. In: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 15, 14.
- Di Natale, A, 1990. Marine mammals interactions in Scombridae fishery activities: the Mediterranean case. *FAO Fisheries Report*, No. 449, FIPL/R449: 167-174.
- Di Natale, A. (1987) Mammifères: baleines, dauphins, marsouins et phoques, In: *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Rev. 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37, Vol. II, Vertébrés* (Ed. by E. Fisher, M.L. Bauchot& and M. Schneider), pp. 1439–1472. FAO, Rome.
- Di Natale, A.y Notarbartolo di Sciara, G. (1994) A review of the passive fishing nets and trap fisheries in the Mediterranean Sea and of cetacean bycatch. *Report International Whaling Commission, Special Issue*, 15, 189–202.
- Di Natale, A., 1995. Driftnets impact on protected species: observer data from the Italian fleet and proposal for a model to assess the number of cetacean in the by-catch. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 44(1), 255–263.
- Diaz Lopez, B., and Shirai, A., 2005. A survey of anti-bottlenose dolphin control at marine fish farm. Talk presented at the "6º Convegno Nazionale sui Cetacei e sulle Tartarughe Marine CSC ". November. Comune di Sperlonga (LT), Italy.
- Dietz, R., Heide-Jorgensen, M.P. and Harkonen, T. (1989) Mass deaths of harbor seals (*Phoca vitulina*) in Europe. *Ambio*, 18(5):258-264.
- Dolman, S. 2007. Spatio-temporal restrictions as best practice precautionary response to ocean noise. *Journal of International Wildlife Law and Policy* 10:219-224.
- Dolmanz, S.J., Weir, C.R. and Jasny, M. 2009. Comparative review of marine mammal guidance implemented during naval exercises. *Marine Pollution Bulletin* 58: 465–477.

- Domingo, M., Ferrer, L., Pumarola, M., Marco, A., Plana, L., Kennedy, S., McAliskey, M. and Rima, B.K. (1990) Morbillivirus in dolphins. *Nature (London)*, 348:21
- Domingo, M., Visa, J., Pumarola, M., Marco, A., Ferrer, L., Rabadal, R., Kennedy, S. (1992) Pathologic and immunocytochemical studies of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Vet. Pathol.* 29:1-10.
- Drouot, V, Gannier A and Goold J. 2004. Diving and feeding behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquat Mamm* 30: 419–426.
- Duffus, D.A. and Deardon, P. 1993. Recreational use, valuation, and management, of killer whales (*Orcinus orca*) on Canada's Pacific coast. *Environmental Conservation* 20:149-156.
- Duffy, J. (2003) Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6, 680–687.
- Duguay, R., and E. Hussenot. 1982. Occasional captures of delphinids in the northeast Atlantic. *Rep. Int. Whal. Comm.*, **32**: 461–462
- Duignan, P.J., Geraci, J.R., Raga, J.A. and Calzada, N. (1992) Pathology of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Valencia and Murcia, Spain. *Can. J. Vet. Res.* 56:242-248.
- Edds, P.L. and Macfarlane, J.A.F. 1987. Occurrence and general behaviour of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 65:1363–1376.
- Endo, T., Kimura, O., Hisamichi, Y., Minoshima, Y. and Haraguchi, K. 2007. Age-dependent accumulation of heavy metals in a pod of killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan. *Chemosphere* 67:51–9.
- European Environment Agency. (2008) Impacts of Europe's changing climate - 2008 indicator-based assessment. Joint EEA-JRC-WHO report. EEA Report No 4/2008. JRC Reference Report No JRC47756. ISBN 978-92-9167-372-8. DOI 10.2800/48117. 246pp.
- Evans WE (1994) Common dolphin, white-bellied porpoise – *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758. In: Handbook of marine mammals (Ridgway SH, Harrison SR, eds.) Vol. 5: The first book of dolphins. Academic Press, London, pp. 191-224.
- Evans, D.L. and G.R. England. 2001. Joint Interim Report; Bahamas Marine Mammal Stranding Event of 15-16 March 2000. National Oceanic and Atmospheric Administration. Available online at: http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/PR2/Health_and_Stranding_Response_Program/Interim_Bahamas_Report.pdf.
- Fairfield, C.P. and L.P. Garrison 2008. Estimated bycatch of marine mammals and sea turtles in the US Atlantic pelagic longline fleet during 2007. NOAA Tech. Memo. NOAA NMFS-SEFSC-572. 62 pp.
- Félix, F., B. Haase, J.W. Davis, D. Chiluiza, and P. Amador. 1997. A note on recent strandings and bycatches of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Ecuador. *Rep. Int. Whal. Commn* 47:917-919.
- Fernández, A., Arbelo, M., Degollada, E., André, M., Castro-Alonso, A., Jaber, R., Martín, V., Calabuig, P., Castro, P., Herraiez, P., Rodríguez, P. y Espinosa de los Monteros, A. (2003) Pathological findings in beaked whales stranded massively in the Canary Islands. Poster presented at the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Fernández, A., Esperon, F. Herraiez, P., Espinosa, A., Clavel, C., Bernabe, A., Sanchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F. and Bayon, A. (2008) Pilot whales (*Globicephala melas*) mortality due to Morbillivirus in the Mediterranean Sea. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 792-794.

- Fernandez, R., Santos, M.B., Carrillo, M., Tejedor, M., and Pierce, P. 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996-2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89: 873-883. DOI: 10.1017/S0025315409000290 Published online: 2009
- Filadelfo, R., Mintz, J., Michlovich E., D'Amico, A., Tyack, P.L., Ketten, D.R. 2009. Correlating Military Sonar Use with Beaked Whale Mass Strandings: What Do the Historical Data Show? *Aquatic Mammals* 35(4): 435-444.
- Finneran, J. J., Schlundt, C. E., Dear, R., Carder, D. A., and Ridgway, S. H. (2002) Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. *Journal of the Acoustical Society of America* 111(6), 2929–2940.
- Finneran, J.J., Carder, D.A., Schlundt, C.E. and Ridgway, S.H. (2005) Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *Journal of the Acoustical Society of America* 118:2696-2705.
- Fonseca, C. and Ganade, G. (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89, 118–125.
- Foot, A. D., Osborne, R.W. and Hoelzel, A.R. 2004. Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428:910.
- Forcada, J. and Hammond, P.S. (1998) Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 39, 313–325.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X. and Aguilar, R. 1996. Distribution and abundance of fin whales in the western Mediterranean during summer. *Journal of the Zoological Society of London* 238: 23-34.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P.S., Pastor, X. & Aguilar, R., 1994. Distribution and numbers of striped dolphins in the western Mediterranean Sea after the 1990 epizootic outbreak. *Marine Mammal Science*, 10, 137-150.
- Forcada, J., Nortarbartolo di Sciara, G. & Fabbri, F. 1995. Abundance of Fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. *Mammalia* 59 (1): 127-140.
- Fossi C. & Marsili L. 2003. Effects of endocrine disruptors in aquatic Mammals. *Pure Appl. Chem.* 75:2235–2247.
- Fossi, M. A., Marsili, L., Neri, G., Natoli, A., Politi, E., Panigada, S. (2003) The use of a non-ethal tool for evaluating toxicological hazard of organochlorine contaminants in Mediterranean cetaceans: new data 10 years after the first paper published in MPB. *Marine Pollution Bulletin* 46: 972-982.
- Fossi, M.C., Marsili, L., Neri, G., Casini, S., Bearzi, G., Politi, E., Zanardelli, M. and Panigada, S. (2000) Skin biopsy of Mediterranean cetaceans for the investigation of interspecies susceptibility to xenobiotic contaminants. *Marine Environmental Research* 50: 517-521.
- Fossi, M.C., Urban, J., Casini, S., Maltese, S., Spinsanti, G., Panti, C., Porcelloni, S., Panigada, S., Lauriano, G., Niño-Torres, C., Rojas-Bracho, L., Jimenez, B., Muñoz-Arnanz, J. and Marsili, L. (2010) A multi-trial diagnostic tool in fin whale (*Balaenoptera physalus*) skin biopsies of the Pelagos Sanctuary (Mediterranean Sea) and the Gulf of California (Mexico). *Marine Environmental Research* 69: S17–S20.
- Frantz A., Cebrian, D., 1998. A rare, atypical mass stranding of Cuvier's beaked whales. Cause and implications for the species biology. In: *European Research on Cetaceans - 12. Proc. 12th Ann. Conf. ECS, Monaco, 20-24 January 1998*, pp. 332-335.
- Frantz A., 2004. The first mass stranding that was associated with the use of active sonar (Kyparissiakos Gulf, Greece, 1996). In: *Proceedings of the workshop: " Active sonar and cetaceans "*. 8 March 2003, Las Palmas, Gran Canaria. *ECS newsletter* 42 (special issue): pp. 14-20.

