Évaluation du descripteur 1 « Biodiversité - Mammifères marins » en France Métropolitaine

RAPPORT SCIENTIFIQUE POUR L'ÉVALUATION 2018 AU TITRE DE LA DCSMM

2018

Version finale

Spitz Jérôme

Peltier Hélène

Authier Matthieu

Observatoire PELAGIS - UMS 3462
Université de La Rochelle - CNRS
Pôle Analytique - 5 allées de l'Océan
17 000 LA ROCHELLE - FRANCE
http://www.observatoire-pelagis.cnrs.fr

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET SOLIDAIRE

Citation du document :

Spitz J., Peltier H., Authier M., 2018. Évaluation du descripteur 1 « Biodiversité - Mammifères marins » en France Métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM. Observatoire PELAGIS – UMS 3462, Université de La Rochelle / CNRS, 170 PAGES.

Photographies de couverture :

Phoque gris (*Halichoerus grypus*) – Hélène Peltier / Observatoire Pelagis

Dauphins communs (*Delphinus delphis*) – Cécile Dars / Observatoire Pelagis

Abstract

The Marine Strategy Framework Directive requires the maintenance or restoration of 'Good Environmental Status' (GES) of all European marine waters by 2020. Monitoring mobile species is challenging owing to both the large spatial scale involved and the large spatio-temporal heterogeneity of marine ecosystems. The present report collates the best available and revelant data on marine mammals as of 2017 to assess the GES in marine waters under French jurisdiction (and beyond): four marine sub-regions are assessed with respect to GES under the Biodiversity Descriptor (D1), which includes four functional groups of marine mammals (small odontocetes, deep-diving odontocetes, baleen whales and seals). GES evaluation was hampered by a lack of relevant data on many cetacean species, especially baleen whales and deep-diving odontocetes; and by large data gaps in North-Western Mediterranean Sea. The main limits are data gaps for many species and their habitats, especially offshore ones; and a lack of statistical power to detect with sufficient confidence a change in biodiversity indicators. These limitations notwithstanding, GES was not reached in the 3 sub-regions (North Sea-Channel, Celtic Seas and Bay of Biscay) where quantitative data were available to inform a partial evaluation. This resulted solely from unsustainable bycatch levels documented on two small odontocete species, the harbour porpoise and the short-beaked common dolphin. Bycatch is the foremost pressure preventing GES with respect to marine mammals in French marine waters: this pressure must be addressed adequately in terms of environmental targets and measures during the next MSFD cycle.

Résumé

La Directive Cadre "Stratégie pour le Milieu Marin" (DCSMM) exige le maintien ou la restauration du "Bon Etat Écologique" (BEE) des eaux marines européennes d'ici 2020. La surveillance et l'évaluation du BEE pour les espèces mobiles représentent un défi dû aux grandes échelles spatiales utilisées et à la grande hétérogénéité spatio-temporelle du milieu marin. Le présent rapport synthétise l'ensemble des données et connaissances les plus pertinentes et justes, disponibles en 2017 pour l'évaluation de l'atteinte du BEE des mammifères marins dans les eaux marines sous juridiction française (et au-delà). Quatre sous-régions marines (au sens de la DCSMM) sont évaluées pour l'atteinte, ou non, du BEE vis-à-vis du Descripteur 1 (Biodiversité) relatif aux mammifères marins. Cette évaluation concerne quatre groupes d'espèces de mammifères marins : les **mysticètes**, les **petits odontocètes** à dent, les **odontocètes grands plongeurs** et les **phoques**. D'une manière générale, l'évaluation exhaustive du BEE n'a pu être menée par manque de données pertinentes sur de nombreuses espèces de cétacés, en particulier pour les espèces de grandes baleines, de cétacés grands plongeurs, et dans la sous-région marine Méditerranée Occidentale. Les principales limites rencontrées pendant l'évaluation sont un manque de connaissances et de données de long terme sur de nombreux cétacés, notamment océaniques, ainsi qu'un manque de puissance statistique à détecter avec suffisamment de confiance un changement dans les indicateurs utilisés. Nonobstant ces limites, le BEE n'est pas atteint dans les 3 sous-régions marines qui ont pu être évaluées quantitativement (Manche-Mer du Nord, Mers Celtiques et Golfe de Gascogne). Cette conclusion découle entièrement des niveaux de captures accidentelles d'une ampleur à affecter la dynamique des populations de deux espèces de **petits odontocètes**, le marsouin commun et le dauphin commun. Les captures accidentelles sont le plus grand obstacle quant à l'atteinte du BEE pour la composante « mammifères marins » du Descripteur Biodiversité dans les eaux marines françaises et devra donc faire l'objet d'objectifs environnementaux et de mesures spécifiques lors du second cycle de la DCSMM.

Table des matières

Abstract 3

Résumé 3

Table des matières 4

I. ACRONYMES & ABBREVIATIONS 12

II. ELEMENTS DE CADRAGE ET DE CONTEXTE 15

II.A. Définition du bon état écologique pour le descripteur 1 – Mammifères marins 15

II.A.1. Introduction pour la thématique "Mammifères marins" 15

II.A.2. Critères et éléments constitutifs des critères 16

II.A.3. Normes méthodologiques associées 18

II.B. Pressions impactant l'état des mammifères marins 19

II.C. Catégories d'enjeux en lien avec le bon état écologique des mammifères marins.. 21

II.D. Présentation des indicateurs retenues dans le cadre de l'évaluation 2018 du BEE pour les mammifères marins 24

II.E. Notions d'incertitudes et de confiance associées aux indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 du BEE pour les mammifères marins 26

III. MATÉRIELS ET MÉTHODES 30

III.A. Sous-Région Marine Manche - Mer du Nord 30

III.A.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE 30

III.A.2. Unités géographique d'évaluation (UGE) 31

III.A.2a. UGE pour les phoques 31

III.A.2b. UGE pour les cétacés 33

III.A.3. Evaluation quantitative du BEE 39

III.A.3a. Indicateur commun M3_OSPAR – Distribution et abondance des phoques.. 39

III.A.3b. Indicateur commun M4a_OSPAR – Distribution et abondance des populations côtières de grands dauphins 43

III.A.3c. Indicateur commun M4b_OSPAR – Distribution et abondance des populations de cétacés 46

III.A.3d. M6_OSPAR – Captures accidentelles de marsouins (Observateurs embarqués) 48

III.A.3e. MM_Capt – Captures accidentelles de petits cétacés (Echouages) 50

III.A.3f. MM_EME – Évènements de Mortalité Extrême 61

III.A.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1 66

III.A.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration) .. 66

III.A.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus 66

III.A.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018 66

III.A.6. Evaluation qualitative du BEE 68

Mortalité par collision 68

III.B. Sous-Région Mers Celtiques 70

III.B.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE 70

III.B.2. Unités géographiques d'évaluation (UGE) 71

III.B.3. Evaluation quantitative du BEE 71

III.B.3a. Indicateur commun M3_OSPAR – Distribution et abondance des phoques 71

III.B.3b. Indicateur commun M4a_OSPAR – Distribution et abondance des populations côtières de grands dauphins 71

III.B.3c. Indicateur commun M4b_OSPAR – Distribution et abondance des populations de cétacés 71

III.B.3d. M6_OSPAR – Captures accidentelles de marsouins (Observateurs embarqués) 72

III.B.3e. MM_Capt – Captures accidentelles de petits cétacés (Echouages) 72

III.B.3f. MM_EME – Évènements de Mortalité Extrême 72

III.B.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1 72

III.B.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration) .. 72

III.B.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus 72

III.B.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018 73

III.B.6. Evaluation qualitative du BEE 74

III.B.6a. Mortalité par collision 74

III.C. Sous-Région Marine Golfe de Gascogne 75

III.C.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE 75

III.C.2. Unités géographiques d'évaluation (UGE) 76

III.C.2a. UGE pour les cétacés 76

III.C.2b. MRU pour les phoques 77

III.C.3. Evaluation quantitative du BEE 78

III.C.3a. Indicateur commun M4b_OSPAR – Distribution et abondance des populations de cétacés 78

III.C.3b. MM_Distri – Distribution des cétacés 78

III.C.3c. MM_Abond – Tendance de l'abondance relative des cétacés 81

III.C.3d. M6_OSPAR – Captures accidentelles de petits cétacés (Observateurs embarqués) 85

III.C.3e. MM_Capt – Captures accidentelles de petits cétacés (Echouages) 85

III.C.3f. MM_EME – Evènements de Mortalité Extrême 85

III.C.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1 85

III.C.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration) .. 85

III.C.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus 85

III.C.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018 86

III.C.6. Evaluation qualitative du BEE 88

III.C.6a. Mortalité par collision 88

III.D. Sous-Région Marine Méditerranée Occidentale 89

III.D.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE 89

III.D.2. Unités géographiques d'évaluation (UGE) 90

III.D.2a. UGE pour les cétacés 90

III.D.3. Evaluation quantitative du BEE 91

III.D.3a. MM_EME – Evènements de Mortalité Extrême 91

III.D.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1 91

III.D.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration) .. 91

III.D.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus 91

III.D.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018 91

III.D.6. Evaluation qualitative du BEE 92

III.D.6a. Abondance en mer 92

III.D.6b. Les échouages de mammifères marins en Méditerranée 93

III.D.6c. Mortalité par collision 93

III.D.6d. Mortalité par capture accidentelle 93

IV. RÉSULTATS 94

IV.A. Sous-Région Marine Manche - Mer du Nord 94

IV.A.1. Évaluation Quantitative 94

IV.A.1a. M3_OSPAR / Distribution et abondance des phoques 94

IV.A.1b. M4a_OSPAR / Distribution et abondance des populations côtières de Grands dauphins 96

IV.A.1c. M4b_OSPAR / Distribution et abondance des cétacés 96

IV.A.1d. M6_OSPAR / captures accidentelles de marsouins (observateurs embarqués) 97

IV.A.1e. MM_Capt / captures accidentelles de petits cétacés (à partir des données échouages) 97

IV.A.1f. MM_EME / Evènements de mortalité extrême (marsouins communs) .. 100

IV.A.2. Évaluation Qualitative 101

Mortalité par collision 101

IV.A.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour les SRM MMN. 102

IV.B. Sous-Région Marine Mers Celtiques 103

IV.B.1. Évaluation Quantitative 103

IV.B.1a. M3_OSPAR / Distribution et abondance des phoques 103

IV.B.1b. M4a_OSPAR / Distribution et abondance des populations côtières de Grands dauphins 103

IV.B.1c. M4b_OSPAR / Distribution et abondance des cétacés 103

IV.B.1d. M6_OSPAR / captures accidentelles de marsouins (observateurs embarqués) 103

IV.B.1e. MM_Capt / captures accidentelles de petits cétacés (à partir des données échouages) 104

IV.B.1f. MM_EME / Evènements de mortalité extrême (marsouins communs et dauphins communs) 105

IV.B.2. Évaluation Qualitative 105

Mortalité par collision 105

IV.B.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour le SRM MC. 106

IV.C. Sous-Région Golfe de Gascogne 107

IV.C.1. Évaluation quantitative 107

IV.C.1a. M4b_OSPAR / Distribution et abondance des cétacés 107

IV.C.1b. MM_Distri / Distribution des cétacés 107

IV.C.1c. MM_Abond / Tendance de l'abondance relative des cétacés 108

IV.C.1d. MM_capt / captures accidentelles de petits cétacés (à partir des données échouages) 109

IV.C.1e. MM_EME / Evènements de mortalité extrême (dauphins communs) 109

IV.C.2. Évaluation qualitative 110

Mortalité par collision 110

IV.C.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour la SRM GdG 111

IV.D. Sous-Région Marine Méditerranée Occidentale 112

IV.D.1. Évaluation quantitative 112

MM_EME / Evènements de mortalité extrême (dauphins bleu et blanc) 112

IV.D.2. Évaluation qualitative 113

IV.D.2a. Abondance en mer 113

IV.D.2b. Echouages 114

IV.D.2c. Mortalité par collision 118

IV.D.2d. Mortalité par capture accidentelle 118

IV.D.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour la SRM MO119

V. DISCUSSION 120

V.A. Sous Région Marine Manche-Mer du Nord 120

V.A.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012 120

V.A.2. Discussion sur la définition des seuils 122

V.A.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés 124

V.A.4. Justification de non-utilisation d'un critère 125

V.A.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR 125

V.A.6. Présentation de la coopération régionale 126

V.A.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance 127

V.A.8. Influence du changement climatique 128

V.B. Sous Région Marine Mers Celtiques 130

V.B.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012 130

V.B.2. Discussion sur la définition des seuils 131

V.B.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés 131

V.B.4. Justification de non-utilisation d'un critère 131

V.B.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR 131

V.B.6. Présentation de la coopération régionale 131

V.B.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance 132

V.B.8. Influence du changement climatique 132

V.C. Sous Région Marine Golfe de Gascogne 133

V.C.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012 133

V.C.2. Discussion sur la définition des seuils 135

V.C.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés 135

V.C.4. Justification de non-utilisation d'un critère 135

V.C.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR 135

V.C.6. Présentation de la coopération régionale 135

V.C.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance 135

V.C.8. Influence du changement climatique 135

V.D. Sous Région Marine Méditerranée Occidentale 136

V.D.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012 136

V.D.2. Discussion sur la définition des seuils 137

V.D.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés 137

V.D.4. Justification de non-utilisation d'un critère 137

V.D.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR 137

V.D.6. Présentation de la coopération régionale 138

V.D.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance 138

V.D.8. Influence du changement climatique 139

VI. Conclusion 140

VII. Références bibliographiques 142

VIII. Annexes 152

VIII.A. Résultats sur les indicateurs et critères 152

VIII.B. Liste des experts associés à l'évaluation réalisée 159

VIII.C. Liste des fiches indicateurs pouvant être reproduites à partir des données fournies 160

VIII.D. Liste des fiches indicateurs pouvant être réutilisées pour l'évaluation du descripteur (y compris à titre de contexte) parmi celles produites à l'échelle régionale pour l'IA 2017 OSPAR ou le QSR 2017 de la convention de Barcelone 161

VIII.E. Liste des Catégories d'Enjeux 162

IX. Liste des Tableaux 164

X. Liste des Graphiques 168

I. ACRONYMES & ABBREVIATIONS

ACCOBAMS : Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente (http://www.accobams.org/fr/)

AFB : Agence Française pour la Biodiversité (http://www.afbiodiversite.fr/)

ASCOBANS : Accord sur la conservation des petits cétacés de la mer Baltique, du nord-est de l'Atlantique et des mers d'Irlande et du Nord (www.ascobans.org)

Ba : petit rorqual (*Balaneoptera acutorostrata*)

BDA : baie d'Authie

BDS : baie de Somme

BDV : baie des Veys

BEE : Bon État Écologique

Bp : rorqual commun (*Balaneoptera physalus*)

BSM : baie du Mont-Saint Michel

CBI : Commission Baleinière Internationale ou '*International Whaling Commission*' (IWC)

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer ou '*International Council for the Exploration of the Sea*' (ICES ; http://www.ices.dk/Pages/default.aspx)

CMR: Convention des Mers Régionales (*e.g.* OSPAR)

CODA : '*Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic*', campagne de recensement des cétacés dans les eaux océaniques du nord-est Atlantique par observation depuis un bateau (http://biology.st-andrews.ac.uk/coda/)

DHFF : Directive « Habitat-Faune-Flore »

DCSMM : Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/)

Dd : dauphin commun (*Delphinus delphis*)

GAM : '*Generalized Additive Model*' ou modèle additif généralisé

GdG: Golfe de Gascogne

GECC : Groupe d'Étude des Cétacés du Cotentin

GDEGeM : Grand Dauphin Étude et Gestion en Méditerranée

Gg : dauphin de Risso (*Grampus griseus*)

GLM : '*Generalized Linear Model*' ou modèle linéaire généralisé

Gm : globicéphale noir (*Globicephala melas*)

Hg : phoque gris (*Haliochoreus grypus*)

IA 2017: '*Intermediate Assessment 2017*' ou "Évaluation Intermédiaire en 2017" du Bon État Écologique (https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/)

MC : Mers Celtiques

MMN: Manche-Mer du Nord

MO : Méditerranée Occidentale

MOL : Archipel de Molène

MRU : '*Marine Reporting Unit*' ou « unité marine de rapportage »

OBSMER : programme d'observation à la mer des prises accessoires par échantillonnage des flottilles

OOAO : '*One Out, All Out*', règle d'intégration qui stipule qu'un seul critère qui n'atteint pas le BEE suffit à conclure au non-BEE de l'indicateur concerné.

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (https://www.ospar.org/)

PAMM : Plan d'Action pour le Milieu Marin (http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/pamm)

PACOMM : Programme d'Acquisition de Connaissances « Oiseaux et Mammifères Marins » (http://cartographie.aires-marines.fr/?q=node/45)

PAO : Proportion d'Aire Occupée

PELGAS : Campagne écosystémique « Pélagiques Gascogne » de l'Ifremer

PELMED : Campagne écosystémique « Pélagiques Méditerranée » de l'Ifremer

PNMI : Parc Naturel Marin d'Iroise (http://www.parc-marin-iroise.fr/)

Pp : marsouin commun (*Phocoena phocoena*)

Pv : phoque veau-marin (*Phoca vitulina*)

RNE : Réseau National Échouage de mammifères marins

SAMM : « Suivi Aérien de la Mégafaune Marine », campagne de recensement de la mégafaune marine dans les eaux françaises par observation depuis un avion

Sc : dauphin bleu et blanc (*Stenela coeruleoalba*)

SCANS : '*Small Cetaceans in European Atlantic waters and the North Sea*', campagne de recensement des cétacés dans les eaux européennes par observation depuis un avion (https://synergy.st-andrews.ac.uk/scans3/)

SEP : Archipel des Sept Îles

SRM : Sous-Région Marine

Tt : grand dauphin (*Tursiops truncatus*)

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature (https://www.iucn.org/fr)

UGE : Unité Géographique d'Évaluation

WAL : banc de Walde

WGBYC : '*Working Group on Bycatch of protected species*' ou « Groupe de Travail sur les Prises Accessoires d'espèces protégées » du Conseil International pour l'Exploration de la Mer

WGMME : '*Working Group on Marine Mammal Ecology*' ou « Groupe de Travail sur l'Écologie des Mammifères Marins » du Conseil International pour l'Exploration de la Mer

II. ELEMENTS DE CADRAGE ET DE CONTEXTE

II.A. DÉFINITION DU BON ÉTAT ÉCOLOGIQUE POUR LE DESCRIPTEUR 1 – MAMMIFÈRES MARINS

II.A.1. Introduction pour la thématique "Mammifères marins"

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE) met en place un cadre permettant aux États membres de prendre toutes les mesures nécessaires pour atteindre ou maintenir un « Bon État Écologique » (BEE) du milieu marin à l'horizon 2020. La décision 2017/848/UE de la Commission établit les critères et les normes méthodologiques à utiliser par les États membres pour caractériser et évaluer l'atteinte du BEE des eaux marines, dans la perspective du second cycle de mise en œuvre de la DCSMM.

Le BEE est défini comme l'état écologique des eaux marines tel que celles-ci conservent la diversité écologique, le fonctionnement et le dynamisme des océans et des mers sans impact des pressions anthropiques. L'utilisation du milieu marin doit être durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir (article 3 de la directive 2008/56/CE).

Le descripteur 1 "Biodiversité" rassemble les groupes d'espèces identifiés comme des éléments pertinents pour l'évaluation du BEE de l'écosystème, soit les oiseaux, les mammifères, les reptiles, ainsi que les poissons et céphalopodes. Les mammifères marins représentent une composante à part entière du descripteur relatif à la biodiversité. En effet, ce sont des espèces très mobiles, dont la survie à long-terme va dépendre de l'état écologique des écosystèmes dont ils dépendent pour se nourrir et se reproduire. Les mammifères marins se caractérisent par des traits d'histoires de vie (faible fécondité, grande longévité) qui les rendent particulièrement vulnérables aux pressions telles que les captures accidentelles, les collisions avec des navires, l'enchevêtrement dans des « filets fantômes », l'ingestion de polluants et de déchets (par exemple, les micro- et macro-plastiques), ou encore le bruit sous-marin. En conséquence, les mammifères marins peuvent être considérés comme des espèces sentinelles des écosystèmes marins, et dont le suivi va permettre de renseigner plus globalement le BEE.

L'atteinte du BEE pour les espèces du descripteur 1 repose sur l'évaluation de la distribution et de l'abondance des espèces suivies et de l'intensité des pressions pesant sur ces espèces. L'abondance et la distribution sont des critères faciles à énoncer mais difficiles à documenter en pratique chez les mammifères marins et à comparer à une situation de référence.

Une première difficulté pratique est de définir cet état de référence. Un usage courant est de reconnaître la première estimation validée de l'abondance et de la distribution d'une population comme l'état de référence, indépendamment des éventuelles perturbations que celle-ci aurait pu avoir déjà subi à la date d'obtention de cette estimation. Une seconde difficulté réside dans la définition d'une évaluation à une échelle spatio-temporelle cohérente avec les populations suivies. La plupart des mammifères marins sont des espèces fortement mobiles se déplaçant sur de vastes territoires et présentant de faibles densités. Ainsi, l'obtention d'évaluations cohérentes de la distribution et de l'abondance des mammifères reste un challenge scientifique en Europe, et requiert le plus souvent d'importants moyens logistiques et financiers. Au vu des échelles spatiales et temporelles considérées, les données disponibles sont souvent parcellaires et incomplètes.

II.A.2. Critères et éléments constitutifs des critères

Selon la décision révisée, les critères du descripteur 1 retenus/considérés pour évaluer l'atteinte du BEE chez les mammifères marins sont :

- D1C1 (primaire) : Le taux de mortalité par espèce dû aux captures accidentelles est inférieur au niveau susceptible de constituer une menace pour l'espèce, de sorte que la viabilité à long terme de celle-ci est assurée.
- D1C2 (primaire) : Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations des espèces concernées, de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie.
- D1C3 (secondaire) : Les caractéristiques démographiques (par exemple structure par taille ou par âge, répartition par sexe, taux de fécondité, taux de survie) des populations des espèces témoignent d'une population saine, qui n'est pas affectée par les pressions anthropiques.
- D1C4 (primaire) : L'aire de répartition des espèces et, le cas échéant, leur schéma de répartition dans ladite aire, est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.
- D1C5 (primaire) : L'habitat des espèces offre l'étendue et les conditions nécessaires pour permettre à celles-ci d'accomplir les différentes étapes de leur cycle biologique.

En addition des critères du descripteur 1, certains critères renseignés dans d'autres descripteurs et évaluant des effets néfastes liés aux pressions peuvent être pris en considération dans l'évaluation du descripteur 1. Pour les mammifères marins, des critères relatifs au descripteur 8 – Contaminants, au descripteur 10 – Déchets et au descripteur 11 – Bruit dont particulièrement les critères D8C1, D8C2, D10C3, D10C4, D11C1 et D11C2 seront pris en considération lorsqu'ils seront disponibles :

- D8C1 : Les concentrations de contaminants chez les mammifères marins ne dépassent pas les seuils retenus.
- D8C2 : Les caractéristiques liées à la santé des espèces et à l'état des habitats ne subissent pas d'effets néfastes dus aux contaminants, notamment des effets cumulatifs et synergiques.
- D10C3 : La quantité de déchets et de microdéchets ingérés par des animaux marins est à un niveau qui ne nuit pas à la santé des espèces concernés.
- D10C4 : Nombre d'individus de chaque espèce subissant des effets néfastes liés aux déchets (enchevêtrement et autres formes de blessures ou de mortalité) ou des problèmes sanitaires.
- D11C1 et D11C2 : La répartition spatiale, l'étendue temporelle et les niveaux des sources de sons impulsifs et continus anthropiques ne dépassent pas les niveaux nuisibles aux populations de mammifères marins.

Quatre groupes d'espèces sont retenus comme éléments constitutifs pour l'évaluation des critères relatifs au descripteur 1 : les **phoques**, les **petits odontocètes**, les **odontocètes grands plongeurs** et les **mysticètes** (Tableau 1). Les espèces représentatives de chaque groupe sont à établir à l'échelle régionale ou sous régionale. Certains groupes d'espèces peuvent être absents à l'échelle régionale ou sous régionale. Les choix devront être fait de manière concertée entre les Etats membres et s'appuyer sur les accords internationaux (notamment l'Accord sur la conservation des petits cétacés de la mer Baltique, du nord-est de l'Atlantique et des mers d'Irlande et du Nord ASCOBANS ; et l'Accord sur la Conservation des Cétacés de la Mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente ACCOBAMS) et les conventions de mers régionales. L'ensemble des espèces de mammifères marins représentative pour la France est listé sur l'annexe 4 de la Directive Habitat-Faune-Flore (DHFF) 92/43/EEC[1]. Le phoque gris (*Halichoerus grypus*), le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*), le grand dauphin (*Tursiops truncatus*) et le marsouin commun (*Phocoeana phocoena*) sont listés sur l'annexe 2 de la DHFF. Au cours du premier cycle, aucun choix concerté entre les Etats membres n'a été proposé, le choix des espèces a été contraint par les données pertinentes disponibles en 2017 pour la présente évaluation.