- Frantzis A., Alexiadou P., Paximadis G., Politi E., Gannier A., Corsini-Foka M. 2003. Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. *Journal of Cetacean Research and Management*, 5: 219-232
- Frantzis, A., Herzing, D.L. (2002) Mixed species associations of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) and Risso's dolphin (*Grampus griseus*), in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals*, 28, 188–197.
- Fromentin, J.M. 2003. Why uncertainty in the management of the East Atlantic Bluefin tuna has constantly increased in the past few years. *Scientia Marina* 67, 51-52.
- Fromentin, J.M. and Powers J.E. 2005. Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries*. 6: 281-306.
- Fullard, K., Early, G., Heide-Jørgensen, M.P., Bloch, D., Rosing-Asvid, A. and Amos, W 2000 Population structure of long-finned pilot whales in the North Atlantic: a correlation with sea surface temperature? *Mol. Ecol.* 9: 949-958
- Gambaiani, D.D., Mayol, P., Isaac, S.J. and Simmonds, M.P. 2009. Potential impacts of climate change and greenhouse gas emissions on Mediterranean marine ecosystems and cetaceans. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89(1):179-201.
- Gannier A (2005) Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Rev Écol* 60: 223–238.
- Gannier A. 1999. Diel variations of the striped dolphin distribution off the French Riviera (northwestern Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals* 3(25):123-134.
- Gannier, A. (1995) Les cétacés de Méditerranée nord-occidentale: estimation de leur abondance et mise en relation de la variation saisonnière de leur distribution avec l'écologie du milieu. Master thesis. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France.
- Gannier, A. and Gannier, O. 1993. Striped dolphin abundance estimate in the Liguro-Provençal basin: preliminary study. *Eur. Res. Cetaceans* [Abstracts] 7: 139-43.
- Gannier, A., Drouot, V. and Goold, J.C. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 243: 281-293.
- Gannon D, Read A, Craddock J, Fristrup K, Nicoles J, (1997) Feeding ecology of long-finned pilot whales *Globicephala melas* in the western North Atlantic. *Mar Ecol Prog Ser* 148:1-10
- García Tiscar, S. (2010) Interacciones entre delfines mulares (*Tursiops truncatus*), orcas (*Orcinus orca*), and pesquerías en el mar de Alborán and Estrecho de Gibraltar. Universidad Autónoma de Madrid. 301 pp.
- Gardner (1996) en Parsons E.C.M., Birks I., Evans P.G.H., Gordon J.C.D., Shrimpton J.H.& and S. Pooley (2000). "The possible impacts of military activity on cetaceans in west Scotland". *Proceedings of the 14th annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland 2-5 April 2000*:185-190.
- Gauffier, P. (2008). Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on Long-finned pilot-whales in the Strait of Gibraltar. MSc thesis Agrocampus: 56
- Gauffier, P., Verborgh, P., Corbella, C., de Stephanis, R., Esteban, R., Fernandez, A., de la Fuente, J. and Guinet, C. 2009. Estimating the consequences of the 2006-07 *Morbillivirus* epizootic on the long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. *IWC SC/61/E20*.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Giménez, J., Jiménez Torres, C., Andréu, E., Medina, B. and Kniest, E. 2010. When it comes to whales' conservation, is recommendation enough? 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.

- Gaydos, J.K., Balcomb, K.C.III, Osborne, R.W. and Dierauf, L. 2004. Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species. *Biological Conservation* 117:253-262.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., and Aguilar, A. 2008. Pingers as Deterrents of Bottlenose Dolphins Interacting With Trammel Nets. *Fisheries Research*. 92(1):70-75.
- Gedamke, J., Gales, N. and Frydman, S. 2011. Assessing risk of baleen whale hearing loss from seismic surveys: the effect of uncertainty and individual variation. *J. Acoust. Soc. Am.* 129: 496-506
- Geraci, J.R. and St. Aubin, D.J. editors. (1990) *Sea mammals and oil: confronting the risks*. Academic Press, New York.
- Giese, M. 1996. Effects of human activity on Adélie Penguin *Pygoscelis adeliae* breeding success. *Biological Conservation* 75:157–164.
- Giménez, J., de Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R. and Verborgh, P. 2011. Biopsy wound healing in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Veterinary Records*, 168(4):101b.
- Giménez, J., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Verborgh, P., Jiménez Torres, C., y de Stephanis, R. (2010) Behavioural response of cetaceans to biopsy darting. 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Giménez, J., Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., Jiménez-Tores, C., de Stephanis, R. (2011) The bay of Algeciras: A feeding and a breeding ground for common dolphins? 25th Conference of the European Cetacean Society, 21-23th March 2011 - Cádiz (Sapin).
- Gómez de Segura A, Crespo, E. A., Pedreza, S. N., Hammond P.S., and Raga, J. A (2006) Abundance of small cetacean in waters of central Spanish Mediterranean. *Mar Biol.* 150: 149-160.
- Gómez-Campos E; Borrel A, Cardona L, Forcada J, Aguilar A (2011) Overfishing of Small Pelagic Fishes Increases Trophic Overlap between Immature and Mature Striped Dolphins in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 6(9): e24554. doi:10.1371/journal.pone.0024554
- Gómez-Gutiérrez, A., Garnacho, E., Bayona, J.M., Albaigés, J., 2007. Assessment of the Mediterranean sediments contamination by persistent organic pollutants. *Environmental Pollution* 148, 396–408.
- Gonzalvo, J., Valls, M., Cardona, L., and Aguilar, A. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 367(1):47-52.
- Goold, J. C. (1996) Acoustic assessment of populations of common dolphin *Delphinus delphis* in conjunction with seismic surveying. *J Mar Biol Assoc U K* 76: 811-820.
- Gordon, G., Leaper, R., Hartley, F.G., Chappell, O. (1992) Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. Department of Conservation, Wellington.
- Gordon, J. y Moscrop, A. (1996) Underwater noise pollution and its significance for whales and dolphins. Pages 281-319 in M. P. Simmonds and J. D. Hutchinson, editors. *The conservation of whales and dolphins: science and practice*. John Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom.
- Gordon, J., Moscrop, A., Carlson, C., Ingram, S., Leaper, R. and Young, K. 1998. Distribution, movements and residency of sperm whales off Dominica, Eastern Caribbean: implications for the development and regulation of the local whale watching industry. *Rep. int. Whal. Comm.* 48:551-557.
- Gordon, J.; Leaper, R.; Hartley, F.G. and Chappell, O. 1992: Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. *Science & Research Series No. 52*. Wellington, New Zealand, Department of Conservation.

- Gowans, S. and H. Whitehead. 1995. Distribution and habitat partitioning by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon on the Scotian Shelf. *Can. J. Zool.*, 73:1599–1608.
- Grachev, M.A., Kumarev, V.P., Mamaev, L.V., Zorin, V.L., Baranova, L.V., Denikina, N.N., Belikov, S. I., Petro, E.A., Kolesnik, V.S., Kolesnik, R. S., Dorofeev, V.M., Beim, A.M., Kudelin, V.N., Nagieva, F.G., and Sidorov, V.N. (1989) Distemper virus in Baikal seals. *Nature (London)*, 338:209.
- Grant, S.C.H. and Ross, P.S. (2002) Southern resident killer whales at risk: toxic chemicals in the British Columbia and Washington environment. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2412:1-111.
- Haraguchi, K., Hisamichi, Y., Endo, T. 2006. Bioaccumulation of naturally occurring mixed halogenated dimethylbipyrroles in whale and dolphin products on the Japanese market. *Arch Environ Contam Toxicol* 51:135–41.
- Harwood, J. and Hall, A. J. 1990. Mass mortality in marine mammals: its implications for population dynamics and genetics. *Trends Ecol. Evol.* 5 (8): 254-7.
- Hayteas, D.L. y Duffield D.A. 2000. High levels of PCB and p,p'-DDE found in the blubber of killer whales (*Orcinus orca*). *Mar Pollut Bull* 40:558–61.
- Heithaus, M., Frid, A., Wirsing, A., Worm, B. (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 202–210.
- Hobbs, R.C., Jones, L.L. (1993) Impacts of high seas driftnet fisheries on marine mammal populations in the North Pacific. *International North Pacific Fisheries Commission Bulletin* 53, 409–434.
- Holcer D., Notarbartolo di Sciara G., Fortuna C. M., Onofri V., Lazar B., Tvrtkovic N. 2003. The occurrence of Cuvier's beaked whale (*Ziphiuscavirostris*) in Croatian Adriatic waters. *Proceedings of the 8th Croatian Biological Congress*. 27 September-2 October: 255-256.
- Hoydal, K. and Lastein, L. 1993. Analysis of Faroese catches of pilot whales (1709-1992), in relation to environmental variations. *Rep. int. Whal. Commn.* (special issue 14):89-106.
- Hoyt, E. 2001. Whale watching 2001: worldwide tourism numbers, expenditures, and expanding socioeconomic benefits. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth, Massachusetts.
- Hoyt, E. 2002. Whale watching. Pages 1305-1310 in W. F. Perrin, B. Würsig, and J. G. M. Thewissen, editors. *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, California.
- Hucke-Gaete, R., C.A. Moreno and J. Arata. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science* 11:127–140.
- Hughes, D. E., Carter, S. D., Robinson, I., Clarke, C. J. (1992) Anti-canine distemper virus antibodies in common and grey seals. *Vet. Rec.* 130:449-450.
- ICCAT 1999. 1998 SCRS detailed report on bluefin tuna. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 49, 1–191.
- ICCAT 2003a. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 55, 710–937.
- ICCAT 2003b. Report of the sixth GFCM-ICCAT Meeting on stocks of large pelagic fisheries in the Mediterranean. *Collective Volume of scientific Papers ICCAT* 55: 1-84.
- ICCAT, 2005. Informe del periodobienal 2004-05.1ª Parte (2004) Vol. 1. Anexo 8, apéndice 9. Comisión Internacional para la Conservación del atún del Atlántico. Madrid, 2005.
- ICES, International Council for the Exploration of the Sea. 1996. Report of the study group on long-finned pilot whales. *ICES CM* 1996/A6.

Ikonomou, M.G., Rayne, S., Addison, R.F. (2002) Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981–2000. *Environ Sci Technol*,36:1886–92.

Illingworth and Rodkin, Inc. (2001) Noise and Vibration Measurements Associated with the Pile Installation Demonstration Project for the San Francisco-Oakland Bay Bridge East Span, Final Data Report. Produced by Illingworth& Rodkin, Inc. under contract to the California Department of Transportation, Task Order No. 2, Contract No. 43A0063.

Illingworth and Rodkin, Inc. (2004) Conoco/Phillips 24-Inch Steel Pile Installation – Results of Underwater Sound Measurements. Letter to Ray Neal, Conoco/Phillips Company, November 9, 2004.

Instituto Hidrográfico de la Marina (IHM). 2007. Avisos a los navegantes. Publicación semanal. Grupo nº 5, 3 de febrero de 2007.

International Fund for Animal Welfare (IFAW). 1996. Workshop on the Special Aspects of Watching Sperm Whales, Roseau, Dominica, 8-11 January 1996.

International Whaling Commission (IWC) (1991) Report of the ad-hoc working group on the effect of biopsy sampling on individual cetaceans. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 13): 23-27.

International Whaling Commission (IWC) (1994) Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. In: W.F. Perrin, G.P. Donovan and J. Barlow (eds), Gillnets and Cetaceans, pp. 1-72. Report International Whaling Commission, Special Issue 15.

International Whaling Commission (IWC) (1995) Report of the Scientific Committee. Annex G. Report of the sub-committee on small cetaceans. Report of the International Whaling Commission 45, pp. 165–186.

International Whaling Commission (IWC) (2009) Report of the Scientific Committee. Annex F. Report of the Sub-Committee on Bowhead, Right and Gray Whales. *J. Cetacean Res. Manage.* (Supplement) 11.

International Whaling Commission (IWC). 2007b. Ship strikes working group, Second progress report to the conservation committee (IWC/59/CC3), 59th Annual Meeting of the International Whaling Commission. 31 pp.

IPCC Climate Change (2007) Impacts, Adaptation and Vulnerability report. Descargable en <http://www.ipcc-wg2.org/index.html>.

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629-638.

Jahoda, M., C.L. Laforuna, N. Biassoni, C. Almirante, A. Azzellino, A.S. Panigada, M. Zanardelli and G.N. Di Sciara. 2003. Mediterranean fin whale's (*Balaenoptera physalus*) response to small vessels and biopsy sampling assessed through passive tracking and timing of respiration. *Mar. Mamm. Sci.* 19(1):96–110.

Jaquet, N., S. Dawson, and E. Slooten. 1998. Diving behaviour of male sperm whales: foraging implications. International Whaling Commission, Scientific Committee Doc. SC/50/CAWS 38, 20 pp. + 5 figs.

Jefferson, T. A., y Curry, B.E. (1996) Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? *Ocean and Coastal Management* 31:41–70.

Jensen, A.S. and Silber, G.K. 2003. Large whale ship strike database. U.S. Dep.Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/OPR-25, 37 p.

- Jensen, F.H., Marrero Pérez, J., Johnson, M., Aguilar de Soto, N., Madsen, P.T. (2011) Calling under pressure: short-finned pilot whales make social calls during deep foraging dives. Proc. R. Soc. B published online.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Deaville, R., Allchin, C.R., Baker, J.R., Law, R.J., 2005. Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. Environmental Toxicology and Chemistry 24, 238–248.
- Jepson, P.D., M. Arbelo, R. Deaville, I.A. P. Patterson, P. Castro, J.R. Baker, E. Degollada, H.M. Ross, P. Herráez, A.M. Pocknell, F. Rodríguez, F.E. Howie, A. Espinosa, R.J. Reid, J.R. Jaber, V. Martin, A.A. Cunningham, and A. Fernández. 2003. Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. Nature 425:575-576.
- Johnson, Darlene R., Cynthia Yeung and Craig A Brown. 1999. Estimates of Marine mammal and marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-418, 70p.
- Kajiwara, N., Ueno, D., Takahashi, A., Baba, N. y Tanabe, S. (2004) Polybrominated diphenyl ethers and organochlorines in archived northern fur seal samples from the Pacific coast of Japan, 1972–1998. Environ Sci Technol, 38:3804–9.
- Kannan, K., Blankenship, A.L., Jones, P.D., Giesy, J.P., 2000. Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. Human and Ecological Risk Assessment 6, 181–201.
- Kannan, K., Tanabe, S., Borrell, A., Aguilar, A., Focardi, S., Tatsukawa, R. (1993) Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls in striped dolphins affected by an epizootic in the Western Mediterranean sea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 25:227-233.
- Kastelein, R.A.; Van Der Heul, S.; Verboom, W.C.; Triesscheijn, R.J.V. & Jennings, N.V. 2006. The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). – Marine Environmental Research 61: 19–39
- Kasuya T., DSergeant D.E and Tanaka K., (1988), Re-examination of life history parameters of long finned pilot whales in the Newfoundland waters. Sci Rep. Whales Res. Inst., Tokyo 39: 105-19
- Kennedy, S. 2001. Morbillivirus infections in aquatic mammals. Pages 64-76 in E. S. Williams and I. K.
- Kennedy, S., Smyth, J. A., Cush, P. E, McCullough, S. J., Allan, G. M. and McQuaid, S. (1988) Viral distemper now found in porpoises. Nature 336,21.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., Duignan, P., Platten, M., McCullough, S.J and Allan, G.M. (1989) Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in seals. Vet. Pathol. 26, 97-103.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., McCullough, S.J. and Allan (1988b) Viral distemper now found in porpoises. Nature (London) 366:21
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., McAliskey, M., McCullough, S.J. and Rima, B.K., (1991) Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in harbour porpoises. Vet Pathol. 28, 1-7.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., McCullough, S.J., Allan, G.M., McNeilly, F. and McQuaid, S. (1988a) Confirmation of cause of recent seal deaths. Nature (London) 336:404
- Kennedy, S., Kuiken, T., Ross, H.M., McAliskey, M., Moffett, D., McNiven, C.M. and Carole, M. (1992) Morbillivirus infection in two common porpoises (*Phocoena phocoena*) from the coasts of England and Scotland. Vet. Rec. 131:286-290 London B, 272, 1217–1226.