[1] Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages

Tableau 1. **Listes d'espèces représentatives pour la France par groupe d'espèces de mammifères marins.**

Composante de l'écosystème	Groupes d'espèces	Famille	Espèce		DHFF
Mammifères	Petits odontocètes	Phocoenidae	Marsouin commun	*Phocoena phocoena*	Annexes II, IV
		Delphinidae	Dauphin commun	*Delphinus delphis*	Annexe IV
			Dauphin bleu et blanc	*Stenella coeruleoalba*	Annexe IV
			Grand dauphin	*Tursiops truncatus*	Annexes II, IV
			Lagénorhynque à bec blanc	*Lagerorhynchus albirostris*	Annexe IV
	Odontocètes grands plongeurs	Delphinidae	Dauphin de Risso	*Grampus griseus*	Annexe IV
			Globicéphale noir	*Globicephala melas*	Annexe IV
		Physeteridae	Cachalot	*Physeter macrocephalus*	Annexe IV
		Kogiidae	Cachalot pygmée	*Kogia breviceps*	Annexe IV
		Ziphiidae	Baleine à bec de Cuvier	*Ziphius cavirostris*	Annexe IV
			Mésoplodon de Sowerby	*Mesoplodon bidens*	Annexe IV
			Hypérodon boréal	*Hyperoodon ampullatus*	Annexe IV
	Mysticètes	Balenopteridae	Petit rorqual	*Balaenoptera acurostrata*	Annexe IV
			Rorqual commun	*Balaenoptera physalus*	Annexe IV
			Baleine à bosse	*Megaptera novaeangliae*	Annexe IV
	Phoques	Phocidae	Phoque gris	*Halichoerus grypus*	Annexes II, IV
			Phoque veau marin	*Phoca vitulina*	Annexes II, IV

II.A.3. Normes méthodologiques associées

L'évaluation doit être réalisée à des échelles spatiales et temporelles pertinentes sur le plan écologique pour les espèces suivies. Pour les mammifères marins en Atlantique nord-est et en Méditerranée, l'échelle géographique cohérente pour l'évaluation du BEE est la région ou la sous-région marine. Spécifiquement, la décision révisée recommande d'utiliser comme échelle spatiale la région marine pour les **odontocètes grands plongeurs** et les **mysticètes**, ou la sous-région marine pour les **petits odontocètes** et les **phoques**. Toutefois au vu de la mobilité des espèces, de leurs aires de distribution et du découpage de certaines sous régions marines, les unités géographiques d'évaluation (UGE) utilisées pour l'évaluation des **phoques** et des **petits odontocètes** peuvent s'étendre sur plusieurs sous régions marines (SRM). Néanmoins les unités de rapportage seront ici la SRM, les résultats obtenus pour une UGE couvrant plusieurs SRM seront donc identiques pour les SRM couvertes.

Les critères retenus s'appliquent à l'état de chaque espèce de mammifères marins séparément. Pour chacune des zones évaluées, chaque espèce contribue à renseigner l'évaluation du groupe d'espèces auquel elle appartient. L'ensemble des groupes évalués pour une zone constitue l'évaluation de l'état global pour la composante "mammifères marins" du descripteur 1. Les évaluations expriment la ou les valeurs obtenues pour chaque critère appliqué par espèce et si ces valeurs respectent les valeurs seuils fixées. Pour les mammifères marins, aucune valeur seuil, ni méthode normalisée n'ont été fixées par la décision. La décision recommande dans ce cas d'établir les valeurs seuils et les méthodes à travers la coopération des Etats membres, en s'appuyant notamment sur les valeurs et méthodes existantes ou en en créant de nouvelles dans le cadre des accords et des conventions des mers régionales (comme ACCOBAMS et ASCOBANS pour les mammifères marins).

II.B. PRESSIONS IMPACTANT L'ÉTAT DES MAMMIFÈRES MARINS

Les pressions[2] qui s'exercent sur les mammifères marins sont diversifiées (Tableau 2) et le plus souvent identifiées uniquement par les multiples activités humaines qui en sont à l'origine. Les pressions sont souvent classées selon les activités humaines à leurs origines et non pas sur l'amplitude de leurs effets sur les populations. Une typologie des pressions en fonction de leur mode général d'action permet (1) de dépasser le caractère anecdotique d'une longue liste d'activités humaines ayant des effets avérés (pressions) ou supposés (menaces) sur les mammifères marins et (2) d'identifier des enjeux communs permettant l'évaluation de la gravité de ces pressions et de leurs effets (Authier et al. 2017a). Les pressions peuvent être rassemblées selon la nature et l'intensité de l'effet biologique produit (Figure 1). Ainsi, les pressions primaires sont issues des activités humaines qui génèrent une mortalité additionnelle directe (captures accidentelles, collisions, énergie acoustique intense) ; ces pressions agissent directement sur la démographie des populations et peuvent ainsi affecter rapidement l'état de conservation (Mangel 1993 ; Whitehead et al. 1997). Les pressions secondaires correspondent à des activités humaines dont les effets modifient l'état de santé des animaux au point que la fécondité ou la survie s'en trouvent altérées. Ces pressions agissent sur la démographie par l'intermédiaire de réponses physiologiques de l'organisme. Les déséquilibres des réseaux trophiques dus à la surexploitation des ressources halieutiques, au rejet des espèces non ciblées ou au changement climatique et les contaminants chimiques sont des exemples classiques de pressions secondaires car ils affectent respectivement le bilan énergétique des individus et leurs systèmes reproducteurs et immunitaires (Cury et al. 2011 ; Hall et al. 2006 ; Oro & Furness 2002 ; Reijnders et al. 2008 ; Grémillet et al. 2008). Les pressions tertiaires sont issues d'activités humaines qui perturbent les activités essentielles des animaux. Elles génèrent des réponses comportementales qui déplacent les individus vers des habitats moins favorables, altèrent le déroulement normal de fonctions telles que la recherche de nourriture, le fonctionnement social, la reproduction, le repos ou la migration et de manière générale augmentent les réponses liées à la physiologie du stress. En cascade, l'état de santé et les paramètres démographiques peuvent s'en trouver dégradés. Les multiples sources de dérangement et le bruit ambiant sont des exemples de pressions tertiaires.

[2] Directive UE 2017/485 de la Commission du 17 mai 2017 : http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1495097018132&uri=CELEX:32017L0845.

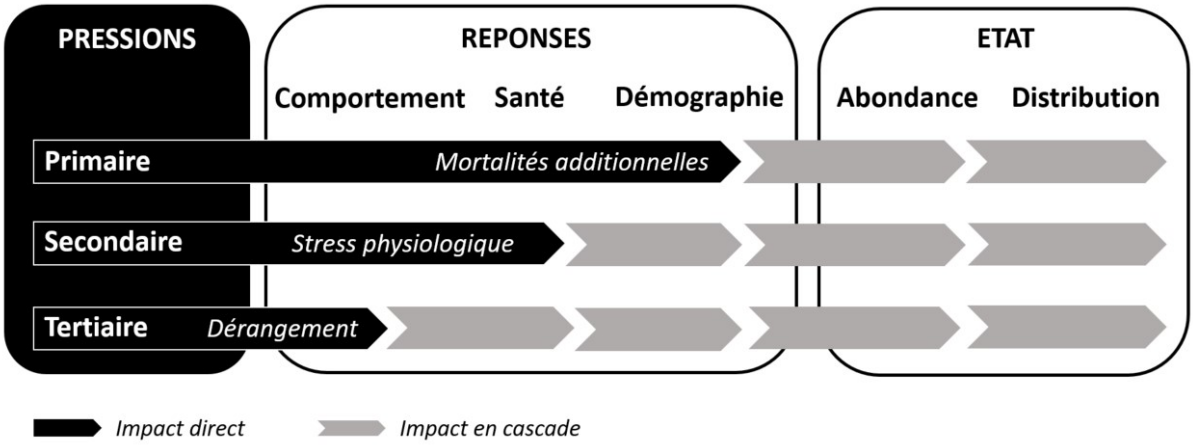


Figure 1 : Typologie des pressions selon leurs effets sur les mammifères marins (d'après Authier et al. 2017a)

L'effet des pressions sur les mammifères marins reste souvent difficile à mesurer et la prise en compte des effets cumulatifs et synergiques sont à l'heure actuelle un réel enjeu pour la recherche scientifique.

Tableau 2 : Pressions anthropiques s'exerçant sur les mammifères marins.

Thème [a]	Pression a	Impact attendu	Type de pression [b]	Descripteurs et critères associés [c]
Biologiques	Prélèvement d'espèces sauvages ou mortalité/blessures infligées à de telles espèces	Mortalité par capture accidentelle	Primaire	D1C1
		Mortalité par collision	Primaire	D1C3
		Stress physiologiques dûs à la diminution de la quantité/qualité des ressources	Secondaire	D1C3, D4
	Perturbation des espèces due à la présence humaine	Stress physiologiques / Changements d'utilisation des habitats	Tertiaire	D1C3, D1C5
Physiques	Perturbations physiques Perte physique Modification des conditions hydrologiques	Changements d'utilisation des habitats	Tertiaire	D1C5, D7
Substances, déchets et énergie	Apports d'autres substances (par exemple substances synthétiques, substances non synthétiques, radionucléides)	Stress physiologiques dûs aux contaminants métalliques ou organiques	Secondaire	D8C1, D8C2, D8C3
	Apports de dechets	Mortalité par ingestion/enchevetrement	Primaire	D10C4
		Stress physiologiques dûs aux ingestions/enchevetrements de dechets	Secondaire	D10C3
	Apport de sons anthropiques	Mortalité du à des sons de fortes intensités	Primaire	D11
		Stress physiologiques dûs aux pertubations sur l'audition/la communication	Secondaire	D11
		Changements d'utilisation des habitats	Tertiaire	D1C5

[a] selon le tableau 2a de l'annexe III révisée, [b] selon Authier et al (2017a), [c] selon l'annexe de la Directive UE 2017/485 de la Commission du 17 mai 2017.

II.C. CATÉGORIES D'ENJEUX EN LIEN AVEC LE BON ÉTAT ÉCOLOGIQUE DES MAMMIFÈRES MARINS

Afin de prioriser l'action publique en vue de mettre en œuvre des mesures de gestion permettant de maintenir ou d'atteindre le BEE, chaque Etat membre établit des objectifs environnementaux à atteindre dans le cadre de la DCSMM. L'établissement des objectifs environnementaux pour le 2nd cycle pour la France en 2018 repose sur l'identification préalable d'enjeux écologiques prioritaires[3]. Les enjeux écologiques sont des éléments des écosystèmes marins ou de leur fonctionnement, considérés sur des bases scientifiques comme cruciaux pour l'atteinte du BEE dans une SRM donnée. Sept grandes catégories d'enjeux ont été identifiées concernant les conditions hydrographiques, les habitats pélagiques et les réseaux trophiques ; ces enjeux ont une importance particulière pour les mammifères marins notamment pour leur alimentation :

- Dunes hydrauliques du plateau et du haut de talus
- Structures géomorphologiques particulières
- Structures hydrologiques particulières
- Zones d'interface terre-mer et panaches fluviaux
- Détroits, caps et structures hydrologiques associées
- Monts sous-marins, talus continental et structures hydrologiques associées
- Eléments "vulnérables" du réseau trophique et espèces fourrage

Sinon, les cétacés grands plongeurs, les petits delphinidés et le marsouin ont été défini comme des enjeux transversaux de par le nombre et l'étendue de leurs habitats fonctionnels ainsi que les zones autour des colonies (zones de reproduction) ou des reposoirs (zones utilisées par les animaux, mais qui n'est pas nécessairement une zone de reproduction) fréquentés par les **phoques**.

Des listes d'enjeux écologiques spécifiques à chaque SRM ont été établies (Figure 43, Tableau 42). Pour la SRM Manche - Mer du Nord (MMN), les espèces de mammifères marins identifiées comme représentatives sont le phoque gris, le phoque veau-marin, le marsouin et le grand dauphin (groupes sédentaires) et au moins une espèce est concernée pour huit secteurs à enjeu listés pour cette SRM (Tableau 3).

[3] Agence Française pour la Biodiversité – MEEM. 2ème cycle de la DCSMM – Horizon 2018. Document de travail Mai 2017. Identification et priorisation des enjeux écologiques à l'échelle de chaque SRM.

Tableau 3: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM MMN (les numéros correspondent au découpage des secteurs réalisés par l'AFB).

Secteur à enjeu	Grand dauphin	Marsouin commun	Phoque gris	Phoque veau-marin
1 Mer du nord méridionale et détroit du Pas-de-Calais		X	X	
2 Estuaires picards et mer d'Opale		X	X	X
3 Fleuve côtier - littoral seino-marin		X	X	X
4 Manche orientale		X	X	
5 Baie de Seine	X	X	X	X
8 Nord-Ouest Cotentin	X			
6 Golfe normand-breton (ouest Cotentin)	X			X
7 Mer celtique et Manche ouest		X	X	

Pour la SRM Mers Celtiques (MC, Annexe VIII.E), les espèces de mammifères marins identifiées comme représentatives sont le phoque gris, le phoque veau-marin, le marsouin et le grand dauphin (groupes sédentaires) et au moins une espèce est concernée pour chacune des cinq secteurs à enjeu listés pour cette SRM (Tableau 4). Le secteur 7 "Mer celtique et Manche ouest" regroupe des enjeux pour l'ensemble des cétacés utilisant au moins en partie ce secteur dont notamment les **odontocètes grands plongeurs** comme les cachalots ou les baleines à becs sur la zone du talus, ou le marsouin et les petits delphinidés sur les zones du plateau.

Tableau 4: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM MC (les numéros correspondent au découpage des secteurs réalisés par l'AFB).

Secteur à enjeu	Grand dauphin	Marsouin commun	Phoque gris	Phoque veau-marin	Tous cétacés
7 Mer celtique et Manche ouest		X	X		X
9 Golfe normand-breton	X			X	
10 Sept-Iles - Trégor-Goëlo			X		
11 Baie de Morlaix - pays des abers			X		
12 Iroise	X	X	X		

Pour la SRM Golfe de Gascogne (GdG, Annexe VIII.E), les espèces représentatives sont le marsouin, le grand dauphin, les petits delphinidés (essentiellement dauphin commun et dauphin bleu-et-blanc), les **odontocètes grands plongeurs** (cachalots et baleines à bec) et le rorqual commun. Le découpage des secteurs et la forte mobilité des cétacés ne permettent pas d'associer de manière pertinente des espèces aux différents secteurs à enjeux définis. Ces espèces ou groupes d'espèces sont identifiés comme des enjeux transversaux à l'échelle de la SRM. Une échelle spatiale intermédiaire peut néanmoins être proposée sur la base de grands ensembles bathymétriques (Tableau 5). Les objectifs environnementaux qui porteront sur ces espèces pourront parfois être localisés à une échelle plus précise comme la

bathymétrie 50-100m pour les delphinidés en hiver, les canyons du sud du GdG pour les cachalots, ou certaines zones côtières pour les globicéphales en été.

Tableau 5: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM GdG (les cétacés sont un enjeu transversal pour cette SRM).

Secteur à enjeu	Marsouin commun	Grand dauphin	Petits odontocètes	Odontocètes grands plongeurs	Rorqual commun
Plateau et secteurs côtiers	X		X		
Talus		X	X	X	
Zone océanique			X		X

Pour la SRM Méditerranée Occidentale (MO), les espèces représentatives sont le grand dauphin, le dauphin bleu-et-blanc, les **odontocètes grands plongeurs** (cachalots et baleines à bec) et le rorqual commun. Le découpage des secteurs et la forte mobilité des cétacés ne permettent pas d'associer de manière pertinente des espèces aux différentes catégories d'enjeu. Ces espèces ou groupes d'espèces sont identifiés comme des enjeux transversaux à l'échelle de la SRM. Une échelle spatiale intermédiaire peut néanmoins être proposée sur la base de grands ensembles bathymétriques (Tableau 6). Les objectifs environnementaux qui porteront sur ces espèces pourront parfois être localisés à une échelle plus précise comme les canyons au sud-ouest du golfe du Lion pour les **odontocètes grands plongeurs** ou le plateau continental autour de la Corse pour le grand dauphin.

Tableau 6: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM MO (les cétacés sont un enjeu transversal pour cette SRM).

Secteur à enjeu	Grand dauphin	Dauphin bleu et blanc	Odontocètes grands plongeurs	Rorqual commun
Plateau continental	X			
Talus		X	X	
Zone océanique	X	X		X

II.D. PRÉSENTATION DES INDICATEURS RETENUES DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION 2018 DU BEE POUR LES MAMMIFÈRES MARINS

L'échelle géographique cohérente pour l'évaluation du BEE pour les mammifères marins est donc la région (ou la sous-région) marine. Un effort particulier a ainsi été conduit pour la mise en œuvre d'indicateurs communs, principalement dans le cadre d'OSPAR et du groupe de travail WGMME du CIEM. Ces indicateurs communs restent imparfaits pour une évaluation robuste du bon état écologique des populations de mammifères marins, notamment car le manque de données disponibles a souvent limité leur calcul lors de l'IA 2017 d'OSPAR. En conséquence, des indicateurs ont été développés à l'échelle nationale (Tableau 7). Aucun indicateur commun opérationnel n'a encore été développé pour la Méditerranée.

Tableau 7: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour le descripteur 1 -Mammifères marins. MMN : Manche – Mer du Nord, MC : Mers Celtiques, GdG : Golfe de Gascogne, MO : Méditerranée Occidentale. Les espèces sont Hg : phoque gris, Pv : phoque veau-marin, Pp : marsouin, Dd : dauphin commun, La : lagénorhynque à bec blanc, Sc : dauphin bleu et blanc, Tt: grand dauphin, Gm : globicéphale noir, Gg : dauphin de Risso, Ba : petit rorqual, Bp : rorqual commun, Pm : cachalot, Mn : baleine à bosse.

CRITERES	INDICATEURS					
	Code	*Statut*	*Définition*	*UGE*	*UMR*	*Espèces*
D1C1	M6_OSPAR	commun	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données issues d'OBSMER)	Zone OSPAR (régions I à V)	MMN, MC, GdG	Pp
	MM_Capt	national	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données d'Echouage)	Plateau continental du Golfe de Gascogne et des Mers Celtiques, Manche	MMN, MC, GdG	Dd, Pp
D1C2	M3_OSPAR	commun	Abondance des phoques	Zone OSPAR (régions II et III)	MMN, MC	Hg, Pv
	M4_OSPAR	commun	Abondance des cétacés	Zone OSPAR (régions I à V)	MMN, MC, GdG	La, Tt, Pp, Ba
	MM_Abond	national	Tendance de l'abondance relative des cétacés	Plateau continental du Golfe de Gascogne	GdG	Dd, Sc, Tt, Gm, Gg, Ba
D1C3	MM_EME	national	Récurrence des évènements de mortalité extrême	Côtes littorales françaises	MMN, MC, GdG, MO	Dd, Pp, Sc
D1C4	M3_OSPAR	commun	Aire de distribution des colonies de phoques	Zone OSPAR (régions II et III)	MMN, MC	Hg, Pv
	MM_Distri	national	Tendance de l'aire occupée par les cétacés	Plateau continental du Golfe de Gascogne	GdG	Dd, Sc, Tt, Gm, Gg, Ba

Il est attendu qu'un déclin de l'abondance ou des changements de distribution traduisent un état dégradé de l'état de santé des populations de mammifères marins. Cet état dégradé est soit liés à des pressions anthropiques affectant directement la dynamique de ces populations (e.g. mortalités additionnelles), soit la conséquence d'une dégradation du bon état écologique de leurs habitats ou de leurs ressources. A l'échelle régionale, des

indicateurs communs de l'abondance et de la distribution des cétacés (M4_OSPAR) et des **phoques** (M3_OSPAR) en Atlantique ont été développés au sein d'OSPAR. Pour les cétacés, les données disponibles sont insuffisantes pour évaluer l'existence de changements de l'abondance absolue chez la plupart des espèces et notamment pour la SRM GdG. Néanmoins, les données collectées depuis plus de 10 ans dans le GdG lors des campagnes halieutiques PELGAS de l'Ifremer ont permis de développer un indicateur national pour cette SRM afin de mesurer des changements de l'abondance relative et de la distribution pour 6 espèces de cétacés (MM_Abond et MM_Distri).

Les caractéristiques intrinsèques aux mammifères marins (longévité, mobilité, large distribution, faible densité) font qu'il est souvent difficile de détecter un changement d'abondance avant que le déclin ne soit majeur (Taylor et al. 2007). Il est ainsi crucial de développer des indicateurs renseignant des changements affectant les paramètres démographiques ou physiologiques afin de disposer d'indicateurs précoces d'une dégradation de l'état de santé des populations de mammifères marins (i.e. avant de détecter une diminution significative de l'abondance des population). Pour ce premier cycle de la DCSMM, un premier indicateur a été développé au niveau national pour répondre ainsi au critère D1C3. Cet indicateur renseigne des changements dans l'apparition des évènements de mortalité extrême (MM_EME). A l'instar de l'augmentation des évènements extrêmes climatiques qui traduit un dérèglement global du climat, une augmentation des évènements de mortalité extrême de mammifères marins indiquerait une augmentation de pressions affectant ces populations. L'augmentation de ces évènements de mortalité est ainsi détectable avant d'en mesurer les conséquences éventuelles sur l'abondance totale des populations.

Les captures accidentelles sont l'une des premières causes de mortalité additionnelle d'origine anthropique affectant les cétacés. Un indicateur commun a pour but de documenter les captures accidentelles pour le marsouin dans la zone OSPAR sur la base des données issues des programmes d'observateurs embarqués (M6_OSPAR). Cet indicateur couvre mal les eaux françaises et est limité au marsouin. Pour compléter l'évaluation du critère D1C1, un indicateur national a été développé sur la base des données issues des échouages pour estimer cette pression pour le marsouin et le dauphin commun dans les eaux des SRM de Manche - Mer du Nord, Mers Celtiques et Golfe de Gascogne (MM_Capt).

L'utilisation d'indicateurs quantitatifs pour l'évaluation de l'atteinte du BEE chez les mammifères marins impose souvent la disponibilité de séries de données de long terme afin de disposer d'indicateurs robustes statistiquement. La disponibilité et l'existence même des données ont dirigé et contraint le développement des indicateurs pour l'évaluation 2018. Ainsi, des espèces, des SRM et des critères du BEE sont peu ou pas évalués par les indicateurs retenus. Dans certains cas, une évaluation qualitative voire semi-quantitative (MM_Collis) pourrait être faite sur la base des données ou publications existantes notamment pour la SRM MO.

II.E. NOTIONS D'INCERTITUDES ET DE CONFIANCE ASSOCIÉES AUX INDICATEURS RETENUS DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION 2018 DU BEE POUR LES MAMMIFÈRES MARINS

Si certains indicateurs listés dans le Tableau 7 sont relativement matures (e.g. les indicateurs d'états comme l'abondance ou la distribution), d'autres sont encore en développement (e.g. les indicateurs d'impact comme la mortalité par capture accidentelle). La DCSMM étant un instrument adaptatif, il est à anticiper des évolutions dans le choix ou la méthode d'estimation des indicateurs dans les cycles à venir. La nature exacte de ces évolutions est difficile à anticiper, mais il laisse peu de doute que l'apport de nouvelles connaissances viendra irriguer les réflexions autour de la justesse des indicateurs. Les indicateurs décrits ci-dessous incarnent donc au mieux l'état des connaissances à ce jour (*best available science*).

Néanmoins, ces indicateurs sont aussi entourés d'incertitudes. Une clarification est nécessaire pour comprendre la notion d'incertitude détaillée dans la méthodologie spécifique de chaque indicateur. Le mot « incertitude » en lui-même est peu spécifique[4] car il recouvre des notions différentes. On peut en effet distinguer différents types d'incertitudes (Figure 2), dont, entre autres :

1. des incertitudes épistémologiques, qui reflètent un état des connaissances imparfait et qui englobent ce que l'on ne sait pas, ou mal (*known unknowns*), et ce que l'on ignore encore complétement (*unknown unknowns*)[5] ;

2. des incertitudes techniques, qui englobent les difficultés pratiques survenant lors de la mise en pratique de savoirs théoriques sur le terrain (comment réaliser les mesures pertinentes, collecter les données adéquates, construction d'un modèle mathématique, etc) ;

3. des incertitudes méthodologiques, qui résultent de l'utilisation de modèles mathématiques nécessairement plus simples que la complexité du réel ;

4. des incertitudes d'estimations, qui sont conditionnelles à l'utilisation d'un modèle mathématique : une fois les données analysées au moyen d'un modèle judicieux, l'estimation résultante du paramètre d'intérêt (un indicateur par exemple) a une précision plus ou moins grande (mesurée par le coefficient de variation par exemple).

[4] Dans le cas général, Pielke Jr. (2007) donne cette définition consensuelle: l'incertitude caractérise une situation particulière pour laquelle nous pouvons espérer plusieurs issues possibles (Pielke Jr. 2007:55).
[5] Pour reprendre les termes popularisés par l'ancien Secrétaire à la Défense des Etats Unis, Donald Rumsfeld (https://en.wikipedia.org/wiki/There_are_known_knowns).

Les incertitudes épistémologiques sont celles de nature à la conception de nouveaux indicateurs au fur et à mesure de l'ajout de connaissances nouvelles. Les incertitudes techniques et méthodologiques sont subordonnées aux incertitudes épistémologiques car elles résultent de la mise en applications des connaissances actuelles. Les incertitudes d'estimations, qui découlent mécaniquement des trois autres types, affectent la puissance statistique à détecter des changements.