- Ketten, D.R. (2004) Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts. *Journal of Cetacean Research Management* 7(Suppl.): 286-289.
- Kim GB, Tanabe S, Iwakiri R, Tatsukawa R, Amano M, Miyazaki N, Tanaka H. 1996. Accumulation of butyltin compounds in Risso's dolphin (*Grampus griseus*) from the Pacific coast of Japan: Comparison with organochlorine residue pattern. *Env. Sci. Technol.* 30:2620-2625.
- Kiszka, J.J., Simon-Bouhet, B., Charlier, F.y Ridoux, V. (2010) Individual and group behavioural reactions of small delphinids to remote biopsy sampling. *Animal Welfare* 2010, 19: 411-417.
- Kovacic, I., Gomercic, T., Gomercic, H. and Gomercic, M.D. 2009. Cephalopod prey of Cuvier's beaked whale, *Ziphiuscavirostris*, from the Adriatic Sea. 23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. Istanbul, Turkey.
- Kriete, B. 1995. Bioenergetics in the killer whale, *Orcinus orca*. Ph.D. thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.
- Kriete, B. 2002. Bioenergetic changes from 1986 to 2001 in the southern resident killer whale population, (*Orcinus orca*). Orca Relief Citizens' Alliance, Friday Harbor, Washington.
- Krivokhizhin, S.V.y Birkun, A.A. Jr (1999) Strandings of cetaceans along the coasts of Crimean peninsula in 1989–1996. *European Research on Cetaceans*, 12, 59–62.
- Kruse, S. 1991. The interactions between killer whales and boats in Johnstone Strait, B.C. Pages 149-159 in K. Pryor and K. S. Norris, editors. *Dolphin societies: discoveries and puzzles*. University of California Press, Berkeley, California.
- Lacombe, H. Y Richez, C. 1982. The regime of the Strait of Gibraltar. In: Nihoul JCJ(ed.) *Hydrodynamics of semi-enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam, p 13-73
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. and Podestà, M. 2001. Collisions between ships and whales. *Mar. Mamm. Sci.* 17(1): 35–75.
- Lambertsen, R.H. 1986. Disease of the common fin whale (*Balaenoptera physalus*): Crassicaudiosis of the urinary system. *Journal of Mammalogy* 76:353-366.
- Lambertsen, R.H. 1990. Disease biomarkers in large whales of the North Atlantic and other oceans. Pp. 395-417 in J.F. McCarthy and L.R. Shugart (eds.), *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Lambertsen, R.H. 1997. Natural disease problems of the sperm whale. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie* 67-Suppl.:105-112.
- Law, R.J., Allchin, C.R., Jones, B.R., Jepson, P.D., Baker, JR. and Spurrier, C.J.H. 1997. Metals and organochlorines in tissues of a Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) and a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the United Kingdom. *Mar Pollut Bull* 34:208–12.
- Law, R.J., Stringer, R.L., Allchin, C.R., Jones, B.R., 1996. Metals and organochlorines in Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) stranded around the North Sea during 1994/1995 winter. *Marine Pollution Bulletin* 32 (1), 72–77.
- Lazaro, F. and Martin, V. 1999. Sperm whales and drifting nets in the Mediterranean Sea: the example of the Balearic Islands. *Eur. Res. Cet.* 13: 118.
- Lesage, V., Barrette, C., Kingsley, M. C. S.y Sjare, B. (1999) The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence river estuary, Canada. *Marine Mammal Science*, 15: 65–84.
- Lewis, T., Gillespie D., Lacey C., Matthews J. N., Danbolt M., Leaper R., McLanaghan R. and Moscrop A. 2007. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Strait of Sicily in 2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 353–357.

- Lewis, T., Matthews, J., Boisseau, O., Danbolt, M., Gillespie, D., Lacey, C., Leaper, R., McInaghan, R. and Moscrop, A. 2013. Abundance estimates for sperm whales in the south western and eastern Mediterranean Sea from acoustic line-transect surveys. The 6th International Workshop on Detection, Classification, Localization, & Density Estimation of Marine Mammals using Passive Acoustics, 12 – 15 June, 2013, St Andrews, UK.
- Lien, J. 2001. The conservation basis for the regulation of whale watching in Canada by the Department of Fisheries and Oceans: a precautionary approach. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2363:1-38.
- Lindström G, Wingfors, H., Dam, M.y Bavel, B.V. (1999) Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) from the Atlantic. Arch Environ Contam Toxicol,36:355–63. S. H.
- Lipscomb, T. P., Kennedy, S., Moffett, D.y Ford, B. K. (1994) Morbilliviral disease in an Atlantic bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Mexico. Journal of Wildlife Diseases 30, 572-576.
- Lipscomb, T. P., Kennedy, S., Moffett, D., Krafft, A., Klaunberg, B. A., Lichy, J. H., Regan, G. T., Worthy, G. A. J. Y Taubenberger, J. K. (1996) Morbilliviral epizootic in bottlenose dolphins of the Gulf of Mexico. Journal of Veterinary Diagnostic Investigation 8, 283-290.
- Ljungblad, D. K., Würsig, B., Swartz, S. L. and Keene, J. M. (1988) Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. Arctic 41:183-194.
- López, A., Pierce, G.J., Santos, M.B., Gracia, J., Guerra, A. (2003) Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. Biological Conservation 111, 25–40.
- Lusseau, D. (2003) Male and female bottlenose dolphins *Tursiops spp.* have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. Mar Ecol Prog Ser 257:267–274.
- Lusseau, D. (2005) Residency pattern of bottlenose dolphins *Tursiops spp.* in Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. Mar Ecol Prog Ser 295:265–272.
- MacLeod C.D. 2005. Niche partitioning, distribution and competition in North Atlantic beaked whales. PhD Thesis. University of Aberdeen, UK.
- MacLeod, C. D., 2009 Understanding the impacts of human activities on beaked whales: from individuals to species, and from local to global. In: Sarah J. Dolman, Colin D. MacLeod and Peter G.H. Evans (eds) Proceedings of ECS the workshop on beaked whale research, San Sebastian, Spain, 26 th April 2007 ECS SPECIAL PUBLICATION SERIES NO. 51 FEB 2009
- Madsen, P.T., Møhl, B., Nielsen, B. K. and Wahlberg M. 2002d. Male sperm whale behavior during exposures to distant seismic survey pulses. – Aq. Mam. 28.3, 231-240.
- Magalhães, S., Prieto, R., Silva, M.A., Gonçalves, J., Afonso-Dias, M. and Santos, R.S., 2002. Short-term reactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to whale-watching vessels in the Azores. Aquatic Mammals, 28(3), 267-274.
- Malme, C. I., Miles, P. R., Clark, C. W., Tyack, P. and Bird, J.E. (1983) Investigations on the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating whale behavior. BBN Report 5366, Bolt Beranek and Newman, Inc., Cambridge, Massachusetts, for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, Alaska, NTIS PB86-174174.
- Malme, C.I., Miles, P.R., Clark, C.W., Tyack, P. and Bird, J.E. (1984) Investigations on the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating whale behavior/Phase II: January 1984 migration. BBN Report 5586, Bolt Beranek and Newman, Inc., Cambridge, Massachusetts, for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, Alaska, NTIS PB86-218377.

- Malme, C.I., Würsig, B., Bird, J.E. & Tyack, P. (1988) Observations of feeding gray whale responses to controlled industrial noise exposure. Pages 55-73 in W. M. Sackinger, M. O. Jeffries, J. L. Imm, and S. D. Treacy, editors. Port and ocean engineering under arctic conditions, Volume III. University of Alaska, Fairbanks, Alaska.
- Mann, D.A., Lu, Z., Popper, A.N. (1997) Ultrasound detection by a teleost fish. *Nature* 389, 341.
- Marla M. Holty Dawn P. Noren, Val Veirs, Candice K. Emmons & Scott Veirs (2009) Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 125.
- Marsili L, Focardi S, 1997. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Env. Monit. Assess.* 45:129-180.
- Marsili, L. and Focardi, S., 1996. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 45, 129–180.
- Martín, V., Servidio, A. and García, S. (2004) Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. Pp. 33-36 in: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- Mate, B.R., 1994. A change in sperm whale (*Physeter macrocephalus*) distribution correlated to seismic surveys in the Gulf of Mexico. *J. Acoust. Soc. Am.*, 96 (5), Pt. 2:3268 (Abstract).
- Mazzariol S, Di Guardo G, Petrella A, Marsili L, Fossi CM, *et al.* 2011. Sometimes Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) Cannot Find Their Way Back to the High Seas: A Multidisciplinary Study on a Mass Stranding. *PLoS ONE* 6(5): e19417. doi:10.1371/journal.pone.0019417
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., Wiggins, S. M. & Ross, D. (2008) A 50-year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California. *Journal of the Acoustical Society of America* 124:1985–1992.
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., & Wiggins, S.M. (2006) Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *Journal of the Acoustical Society of America* 120:711–718.
- Mercer, M.C. 1975. Modified Leslie-Delury population models of the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) and annual production of short-finned squid (*Illex illecebrosus*) based upon their interaction in Newfoundland. *J. Fish. Res. Bd Can.* 32:1145-54.
- Michaud, R. and Girard, J. 1998. VHF tracking of fin whales provides scientific ground for the management of whale watching in the St. Lawrence estuary. *World Marine Mammal Science Conference*, Monaco, January 1998. Abstracts, p. 91.
- Miller, W. G., G. Adams, T. A. Ficht, N. F. Cheville, J. P. Payeur, D. R. Harley, C. House, and S. H. Ridgway. 1999. *Brucella*-induced abortions and infection in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 30: 100-110.
- Mitchell, E. and Reeves, R.R. 1988. Records of killer whales in the western North Atlantic, with emphasis on eastern Canadian waters. *Rit Fiskideildar* 11:161–193.
- Murphy, S., Collet, A., & Rogan, R. (2005) Mating strategy in the male common dolphin (*Delphinus delphis*): what gonadal analysis tells us. *Journal of Mammalogy*, 86(6):1247–1258.
- Mussi, B., R. Gabriele, A. Miragliuolo and M. Battaglia. 1998. Report of cetacean sightings and interactions with fisheries in the Archipelago Pontino Campano, Southern Tyrrhenian Sea, 1991–1995. In: Evans, P.G.H. (Ed.). *ECS 12th Annual Conference Report*. Monaco, France: 63–65.

- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2006. Draft recovery plan for the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 92 p.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2008. Biological Opinion for the 2008 Rim of the Pacific Exercise, several continuing exercises, and Research, Development, Test and Evaluation Activities. Office of Protected Resources, Endangered Species Division, Silver Spring, Maryland.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2010. Recovery plan for the fin whale (*Balaenoptera physalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 121 pp.
- National Research Council (NRC). 2003. Ocean noise and marine mammals. National Academies Press, Washington, DC. 204 pp.
- National Research Council (NRC). 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington, DC. 142 pp.
- Natoli, A., Cañadas, A., Vaquero, C., Politi, P., Fernández-Piqueras, J. and Hoelzel, A.R. 2008. Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and eastern North Atlantic Ocean. Conservation genetics (online).
- Nedwell, J. and Edwards, B. (2002) Measurements of underwater noise in the Arun River during piling at County Wharf, Littlehampton. Report by Subacoustech, Ltd. to David Wilson Homes Ltd.
- Nelson, D. and Lien, J. 1996. The status of the long-finned pilot whale, *Globicephala melas*, in Canada. *Can. Field Nat.* 110:511-524.
- Neumann, D.R., Orams, M.B. (2006) Impacts of ecotourism on short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*, in Mercury Bay, New Zealand. *Aquat Mamm* 32:1–9.
- Nielsen, J.B., Nielsen, F., Jørgensen, P., Grandjean, P. 2000. Toxic metals and selenium in blood from pilot whales (*Globicephala melas*) and sperm whales (*Physeter catodon*). *Marine Pollution Bulletin* 40 (2) pp 348-351.
- Nieukirk, S.L., Stafford, K.M., Mellinger, D.K., Dziak, R.P. and Fox, C.G. (2004) Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America* 115:1832-1843.
- NOAA. 2010. LONG-FINNED PILOT WHALE (*Globicephala melas melas*): Western North Atlantic Stock. NOAA, 12p.
- Northridge S.P. 1984. World review of interactions between marine mammals and fisheries. Fisheries Technical paper 251. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 191 p.
- Northridge, S. P. 1991. Driftnet fisheries and their impacts on nontarget species: a worldwide review. Fisheries technical paper 320. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Notarbartolo di Sciara G. 1990. A note on the cetacean incidental catch in the Italian driftnet swordfish fishery, 1986-1988. *Rep. int. Whal. Commn* 40:459.
- Notarbartolo di Sciara, G. and Birkun, A. Jr. 2010. Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas: an ACCOBAMS status report, 2010. ACCOBAMS, Monaco.
- Notarbartolo di Sciara, G. y Demma, M. (1997) Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo, 2nd edn. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Notarbartolo di Sciara, G., Bearzi, G., Cañadas, A. and Frantzis, A. 2004. High mortality of sperm whales in the north-western Mediterranean, 1971-2003. Paper submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, Sorrento, 29 June – 10 July 2004. SC/56/BC10.

- Notarbartolo di Sciara, G., Venturino, M. C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, F.J. and Cavalloni, B. 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Soc. Zool. Ital.* 60: 131-38.
- O'Shea, T. J. 2000a. PCBs not to blame. *Science* 288:1965-1966.
- O'Shea, T. J. 2000b. Cause of seal die-off in 1988 is still under debate. *Science* 290:1097-1098.
- O'Shea, T.J. and Aguilar, A. (2001) Cetacea and Sirenia. Pages 427-496 in R. F. Shore and B. A. Rattner, editors. *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom.
- O'Corry-Crowe GM, Suydam RS, Rosenberg A, Frost KJ, Dizon AE (1997) Phylogeography, population structure and dispersal patterns of the beluga whale *Delphinapterus leucas* in the western Nearctic reveal-ed by mitochondrial DNA. *Mol Ecol* 6 (10): 955-970.
- Osterhaus, A.D.M.E. (1992) Morbillivirus infections in the Mediterranean Sea. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) *Greenpeace Mediterranean Sea Project*, p.105-109.
- Osterhaus, A.D.M.E. and Vedder, E. J. (1988) Identification of virus causing recent seal deaths. *Nature* (London), 335:20.
- Palmisano F, Cardellicchio N, Zambonin PG (1995) Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium. *Mar Environ Res* 40: 1-12.
- Palsbøll P. J., Bérubé M., Aguilar A., Notarbartolo di Sciara G. and Nielsen R. 2004. Discerning between recurrent gene flow and recent divergence under a finite-site mutation model applied to North Atlantic and Mediterranean Sea fin whale (*Balaenoptera physalus*) populations. *Evolution* 58(3): 670-675.
- Palumbi, S. R., and C. S. Baker. 1994. Contrasting populations structure from nuclear intron sequences and mtDNA of humpback whales. *Mol. Biol. Evol.* 11:426-435.
- Panigada, P., Lauriano, G., Burt, L. Pierantonio, N. and Donovan, G. 2010. Monitoring Winter and Summer Abundance of Cetaceans in the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean Sea) Through Aerial Surveys. *PLoS ONE* 6(7): e22878. doi:10.1371/journal.pone.0022878.
- Panigada, S., Pesante, G., Zanardelli, M., Capoulade, F., Gannier, A. and Weinrich, M. 2006. Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1287-1298.
- Parrilla, G. and Kinder, T.H. (1987) *Oceanografía física del mar de Alborán*. *Bol Inst Español Oceanogr* 4:133-165.
- Pauly, D. y Palomares, M.L. (2000) Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. In: *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series* (Ed. by F. Briand), pp. 61-66. Kerkyra, Greece, 26-30 July 2000.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres, F. Jr (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860-863.
- Payne, P. M., and Heinemann, D. W. (1993). "The distribution of pilot whales (*Globicephala spp.*) in shelf/shelf-edge and slope waters of the northeastern United States, 1978-1988." *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales*. Report of the International Whaling Commission, International Whaling Commission, Cambridge, 51-68.
- Payne, R. and Webb, D. 1971. Orientation by means of long range acoustic signaling in baleen whales. *Annals of the New York Academy of Sciences* 188:110-142.
- Perrin, W.F. (1988) *Dolphins, porpoises and whales. An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988-1992*. IUCN, Gland, Switzerland, 31 pp.

Perrin, W.F., Wilson, C.E. y Archer, F.I. II (1994) Striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). In: Handbook of Marine Mammals, Vol. 5. (Ed. by S.H. Ridgway & R. Harrison), pp. 129–159. Academic Press, London.

Pesante, G., A. Collet, Dhermain, F. Frantzis, A., Panigada, S., Zanardelli, M. (2002). Review of collisions in the Mediterranean Sea. Proceedings of the Workshop Collisions between cetaceans and vessels: can we find solutions? ECS Newsletter No. 40 - Special Issue, Rome, Italy, European cetacean Society.

Pesante, G., Zanardelli, M. and Panigada, S. 2000. Evidence of man-made injuries on Mediterranean fin whales. *European Research on Cetaceans*, 14:192-193.

Petchey, O.L., McPhearson, P.T., Casey, T.M. y Morin, P.J. (1999) Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature*, 402, 69–72.

Pierce, G.J., Bailey, N., Stratoudakis, Y., and Newton, A. 1998. Distribution and abundance of the fished population of *Loligo forbesi* in Scottish waters: analysis of research cruise data. *ICES J: Mar. Sci.* 55: 14-33.

Piroddi, C., Bearzi, G., Christensen, V. (2010) Effects of local fisheries and ocean productivity on the northeastern Ionian Sea ecosystem. *Ecological Modelling* 221, 1526–1544.

Piroddi, C., Bearzi, G., Gonzalvo, J., Christensen, V. (2011) From common to rare: The case of the Mediterranean common dolphin. *Biological Conservation* 144:2490–2498.