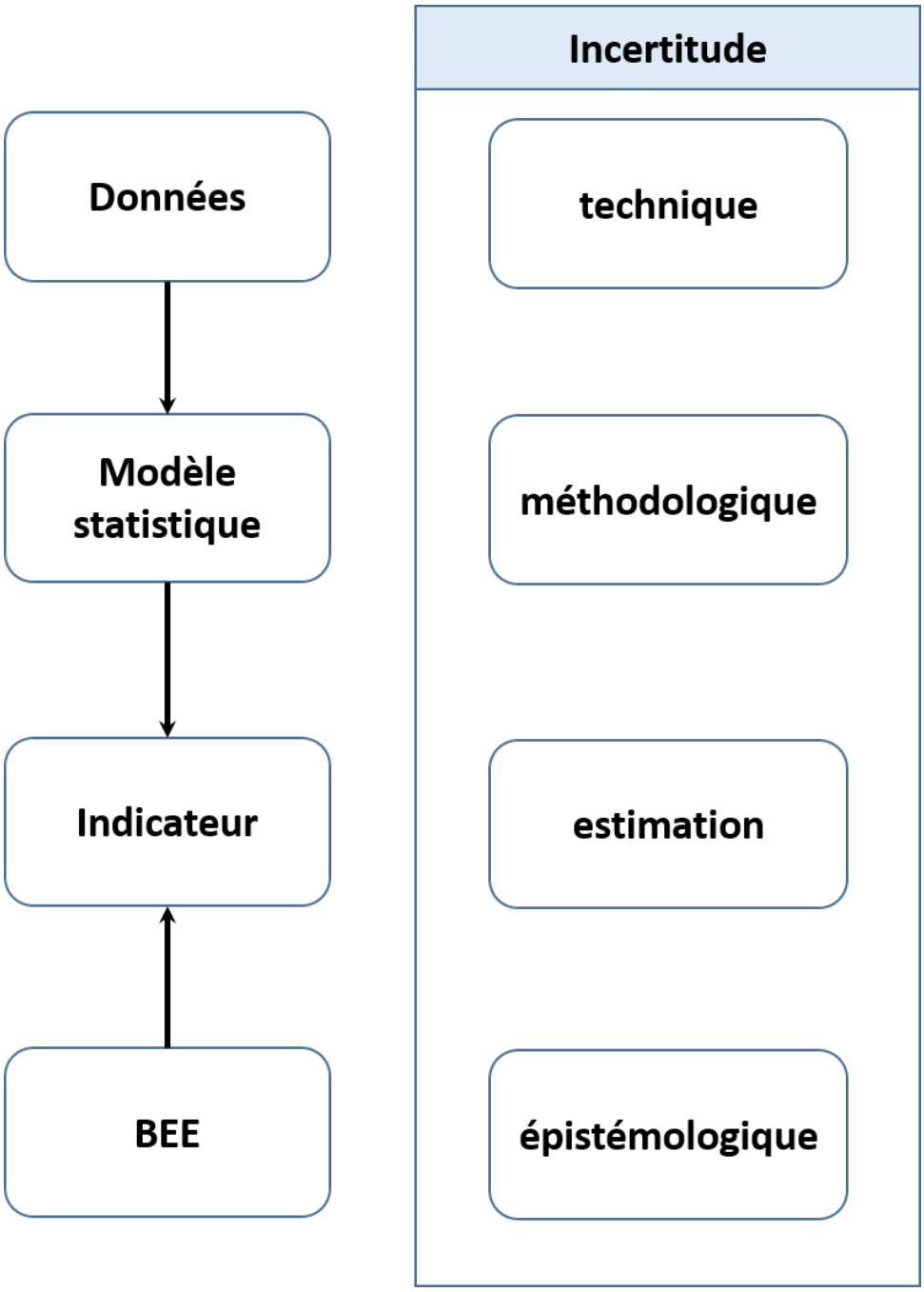


Figure 2 : Typologie des incertitudes.

Les indicateurs utilisés pour l'évaluation du BEE pour la composante "Mammifères marins" (Tableau 7) s'appuient sur la modélisation mathématique et statistique, notamment lorsqu'il s'agit d'estimer des quantités inconnues (« paramètres »). Ces modèles sont des représentations simplifiées du réel. La simplicité est ici volontaire afin d'isoler les propriétés les plus saillantes pour répondre à un problème donné. Tout modèle fait l'impasse sur certains éléments qui n'ont pu être formalisés (par ignorance, omission, impossibilité d'intégrer ou de mesurer certaines variables clés, etc), et qui de fait sont laissés en dehors de l'analyse. Ainsi l'incertitude sur la structure exacte du modèle est souvent plus importante que toutes les incertitudes d'estimation réunies.

En conséquence, se focaliser uniquement sur l'incertitude d'estimation, c'est-à-dire la forme d'incertitude la plus facilement quantifiable sous la forme de chiffre, peut rapidement aboutir à une illusion de précision et un excès de confiance[6]. D'une manière générale, les incertitudes d'estimations (i.e. quantifiables à l'aide d'outils mathématiques et statistiques) sont également souvent des incertitudes mineures par rapport aux incertitudes épistémologiques (e.g. quel sera l'impact du changement climatique ?).

La méthodologie d'évaluation de la confiance dans les résultats des indicateurs de l'évaluation intermédiaire OSPAR 2017 (IA 2017) prend en compte deux échelles distinctes décrivant (i) la disponibilité des données et (ii) le niveau de « maturité » de la méthodologie. Cette deuxième échelle reflète les incertitudes techniques et méthodologiques : elle met l'accent sur le consensus entre experts du domaine sur les analyses à mettre en œuvre, et sur la publication scientifique dans des revues à comité de relecture comme label de qualité. Cette notion de confiance touche aux données utilisées dans le calcul d'un indicateur (disponibilité et adéquation spatio-temporelle) et aux modalités de son calcul. Il est tout à fait possible que des données et une méthode auxquelles une confiance haute soit accordée aboutissent néanmoins à un indicateur de faible précision, c'est-à-dire à un indicateur avec une grande incertitude d'estimation. Confiance et précision sont donc deux notions distinctes : la première touche aux incertitudes épistémologiques, techniques et méthodologiques, et la seconde découle de l'utilisation d'une méthode sur un jeu de donnée particulier.

[6] Ce que le statisticien John W. Tukey (1962) résume par : '*Far better an approximate answer to the <u>right</u> question, which is often vague, than an exact answer to the wrong question, which can always be made precise*.'

Dans ce document, la notion de confiance va donc recouvrir les incertitudes techniques et méthodologiques relatives aux données récoltées et aux analyses mises en œuvre. Une fois ces choix méthodologiques et techniques opérés, surgit naturellement la quantification de la précision (qui est fonction de l'inverse de l'incertitude d'estimation d'un paramètre). Cette précision peut augmenter jusqu'à un certain point (nouvelles données ou nouvelle méthode statistique), mais au vu de la complexité des phénomènes étudiés, il restera toujours une part d'incertitude irréductible liée à des facteurs complètement stochastiques.

Concernant les équations dans la suite du document, celles-ci respectent les conventions internationales et distinguent donc entre un paramètre inconnu (souvent dénoté par une lettre grecque, par exemple θ) et son estimation (la même lettre grecque surmonté d'un 'chapeau', par exemple $\hat{\theta}$) afin de signifier qu'une estimation dépend toujours d'un modèle statistique sous-jacent et d'un jeu de données, et vient donc avec une incertitude (Figure 2). De plus, la même lettre selon qu'elle soit écrite en majuscule ou en minuscule signifie deux paramètres différents (par exemple Θ et θ dénotent deux paramètres différents bien que tous les deux soit 'theta').

III. MATÉRIELS ET MÉTHODES

III.A. SOUS-RÉGION MARINE MANCHE - MER DU NORD

III.A.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE

L'évaluation du BEE pour les mammifères marins repose sur l'intégration du BEE évaluée à l'échelle des espèces représentatives de la SRM pour chacun des groupes (Tableau 8). Les espèces représentatives ont été sélectionnées sur la base de leur fréquence d'observation en échouage et lors des campagnes d'observation en mer (>1 % de l'abondance totale).

Tableau 8: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE dans la SRM MMN.

Composante de l'écosystème	Groupes d'espèces	Famille	Espèce		DHFF
Mammifères	Petits odontocètes	Phocoenidae	Marsouin commun	*Phocoena phocoena*	Annexes II, IV
		Delphinidae	Grand dauphin	*Tursiops truncatus*	Annexes II, IV
			Lagénorhynque à bec blanc	*Lagerorhynchus albirostris*	Annexe IV
	Mysticètes	Balenopteridae	Petit rorqual	*Balaenoptera acurostrata*	Annexe IV
	Phoques	Phocidae	Phoque gris	*Halichoerus grypus*	Annexes II, IV
			Phoque veau marin	*Phoca vitulina*	Annexes II, IV

Toutes les espèces pour lesquelles des données étaient disponibles et suffisantes pour renseigner un critère ont été retenues pour l'évaluation 2018 pour la SRM MMN (Tableau 9). Le manque de données compatibles avec le calcul d'indicateurs permettant d'évaluer les critères du BEE a conduit à des listes d'espèces évaluées pour chacun des groupes de mammifères marins, apparaissant incomplètes par rapport aux listes d'espèces représentatives. Seuls les **phoques** pour les sous-régions marines MMN et MC font exception : les deux espèces présentes sont systématiquement évaluées.

Tableau 9: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la sous-région marine Manche-Mer du Nord. Les espèces sont Hg : phoque gris, Pv : phoque veau-marin, Pp : marsouin, La : lagénorhynque à bec blanc, Tt: grand dauphin, Ba : petit rorqual.

CRITERES	INDICATEURS				
	Code	*Statut*	*Définition*	*UGE*	*Espèces*
D1C1	M6_OSPAR	commun	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données issues d'OBSMER)	Zone OSPAR (régions I à V)	Pp
	MM_Capt	national	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données d'Echouage)	Plateau continental des Mers Celtiques, Manche	Pp
D1C2	M3_OSPAR	commun	Abondance des phoques	Zone OSPAR (régions II et III pour Hg, secteur 15 pour Pv)	Hg, Pv
	M4a_OSPAR	commun	Abondance des grands dauphins (groupes residents)	Zone OSPAR (côtes normandes et bretonnes)	Tt
	M4b_OSPAR	commun	Abondance des cétacés	Zone OSPAR (régions I à V)	La, Pp, Ba
D1C3	MM_EME	national	Récurrence des évènements de mortalité extrême	Côtes littorales françaises	Pp
D1C4	M3_OSPAR	commun	Aire de distribution des colonies de phoques	Zone OSPAR (régions II et III pour Hg, secteur 15 pour Pv)	Hg, Pv

III.A.2. Unités géographique d'évaluation (UGE)

Le caractère très mobile des mammifères marins, leurs faibles abondances ainsi que la résolution spatiale et temporelle des dispositifs de suivis imposent des unités géographique d'évaluation (UGE) de grande taille, pour qu'elles soient écologiquement cohérentes pour ces espèces et quantitativement évaluables. Ces UGE n'épousent pas nécessairement les délimitations administratives et peuvent recouvrir plusieurs SRM.

III.A.2a. UGE pour les phoques

Pour les **phoques**, le découpage des UGE diffère entre les deux espèces considérées pour l'évaluation. Le phoque gris utilise de vastes territoires pour la chasse et ses repos à terre, l'UGE pour cette espèce couvre les régions II et II d'OSPAR et comprend ainsi l'ensemble de la MMN et une part de la sous–région marine MC (Figure 3). Au contraire, le phoque veau-marin utilise des zones restreintes autour des colonies induisant un nombre élevé de petites UGE (Figure 4) avec une seule UGE (secteur 15 sur la Figure 3) est retenue pour la France. Néanmoins pour le phoque gris, une évaluation pour ce secteur 15 est également réalisée lors de l'IA 17 d'OSPAR et pour le BEE 2018.

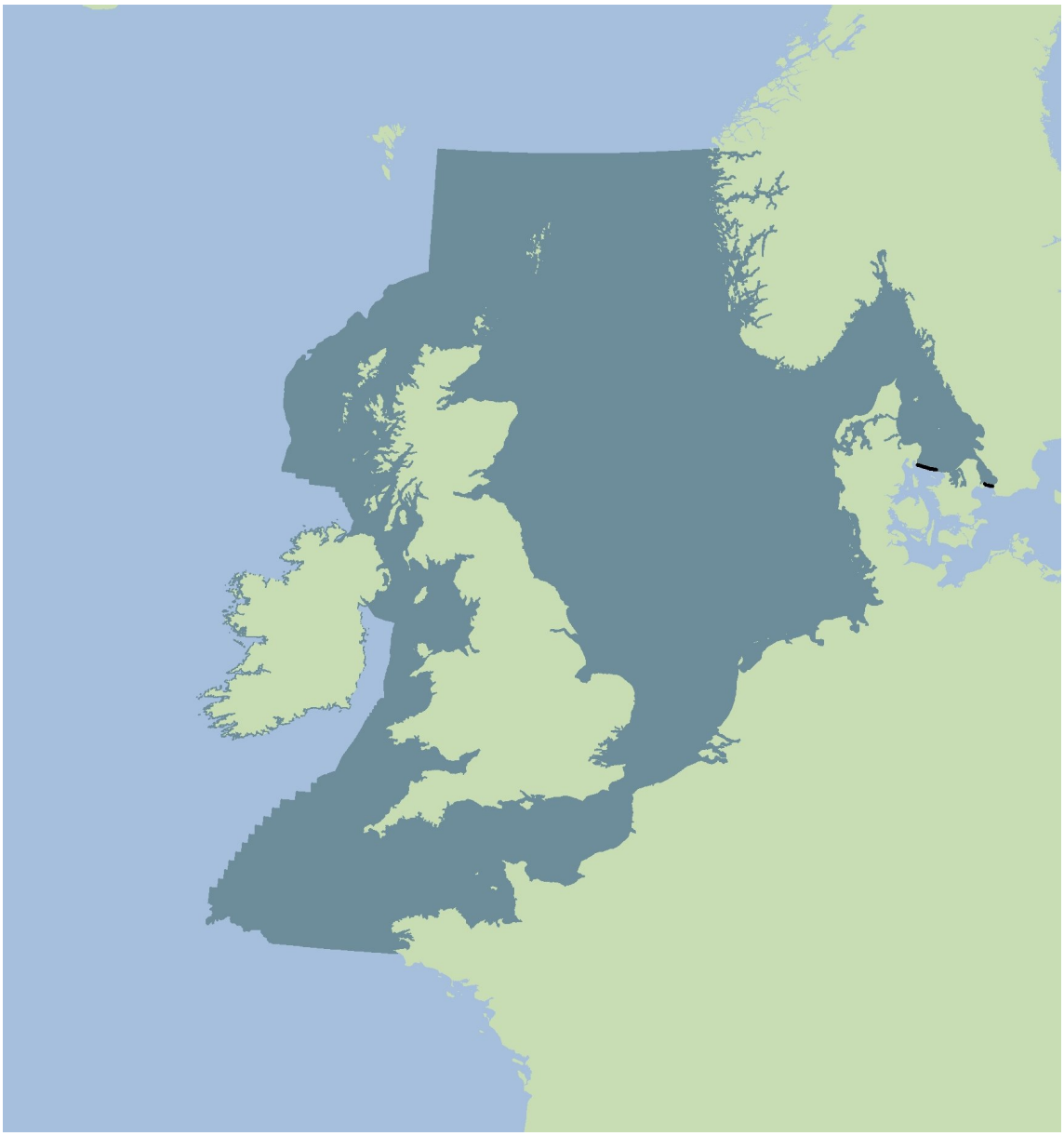


Figure 3 : UGE pour le phoque gris (*Halichoerus grypus*). Source OSPAR

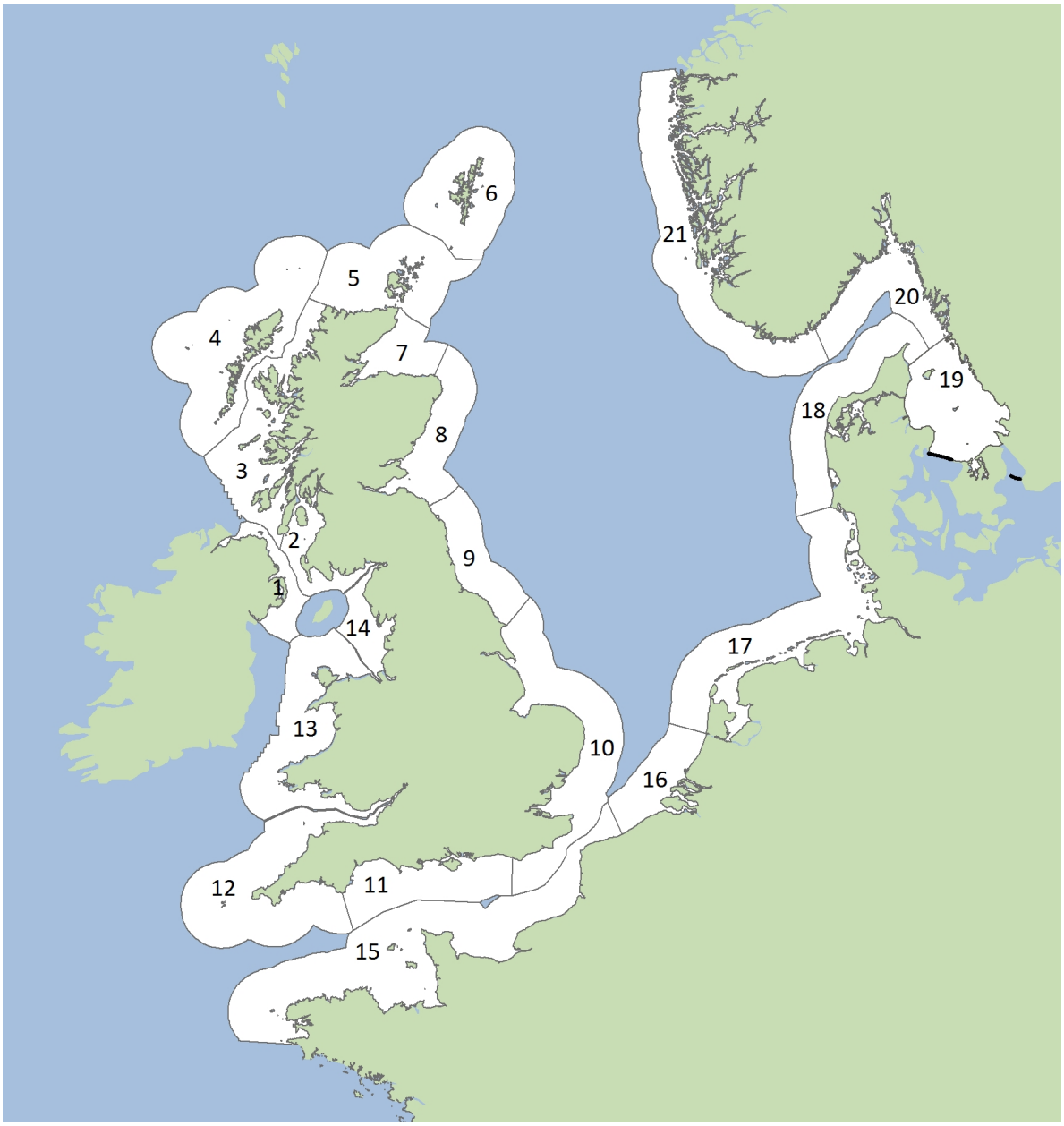


Figure 4: UGE pour le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*) considérées pour l'évaluation intermédiaire OSPAR. Seule l'UGE 15 a été prise en compte pour l'évaluation 2018. Source OSPAR.

III.A.2b. UGE pour les cétacés

Pour les populations côtières de grands dauphins, OSPAR reconnait une seule UGE pour les eaux françaises des SRM MMN et MC (Figure 5 : côtes normandes et bretonnes).

Figure 5: UGE pour les groupes résidents de grand dauphin (*Tursiops truncatus*). Source OSPAR

La mobilité, la distribution, la longévité et les connaissances actuelles sur les structures démographiques imposent d'évaluer les populations de cétacés le plus souvent à l'échelle régionale pour fournir des résultats à une échelle spatiale cohérente. Le CIEM défini une seule unité marine de rapportage pour l'ensemble des eaux de l'Atlantique européen. Néanmoins, la délimitation effective des UGE est contrainte par les zones pour lesquelles des données sont récoltées et disponibles. Ainsi, les indicateurs d'abondance et de distribution pour les cétacés sont calculés à l'échelle régionale par la zone couverte par SCANS en Atlantique (Figure 6). Les données disponibles pour les échouages (nécessaires au calcul de l'indicateur MM_EME) définissent une UGE regroupant deux SRM (MMN et MC, Figure 7). Enfin l'UGE pour l'évaluation des captures accidentelles (MM_capt, M6_OSPAR) couvre les

eaux françaises et anglaises des SRM MMN, MC et GdG (Figure 8). Enfin, cinq UGE sont reconnues par OSPAR pour le marsouin commun en Europe (Figure 9).

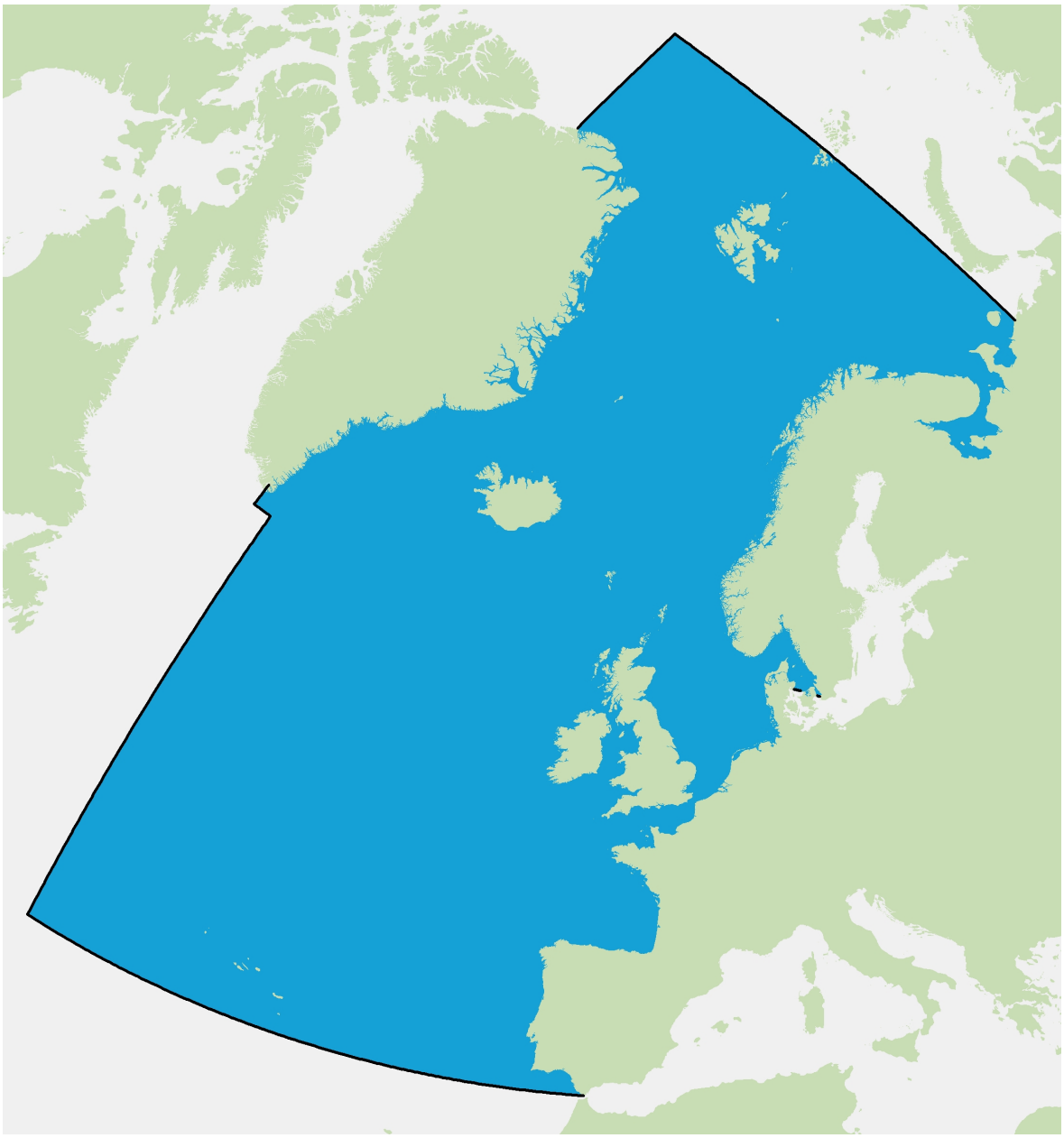
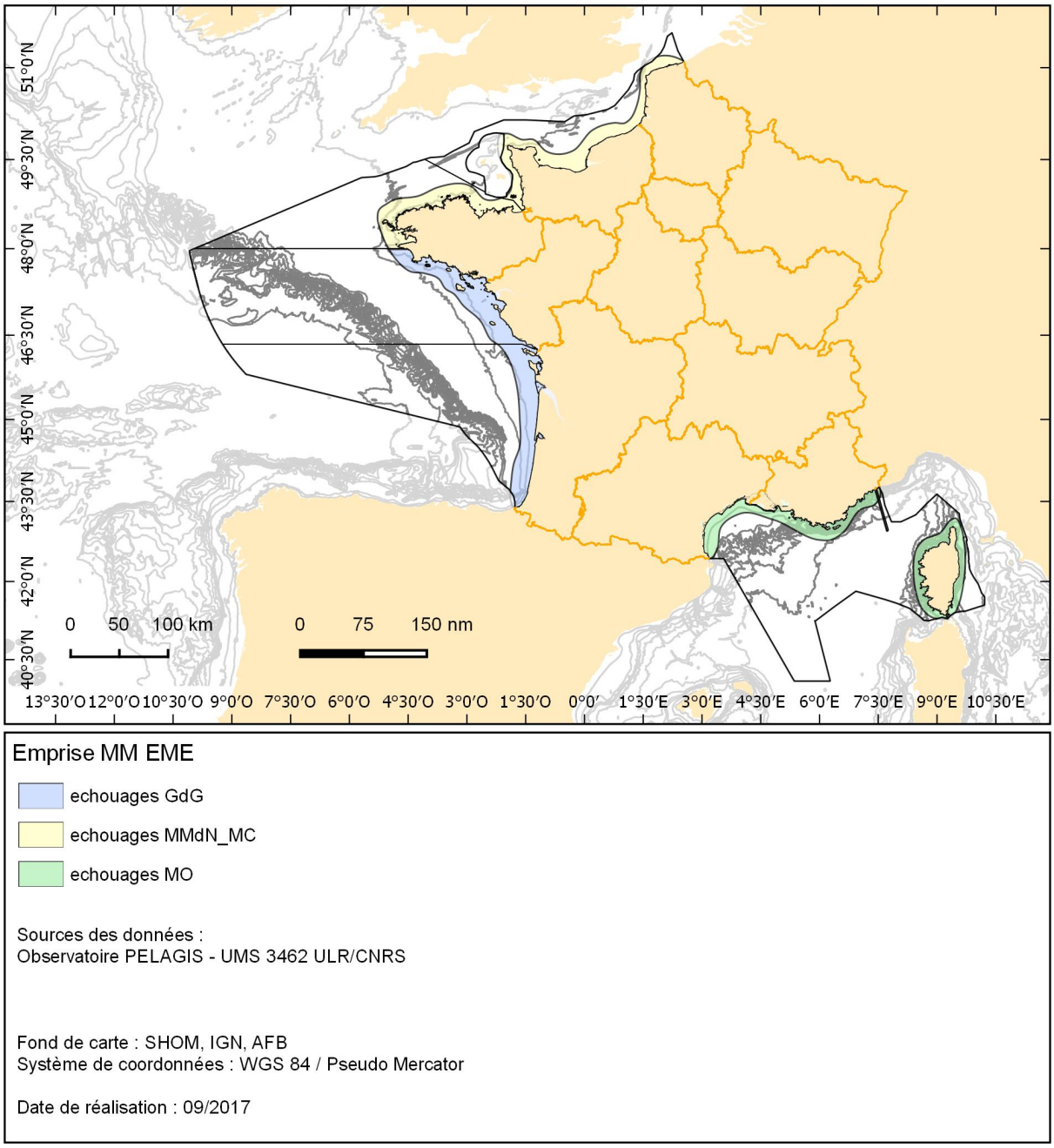


Figure 6: UGE pour les cétacés dans le cadre de l'indicateur commun M4b_OSPAR. Source OSPAR.