Pitman, R. L., Ballance, L. T., Mesnick, S. I. and Chivers, S. J. 2001. Killer whale predation on sperm whales: observations and implications. *Mar. Mamm. Sci.* 17, 494 – 507.

Podestà M., Bortolotto A. 1997. Il Progetto Spiaggiamenti del Centro Studi Cetacei: analisi dei risultati di 11 anni di attività. *Natura – Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano*, 90 (2): 145-158.

Podestà M., D'Amico A., Pavan G., Drougas A., Komnenou A., Fortunato N. 2006. A review of Cuvier's beaked whale strandings in the Mediterranean Sea. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(3):251-261.

Podestà, M. and Magnaghi, L. 1989. Unusual number of cetacean bycatches in the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans* 3:67-70.

Poncelet E., Van Canneyt O., Boubert J.J. 1999. Considerable amount of plastic debris in the stomach of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) washed ashore on the French Atlantic coast. 13th Biennial Conference of the Society for Marine Mammalogy, Hawaii (Maui, Hawaii, USA 28 November-3 December).

Poncelet, E., van Canneyt, O. and Boubert, J-J, 2000. Considerable amount of plastic debris in the stomach of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) washed ashore on the French Atlantic coast. *European Research on Cetaceans*, 14: 44-47.

Praca, E., Laran, S., Lepoint, G., Thomé, J.-P., Quetglas, A., Belcari, P., Sartor, P., Dhermain, F., Ody, D., Tapie, N., Budzinski, H. and Das, K. 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1058–1065.

Praca, Emilie, Sophie Laran, Gilles Lepoint, Jean-Pierre Thomé, Antoni Quetglas, Paola Belcari, Paolo Sartor, Frank Dhermain, Denis Ody, Nathalie Tapie, Hélène Budzinski, Krishna Das. 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1058–1065

Pulcini, M., Angradi, A. M. and Sanna, A. 1993. Distribution and frequency of cetaceans in the Ligurian-Provençal Basin and in the North Tyrrhenian Sea (Mediterranean Sea). *Eur. Res. Cetaceans*. [Abstracts] 7: 144-7.

- Quiñones, R., Giovannini, A., Hernández-Orts, J., Raduán, A., Raga, A. y Fernández, M. (2011) Intestinal helminth fauna from mediterranean bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*) and common dolphin (*Delphinus delphis*). Proceeding of The 86th Annual Meeting of the American Society of Parasitologists Sheraton Anchorage Hotel and Spa Anchorage, Alaska, June 1-4, 2011.
- Raga J.A., Pantoja J. (Eds.). 2004. Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. 219pp. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Raga, J. A; Banyard A., Domingo M., Corteyn M., Van Bresse M.F., Fernández M., Aznar F.J., Barrett T. 2008. Dolphin Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. Emerging Infectious Diseases. Vol. 14, No. 3
- Raga, J.A., and Carbonell, E. (1985) New data about parasites on *Stenella coeruleoalba* in the western Mediterranean. Invest. Cetacea 18, 207-213.
- Raga, J.A., Aznar, J., Balbuena, J.A., and Fernandez, M. (1992) Parasites and epizoots in striped dolphins affected by an epizootic in the western Mediterranean. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.39-46
- Read, A. (2008) The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. Journal of Mammalogy 89, 541–548.
- Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.
- Rendell, L. E., and Gordon, J. C. D. (1999). "Vocal response of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) to military sonar in the Ligurian Sea." *Marine Mammal Science*, 15(2), 198-206.
- Reyff, J. (2003) Underwater sound levels associated with seismic retrofit construction of the Richmond- San Rafael Bridge. Draft Report.
- Reyff, J., Donavan, P. y Greene, C. R. Jr. (2002) Underwater sound levels associated with construction of the Benicia-Martinez Bridge. Produced by Illingworth & Rodkin, Inc. and Greeneridge Sciences under contract to the California Department of Transportation, Task Order No. 18, Contract No. 43A0063.
- Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I. and Thomson, D.H. (eds.) 1995. Marine mammals and noise. Academic Press. 576 pp.
- Richter, C., Dawson, S.M. and Sooten, E. 2006. Impacts of commercial whale-watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Marine Mammal Science* 22(1). 46-63.
- Richter, C.F., Dawson, S.M. and Sooten, E. 2003. Sperm whale watching off Kaikoura, New Zealand: effects of current activities on surfacing and vocalisation patterns. *Science for Conservation* 219. Department of Conservation, Wellington. 78 p.
- Ritter, F. 2009. Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem. IWC SC/61/BC1
- Rodríguez Roda, J. 1964. Biología del atún (*Thunnus thynnus* L.) de la costa sudatlántica española, *Investigaciones Pesqueras* 25, pp. 33-146.
- Rodríguez Roda, J. 1973. Descripción de la pesquería de atún rojo *Thunnus thynnus* (L.) de almadraba, ICCAT, Colección de documentos científicos 11, Madrid, pp. 401-404.
- Roberts, J.C., Jr., Boice, R. C., Brownell, R.L. Jr. and Brown, D.H. 1965. Spontaneous atherosclerosis in Pacific toothed and baleen whales. Pages 151-155 in J. C. Roberts, Jr. and R. Straus, editors.

Comparative atherosclerosis: the morphology of spontaneous and induced atherosclerotic lesions in animals and its relation to human disease. Harper and Row, New York, New York.

Roberts, M. J., and Sauer, W. H. H. 1994. Environment: key to understanding the South African chokka squid (*Loligo vulgaris reynaudii*) life cycle and fishery. Antarctic Science, 6: 249–258.

Roche, C., Gasco, N., Duhamel, G. and Guinet C. 2007. Marine mammals and demersal long line fishery interactions in Crozet and Kerguelen Exclusive Economic Zones: an assessment of the depredation level. CCAMLR Science. 14, 67-82.

Rodriguez J (1982) Oceanografía del mar Mediterráneo. Ed. Pirámide, Madrid.

Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C. Feng, P., Berk, L. Schlundt, C.E., Carder, D.A. and Finneran, J.J. (2003) Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61:1124-1134.

Ross, D. 2005. Ship sources of ambient noise. IEEE Journal of Oceanic Engineering 30(2):257-261.

Ross, P. S., Visser, I.K.G., Broeders, H.W.J, Van de Bildt, M.W.G., Bowen, W.E.D. and Osterhaus, A.D.M. (1992) Antibodies to phocine distemper virus in Canadian seals. Vet. Rec. 130:514-516.

Ross, P.S., Ellis, G.M., Ikonomou, M.G., Barrett-Lennard, L.G. and Addison, R.F.. 2000. High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus orca*: effects of age, sex and dietary preference. Mar Pollut Bull 40:504–15.

Rossman, M.J. 2010. Estimated Bycatch of Small Cetaceans in Northeast US Bottom Trawl Fishing Gear during 2000–2005. J. Northw. Atl. Fish. Sci., Vol. 42: 77–101

Rosso, M., Aurelie, M. and Wurtz, Maurizio. 2009. Population size and residence patterns of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the Genova canyon, north-western Mediterranean Sea. 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Quebec City, 12-16 October 2009.

Rubín, J.P. (1994) El ictioplacton y el medio marino en los sectores norte y sur del mar de Alborán, en junio de 1992. Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía 146, Madrid.

Rubín, J.P., Gil, J., Ruiz, J., Cortés, M.D., Jiménez-Gómez, F., Parada, M., Rodriguez, J. (1992) La distribución ictioplanctónica y su relación con parámetros físicos, químicos y biológicos en el sector norte del Mar de Alborán, en julio de 1991 (Resultados de la Campaña 'Ictio.Alborán 0791'). Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía. 139, Madrid.

Sagarminaga, R.y Cañadas, A. (1995) Studying a possible competition for ecological niche between the common dolphin, *Delphinus delphis*, and striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, along the southeastern coast of Spain. European Research on Cetaceans, 9, 114–117.

Salazar Sierra, J.M., Torres Barranco, F.J. y Cabaleiro Mora E. (2008) Estudio de los aspectos socioeconómicos y de conservación de la actividad de avistamiento de cetáceos. Fundación Migres, 232 pp.

Salazar-Sierra, J., De Stephanis, R., Cañadas, A., Verborgh, P., Perez-Gimeno, N., Sagarminaga, R. and Guinet, C. 2004 Evidences of exchanges of fin whales through the Strait of Gibraltar. Presented at the 18th Annual Conference of the European Cetacean Society. Kolmården, Sweden, 28-31 March.

Sanford, E. (1999) Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. Science, 283, 2095–2097.

Sanpera, C. and Aguilar, A. 1992. Modern whaling off the Iberian Peninsula during the 20th century. Reports of the International Whaling Commission 42: 723-730.