Emprise MM EME

echouages GdG

echouages MMdN_MC

echouages MO

Sources des données :
Observatoire PELAGIS - UMS 3462 ULR/CNRS

Fond de carte : SHOM, IGN, AFB
Système de coordonnées : WGS 84 / Pseudo Mercator

Date de réalisation : 09/2017

Figure 7: UGE pour les cétacés dans le cadre des indicateurs nationaux MM_EME.

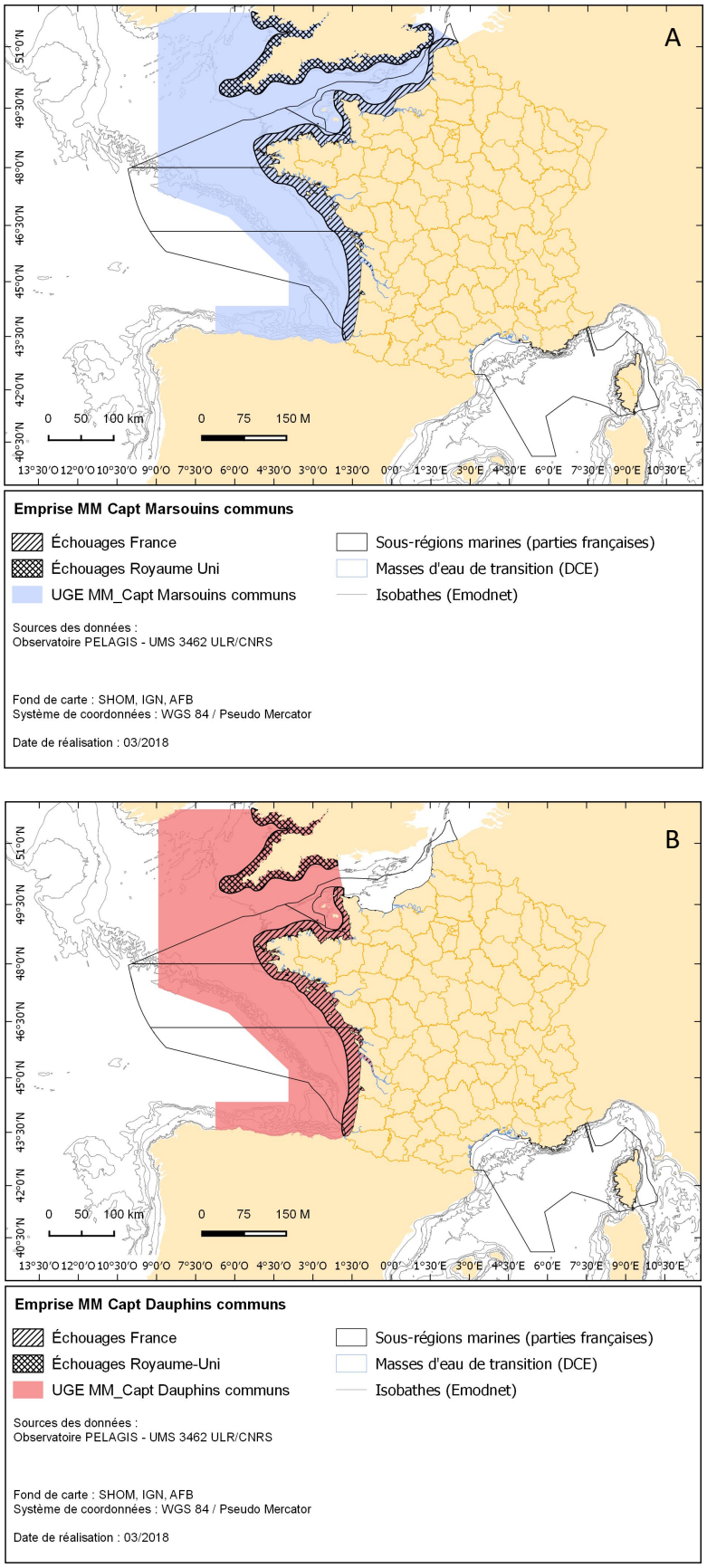


Figure 8: UGE pour les marsouins communs (A) et les dauphins communs (B) dans le cadre de l'indicateur national MM_Capt.

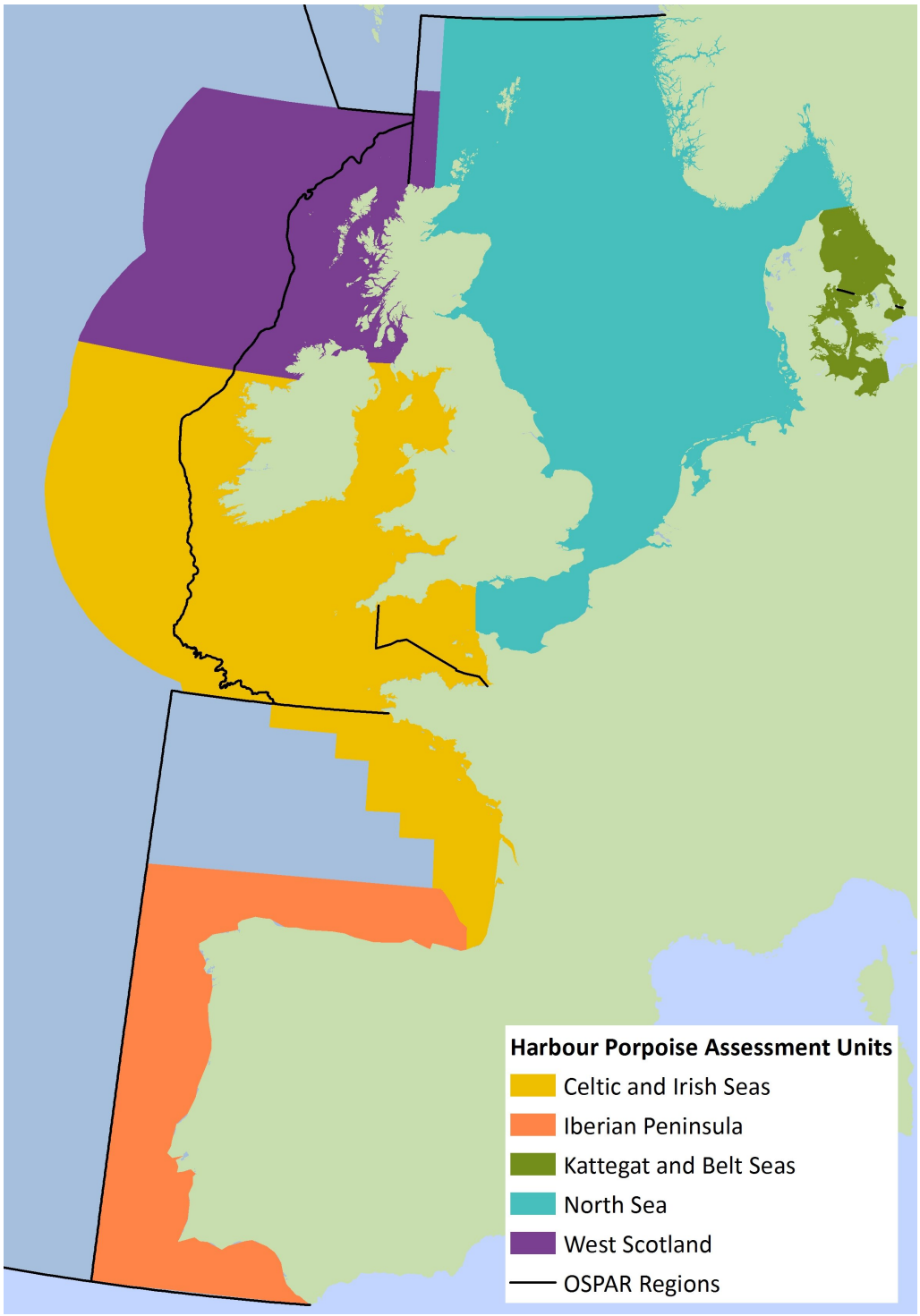


Figure 9: UGE pour le marsouin commun dans le cadre de l'indicateur commun M6_OSPAR. Source OSPAR.

III.A.3. Evaluation quantitative du BEE

III.A.3a. Indicateur commun M3_OSPAR – Distribution et abondance des phoques

- *Critères renseignés*
  - D1C2 : Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations de phoques gris et veaux-marins, de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie ;
  - D1C4 : L'aire de répartition des phoques gris et veaux-marins et, le cas échéant, leur schéma de répartition dans ladite aire, est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.
- *Type indicateur* : état
- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associées*

  Cet indicateur repose sur les programmes de suivis de colonies de **phoques** et principalement lorsque les animaux sont observés à terre sur les reposoirs lors de la mue ou de la reproduction. Deux espèces sont évaluées : le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*).

  En France, les abondances de phoques veaux-marins sont évaluées pendant la mue au mois d'août pour l'ensemble des colonies de l'UGE considérée (secteur 15). L'abondance totale de phoques gris au sein d'une unique et large UGE à l'échelle européenne est modélisée en utilisant les comptages d'adultes et des jeunes de l'année sur les différents reposoirs utilisés par l'espèce. Néanmoins l'évaluation peut être aussi réalisée à une échelle plus fine quand les données de comptage sont disponibles en utilisant les UGE définies pour phoque veau-marin. Ainsi en France, le nombre restreint de phoque gris permet une évaluation de l'abondance par comptage des adultes sur les sites lors de la mue au printemps ce qui permet une évaluation spécifique pour l'UGE 15 (Figure 3). L'évaluation de la production de jeunes chez le phoque gris est réalisé par l'indicateur OSPAR M5 (non renseigné par la France du au trop faible nombre de naissance). Les tendances pour les deux espèces sont évaluées à court terme (6 ans) et à long terme (depuis 1992).

  Les données d'abondance sont exprimées en nombre d'individus. Le pourcentage de différence entre deux estimations d'abondance ($\Delta_{abondance}$ en %) est calculé entre l'abondance estimée à l'année de référence ($N_{reference}$) et l'abondance estimée de l'année du comptage le plus récent (N_t) :[7]

[7] La notation ^ (« chapeau ») permet de distinguer un paramètre (inconnu) de son estimation à partir de données et d'une méthode

$$\widehat{\Delta}_{\text{abondance}} = \frac{\widehat{N_t} - \widehat{N}_{\text{reference}}}{\widehat{N}_{\text{reference}}} \times 100$$

Pour renseigner des changements de distribution ($\Delta_{distribution}$ en %), les UGE sont sous-divisées en n_{total} unités spatiales plus petites (mailles ou sous-zones), le nombre de ces unités spatiales occupées par les **phoques** durant la période de référence ($n_{reference}$) est comparée au nombre d'unités spatiales occupées lors de la période évaluée ($n_{reference}$), l'ensemble étant rapporté au nombre total d'unités spatiales de la zone considérée (n_{total}) :

$$\widehat{\Delta}_{\text{distribution}} = \frac{\hat{n}_t - \hat{n}_{\text{reference}}}{n_{\text{total}}} \times 100$$

- *Publications scientifiques associées*

  OSPAR 2017a. **Common indicator assessment of M3-Seal abundance and distribution. Applicable to the Greater North Sea and Celtic Seas (OSPAR Regions II and III)** https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/seal-abundance-and-distribution

  Vincent, C., Huon, M., Caurant, F., Dabin, W., Deniau, A., Dixneuf, S., Dupuis, L., Elder, J.-F., Fremau, M.-H., Hassani, S., Hemon, A., Karpouzopoulos, J., Lefeuvre, C., McConnell, B.J., Moss, S.E.W., Provost, P., Spitz, J., Turpin, Y., Ridoux, V., 2017. **Grey and harbour seals in France: Distribution at sea, connectivity and trends in abundance at haulout sites**. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 294–305. doi:10.1016/j.dsr2.2017.04.004 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064517301157)

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Deux seuils sont utilisés pour évaluer l'atteinte du Bon Etat Ecologique pour l'abondance des phoques gris et veaux-marins au sein des différentes UGE.

  - Seuil 1 : Absence d'un déclin supérieur à 1 % par an dans les 6 ans précédents l'évaluation, soit un déclin cumulé < 6 % sur un cycle DCSMM.
  - Seuil 2 : Absence d'un déclin supérieur à 25 % depuis l'état de référence en 1992 (ou l'année la plus proche)

  Le BEE est atteint uniquement si les deux seuils ne sont pas dépassés.

  Dans l'IA 2017 d'OSPAR, les changements de distribution sont utilisés comme un « indicateur de surveillance » pour aider à interpréter des changements d'abondance. Aucun seuil n'est utilisé pour comparer les paramètres de

distribution mesurés entre les périodes 2003-2008 et 2009-2014. Les paramètres de distribution ne rentrent donc pas dans l'évaluation de l'atteinte du BEE.

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur a été développé et utilisé dans le cadre de l'IA 2017 OSPAR. La France a contribué à son développement et l'utilise dans le cadre de l'évaluation du BEE de la DCSMM.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les données de comptages de **phoques** sur les reposoirs transmis par les différents Etats membres au CIEM ont été utilisées pour le calcul de cet indicateur.

  (http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/Biodiversity.aspx)

  Les données de comptages pour les différents sites suivis en France sont résumées dans le Tableau 10.

Tableau 10: Reposoirs (Haulout) suivis en France : Archipel de Molène (MOL), Archipel des Sept iles (SEP), baie du Mont-Saint Michel (BSM), baie des Veys (BDV), baie de Somme (BDS), baie d'Authie (BDA) et banc de Walde (WAL).

Reposoir	Espèce	Période suivie
MOL	Phoque gris	1992-2015
SEP	Phoque gris	1999-2015
BSM	Veau-marin	1990-2009 2012-2015
BDV	Veau-marin	1990-2015
BDS	Veau-marin	1990-2015
	Phoque gris	1990-2015
BDA	Veau-marin	2001-2015
	Phoque gris	2003-2015
WAL	Phoque gris	2012-2015

La période couverte pour l'analyse de données est 1992 à 2014 dans le cadre de l'IA OSPAR 2017. Les données ont été transmises par le Danemark, la France, l'Allemagne, les Pays-Bas, la Norvège et le Royaume-Uni. Tous les sites n'étant pas suivis annuellement depuis 1992, seuls les sites dont au moins quatre estimations d'abondance étaient disponibles ont été retenus pour l'évaluation.

L'état de référence a été fixé à 1992, soit l'année de référence utilisée dans le cadre de la Directive Habitat Faune Flore. L'année de début de la série de données est utilisée comme état de référence pour les sites qui ont commencé à être suivis après 1992.

Pour déterminer un changement dans l'abondance des **phoques** depuis l'année de référence, des modèles linéaires généralisés (GLMs) ou des modèles additifs généralisés (GAMs) sont ajustés aux données de comptages au sein de chaque UGE, avec une structure d'erreur suivant une loi quasi-Poisson. Le taux annuel de croissance et l'intervalle de confiance à 80 % sont estimés pour chaque UGE.

- *Unités géographiques élémentaires d'évaluation*

  Les **phoques** sont comptés lorsqu'ils sont à terre sur des reposoirs, l'unité géographie élémentaire est ainsi le site de recensement. En France, les tendances sont calculées pour les sept sites majeurs (Tableau 10) mais les données sont également collectées et bancarisées pour des sites d'importance secondaire (Figure 10). Les données sont ensuite assemblées pour une seule UGE pour la France.

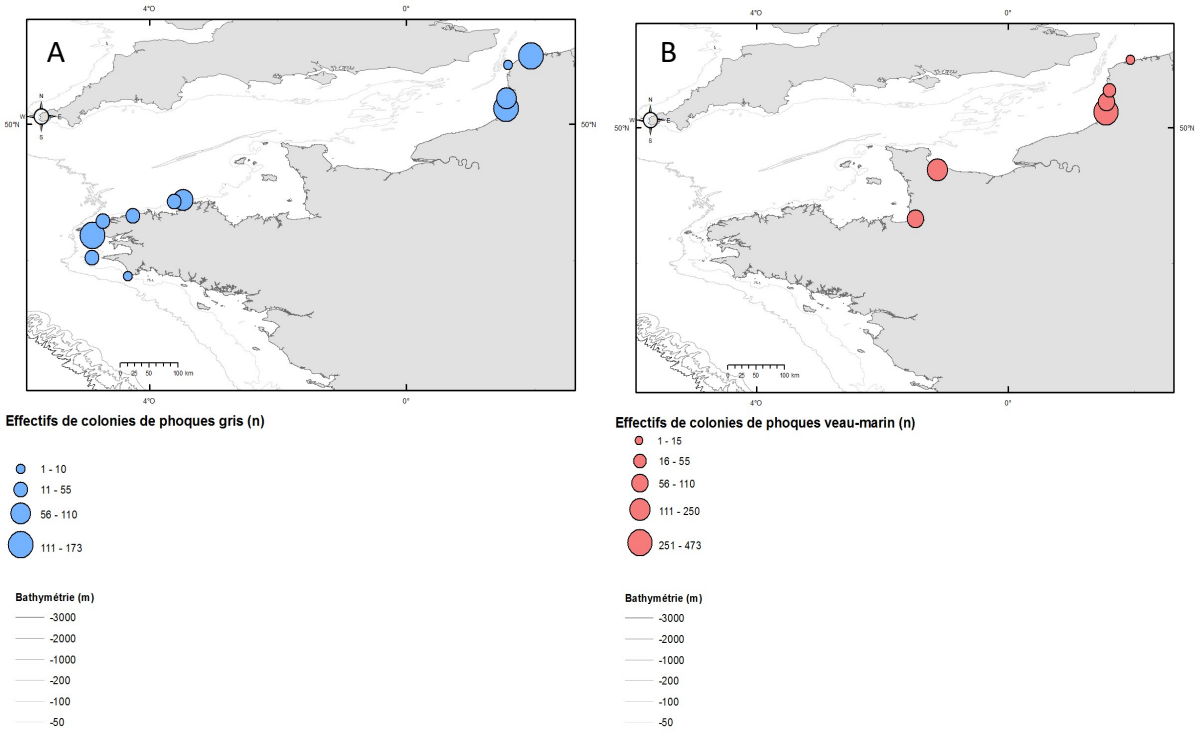


Figure 10: Sites de reposoirs suivis pour les phoques gris (A) et les phoques veaux-marins (B).

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux recensements*

  Il existe différentes sources d'incertitudes qui peuvent faire varier le nombre de **phoques** recensés d'une année à l'autre, indépendamment de changements réels dans la taille de population, tels que les conditions météorologiques ou le dérangement d'un reposoir avant le comptage. Une part de cette variabilité peut néanmoins être intégrée aux estimations d'abondance. Le CIEM, à travers le groupe de travail sur l'écologie des mammifères marins (WGMME) a fourni une analyse de la puissance statistique et des recommandations pour optimiser les programmes de

surveillance (ICES, 2014). Le WGMME recommande ainsi d'une part d'atteindre 80 % minimum de puissance statistique, c'est-à-dire de réduire à moins de 20 % la probabilité de faire une erreur statistique de type II (i.e. la probabilité de ne pas détecter un déclin avéré), et d'autre part de fixer l'erreur de Type I à 20 % (α=0,20, *i.e.* la probabilité de conclure à tort d'un changement d'abondance).

Dans les zones où 80 % de puissance statistique n'est pas atteignable, l'intervalle de confiance à 80 % est alors utilisé comme une mesure de l'incertitude de l'évaluation : si l'intervalle de confiance de la valeur calculée pour l'évaluation inclut la valeur de l'état de référence, il est conclu qu'aucun changement d'abondance n'a eu lieu. En France, la fréquence élevée des recensements permet notamment une analyse des effectifs maximums recensés à terre et limite ainsi certaines incertitudes associées aux comptages.

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit l'échelle de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la disponibilité et la profondeur du jeu de données, et le consensus autour de la méthodologie. Pour l'indicateur M3_OSPAR, la confiance est faible à modérée pour l'approche méthodologique car malgré un consensus scientifique sur l'approche développée, elle est utilisée ici pour la première fois. La couverture spatio-temporelle des données est jugée bonne mais quelques lacunes existent dans la série de données pour certaines régions ; ainsi, le niveau de confiance est modéré pour la qualité des données. Notons néanmoins que les données françaises sont parmi les plus détaillées.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est renseigné pour la France à travers les actions du sous-programme 2 "Population côtières de phoques" grâce aux recensements menés par des associations et agents d'aires marines protégées.

III.A.3b. Indicateur commun M4a_OSPAR – Distribution et abondance des populations côtières de grands dauphins

- *Critères renseignés*
  - D1C2 : Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations côtières de grands dauphins, de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie ;
  - D1C4 : L'aire de répartition des populations côtières de grands dauphins et, le cas échéant, leur schéma de répartition dans ladite aire, est

conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.

- *Type indicateur* : état

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associées*

  Cet indicateur repose sur l'abondance et la distribution des groupes côtiers de grands dauphins (*Tursiops truncatus*). Les estimations d'abondance sont principalement réalisées par la méthode de capture-marquage-recapture utilisant la photo-identification. Les observations en mer et en échouage renseignent les secteurs où les populations côtières sont présentes historiquement.

- *Publications scientifiques associées*

  OSPAR, 2017b. M-4 A: Abundance and Distribution of Coastal Bottlenose Dolphins.

  https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/abundance-distribution-cetaceans/abundance-and-distribution-coastal-bottlenose-dolphins

  Louis M., Buanic M., Lefeuvre C., Nilliot P.L., Ridoux V., Spitz J., 2017. Strong bonds and small home range in a resident bottlenose dolphin community in a Marine Protected Area (Brittany, France, Northeast Atlantic). Marine Mammal Science, 33: 1194-1203. doi: 10.1111/mms.12419

  Louis M., Gally F., Barbraud C., Béesau J., Tixier P., Simon-Bouhet B., LeRest, K., Guinet C., 2015. Social Structure and Abundance of Coastal Bottlenose Dolphins, Tursiops truncatus, in the Normano-Breton Gulf, English Channel. *Journal of Mammalogy* 96, 481–493. doi:10.1093/jmamma/gyv053

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  L'évaluation repose sur la tendance d'évolution des estimations d'abondance depuis le début de la période de surveillance. Un minimum de quatre évaluations calculées pour des années différentes est nécessaire pour analyser la tendance.

  Pour atteindre le Bon Etat Ecologique, les populations ne doivent pas être en déclin. Un déclin est défini par une tendance décroissante d'au moins 5 % sur une période de 10 ans. Ce seuil de 5 % est issu des recommandations de l'IUCN pour pouvoir détecter un déclin de 30 % sur trois générations, soit environ 0,6 % par an pour le grand dauphin (en supposant un temps de génération de 20 ans, Taylor et al. 2007b). Pour la France, le BEE est considéré atteint si aucun des groupes côtiers résidents connus ne présente de déclin.

  Aucun seuil n'est défini pour la distribution. Les paramètres de distribution ne rentrent donc pas dans l'évaluation de l'atteinte du BEE.

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur a été développé et utilisé dans le cadre de l'IA 2017 OSPAR. La France qui a contribué à cet indicateur OSPAR a choisi de l'utiliser dans le cadre de l'évaluation du BEE de la DCSMM.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les données transmises pour le calcul de l'indicateur sont les estimations de tailles de populations pour les populations côtières du golfe Normand-Breton et de la mer d'Iroise par le GECC (Groupe d'Étude des Cétacés du Cotentin), Océanopolis et le PNMI (Parc Naturel Marin d'Iroise). Les estimations d'abondance transmises par les fournisseurs de données ont été jugées suffisamment robustes pour être utilisées directement dans le calcul de cet indicateur.

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  Trois groupes côtiers de grands dauphins sont reconnus dans les eaux françaises des sous-régions marines Manche-Mer du Nord et Mers Celtiques dont les domaines vitaux sont localisés respectivement autour de l'Ile de Sein, de l'archipel de Molène et dans le golfe Normand-Breton.

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Les analyses des données de photo-identification permettent le calcul d'intervalles de confiance associés aux estimations d'abondance.

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit l'échelle de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la disponibilité et la profondeur du jeu de données, et le consensus autour de la méthodologie. Pour l'indicateur M4a_OSPAR, la confiance est notée faible pour la méthodologie considérant les incertitudes sur la délimitation des UGE, et faible à modérée pour les données disponibles notamment à cause de lacunes dans la série de données pour certains groupes. Notons par exemple qu'aucune estimation récente n'est disponible pour le groupe de l'archipel de Molène.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance tels que définis dans les PAMM*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est renseigné pour la France à travers les actions du sous-programme 1 "Populations côtières de grands dauphins" grâce notamment aux recensements menés par le GECC et le PNMI.

- *Lien avec les autres critères et indicateurs du BEE*

Dans le cadre de l'évaluation de l'atteinte du BEE pour le grand dauphin, cet indicateur est lié à l'indicateur M4b_OSPAR.

III.A.3c. Indicateur commun M4b_OSPAR – Distribution et abondance des populations de cétacés

- *Critères renseignés*
  - D1C2 : Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations de cétacés (hors populations côtières de grands dauphins), de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie ;
  - D1C4 : L'aire de répartition des populations de cétacés (hors populations côtières de grands dauphins) et, le cas échéant, leur schéma de répartition dans ladite aire, est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.

- *Type indicateur* : état

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associées*

  Les données utilisées pour cet indicateur sont issues des grandes campagnes européennes aériennes ou par bateaux tels que SCANS, CODA ou SAMM utilisant la méthode de transect de ligne (e.g. Hammond et al., 2013 ; Laran et al., 2017b).

  La distribution des espèces est obtenue après modélisation des densités de cétacés en surface. Les abondances absolues dans une zone sont indiquées en nombre d'individus. Pour la mer du Nord, l'indicateur M4b_OSPAR propose une évaluation pour le marsouin commun, le petit rorqual et le lagénorhynque à bec blanc.

- *Publications scientifiques associées*

  OSPAR, 2017c. Abundance and distribution of cetaceans other than coastal bottlenose dolphins and killer whales. https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/abundance-distribution-cetaceans/abundance-and-distribution-cetaceans/

  Hammond P.S., Berggren P., Benke H., Borchers D.L., Collet A., Heide-Jørgensen M.P., Heimlich S., Hiby A.R., Leopold M.F., Øien N., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39, 361–376. doi: 10.1046/j.1365-2664.2002.00713.x

Hammond P.S., Macleod K., Berggren P., Borchers D.L., Burt L., Cañadas A., Desportes G., Donovan G.P., Gilles A., Gillespie D., 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164, 107–122. doi: 10.1016/j.biocon.2013.04.010

Laran S., Authier M., Blanck A., Doremus G., Falchetto H., Monestiez P., Pettex E., Stephan E., Van Canneyt O., Ridoux V., 2017b. Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters- Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 31–40. doi:10.1016/j.dsr2.2016.12.012

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Pour être au BEE, les populations ne doivent pas être en déclin. Un déclin est défini par une tendance décroissante d'au moins 5 % sur une période de 10 ans. Ce seuil de 5 % est issu des recommandations de l'IUCN pour pouvoir détecter un déclin de 30 % sur trois générations, soit environ légèrement moins de 0,5 % par an pour les cétacés.

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur a été développé et utilisé dans le cadre de l'IA 2017 OSPAR. La France, qui a contribué à cet indicateur OSPAR a choisi de l'utiliser dans le cadre de l'évaluation du BEE de la DCSMM.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les données utilisées sont les estimations d'abondances, issues de l'analyse par la méthode de « *distance sampling* » des observations et de l'effort d'observation associé lors des grandes campagnes européennes de recensement : SCANS, SCANS-II, SCANS-III et CODA en 1994, 2005 et 2016. Les résultats de campagnes menées à des échelles plus réduites dans l'Atlantique européen et utilisant la même méthodologie comme SAMM en France ont été utilisés en complément, ainsi que les campagnes norvégiennes pour l'estimation d'abondance du petit rorqual en mer du Nord.

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  Les données d'observations sont collectées de manière continue le long de transects linéaires. Les analyses de modélisation permettent de calculer des densités d'individus par maille et une abondance absolue dans les UGE.

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Des analyses de puissance ont été menées sur les espèces ayant au moins trois estimations comparables à l'échelle régionale en utilisant les coefficients de variation (CV) estimés. Les jeux de données couvrent 22 ans pour le marsouin et le lagénorhynque à bec blanc et 27 ans pour le petit rorqual. Ces données possèdent une puissance statistique de 80 % pour détecter au seuil

de risque de 5,0 % un taux de changement annuel de 1,8 % pour le marsouin, 5,0 % pour le lagénorhynque et 0,5 % pour le petit rorqual (Hammond et al. 2017).

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  L'évaluation repose sur des campagnes de coopération internationale ce qui reflète un niveau assez élevé de consensus au sein des experts compétents. Néanmoins l'incertitude sur les données reste assez élevée ce qui fixe le niveau de confiance de cet indicateur par OSPAR comme faible à modéré.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est soutenu par la France à travers les actions du sous-programme 3 "Mammifères marins et tortues en mer".

- *Lien avec les autres critères et indicateurs du BEE*

  Les estimations d'abondance absolue permettent de calculer les indicateurs du D1C1. Pour l'évaluation de l'atteinte du BEE pour le grand dauphin, cet indicateur est lié à l'indicateur M4a_OSPAR. Dans le golfe de Gascogne, cet indicateur est lié aux indicateurs renseignant l'évolution des abondances relatives et de la distribution MM_Abond et MM_Distri.

III.A.3d. M6_OSPAR – Captures accidentelles de marsouins (Observateurs embarqués)

- *Critère renseigné*
  - D1C1 : La mortalité par capture accidentelle ne doit pas affecter la dynamique des populations touchées.

- *Type indicateur :* Impact

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associées :*

  Cet indicateur repose sur l'observation de captures accidentelles de marsouins communs dans les engins de pêche, dans les différentes unités de gestion. Les estimations sont issues des programmes d'observateurs embarqués sur les bateaux de pêche, dans le cadre du règlement CE 812/2004, ou par les dispositifs de caméras embarquées (*Remote Electronic Monitoring*). La méthode utilisée est celle du *Bycatch Risk Assessment* élaborée par le groupe sur les captures accidentelles d'espèces protégées du CIEM (WGBYC, ICES 2013). Le nombre total de captures est estimé ainsi :

$$\begin{cases} \text{Taux de capture} = \dfrac{\text{Nb de captures observées}}{\text{Nb de jours couverts}} \\ \text{Nb total de captures} = \text{Taux de capture} \times \text{Effort total de pêche} \end{cases}$$

où l'effort total de pêche correspond au nombre de jours de mer (pour les flottilles concernées).

Les taux de captures doivent être calculés sur plusieurs années, en raison de l'irrégularité temporelle de la collecte de données. Dans chacune des sous-divisions des zones CIEM, l'intervalle de confiance à 95 % autour des taux de capture est estimé. Les taux de capture sont ensuite groupés en fonction des unités de gestion établies par le groupe de travail sur les mammifères marins du CIEM (WGMME). Les données d'effort de pêche sont également groupées par unité de gestion, grands ensembles d'engins de pêche (filets/chaluts/autres), saisons et longueur des bateaux. Les bornes maximales et minimales des intervalles de confiance à 95 % des taux de capture sont ensuite multipliées par l'effort de pêche, afin d'obtenir les bornes des estimations possibles de captures de marsouins communs dans chacune des unités de gestion. Ces estimations de captures accidentelles sont ensuite comparées aux meilleures estimations d'abondance des populations de marsouins. Il s'agit des estimations réalisées lors de la campagne SCANS III (Hammond et al. 2017). L'estimation fournie regroupe donc les SRM GdG, MC et une petite partie de MMN.

- *Publications scientifiques associées*

  OSPAR, 2017d. **M-6: Harbour Porpoise Bycatch**

  https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/harbour-porpoise-bycatch/

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Aucun consensus n'a été trouvé au sein d'OSPAR pour fixer le seuil. Néanmoins ASCOBANS recommande que la mortalité additionnelle d'origine anthropique ne doit pas dépasser le seuil de 1,7 % de la meilleure estimation d'abondance disponible (meilleure signifie ici « publiée dans des journaux à communiqué de lecture, et dont l'emprise spatiale est la plus cohérente avec les UGE » ; ASCOBANS 2000).

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur a été développé et utilisé dans le cadre de l'IA 2017 OSPAR. La France a contribué à cet indicateur OSPAR. Cet indicateur n'est néanmoins pas satisfaisant et donc pas opérationnel et non utilisé pour l'évaluation quantitative du BEE.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les estimations sont réalisées en groupant les engins de pêche par grands ensembles (filets/chaluts/autres), par grandes unités de gestion et sur plusieurs années. (La classification des engins de pêche est disponible : https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/wordef/fishing-activity-metier). Les données d'effort de pêche sont collectées en nombre de jours de mer. Les estimations calculées lors de deux campagnes différentes ont été utilisées. Il s'agit des estimations réalisées lors de la campagne SCANS III (Hammond et al. 2017). Concernant les données collectées dans les pêcheries françaises, elles sont partiellement rendues disponibles dans les rapports annuels du programme d'observateurs embarqués OBSMER. Les données de capture et d'effort sont anonymisées, et groupées par classe de taille, zone de pêche, engin de pêche et éventuellement grandes catégories d'espèces cibles.

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  Les estimations sont réalisées par subdivisions CIEM, puis groupées et rendues disponibles par unité de gestion des populations de marsouins communs (OSPAR 2017d, Figure 9).

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Les estimations sont fournies sous forme d'un intervalle de confiance à 95 % afin de mettre en évidence les incertitudes autour de ces estimations.

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit le niveau de confiance comme modéré à faible pour la méthode d'estimation, et faible pour la disponibilité des données.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance tels que définis dans les PAMM*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est soutenu par la France à travers les actions du sous-programme 5 "Interactions entre les mammifères marins et les activités humaines en mer" dans le cadre du déploiement d'observateurs embarqués par le programme OBSMER.

- *Liens avec les autres critères et indicateurs du BEE*

  Cet indicateur est lié à l'indicateur national MM_Capt.

III.A.3e. MM_Capt – Captures accidentelles de petits cétacés (Echouages)

- *Critère renseigné*
  - D1C1 : La mortalité par capture accidentelle ne doit pas affecter la dynamique des populations touchées

- *Type indicateur :* Impact

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associées*
  - Calcul du critère

  L'unité est un pourcentage de la population mort dans des engins de pêche, issu d'un ratio entre le nombre d'animaux morts par capture accidentelle et l'abondance de la population (nombre d'animaux) :

$$\widehat{m}_{\text{capture accidentelle}} = \frac{\widehat{N}_{\text{capture accidentelle}}}{\widehat{N}_{\text{total}}} \times 100$$

  C'est donc un taux de mortalité par capture accidentelle qui est mesuré. Les valeurs moyennes de capture accidentelle ont été utilisées ($N_{\text{capture accidentelle}}$), ainsi que les données d'abondances absolues de deux campagnes aériennes, dédiées à l'estimation d'abondance de la mégafaune marine. Pour ces deux campagnes, les abondances moyennes ont été considérées (N_{total}) comme étant la meilleure évaluation disponible.

- Calcul des estimations de mortalité dans les engins de pêche

L'objectif de cette démarche est, à partir des données d'échouages collectées sur le littoral des différentes SRM, d'identifier les zones et les effectifs probables de mortalité en mer. Le processus d'échouage démarre avec la mort d'un animal en mer (Figure 11).

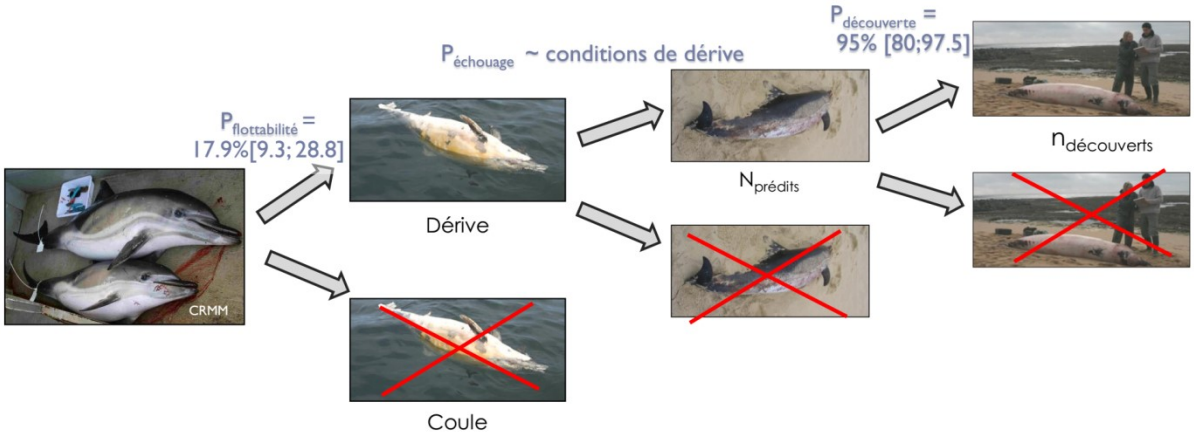


Figure 11: Schéma du processus d'un échouage (adapté de Peltier et al. 2012, 2016).

Les petits cétacés morts ($N_{\text{morts en mer}}$) flottent selon une probabilité $P_{flottabilité}$ estimée à 17,9% [9,3% - 28,8%] (Peltier et al. 2016). Ceux qui coulent sont considérés comme perdus pour la suite du processus d'échouage. En fonction des conditions de dérive (vents, marées, courants), les animaux s'échouent ou non suivant $P_{échouage}$. Ces conditions peuvent être modélisées grâce au modèle MOTHY (Modèle Océanique de Transport d'Hydrocarbures), initialement développé par Météo France pour la sécurité en mer, et par la suite paramétré pour simuler la dérive de petits cétacés (Daniel 2004, Peltier et al. 2012). Ceux qui s'échouent ($n_{\text{découverts}}$) sont découverts et signalés aux réseaux nationaux d'échouages avec une probabilité $P_{découverte}$ de 95% :

$$n_{\text{découverts}} = N_{\text{morts en mer}} \times P_{\text{flottabilité}} \times P_{\text{échouage}} \times P_{\text{découverte}}$$

Ainsi à partir des échouages découverts, il est possible d'identifier les zones de mortalité des petits cétacés capturés accidentellement dans les engins de pêche.

Afin de retrouver les zones de mortalité en mer et de corriger les conditions de dérive, il a d'abord été nécessaire de modéliser les conditions de dérive afin de construire des cartes de probabilité de s'échouer (Figure 12). Ainsi une distribution uniforme de dauphins théoriques a été construite, et leur dérive a été modélisée afin de prédire s'ils devaient s'échouer ou non. Puis la moyenne des cas où les animaux s'échouaient (1) et ceux où ils ne s'échouaient pas (0), a été calculée pour chacune des cellules de 0,75° x 0,75°. Ceci permet de construire des cartes de probabilité de s'échouer lorsqu'un animal meurt dans une cellule, à des résolutions temporelles différentes. Afin d'éviter de surreprésenter des événements du large rarement observés, seules les cellules où $P_{échouage} > 0,1$ ont été utilisées.

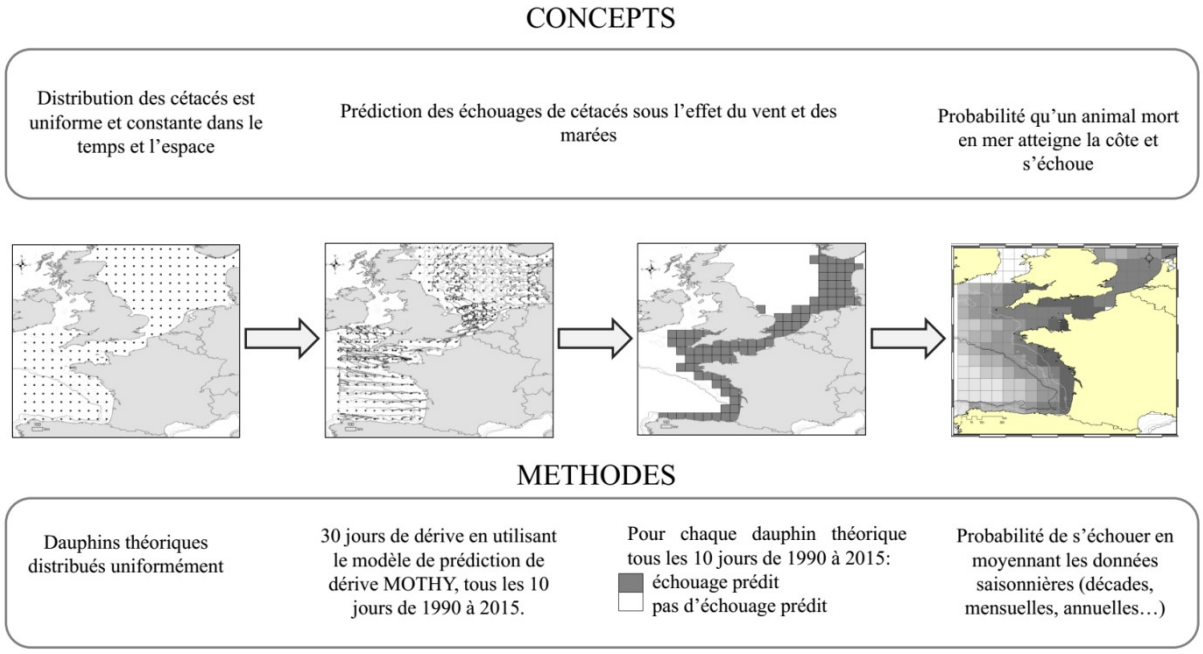


Figure 12: Schéma théorique de construction des cartes de probabilité d'échouage (d'après Peltier et al. 2013).

Dans un second temps, les échouages de dauphins communs et marsouins communs dont la mort par capture accidentelle a été avérée, ont été collectés entre 1990 et 2015 par les réseaux d'échouages français et britanniques (Figure 13). Leur dérive en rebours (depuis le lieu d'échouage vers la zone probable de mortalité en mer) a été modélisée par le modèle MOTHY. Ainsi les dérives de 4 696 dauphins communs et 892 marsouins communs ont été modélisées. Un élément clef de cette approche est de déterminer la durée de la dérive de chacun de ces individus. Malheureusement, cette information se base sur une analyse de photographies, qui ne sont pas toujours disponibles pour les 6 000 animaux traités. Ainsi afin de compenser ce manque d'information, une probabilité de durée de dérive a été attribuée le long de la dérive. Ces probabilités ont été calculées à partir d'un échantillon de 242 dauphins communs et 216 marsouins communs, dont les photos étaient disponibles.

A partir de critères déterminés expérimentalement (Peltier et al. 2012), il a été possible de déterminer la durée de dérive de ces animaux photographiés. Ces animaux ont été sélectionnés en fonction de plusieurs paramètres. Tout d'abord ils doivent avoir été photographiés par des correspondants du RNE prenant des clichés systématiques de tous les individus, et ce afin de ne pas biaiser les durées de dérive en faveur des animaux en bon état. Ensuite les animaux sélectionnés se sont échoués à la période où les animaux capturés accidentellement s'échouent majoritairement (janvier à avril pour les deux espèces), afin d'être représentatifs du phénomène. Ainsi la distribution de ces animaux en fonction de la durée de leur dérive avant l'échouage a été construite, et une courbe de tendance a été ajustée (logarithmique pour les dauphins communs et les marsouins communs dans les SRM MMN et MC, et polynomiale pour les marsouins communs du GdG). Grâce aux équations de ces courbes de tendance, il a été possible de pondérer les trajectoires de tous les petits cétacés retrouvés échoués avec des traces de capture, par segment de 10 heures. Pour chacun de ces segments, cette méthode permet de savoir quelle est la probabilité que l'animal y soit mort. La somme des probabilités de chaque trajectoire dans toute sa durée vaut 1.

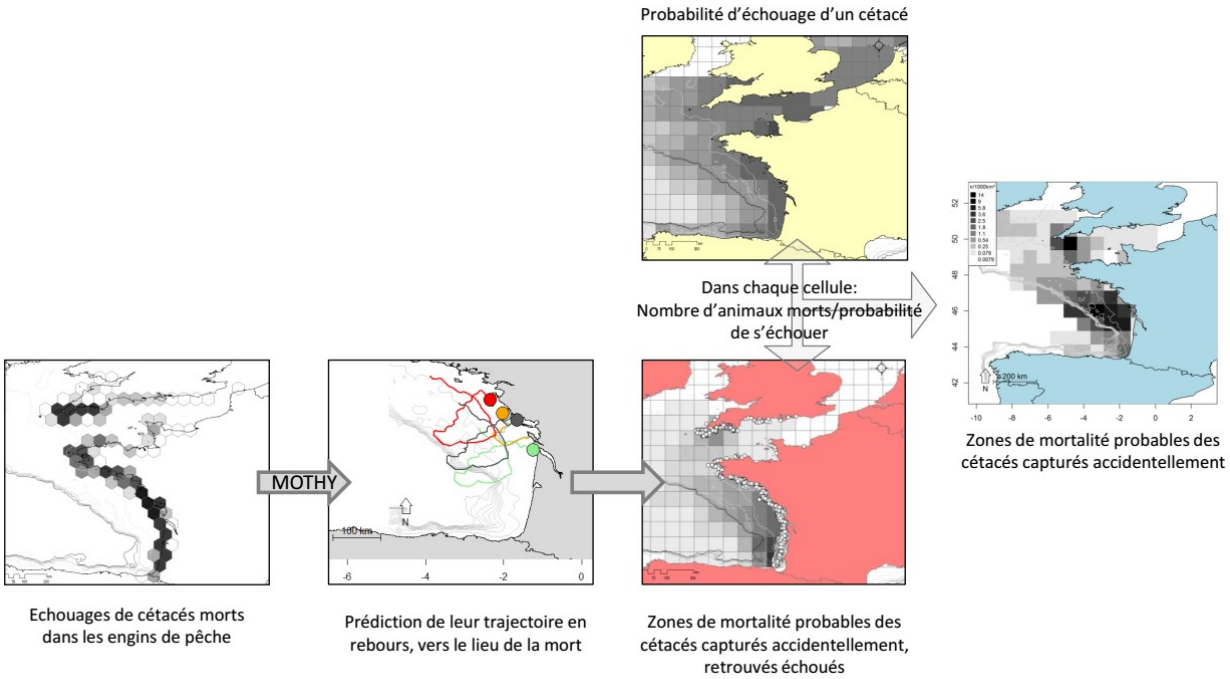


Figure 13: Méthodologie de l'estimation des zones de mortalité probables des cétacés capturés accidentellement.

Ces trajectoires ont ensuite été sommées dans des cellules de 0,75°x 0,75°, afin de produire des zones de mortalité probables des cétacés capturés accidentellement, retrouvés échoués (Figure 13, carte fond rouge).