Santos, M.B., Martin, V., Arbelo, M., Fernandez, A., Pierce, G.J. 2007. Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. Journal of the

Marine Biological Association of the United Kingdom 87: 243-251. DOI: 10.1017/S0025315407054380
Published online: 2007

Santos, M.B., Pierce, G.J., Herman, J., Lopez, A., Guerra, A., Mente, E., Clarke, M.R. 2001 Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): a review with new information on the diet of this species. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81: 687-694. DOI: 10.1017/S0025315401004386 Published online: 2001

Scalise S., Moulins A., Rosso M., Corsi A., Würtz M. 2005. First results on Cuvier's beaked whale distribution in the Ligurian Sea related to depth and depth gradient. 34th Annual Symposium of the European Association for Aquatic Mammals. Riccione, Italy. March, 17-20.

Scarpaci, C., Bigger, S.W., Corkeron, P.J., Nugegoda, D. (2000) Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of 'swim-with-dolphin'tour operations. *J Cetacean Res Manag* 2:183–185.

Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A. y Ridgway, S.H. (2000) Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins and white whales after exposure to intense tones. *Journal of the Acoustical Society of America* 107:3496-3508.

Sella, M. 1928. *Biologia e pesca del tonno (Thunnus thynnus L)*, Atti del Convegno di Biologia Marina Applicata alla Pesca, Messina, pp. 1-32.

Selling, J. 2007. Fin whales off Gibraltar. 21st Ann. Meeting European Cetacean Society, San Sebastian, Spain 22-25 April 2007.

Selzer, L.A. y Payne, P.M. (1988) The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. *Marine Mammal Science*, 4, 141–155.

Sergeant, D. E., and H. D. Fisher. 1957. The smaller Cetacea of eastern Canadian waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 14:83-115..

Sergeant, D.E. 1962. The biology of the pilot or pothead whale *Globicephala melaena* (Traill) in Newfoundland waters. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 132:1-84.

Shoham-Frider E, Amiel S, Roditi-Elasar M, Kress N. 2002. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) stranding on the coast of Israel (eastern Mediterranean). Autopsy results and trace metal concentrations. *Sci. Tot. Environ.* 295 (1-3):157-166.

Serna, J.M. De la Alot, E., Majuelos, E. and Rioja, P. 2004. La migración trófica post-reproductiva del atún rojo, ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 56.3, Madrid, pp. 1196-1209.

Silvani, L., Gazo, M. y Aguilar, A. (1999) Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation* 90: 79-85.

Simmonds, M.P. and López-Jurado, L.F. (1991) Whales and the military. *Nature* 351: 448.

Simonds M.P. 2011. Eating Plastic: a preliminary evaluation of the impact on cetaceans of ingestion of plastic debris. In: The 63rd Annual Meeting of the International Whaling Commission, Tromso, Norway, SC/63/E3.

Southall, B., Berkson, J., Bowen, D., Brake, R., Eckman, J., Field, J., Gisiner, R., Gregerson, S., Lang, W., Lewandoski, J., Wilson, J., and Winokur, R. 2009. Addressing the Effects of Human-Generated Sound on Marine Life: An Integrated Research Plan for U.S. federal agencies. Interagency Task Force on Anthropogenic Sound and the Marine Environment of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology. Washington, DC. 79 p.

Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr., C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. and Tyack, P.L. 2007.

- Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33:411-521.
- Srour, A., 1994, Développement de la nouvelle pêche artisanale au thon rouge dans la région de Ksar sghi r. Note d'information n° 26. ISPM. PP: 10-11.
- Stanners, D. y Bourdeau, P. (1995) Europe's Environment: the Dobris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen.
- Steele, J., de Stephanis, R., MacGregor, S. and Acevedo-Whitehouse, K. 2009. Preliminary characterisation of respiratory bacteria in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, from the Strait of Gibraltar. Poster presented at 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Quebec.
- Steele, J., R. de Stephanis, S. MacGregor and Karina Acevedo-Whitehouse. 2009. Preliminary characterisation of respiratory bacteria in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, from the Strait of Gibraltar. Biennial conference of the SMM 2009 Quebec, Canada.
- Stergiou, K., Koulouris, M. (2000) Fishing down the marine food webs in the Hellenic seas. In: Durand, F. (Ed.), *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? Proceedings of a CIESM Workshop*, CIESM Workshop Series No. 12, Kerkyra, pp. 73–78.
- Stockin, K.A., Lusseau, D., Binedell, V., Wiseman, N., Orams, M.B. (2008) Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus* sp. in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series* 355: 287–295.
- Stone, C.J. and Tasker, M.L. (2005) The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *J Cetacean Res Manage* 8: 255-263.
- Stone, G.S., Katona, S.K., Mainwaring, A., Allen, J.M. and Corbett, H.D. 1992. Respiration and surfacing rates of fin whales (*Balaenoptera physalus*) observed from a lighthouse tower. *Rep. Int. Whal. Commn.* 42:739–745.
- Straley, J., T., O'Connell, S. Mesnick, L. Behnken and J. Liddle. 2005. North Pacific Research Board Project Final Report. Sperm Whale and Longline Fisheries Interactions in the Gulf of Alaska.
- Szymanski, M. D., Bain, D. E., Kiehl, K., Pennington, S., Wong, S. and K. R. Henry. 1999. Killer whale (*Orcinus orca*) hearing: auditory brainstem response and behavioral audiograms. *Journal of the Acoustical Society of America* 106:1134-1141.
- Tanabe, S., Watanabe, S., Kan, H. and Tatsukawa, R. (1988) Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. *Mar Mamm Sci* 4:103–24.
- Tapie, N., Legavre, T., Eynaudi, A., Ody, D., and Budzinsky, H. 2010. Contamination en PCB, OCP et PBDE des rorquals communs de Méditerranée. Colloque national d'écologie scientifique, Vol. 382. Montpellier (France).
- Tarpley, R.J. and Marwitz, S. 1993. Plastic debris ingestion by cetaceans along the Texas coast: Two case reports. *Aquatic Mammals* 19(2): 93–98.
- Tezanos-Pinto, G. and Baker, C.S. (2011) Short-term reactions and long-term responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to remote biopsy sampling. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. iFirst, 1-17.
- Tilt, W. C. 1986. Whale watching in California: survey of knowledge and attitudes. Yale School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, New Haven, Connecticut.
- Tomilin, A.G. 1957. Mammals of the USSR and adjacent countries.
- Trites, A., Christensen, V., Pauly, D. (2006) Effects of fisheries on ecosystems: just another top predator? In: Boyd, I.L., Wanless, S., Camphuysen, C. (Eds.), *Top Predators in Marine Ecosystems: Their Role in Monitoring and Management*, Conservation Biology, pp. 11–27.

- Tudela, S. 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*. No. 74. Rome, FAO. 2004. 44p.
- Tudela, S., Kai Kai, A., Maynou, F., El Andalossi, M.y Guglielmi, P. (2005) Driftnet fishing and biodiversity conservation: the case study of the large-scale Moroccan driftnet fleet operating in the Alboran Sea (SW Mediterranean). *Biological Conservation* 121:65–78.
- Tyack, P. L.y Clark, C. W. (1999) Quick-look: playback of low-frequency sound to gray whales migrating past the central California coast – January 1998. Unpublished report.
- Tyack, P., Gordon, J.y Thompson, D. (2004) Controlled exposure experiments to determine the effects of noise on large marine mammals. *Marine Technical Society Journal* 37:41-53.
- UNEP (United Nations Environment Programme)/IUCN (1994) Technical report on the state of cetaceans in the Mediterranean. Mediterranean Action Plan Technical Reports Series No. 82, UNEP, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Tunis.
- UNEP, 2002. Regionally based assessment of persistent toxic substances. Mediterranean Regional report. UNEP, Geneva, Switzerland.
- Universidad Autónoma de Madrid y Alnitak (2002) Identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Memoria final. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.
- Universitat de Barcelona. 1994. Inventario de cetáceos mediterráneos ibéricos: Status y problemas de conservación. Memoria final (Ref.:114575). ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza), Ministerio de Medio Ambiente.
- University of Barcelona.1995. SUROESTE. A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the southwestern waters of the EEC (SUROESTE). Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV. Project PEM/92/3507. 113p
- Urquiola, E. and De Stephanis, R. (2000) Growth of whale watching in Spain. The success of the platforms in south mainland, new rules. In: Evans PGH, Pitt-Aiken R, Rogan E (eds) *European Research on Cetaceans 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society*, Cork, Ireland, p 198-204.
- Valeiras, J. and Camiñas, J. A. 2001. Captura accidental de mamíferos marinos en las pesquerías españolas de palangre de pez espada y túnidos en el Mediterráneo. II Simposium de la Sociedad Española de Cetáceos. SEC. Noviembre, Valsain, Segovia.
- Valsecchi, E., Amos, W., Raga, J.A., Podestà, M. and Sherwin, W. 2004. The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Animal Conservation* 7:139-146.
- Van Bresseem, M. F., K. Van Waerebeek, and J. A. Raga.1999. A review of virus infections of cetaceans and the potential impact of morbilliviruses, poxviruses, and papillomaviruses on host population dynamics. *Diseases of Aquatic Organisms* 38: 53-65.
- Van Waerebeek, K. and Leaper, R. 2008. Second report of the IWC Vessel Strike Data Standardisation Working Group. Report to the International Whaling Commission's Scientific Committee at the IWC's 60th Annual Meeting, Santiago, Chile, June 2008.
- Vanderlaan, A.S.M. and Taggart, C.T. 2007. Vessel Collisions with Whales: The Probability of Lethal Injury Based on Vessel Speed. *Mar. Mamm. Sci.* 23:144–156.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Ridoux, V., Dabin, W., Llavona, A., Marcos Ipiña, E., Monteiro, S., Ferreira, M., Monaghan, N.T., Berrow, S., Fossi, M.C., Marsili, L., Laran, S., Praca, E., Cañadas, A., Sagarminaga, R., Murcia, J.L.y