Afin de s'affranchir des conditions de dérive, chacune de ces cellules a été corrigée par la probabilité de s'échouer calculée précédemment (Figure 12, carte fond jaune). Ainsi, pour chacune des cellules créées, le nombre d'animaux morts a été divisé par la probabilité de s'échouer à la côte si un animal meurt dans cette cellule. Ce calcul permet de définir des zones de mortalité des cétacés capturés accidentellement (Figure 13, carte fond bleu).

Finalement, afin de fournir une estimation annuelle à l'échelle des SRM GdG, MC et MMN, la somme de toutes ces cellules a été calculée. Le dernier facteur correctif à prendre en compte est la part des animaux morts qui flottent, et ainsi dérivent et peuvent s'échouer. Cette probabilité a été estimée à 17,9 % [9,3 % - 28,8 %] (Figure 11).

Ainsi, en estimant et en corrigeant les effectifs d'animaux échoués présentant des traces de capture accidentelle par les différents paramètres constituant le processus d'échouage, il devient possible de fournir une estimation des dauphins communs et marsouins communs morts dans les engins de pêche chaque année dans l'ensemble des SRM GdG, MC et MMN.

- *Publications scientifiques associées*

Peltier, H., Authier, M., Deaville, R., Jepson, P.D., Van Canneyt, O., Daniel, P., Ridoux, V.2016. Small cetacean by catch as estimated from stranding schemes: The common dolphin case in the northeast Atlantic. *Environmental Science and Policy*. 63, 7-18. doi:10.1016/j.envsci.2016.05.004 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901116301514)

Laran, S., Authier, M., Blanck, A., Dorémus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., Pettex, E., Stephan, E., Van Canneyt, O., Ridoux, V., 2017b. Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters- Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 31–40. doi:10.1016/j.dsr2.2016.12.012 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064516304088)

Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Visquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Final report. 26 pp. (https://synergy.st-andrews.ac.uk/scans3/files/2017/05/SCANS-III-design-based-estimates-2017-05-12-final-revised.pdf)

Van Canneyt, O., Dabin, W., Dars, C., Dorémus, G., Gonzalez, L., Ridoux, V., Spitz, J. 2015. Guide des échouages de mammifères marins. Cahier technique de l'Observatoire PELAGIS sur le suivi de la mégafaune marine. Université de La Rochelle et CNRS, 64 pp. doi:10.13140/RG.2.1.1495.6002 (http://www.observatoire-pelagis.cnrs.fr/publications/ouvrages/Guide-des-echouages)

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Le seuil le plus communément utilisé est le maintien des mortalités d'origine anthropiques sous 1,7 % de la meilleure estimation de population disponible (meilleure signifie ici « publiée dans des journaux à communiqué de lecture, et dont l'emprise spatiale est la plus cohérente avec les UGE » ; ASCOBANS 2000). Pour cet indicateur, le BEE n'est pas atteint lorsque deux conditions ne sont pas respectées :

  - La première condition (C1) est que le taux de mortalité par capture accidentelle excède 1,7 % pour au moins une des années du cycle DCSMM en cours (Tableau 11), et ceci avec une probabilité supérieure à 80% (seuil de risque $\alpha < 20\%$).
  - La deuxième condition (C2) est que l'intervalle de confiance à 80% (correspondant à un seuil de risque de 20%) du taux moyen de mortalité par capture accidentelle calculé sur l'ensemble du temps de génération de l'espèce, soit supérieur ou égal au seuil de 1,7%. Les temps de génération sont ceux utilisés pour l'IA 2017, soit 15 ans pour le dauphin commun, et 10 ans pour les marsouins communs. Ce calcul permet d'intégrer les coefficients de variation autour des estimations de mortalité dans les engins de pêche, ainsi que ceux des estimations d'abondance absolue.

Tableau 11: Conditions d'atteintes du BEE pour le critère MM_Capt

	Période de calcul	Calcul	Seuil de risque α
C1	Annuel	Taux mortalité par capture accidentelle <1,7%	20%
C2	Temps de génération (Pp :10 ans - Dd :15 ans)	[IC taux mortalité par capture accidentelle moyen] <1,7%	20%

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur est à rapprocher de l'indicateur M6_OSPAR.

- *Données utilisées pour le calcul*
  - Les données d'échouage

  Les données utilisées sont les données d'échouages de cétacés le long des SRM GdG, MC et MMN. Elles sont collectées depuis 1970 par les réseaux d'échouages français (Réseau National d'Echouages, RNE) et britanniques.

En France les données sont collectées par un ensemble de plus de 400 correspondants, bénévoles ou salariés de structures associatives ou institutionnelles sur l'environnement. Ils sont formés par l'observatoire Pelagis, et appliquent un protocole standardisé décrit dans Van Canneyt et al. (2015). L'ensemble du jeu de données élémentaires d'échange français est disponible sur le site OBIS SEAMAP (Dabin 2016, Halpin et al. 2006). Ce jeu de données est issu de la base nommée BDD Echouages (base de données développée et administrée par l'UMS 3468 BBEES).

Le RNE est à l'origine de à la plus longue série historique sur ces espèces en France. Il permet de suivre de nombreux paramètres en plus de la diversité et de la distribution, comme des paramètres démographiques, écologiques, et sanitaires. Les données sont ensuite validées et saisies dans une base de données Xataface administrée par l'Observatoire Pelagis et l'UMS BBEES.

En Grande Bretagne, le réseau d'échouage connait sa forme actuelle depuis 1990. Le *Cetacean Strandings Investigation Programme* (CSIP) est un ensemble d'organismes financés par le DEFRA (*Department for Environment, Food and Rural Affairs*).

La période couverte par cet indicateur s'étend de 1990 à 2015. Pour les deux espèces concernées, seuls les animaux présentant des preuves de mort dans un engin de pêche ont été utilisés. Les critères utilisés sont ceux décrits dans Kuiken et Hartmann (1993). Ce diagnostic nécessite un état de décomposition frais à modéré, et un examen détaillé des carcasses.

Dans le cas des dauphins communs, des événements de mortalité aigus causés par les engins de pêche ont été précédemment décrits (Peltier et al. 2016). Ces événements d'échouages multiples sont définis comme l'échouage de plus de 30 dauphins sur une période de 10 jours, dans une zone de 200 kilomètres de long dans le golfe de Gascogne. Le long des côtes de la Manche, le seuil est abaissé à 10 cétacés.10 jours^{-1}.200km^{-1}. Ainsi pour le calcul du critère D1C1 pour les dauphins communs, les échouages recensés lors de ces événements d'échouages multiples ont également été utilisés.

- Les données d'abondance absolue

Les estimations calculées lors de deux campagnes différentes ont été utilisées. Il s'agit des estimations réalisées lors de la campagne SCANS III (*Small Cetacean Abundance in the North Sea and adjacent waters*) en 2016, et de celles calculées pendant les campagnes SAMM (Survols Aériens pour la Mégafaune Marine, en hiver 2011 et été 2012). Les données élémentaires d'échange des campagnes SAMM sont elles aussi disponibles sous OBIS SEAMAP (Halpin et al. 2006 ; Van Canneyt 2016).

Les estimations sont issues de survols aériens dédiés à la mégafaune marine, en utilisant la méthode du *distance sampling* (Hammond et al. 2017 ; Laran et al. 2017b). Dans chacun de ces survols, les estimations ont été réalisées pour des unités statistiques appelées « blocs » (Tableau 12).

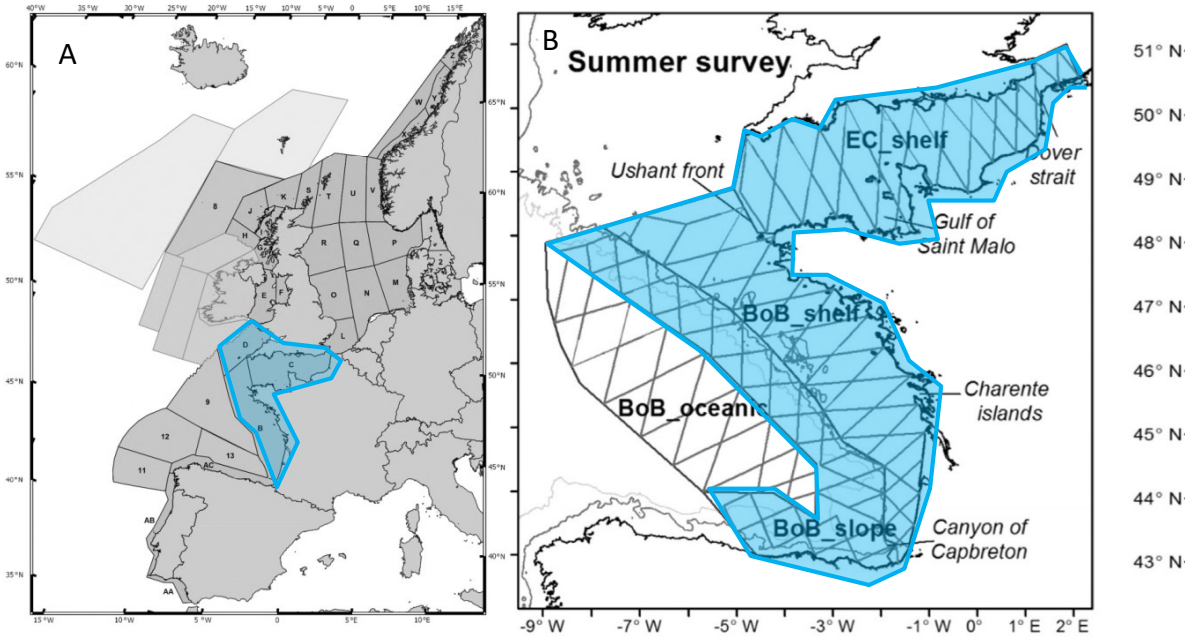


Figure 14 : Zones couvertes par les différentes campagnes aériennes SCANS-III (A) et SAMM (B). Les polygones bleus représentent les « blocs » (unités statistiques) de chaque suivi utilisés dans le calcul du critère MM_Capt. « BoB_oceanic » : zone océanique de la SRM BoB ; « BoB_slope » : talus continentale de la SRM BoB ; « BoB_shelf » : plateau continental de la SRM BoB ; « EC_shelf » : SRM MMN et MC.

Afin de s'ajuster au maximum avec les zones de mortalités des cétacés, seuls certains blocs ont été conservés. Il s'agit des blocs B, C et D (Figure 14, Tableau 12) pour les campagnes SCANS-III, et les blocs *BoB_shelf*, *Bob_slope* et *EC_shelf* pour les campagnes SAMM (Figure 14, Tableau 12).

Ces campagnes aériennes ne permettent pas toujours d'identifier l'espèce des animaux observés, notamment pour les petits delphinidés où les dauphins communs et dauphins bleu et blanc ne sont pas toujours séparés. Afin d'estimer la part de chacune de ces deux espèces parmi les petits delphinidés, leur proportion a été calculée à partir de campagnes réalisées en bateau dans les mêmes zones. A bord de navires océanographiques, une plus grande proximité et une durée plus longue de l'observation assurent une meilleure identification de ces espèces. Ainsi, il a été calculé que 90% des delphinidés observés sur le plateau du golfe de Gascogne sont des dauphins communs, et 80% sur le talus. La présence de dauphins bleu et blanc est rare en Manche et mer Celtique, ainsi tous les delphinidés observés sont considérés comme des dauphins communs. Ces ratios ont été appliqués aux estimations d'abondance des petits delphinidés réalisées lors des campagnes aériennes.

Tableau 12 : Estimations d'abondance et coefficients de variations utilisés dans le calcul de l'indicateur MM_Capt, à partir des campagnes aériennes SCANS-III et SAMM été pour les dauphins communs et marsouins communs. n : Nombre d'individu ; CV : coefficient de variation. « BoB_slope » : talus continentale de la SRM BoB ; « BoB_shelf » : plateau continental de la SRM BoB ; « EC_shelf » : SRM MMN et MC. Bloc B : talus continentale et plateau continental des SRM BoB et MC ; Bloc : SRM MMN et MC ; Bloc D : SRM MC.

		Marsouins communs Abondance (n)	Marsouins communs CV (%)	Dauphins communs Abondance (n)	Dauphins communs CV (%)
SCANS-III	Bloc B	3 374	59	148 460	18
	Bloc C	17 323	30	1 765	39
	Bloc D	5 734	49	49 987	34
	Total	26 431	24	200 212	16
SAMM été	*BoB_shelf*	13 358	0,3	60 102	32
	BoB_slope	-	-	206 688	29
	EC_Shelf	18 429	30	1 023	84
	Total	31 787	18	267 813	24

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  L'UGE est une maille sur une grille régulière de 0,75° x 0,75° en longitude-latitude.

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Dans cette méthodologie, la principale source d'incertitude est liée au calcul de $P_{flottabilité}$. Cette estimation a pu être réalisée à partir de 100 petits cétacés capturés accidentellement entre 2004 et 2009, bagués puis rejetés en mer près du site de capture. Leur lieu d'échouage a été prédit en utilisant le modèle de dérive MOTHY. Parmi les 100 individus rejetés en mer, l'échouage a été prédit pour 62 d'entre eux, alors que seulement 8 ont été retrouvés échoués. Ces individus retrouvés suivent le processus binomial des échouages.

  D'après les connaissances quant au fonctionnement du RNE et sa stabilité depuis 1990 (Authier et al. 2014), un prior informatif pour $P_{découverte}$ a été élicité grâce au logiciel *Parameter Solver* v3.0 (Cook et al. 2013). Ainsi $P_{découverte}$ est égale en moyenne à 0,95, avec un intervalle de confiance à 95 % couvrant 0,800 à 0,975 (Peltier et al. 2016). La distribution beta qui en découle est $P_{découverte} = Beta(36{,}3.71)$.

Afin d'estimer correctement $P_{flottabilité}$, la règle de « ajouter 2 succès et 2 échecs » a été appliquée (Agresti et Coull 1998) :

$$\begin{cases} (n_{découverts} + 2) \sim Binomial(N_{prédits} + 4, P_{flottabilité} P_{découverte}) \\ P_{découverte} \sim Beta(36{,}3.71) \\ P_{flottabilité} \sim Beta(1{,}1) \end{cases}$$

Ce modèle permet ainsi d'estimer $P_{flottabilité}$ à 17,9 %, avec un intervalle de confiance à 95 % de 9,3 % à 28,8 % et constitue la principale source d'incertitude autour des estimations de mortalité des petits cétacés (Figure 15).

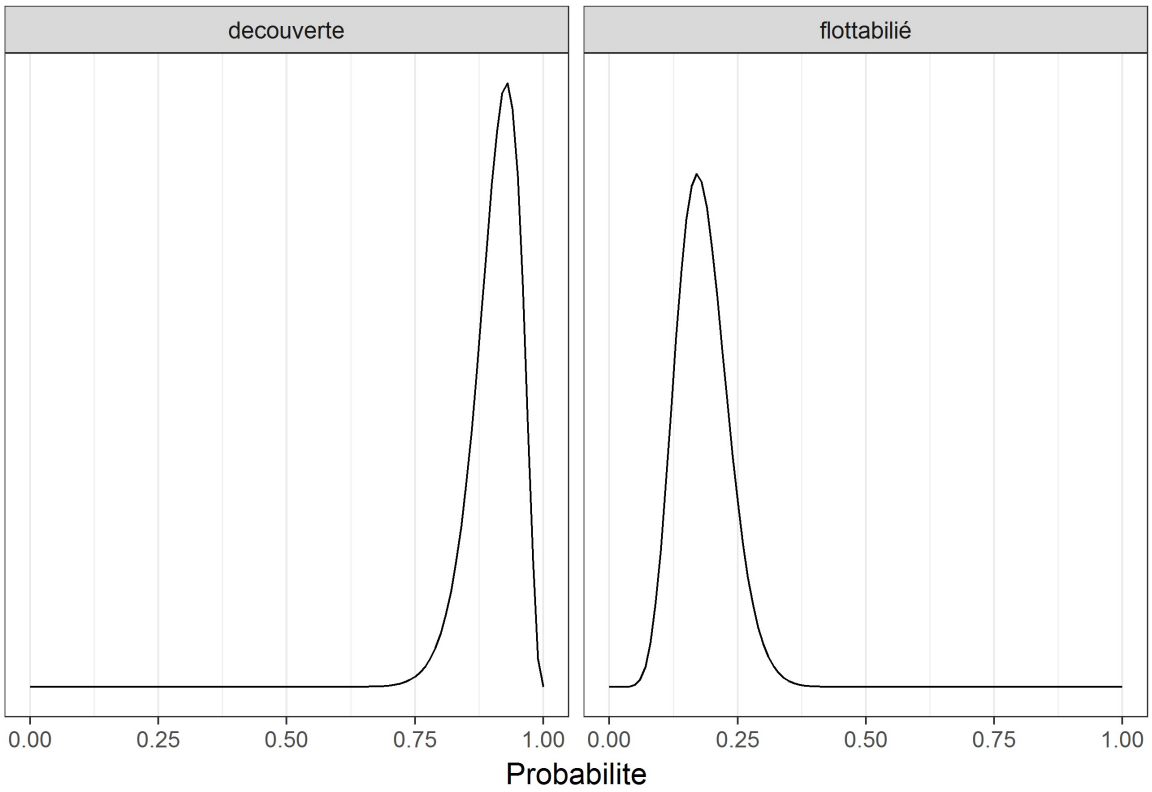


Figure 15 : Distribution de la probabilité de découvrir un dauphin mort échoué sur le littoral ($P_{découverte}$) et probabilité pour un dauphin mort en mer de flotter ($P_{flottabilité}$), avec leur incertitude.

Une autre source d'incertitude est le coefficient de variation associés aux estimations d'abondance absolue de ces populations (Hammond et al. 2017 ; Laran et al. 2017b).

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit l'échelle de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la disponibilité et la profondeur du jeu de données, et le consensus autour de la méthodologie. L'indicateur MM_Capt est développé au niveau national et n'a donc pas pu bénéficier d'une évaluation par OSPAR. Néanmoins, cet indicateur repose sur des données fiables et une méthodologie adéquate qui a fait l'objet de plusieurs publications dans des revues internationales à comité de relecture (e.g. Peltier et al. 2012, 2013, 2016). La méthodologie elle-même est générale mais repose de manière cruciale sur la disponibilité d'un modèle de dérive. La confiance est modérée à faible. Enfin, une double condition est requise pour conclure à l'atteinte ou non du BEE.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance tels que définis dans les PAMM*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est soutenu par la France à travers les actions du sous-programme 4 "Échouages des mammifères marins" et du sous-programme 5 "Interactions entre les mammifères marins et les activités humaines en mer".

- *Lien avec les autres critères et indicateurs du BEE*

  Cet indicateur requiert des estimations d'abondance absolue calculée pour le D1C2 (e.g. M4b_OSPAR) et est complémentaire à l'indicateur commun sur les captures accidentelles de marsouin (M6_OSPAR).

III.A.3f. MM_EME – Évènements de Mortalité Extrême

- *Critères renseignés*

D1C3 : Les caractéristiques démographiques (par exemple structure par taille ou par âge, répartition par sexe, taux de fécondité, taux de survie) des populations des espèces témoignent d'une population saine, qui n'est pas affectée par les pressions anthropiques.

- *Type indicateur :* Etat

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associés*

  Cet indicateur repose sur les données collectées par le RNE. Le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), qui appartient au groupe des **petits odontocètes** est évalué par cet indicateur dans les SRM MMN et MC.

L'indicateur MM_EME est un indicateur basé sur le risque : il renseigne les évènements de mortalité extrême susceptibles d'affecter les populations de mammifères marins. Ces évènements peuvent résulter de causes différentes (par exemple les captures accidentelles pour le dauphin commun dans le GdG, ou des épizooties pour le dauphin bleu et blanc en MO) ou cumulatives, mais ont le même effet : un nombre d'échouages excédant les maximums attendus sous l'hypothèse de pressions constantes. L'indicateur MM_EME teste donc l'hypothèse que le cycle en cours ressemble au cycle précédent : ainsi si le BEE était atteint, cet indicateur permet d'évaluer si le BEE est maintenu ou non. Inversement, si le BEE n'était précédemment pas atteint, cet indicateur peut aussi refléter que le BEE n'a pas été rétabli à l'issu du cycle en cours.

Cet indicateur repose sur l'utilisation de méthodes statistiques appropriées pour l'étude d'extrema, ici le nombre maximum d'échouages de **petits odontocètes** sur une période de 3 jours par sous-région marine :

$$\max\left(\left\{\sum_{j}^{j+2} \text{échouages}\right\}_{\text{mois,année}}\right)$$

Cette fenêtre temporelle de trois jours permet de tenir compte qu'un évènement d'échouage peut s'étaler sur plusieurs jours, et que le signalement des échouages peut changer entre des jours de semaines (lundi-vendredi) et des jours de fin de semaine (samedi-dimanche). Le nombre maximum d'échouages de **petits odontocètes** est calculé pour chaque mois sur la période 1990-2010 pour le dauphin commun et le dauphin bleu et blanc, et sur la période 1997-2010 pour le marsouin commun. Dans ce dernier cas, un changement de distribution en Mer du Nord (Hammond et al. 2013) s'est traduit par une augmentation des échouages de cette espèce à partir du milieu des années 1990 en France. Des données suffisantes pour ajuster des modèles statistiques ne sont donc disponibles qu'à partir de 1997 pour le marsouin commun.

Les données sont analysées avec un modèle statistique dit « Loi d'Extremum Généralisée » (Coles et Perrichi 2003 ; Katz et al. 2005 ; Denny et al. 2009) qui intègre un effet additif de l'année et du mois pour tenir compte de variations annuelles et saisonnières dans les échouages (Bouchard et al. en révision). Les différents paramètres du modèle sont estimés, puis utilisés pour prédire sur le cycle DCSMM en cours les effectifs maximums attendus sous l'hypothèse d'une stabilité des pressions, c'est-à-dire sous l'hypothèse que le cycle DCSMM en cours ressemble à la période qui a servi à estimer les paramètres du modèle. **En d'autres termes, l'hypothèse implicite ici est que l'état écologique ne change pas entre deux cycles DCSMM**.

Les prédictions obtenues sont mensuelles et correspondent à des seuils. Les effectifs maximums réellement observés pendant le cycle DCSMM en cours sont ensuite comparés à ces seuils. Les prédictions sont exprimées en nombre d'individus par sous-région marine. Les intervalles de confiance à 95 % des seuils sont utilisés pour l'évaluation.

- *Publications scientifiques associées*

  Bouchard C., Bracken C., Dabin W., Van Canneyt O., Ridoux V., Spitz J., Authier M. (en révision) A risk-based indicator for marine mammal conservation: strandings and probabilistic forecast of extreme mortality events.

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Un seuil mensuel est utilisé pour évaluer des changements dans le nombre maximum d'échouages de **petits odontocètes** sur 3 jours sur le cycle 2011-2016. Pour chaque mois d'une année du cycle DCSMM en cours, on dispose d'un seuil et de l'effectif observé. Si cette dernière valeur excède la borne supérieure du seuil pour au moins un mois de deux années du cycle en cours, le BEE n'est pas atteint.

$$\text{seuil}_T = \begin{cases} e^{(\hat{\mu}_{\text{mois,année}}) - \frac{\hat{\sigma}}{\hat{\xi}}\left[1 - \left\{-\log\left(1 - \frac{1}{T}\right)\right\}^{-\hat{\xi}}\right]} - 1, si\ \hat{\xi} \neq 0 \\ e^{\left(\hat{\mu}_{\text{mois,année}}\right) - \hat{\sigma}\log\left\{-\log\left(1 - \frac{1}{T}\right)\right\}} - 1, si\ \hat{\xi} = 0 \end{cases}$$

avec $\begin{cases} \hat{\mu}_{\text{mois,année}} = paramètre\ de\ location \\ \hat{\sigma} = paramètre\ de\ dispersion \\ \hat{\xi} = paramètre\ de\ forme \end{cases}$ estimés à partir des données d'échouages et *T* le mois pour lequel un seuil est prédit. Le seuil (effectif prédit) va donc dépendre de l'horizon de prédiction *T* mais aussi tout particulièrement du paramètre de forme ξ (Coles et Perrichi 2003 ; Katz et al. 2005 ; Denny et al. 2009). D'une manière générale, ce seuil augmentera avec *T* car plus l'horizon de prédiction est lointain, plus il est possible (avec une probabilité 1 / *T*) d'observer un évènement extrême.

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur est développé au niveau national.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les données utilisées sont issues du RNE (Dabin 2016, Halpin et al. 2006): elles sont bancarisées à l'Observatoire PELAGIS. Tous les traitements statistiques ont été effectués à partir des logiciels R version 3.2.2 (R Core Team 2016) et Stan version 2.14.1 (Stan Development Team 2016). Le détail des opérations effectuées est schématisé ci-dessous :

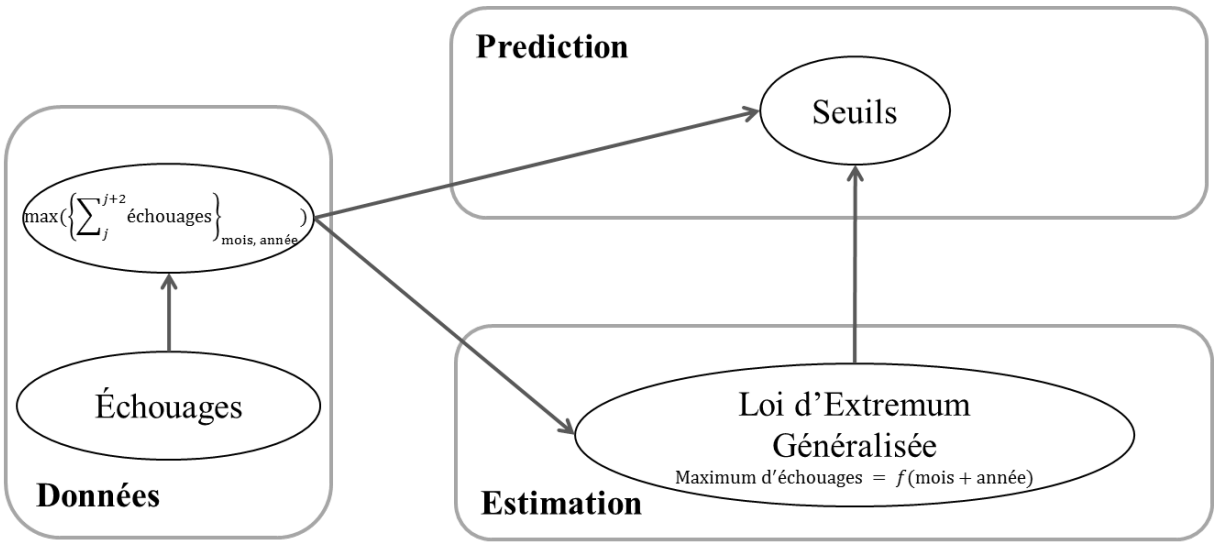


Figure 16 : Ordinogramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur MM_EME.

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  Le traitement des données conduit à une UGE correspondant à une SRM.

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Les incertitudes prises en compte dans le calcul de cet indicateur sont principalement liées à l'estimation des paramètres du modèle reposant sur la Loi d'Extremum Généralisée. Les données d'échouages sont fiables : elles reflètent des processus biologiques et physiques connus et modélisables (Authier et al. 2014).

  Une incertitude intrinsèque à cet indicateur concerne les causes responsables des échouages. L'indicateur reflète les effectifs d'échouages maximums sur trois jours pendant un mois donné, mais il ne permet pas de déterminer les causes de ces échouages. L'indicateur intègre implicitement néanmoins l'ensemble des pressions, naturelles et anthropiques, qui aboutissent à l'échouage d'un animal. L'hypothèse sous-jacente à l'utilisation de cet indicateur est la stabilité de ces pressions au cours du temps : ainsi des observations qui corroborent les prédictions signifient des pressions constantes et des observations en contradiction avec les prédictions signifient au contraire des changements dans les pressions sous-jacentes. L'indicateur peut suggérer un changement mais n'est pas en mesure d'identifier l'origine de ce changement qui va nécessiter des données auxiliaires.

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit l'échelle de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la disponibilité et la profondeur du jeu de données, et le consensus autour de la méthodologie. L'indicateur MM_EME est développé au niveau national et n'a donc pas pu bénéficier d'une évaluation par OSPAR. Néanmoins, cet indicateur repose sur des données fiables et une méthodologie adéquate utilisée notamment en actuariat ou en sciences environnementales pour prévoir les risques. Ces méthodes sont toutefois peu appliquées en écologie en général. Pour ces raisons, la confiance est modérée à faible.

  La méthodologie déployée dans le calcul de cet indicateur MM_EME repose sur des techniques statistiques avancées. Ces techniques permettent de tenir compte des incertitudes d'estimations. Néanmoins l'estimation de ces incertitudes est juste sous condition que la spécification des modèles statistiques utilisés soit correcte, une hypothèse qu'il est très difficile de vérifier empiriquement.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance tels que définis dans les PAMM*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est renseigné pour la France à travers les actions du sous-programme 4 "Échouage des mammifères marins et des tortues marines".

- *Liens avec les autres critères et indicateurs du BEE*

  L'indicateur peut suggérer un changement mais n'est pas en mesure d'identifier l'origine de ce changement qui va nécessiter des données auxiliaires. Son interprétation requiert donc des informations sur les pressions et leur intensité, pouvant être notamment renseignées par les indicateurs associés aux critères D1C1, D1C3, D8C1, D8C2, D10C3, D10C4, D11C1 et D11C2.

III.A.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1

III.A.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration)

Par construction, les indicateurs utilisés pour évaluer l'atteinte du BEE pour les mammifères marins sont déjà agrégés spatialement (au moins à l'échelle de l'UGE) et temporellement. Les valeurs obtenues pour le calcul des indicateurs renseignent donc le critère pour une espèce de mammifère marin au sein d'une SRM pour le premier cycle de la DCSMM. L'intégration entre les niveaux (critères à espèce, espèces à groupe d'espèce et groupes d'espèces à la composante "Mammifères marins") suit la règle du OOAO considérant le faible nombre d'éléments évalués (Walmsley et al. 2017).

III.A.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus

La fiabilité des résultats est évaluée selon trois échelles de trois niveaux (Haute-Modérée-Faible) suivant la méthodologie OSPAR : une échelle correspondant à la disponibilité des données, une seconde échelle correspondant à la maturité de la méthodologie utilisée, et enfin une dernière échelle correspondant à la précision statistique des résultats obtenus.

III.A.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018

La méthode d'intégration utilisée pour l'évaluation 2018 est basée sur le modèle et la terminologie des logigrammes élaborés dans le document « Draft guidance for assessments under Article 8 of the MSFD » (Walmsley et al. 2017). Chez les mammifères marins, trois des quatre groupes d'espèces retenus pour l'évaluation du BEE sont représentés pour la SRM MMN (Tableau 9, Figure 17). Le groupe des **odontocètes grands plongeurs**, rassemblant des espèces vivant sur le talus ou en zone océanique est de fait absent de cette SRM.

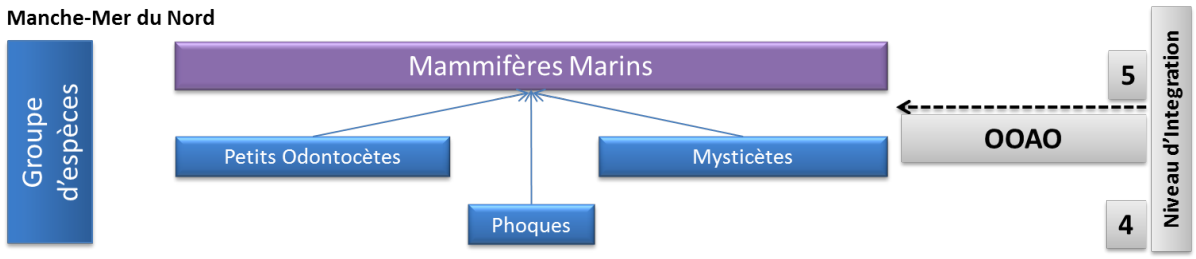
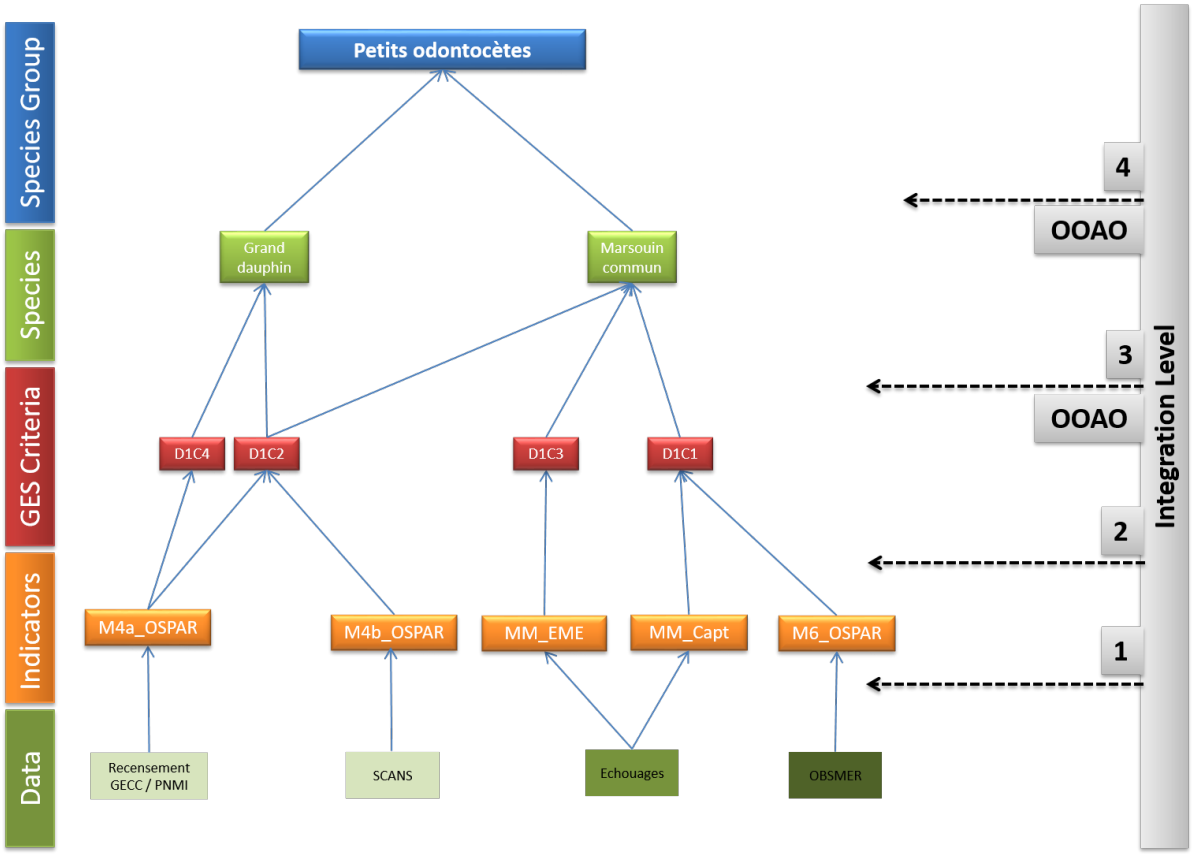


Figure 17: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour les SRM MMN .

Les trois groupes d'espèces évalués (*i.e.* **phoques**, **petits odontocètes** et **mysticètes**) sont au moins représentés par une espèce et chaque espèce par au moins un critère (Figure 18). L'intégration entre le niveau 1 et niveau 2 n'est pas détaillé car dans le cas de la composante mammifères marins, il n'existe pas de critère renseigné par de multiples indicateurs pour une espèce donnée.

(a) Manche-Mer du Nord



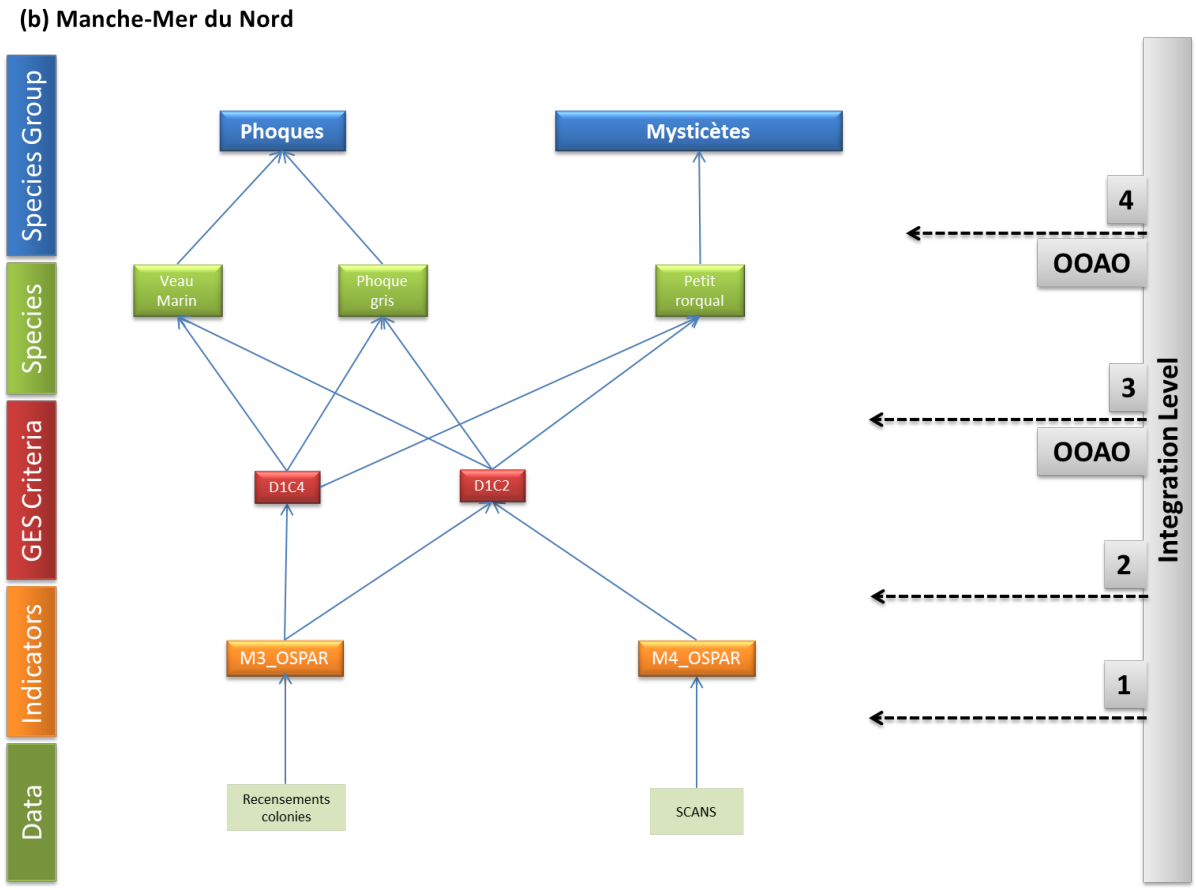


Figure 18: Intégration au sein des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MMN. (a) Petits odontocètes, (b) Phoques et Mysticètes.

III.A.6. Evaluation qualitative du BEE

Mortalité par collision

A défaut d'une évaluation quantitative, la mortalité additionnelle par collision pour les grandes baleines fait l'objet d'une approche qualitative sur la base des signalements issus des échouages. L'évaluation des mortalités par collision contribue à renseigner le D1C3.

Les collisions entre navires et cétacés sont régulièrement rapportées dans tous les océans du monde. Il semble que ces événements constituent aujourd'hui la principale cause de mortalité anthropique des grandes baleines. Des traces de collisions ont déjà été décrites pour plus de onze espèces de grandes baleines, et parmi elles le rorqual commun fait partie des espèces les plus fréquemment touchées. Si elles sont principalement rapportées sur ces espèces, tous les cétacés peuvent néanmoins être concernés (Cates et al. 2017 ; Laist et al. 2001). Les dommages sur ces espèces peuvent être variables. Dans les zones de fort trafic, il est courant d'observer des animaux présentant des traces d'hélice sur le dos ayant cicatrisées. Mais dans de nombreux cas, la collision est mortelle.

Le nombre croissant de collision est à la fois expliqué par l'augmentation de trafic maritime[8] dans un premier temps (Moore 2014), et plus récemment par l'augmentation de la puissance et donc de la vitesse des bateaux (Cates et al. 2017). De plus, la prise de conscience de l'impact de ces collisions sur les grandes baleines dans les régions à fort trafic a entraîné une plus grande attention aux traces de collisions sur les animaux retrouvés échoués. Les types de bateaux impliqués dans ces collisions sont de nature très variables, mais de nombreux cas concernent les tankers, les cargos, les bateaux de croisière, les bateaux de *whale watching* ou encore les bateaux de l'armée (Cates et al. 2017 ; Laist et al. 2001 ; Panigada et al. 2006).

Ces événements sont globalement sous-estimés, notamment car ils sont peu reportés par les bateaux eux-mêmes (Cates et al. 2017). De plus les cas d'échouages renseignent de manière inégale ces événements (conditions de dérive, événements survenus au large, décomposition avancée des carcasses, …). Ainsi certaines populations semblent mises en danger par ces événements : il s'agirait entre autres des baleines franches dans l'Atlantique nord-ouest, des baleines bleues dans le Pacifique nord, des baleines franches et baleines bleues du Chili, ou encore des rorquals communs et cachalots en mer Méditerranée (Cates et al. 2017). Des efforts particuliers d'estimation des effectifs de collisions et de leur impact sur les populations de grandes baleines sont réalisés notamment par la Commission Baleinière Internationale (CBI), conjointement à ACCOBAMS.

Le long des côtes françaises, le RNE recense et collecte les informations relatives aux échouages de mammifères marins (voir MM_Capt). Les échouages de grands cétacés sont des événements remarquables, et les premiers cas de collisions recensés remontent à 1972. L'identification de cette cause de mortalité repose en premier lieu sur un examen externe. Les blessures sévères regroupent les traces d'un impact brut massif, notamment en zone dorsale. Il peut également s'agir de traces d'hélice non cicatrisées. Les preuves internes sont généralement des fractures des vertèbres, du crâne ou encore des mâchoires. La présence d'hématomes autour de la possible zone d'impact, et du sang infiltré dans le lard indiquent un impact du vivant de l'animal. Néanmoins les grands cétacés morts peuvent être percutés alors qu'ils dérivent. Dans ce cas, les hématomes résultant de l'impact restent superficiels. Dans de rares cas, les grands cétacés ont pu être retrouvés sur le bulbe ou dans les stabilisateurs des bateaux ayant généré l'impact. Ces événements permettent de collecter des informations précieuses sur les conditions et les zones possibles de l'accident.

L'état de décomposition des grands cétacés est un élément important afin de déterminer la cause de la mort ; un état de dégradation avancé limite l'établissement du diagnostic. Les incertitudes concernant la part des cas observés en échouages par rapport au nombre total de collisions en mer, ainsi que la structure même des données disponibles ne permettent pas en l'état actuel de disposer d'un indicateur quantitatif robuste.

[8] Pour une publication documentant l'augmentation du trafic à l'échelle globale, voir Tournadre (2014).

III.B. SOUS-RÉGION MERS CELTIQUES

III.B.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE

L'évaluation du BEE pour les mammifères marins est réalisée à l'échelle de l'espèce (Tableau 13).

Tableau 13: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE dans la SRM MC.

Composante de l'écosystème	Groupes d'espèces	Famille	Espèce		DHFF
Mammifères	Petits odontocètes	Phocoenidae	Marsouin commun	*Phocoena phocoena*	Annexes II, IV
		Delphinidae	Dauphin commun	*Delphinus delphis*	Annexe IV
			Dauphin bleu et blanc	*Stenella coeruleoalba*	Annexe IV
			Grand dauphin	*Tursiops truncatus*	Annexes II, IV
	Odontocètes grands plongeurs	Delphinidae	Dauphin de Risso	*Grampus griseus*	Annexe IV
			Globicéphale noir	*Globicephala melas*	Annexe IV
		Physeteridae	Cachalot	*Physeter macrocephalus*	Annexe IV
		Kogiidae	Cachalot pygmée	*Kogia breviceps*	Annexe IV
		Ziphiidae	Baleine à bec de Cuvier	*Ziphius cavirostris*	Annexe IV
			Mésoplodon de Sowerby	*Mesoplodon bidens*	Annexe IV
			Hypérodon boréal	*Hyperoodon ampullatus*	Annexe IV
	Mysticètes	Balenopteridae	Petit rorqual	*Balaenoptera acurostrata*	Annexe IV
			Rorqual commun	*Balaenoptera physalus*	Annexe IV
			Baleine à bosse	*Megaptera novaeangliae*	Annexe IV
	Phoques	Phocidae	Phoque gris	*Halichoerus grypus*	Annexes II, IV
			Phoque veau marin	*Phoca vitulina*	Annexes II, IV

Toutes les espèces pour lesquelles des données étaient disponibles et suffisantes pour renseigner un critère ont été retenues pour l'évaluation 2018 pour la sous-région marine MC (Tableau 14). Le manque de données compatibles avec le calcul d'indicateurs permettant d'évaluer les critères du BEE a conduit à des listes d'espèces évaluées pour chacun des groupes de mammifères marins, apparaissant incomplètes par rapport aux listes d'espèces représentatives. Seuls les **phoques** pour les sous-régions marines de la MMN et MC font exception, les deux espèces présentes sont évaluées.

Tableau 14: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la sous-région marine Mers Celtiques. Les espèces sont Hg : phoque gris, Pv : phoque veau-marin, Dd : dauphin commun, Pp : marsouin, Tt: grand dauphin, Ba : petit rorqual.

CRITERES	INDICATEURS				
	Code	*Statut*	*Définition*	*UGE*	*Espèces*
D1C1	M6_OSPAR	commun	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données issues d'OBSMER)	Zone OSPAR (régions I à V)	Pp
	MM_Capt	national	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données d'Echouage)	Plateau continental du Golfe de Gascogne et des Mers Celtiques,	Dd, Pp
D1C2	M3_OSPAR	commun	Abondance des phoques	Zone OSPAR (régions II et III pour Hg, secteur 15 pour Pv)	Hg, Pv
	M4a_OSPAR	commun	Abondance des grands dauphins (groupes residents)	Zone OSPAR (côtes normandes et bretonnes)	Tt
	M4b_OSPAR	commun	Abondance des cétacés	Zone OSPAR (régions I à V)	Pp, Ba
D1C3	MM_EME	national	Récurrence des évènements de mortalité extrême	Côtes littorales françaises	Pp
D1C4	M3_OSPAR	commun	Aire de distribution des colonies de phoques	Zone OSPAR (régions II et III pour Hg, secteur 15 pour Pv)	Hg, Pv

III.B.2. Unités géographiques d'évaluation (UGE)

Les UGE pour la SRM MC sont détaillées dans la sous-partie traitant des UGE pour la SRM MMN (section III.A.2).

III.B.3. Evaluation quantitative du BEE

III.B.3a. Indicateur commun M3_OSPAR – Distribution et abondance des phoques

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3a).

III.B.3b. Indicateur commun M4a_OSPAR – Distribution et abondance des populations côtières de grands dauphins

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3b).

III.B.3c. Indicateur commun M4b_OSPAR – Distribution et abondance des populations de cétacés

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3c).

III.B.3d. M6_OSPAR – Captures accidentelles de marsouins (Observateurs embarqués)

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3d).

III.B.3e. MM_Capt – Captures accidentelles de petits cétacés (Echouages)

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3e).

III.B.3f. MM_EME – Évènements de Mortalité Extrême

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3f). Cet indicateur repose sur les données collectées par le RNE. Le marsouin commun et le dauphin commun, qui appartiennent au groupe des **petits odontocètes** est évalué par cet indicateur dans la SRM MC.

III.B.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1

III.B.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration)

Les méthodes d'évaluation pour l'agrégation et l'intégration des résultats sont détaillées dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.4a).

III.B.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus

Les méthodes d'évaluation pour la fiabilité des résultats sont détaillées dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.4b).

III.B.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018

La méthode d'intégration utilisée pour l'évaluation 2018 est basée sur le modèle et la terminologie des logigrammes élaborés dans le document « Draft guidance for assessments under Article 8 of the MSFD » (Walmsley et al. 2017). Chez les mammifères marins, les quatre groupes d'espèces retenus pour l'évaluation du BEE sont représentés pour la SRM MC (Tableau 14, Figure 19). Néanmoins, aucun indicateur n'est opérationnel pour renseigner le groupe des **odontocètes grands plongeurs** pour l'évaluation 2018 dans la SRM MC.