PNUE



CAR/ASP

**Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
(CAR/ASP)**

Boulevard du Leader Yasser Arafat – B.P. 337 – 1080 Tunis Cedex – TUNISIA

Tel.: +216 71 206 649 / 485 / 851 – **Fax:** +216 71 206 490

E-mail: car-asp@rac-spa.org

www.rac-spa.org

- García P. (2010) Population structure of long-finned pilot whales in Europe. Oral presentation at the 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Pérez, S., Jaquet, Y., Barbraud C., Guinet, C. 2009. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales between 1999 and 2005 in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science*, 25(3): 523–536.
- Viale, D. (1985) Cetaceans in the northwestern Mediterranean: their place in the ecosystem. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23, 491–571.
- Villar, S., Salazar, J.M., Esteban, R., de Stephanis, R. Y Carbó-Peche, M. (2007) Cetacean distribution in the strait of Gibraltar and analysis of the most observed species from whale watching platforms. 21st Conference of the European Cetacean Society, April 2007. San Sebastian (Spain).
- Visser, I. K. G., Van Bresseem, M.E., De Swart, R. L., Van De Bildt, M. W. G., Vos, H. W., Van Der Heijden, R. W. J., Saliki, J. T., Orvell, C., Kitching, P., Kuiken, T., Barrett, T. y Osterhaus, A. D. M. E. (1993) Characterization of morbilliviruses isolated from dolphins and porpoises in Europe. *Journal of General Virology* 74, 631-641.
- Vos, J.G. and Luster, M. I. (1989) Immune alterations. In: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. R.D. Kimbrough and A.A. Jensen (eds) Elsevier Scientific Publications, Amsterdam. Pp: 295-324.
- Wada, S. 1988. Genetic differentiation between two forms of short-finned pilot whales off the Pacific coast of Japan. *Scientific reports of the Whale Research Institute* 39: 91-101.
- Wade, P.R. (1998) Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1):1-37.
- Wade, P.R. and R.P. Angliss. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS Workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-12. 93 pp.
- Wafo, E; Sarrazin, L; Diana, C; Dhermain, F; Schembri, T; Lagadec, V; Pecchia, M. and Rebouillon, P. 2005. Accumulation and distribution of organochlorines (PCBs and DDTs) in various organs of *Stenella caeruleoalba* and a *Tursiops truncatus* from Mediterranean littoral environment (France). *Science Total Environment*. 348: 115-127.
- Wakefield, E.D. (2001). The vocal behaviour and distribution of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* L. (1785) in the Celtic Sea and adjacent waters, with particular reference to the effects of seismic surveying. MSc Thesis. School of Ocean Sciences, University of Wales, Bangor.
- Waring, G.T., P. Gerrior, P.M. Payne, B.L. Parry and J.R. Nicolas 1990. Incidental take of marine mammals in foreign fishery activities off the northeast United States, 1977-1988. *Fish. Bull.* 88(2): 347-360.
- Warner, N., S.L. Mesnick and J. Straley. 2005. Sperm whale depredation on demersal longlines worldwide. Working Paper CARP/HI/9 at the Cachalot Assessment Research Planning (CARP) Workshop, 1-3 March 2005, Woods Hole, MA.
- Watkins, W.A., K.E. Moore, and P. Tyack. 1985. Sperm whale acoustic behaviors in the southeast Caribbean. *Cetology* 49:1-15.
- Watkins, W.A., K.E. Moore, D. Wartzok, and J.H. Johnson (1981) Radio tracking of finback (*Balaenoptera physalus*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) whales in Prince William Sound, Alaska. *Deep-Sea Research* 28A:577–588.
- Weinrich, M.T. 2004. A review of worldwide collisions between whales and fast ferries. Paper SC/56/BC9 presented to the IWC Scientific Committee, July 2004, Sorrento, Italy, 8pp.
- Weller, D.W. 2008. Predation on Marine Mammals, en *Encyclopedia of Marine Mammals*, Second edition. Edited by William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen. Academic Press 1355p.

- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 242: 295–304.
- Whitehead, H. 2003. *Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean*. University of Chicago Press, Chicago. 431 p.
- Whitehead, H. 2008. Sperm whale (*Physeter macrocephalus*). pp. 1091-1097. En *Encyclopedia of marine mammals*, Eds. Perrin, W.F.; Würsig, B. and J.G.M. Thewissen. Academic Press, 2nd Edition. 1382 p.
- Wigley, S.E. and Serchuk, F.M. (1992) Spatial and temporal distribution of juvenile cod *Gadus morhua* in the Georges Bank-Southern New England region. *Fish. Bull. US*, 90: 599–606.
- Williams, R., Trites, A.W. and Bain D. E. 2002a. Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology (London)* 256:255-270.
- Williams, R., Bain, D. E. Ford, J. K. B. and Trites, A.W. 2002b. Behavioural responses of male killer whales to a 'leapfrogging' vessel. *Journal of Cetacean Research and Management* 4:305-310.
- Wilson, J.; Rotterman, L. & Epperson, D. 2006: Minerals Management Service overview of seismic survey mitigation and monitoring on the US outer continental shelf. 13pp. – IWC SC/58/E8.
- Winsor, M.H. and Mate, B.R. 2006. Seismic survey activity and the proximity of satellite-tagged sperm whales. 8pp. – IWC SC/58/E16.
- Würsig, B. and Richardson W. J. (2002) Noise, effects of. In: *Encyclopedia of Marine Mammals* (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.) Academic press, San Diego. 794-801.
- Würsig, B., Reeves, R.R. and Ortega-Ortiz, J.G. (2002) Global climate change and marine mammals. pp. 589–608. En *Marine mammals: biology and conservation*, Eds. Evans P.G.H. and Raga, J.A. Kluwer Academic/Plenum Publishers, Nueva York. 626 p.
- Wurtz, M.y Marrale, D. (1991) On the stomach contents of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba* Meyen 1933) from the Ligurian coast, central Mediterranean Sea. *European Research on Cetaceans*, 5, 62–64.
- WWF/ATRT S.L., 2006, The plunder of bluefin tuna in the Mediterranean and East Atlantic in 2004 and 2005 Uncovering the real story. The collapse of fisheries management An independent study conducted by ATRT, S.L. for WWF.
- Yeung, C. 1999. Revised mortality estimates of marine mammal bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997 based on serious injury guidelines. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-429, 23p.
- Ylitalo, G.M., Matkin, C.O., Buzitis, J., Krahn, M.M., Jones, L.L. and Rowles, T., 2001. Influence of lifehistory parameters on organochlorine concentrations in free-ranging killer whales (*Orcinus orca*) from Prince William Sound, AK. *Sci Total Environ* 17:183–203.
- Yonezawa, M., Nakamine, H., Tanaka, T. and Miyaji, T. 1989. Hodgkin's disease in a killer whale (*Orcinus orca*). *Journal of Comparative Pathology* 100:203-207.
- Zaitsev, Y.y Mamaev, V. (1997) *Marine Biological Diversity in the Black Sea: A Study of Change and Decline*. United Nations Publications, New York.
- Zimmer, W.M.X. (2003) Sonar systems and stranding of beaked whales. - Document AC10/Doc. 44 (S) presented to ASCOBANS 10th Advisory Committee Meeting, Bonn, Germany, 9 - 11 April 2003.