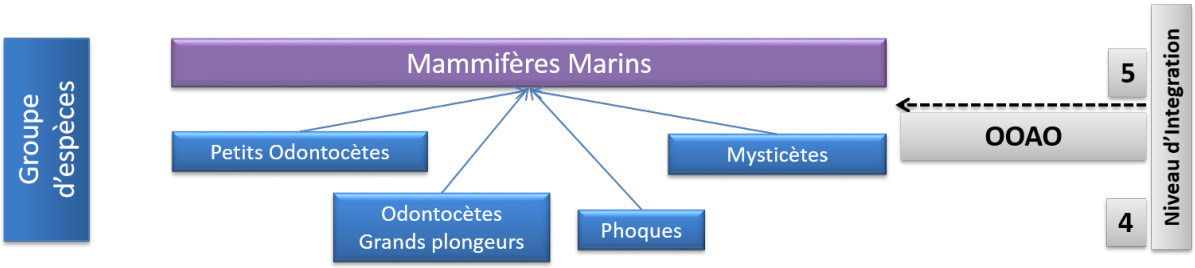
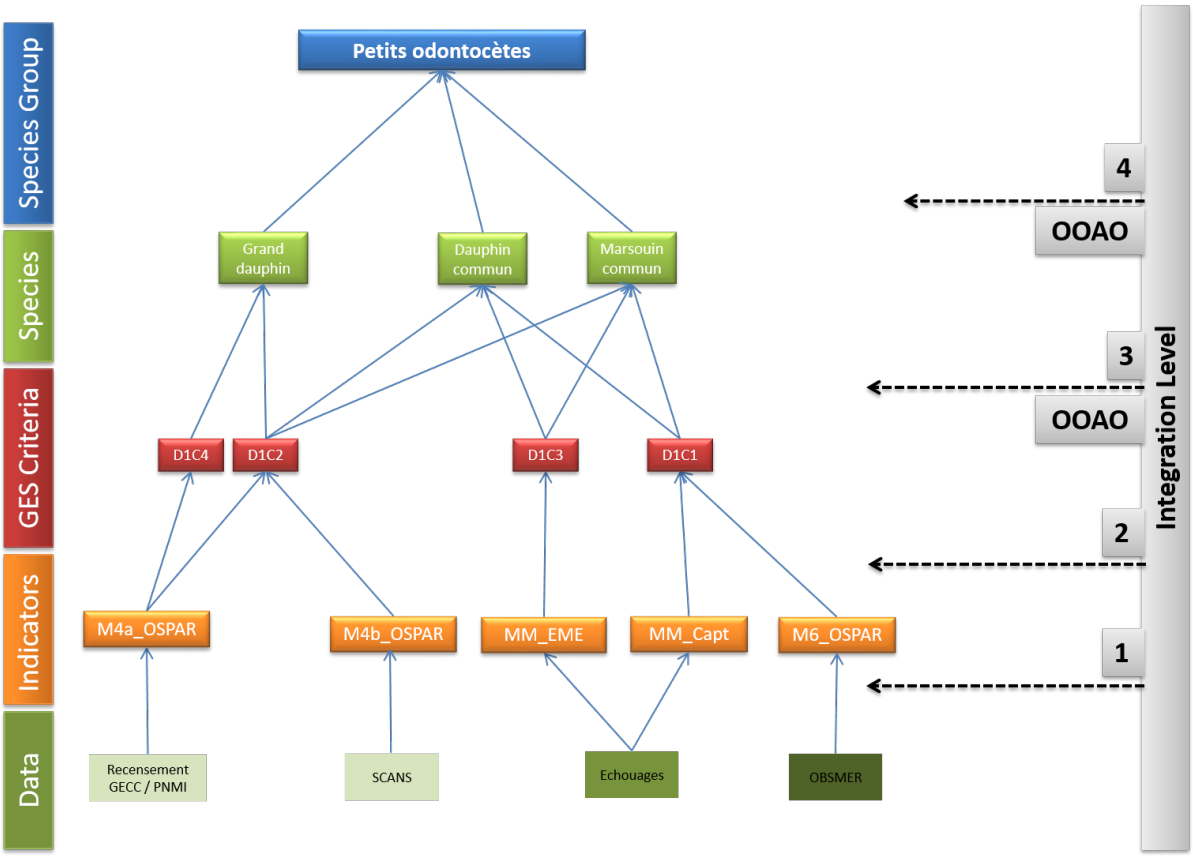


Figure 19: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MC.

Les trois groupes d'espèces évalués (*i.e.* **phoques**, **petits odontocètes** et **mysticètes**) sont au moins représentés par une espèce et chaque espèce par au moins un critère (Figure 20). L'intégration entre le niveau 1 et niveau 2 n'est pas détaillé car dans le cas de la composante mammifères marins, il n'existe pas de critère renseigné par de multiples indicateurs pour une espèce donnée.



(b) Mers Celtiques

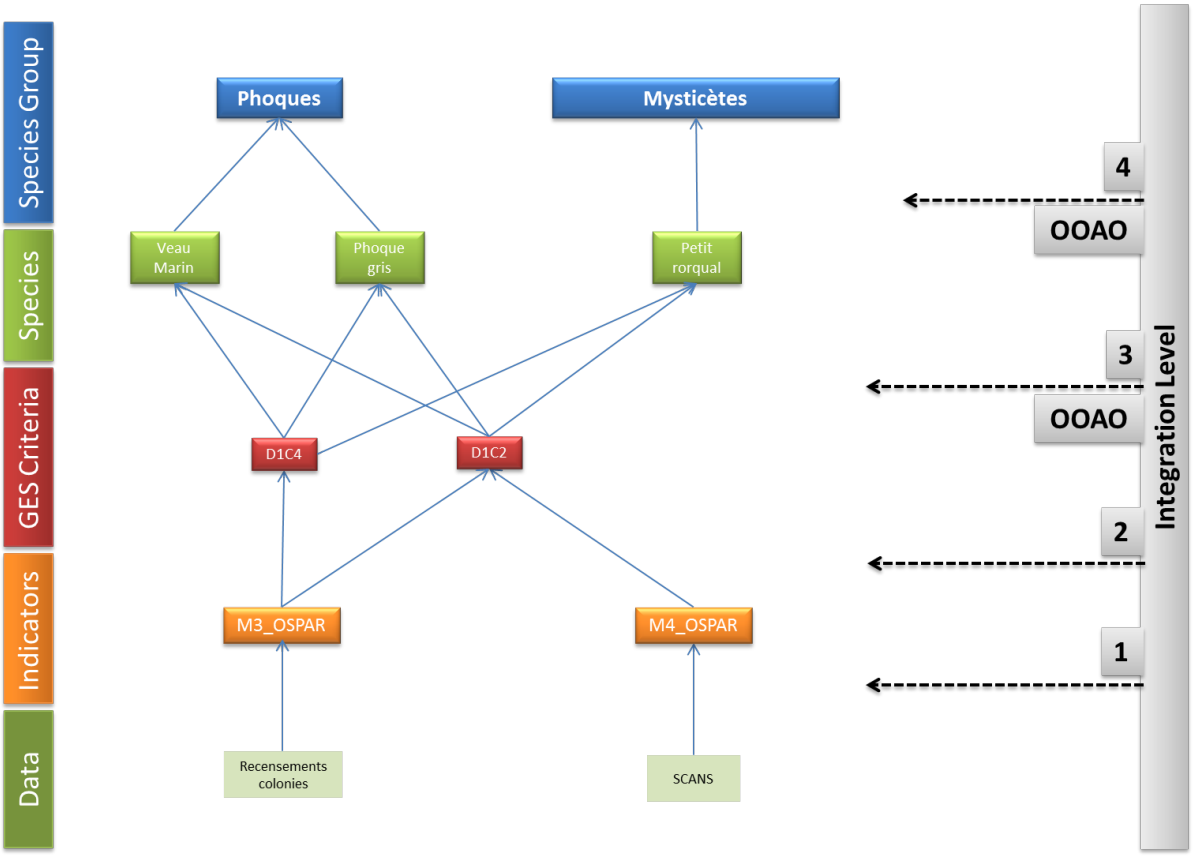


Figure 20: Intégration au sein des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MC. (a) Petits odontocètes, (b) Phoques et Mysticètes.

III.B.6. Evaluation qualitative du BEE

Mortalité par collision

L'introduction à ce thème et les informations sur la collecte des données sont détaillées dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.6).

III.C. SOUS-RÉGION MARINE GOLFE DE GASCOGNE

III.C.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE

L'évaluation du BEE pour les mammifères marins repose sur l'intégration du BEE évaluée à l'échelle des espèces représentatives de la SRM pour chacun des groupes (Tableau 15 ; Tableau 8). Les espèces représentatives ont été sélectionnées sur la base de leur fréquence d'observation en échouage et lors des campagnes d'observation en mer (> 1 % de l'abondance totale).

Tableau 15: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE dans la SRM GdG.

Composante de l'écosystème	Groupes d'espèces	Famille	Espèce		DHFF
Mammifères	Petits odontocètes	Phocoenidae	Marsouin commun	*Phocoena phocoena*	Annexes II, IV
		Delphinidae	Dauphin commun	*Delphinus delphis*	Annexe IV
			Dauphin bleu et blanc	*Stenella coeruleoalba*	Annexe IV
			Grand dauphin	*Tursiops truncatus*	Annexes II, IV
	Odontocètes grands plongeurs	Delphinidae	Dauphin de Risso	*Grampus griseus*	Annexe IV
			Globicéphale noir	*Globicephala melas*	Annexe IV
		Physeteridae	Cachalot	*Physeter macrocephalus*	Annexe IV
		Kogiidae	Cachalot pygmée	*Kogia breviceps*	Annexe IV
		Ziphiidae	Baleine à bec de Cuvier	*Ziphius cavirostris*	Annexe IV
			Mésoplodon de Sowerby	*Mesoplodon bidens*	Annexe IV
			Hypérodon boréal	*Hyperoodon ampullatus*	Annexe IV
	Mysticètes	Balenopteridae	Petit rorqual	*Balaenoptera acurostrata*	Annexe IV
			Rorqual commun	*Balaenoptera physalus*	Annexe IV
			Baleine à bosse	*Megaptera novaeangliae*	Annexe IV

Toutes les espèces pour lesquelles des données étaient disponibles et suffisantes pour renseigner un critère ont été retenues pour l'évaluation 2018 pour la SRM GdG (Tableau 16). Le manque de données compatibles avec le calcul d'indicateurs permettant d'évaluer les critères du BEE a conduit à des listes d'espèces évaluées pour chacun des groupes de mammifères marins, apparaissant incomplètes par rapport aux listes d'espèces représentatives.

Tableau 16: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la SRM GdG. Les espèces sont Dd : dauphin commun, Pp : marsouin, Sc : dauphin bleu et blanc, Tt: grand dauphin, Gm : globicéphale noir, Gg : dauphin de Risso, Ba : petit rorqual, Bp : rorqual commun.

CRITERES	INDICATEURS				
	Code	*Statut*	*Définition*	*UGE*	*Espèces*
D1C1	MM_Capt	national	Taux de mortalité par capture accidentelle (à partir des données d'Echouage)	Plateau continental du Golfe de Gascogne et des Mers Celtiques, Manche	Dd, Pp
D1C2	M4b_OSPAR	commun	Abondance des cétacés	Zone OSPAR (régions I à V)	Tt, Pp, Ba
	MM_Abond	national	Tendance de l'abondance relative des cétacés	Plateau continental du Golfe de Gascogne	Dd, Sc, Tt, Gm, Gg, Ba
D1C3	MM_EME	national	Récurrence des évènements de mortalité extrême	Côtes littorales françaises	Dd
D1C4	MM_Distri	national	Tendance de l'aire occupée par les cétacés	Plateau continental du Golfe de Gascogne	Dd, Sc, Tt, Gm, Gg, Ba

III.C.2. Unités géographiques d'évaluation (UGE)

Le caractère très mobile des mammifères marins, leurs faibles abondances ainsi que la résolution spatiale et temporelle des dispositifs de suivis imposent des unités géographiques d'évaluation de grande taille pour qu'elles soient écologiquement cohérentes pour ces espèces et quantitativement évaluables.

III.C.2a. UGE pour les cétacés

La mobilité, la distribution, la longévité et les connaissances actuelles sur les structures démographiques imposent d'évaluer les populations de cétacés le plus souvent à l'échelle régionale pour fournir des résultats à une échelle spatiale cohérente. Le CIEM défini une seule unité marine de rapportage pour l'ensemble des eaux de l'Atlantique européen. Néanmoins, la délimitation exacte des zones de calcul qui définissent les UGE sont contraintes par les données disponibles. Ainsi, les indicateurs d'abondance et de distribution pour les cétacés sont calculés à l'échelle régionale par la zone couverte par SCANS (Figure 6). Les données disponibles pour les échouages (nécessaires au calcul de l'indicateur MM_EME, Figure 7) et celles issues du suivi PELGAS (nécessaires au calcul de l'indicateur MM_Abond, Figure 21) définissent une UGE qui recouvre la SRM GdG.

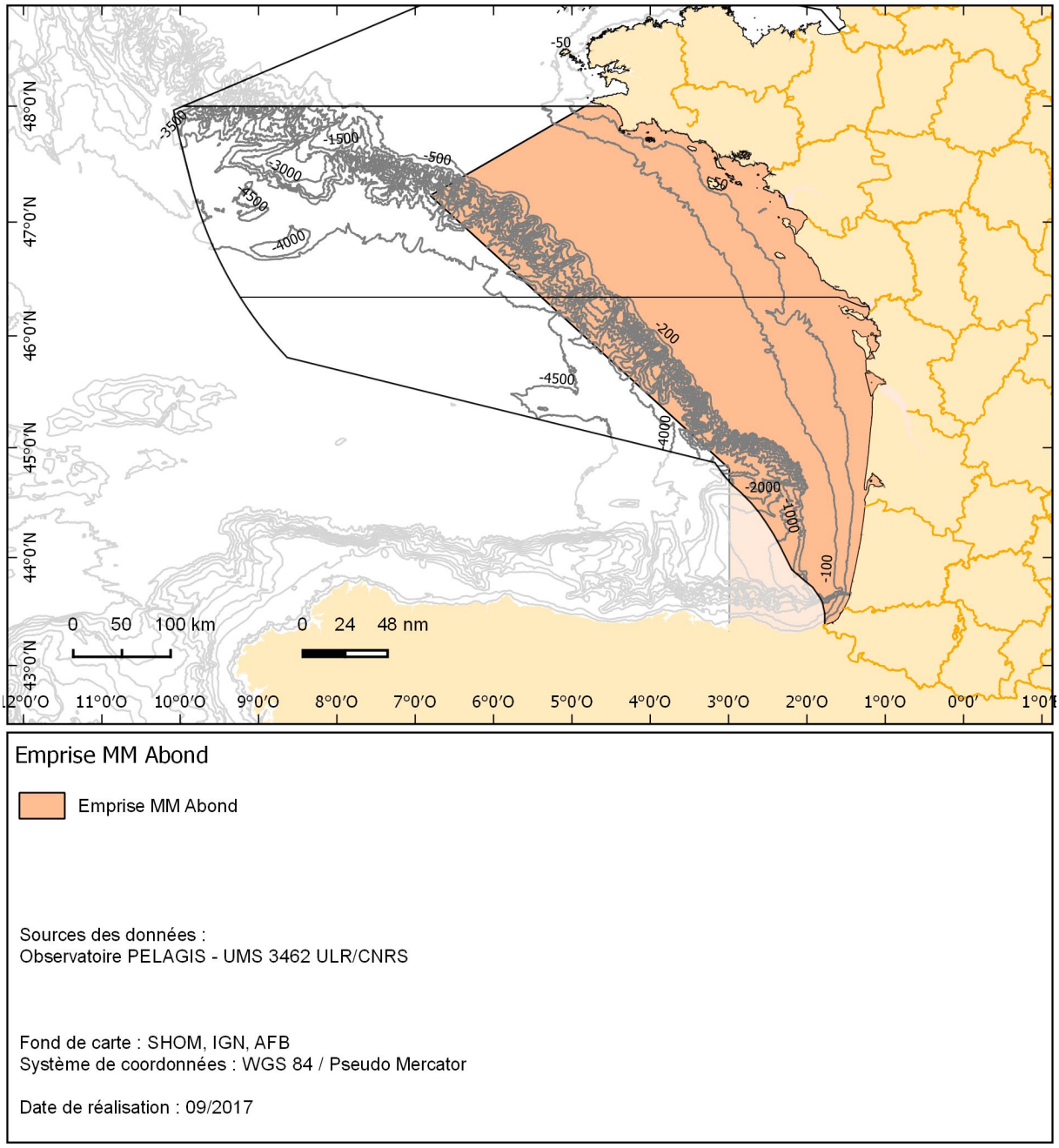


Figure 21: Unité d'évaluation pour les cétacés dans le cadre des indicateurs nationaux MM_Abond et MM_Distri.

III.C.2b. UGE pour les phoques

Il n'existe pas de colonies de **phoques** dans la SRM GdG dont la taille justifierait une évaluation du BEE. Toutefois, sous l'hypothèse d'une extension de leur distribution, il n'est pas exclu que les **phoques** soient évalués dans la SRM GdG au cours des prochains cycles DCSMM.

III.C.3. Evaluation quantitative du BEE

III.C.3a. Indicateur commun M4b_OSPAR – Distribution et abondance des populations de cétacés

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3c).

III.C.3b. MM_Distri – Distribution des cétacés

- *Critère renseigné*
  - D1C4 : L'aire de répartition des cétacés et, le cas échéant, leur schéma de répartition dans ladite aire, est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.

- *Type indicateur :* état

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associés*

  Cet indicateur repose sur le programme MEGASCOPE, et les campagnes écosystémiques PELGAS qui ont lieu chaque année au printemps (fin avril-début juin) dans le GdG. Sept espèces de cétacés sont évaluées par cet indicateur : le dauphin commun, le dauphin bleu et blanc, le grand dauphin, le globicéphale noir, le dauphin de Risso, le rorqual commun et le petit rorqual. Les dauphins communs, dauphins bleu et blanc et grands dauphins appartiennent au groupe des **petits odontocètes**. Les globicéphales noirs et les dauphins de Risso appartiennent au groupe des **odontocètes grands plongeurs**. Enfin, les petits rorquals et les rorquals communs appartiennent au groupe des **mysticètes**.

  L'indicateur MM_Distri renseigne la proportion de l'aire occupée par les cétacés dans le GdG. L'aire occupée est estimée à partir de données collectées selon un protocole de *distance sampling* (Buckland et al. 2015) puis analysées selon un modèle d'occupation (Vieilledent et al. 2014). L'estimation de l'aire occupée se fait grâce un modèle statistique (*model-based estimate*) intégrant les conditions d'observation (pont d'observation et Beaufort, pour corriger la détectabilité imparfaite des espèces) et des covariables physiques (profondeur, pente bathymétrique, la latitude et la distance à l'isobathe des 200 mètres) pour prédire la présence d'une espèce sur une grille de maille 0,25° x 0,25°.

  Les prédictions sont exprimées en une probabilité pour une espèce de cétacé d'être présente dans une cellule de taille 0,25° x 0,25°. Ces prédictions sont sommées à l'échelle du GdG pour obtenir la proportion d'aire occupée par l'espèce chaque année. La différence entre deux estimations séparées de 6 ans est le paramètre d'intérêt pour l'évaluation.

Le calcul de l'indicateur se fait de la manière suivante. Pour chaque année, on dispose d'une estimation de la proportion d'aire occupée (PAO) et d'une erreur standard d'estimation associée. 10 000 valeurs sont générées par la méthode de *Markov chain Monte Carlo*. Cette opération est faite pour chaque année du jeu de données PELGAS (2004-2016), aboutissant ainsi à 10 000 jeux de données. Pour chacun de ces jeux de données, un modèle généralisé additif (GAM) avec une distribution Beta adaptée à l'analyse des proportions est ajusté, puis utilisé pour calculer un différentiel :

$$\Delta = 100 \times \frac{\left(\widehat{PAO}_{2016} - \widehat{PAO}_{2011}\right)}{6}.$$

10 000 valeurs de ce différentiel sont obtenues *in fine*, ce qui permet d'estimer l'erreur standard associée puis un intervalle de confiance à 80 % (correspondant à un seuil de risque alpha de 20 %) :

$$IC_{80\%}^{\Delta} = \Delta \pm 1.28 \times \text{Erreur Standard}_{\Delta}$$

- *Publications scientifiques associées*

  Authier M. et al. (en préparation) Estimating Occupancy in Single-Visit Surveys of Marine Mammals, Observatoire PELAGIS.

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Un seuil est utilisé pour évaluer les changements annuels moyens de la proportion de l'aire occupée par les cétacés, le différentiel calculé sur le cycle 2011-2016 ne doit pas être négatif; c'est-à-dire la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 80 % du différentiel doit être supérieure à 0 %.

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur est développé au niveau national, mais s'inspire des méthodologies OSPAR, notamment de celle de l'indicateur commun M3.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les données utilisées sont issues des campagnes PELGAS (Dorémus 2016): elles sont bancarisées à l'Observatoire PELAGIS. Tous les traitements statistiques ont été effectués à partir du logiciel R version 3.2.2 (R Core Team 2016). Le détail des opérations effectuées est schématisé ci-dessous :

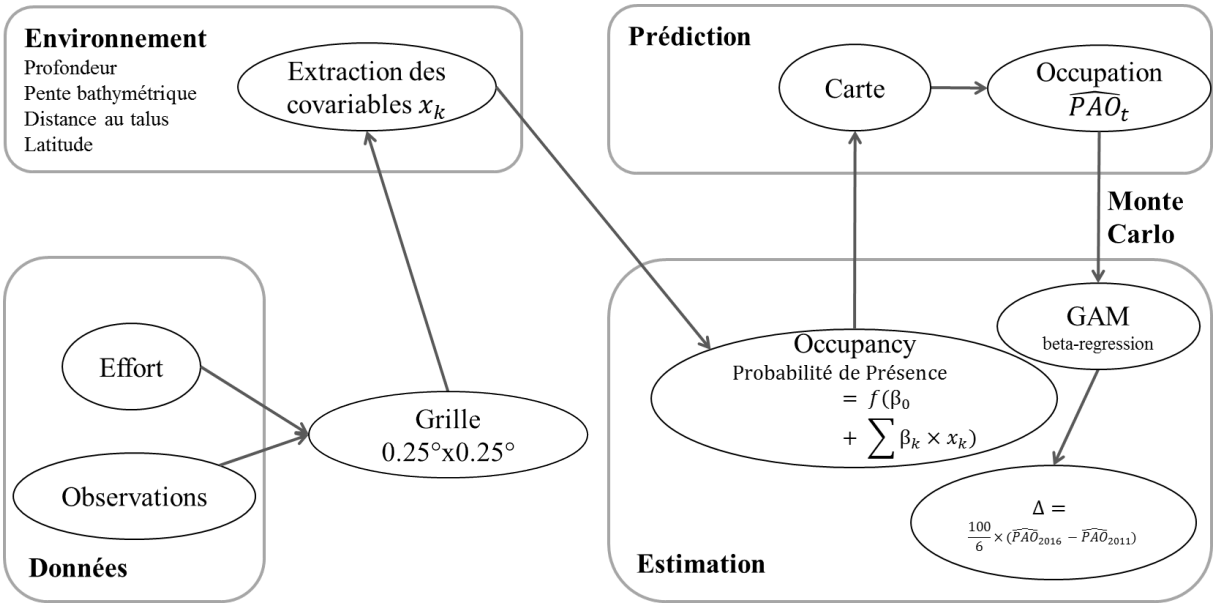


Figure 22: Ordinogramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur MM_Distri.

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  Le traitement des données conduit à une unité géographique élémentaire correspondant à des cellules de 0,25° x 0,25°. Ces cellules sont ensuite sommées sur l'ensemble du GdG pour obtenir l'aire occupée pour chaque espèce chaque année.

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Les incertitudes prises en compte dans le calcul de cet indicateur sont liées à la détection imparfaite des cétacés dans le milieu naturel. Pour tenir compte de cette détectabilité imparfaite qui dépend de l'écologie des espèces étudiées et des conditions d'observations (état de la mer), ces conditions ont été incorporées dans l'analyse statistique lors de l'estimation de la probabilité de présence. L'erreur d'estimation liée à la présence a été répercutée lors du calcul de l'indicateur au moyen d'une procédure de Monte Carlo (King et al. 2000), qui permet entre autre d'obtenir un intervalle de confiance.

  Le WGMME recommande de fixer l'erreur de Type I (conclure à tort d'un changement de distribution) à 20 % (α = 0,20). Ce seuil a été retenu dans le calcul de l'intervalle de confiance. L'évaluation de l'indicateur se fait à partir de la borne supérieure de cet intervalle : elle doit être supérieure à 0 %. Dans le cas contraire, il y n'est pas possible d'exclure la possibilité d'une diminution de l'aire de répartition de l'espèce pendant le cycle.

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit l'échelle de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la disponibilité et la profondeur du jeu de données, et le consensus autour de la méthodologie. L'indicateur MM_Distri est développé au niveau national et n'a donc pas pu bénéficier d'une évaluation par OSPAR. Néanmoins, cet indicateur intègre des éléments de méthodologie issue de l'indicateur M3_OSPAR (calcul du différentiel). Pour cet indicateur OSPAR, la confiance est faible à modérée. Il est également à noter que la méthodologie déployée dans le calcul de cet indicateur MM_Distri repose sur des techniques statistiques avancées (modèle additif généralisé, régression « Beta », méthode de Monte Carlo ; King et al. 2000) qui font consensus pour l'analyse des données. Ces techniques permettent de tenir compte des incertitudes d'estimations. Néanmoins leur estimation est juste sous condition que la spécification des modèles statistiques utilisés soit correcte, une hypothèse qu'il est très difficile de vérifier empiriquement.

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance tels que définis dans les PAMM*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est renseigné pour la France à travers les actions du sous-programme 3 "Mammifères marins et tortues en mer"

- *Liens avec les autres critères et indicateurs du BEE*

  Cet indicateur vient en complément de l'indicateur M4b_OSPAR.

III.C.3c. MM_Abond – Tendance de l'abondance relative des cétacés

- *Critère renseigné*
  - D1C2 : Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations des cétacés, de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie.

- *Type indicateur :* état

- *Paramètres, unités, métriques constitutives, formules mathématiques associés*

  Cet indicateur repose sur le programme MEGASCOPE, et les campagnes écosystémiques PELGAS qui ont lieu chaque année au printemps (fin avril-début juin) dans le GdG. Six espèces de cétacés sont évaluées par cet indicateur : le dauphin commun, le dauphin bleu et blanc, le grand dauphin, le globicéphale noir, le dauphin de Risso et le petit rorqual. Les dauphins communs, dauphins bleu et blanc et grands dauphins appartiennent au groupe des **petits odontocètes**. Les globicéphales noirs et les dauphins de Risso appartiennent au groupe des **odontocètes grands plongeurs**. Enfin, les petits rorquals appartiennent au groupe des **mysticètes**.

L'indicateur MM_Abond renseigne la tendance de l'abondance relative des cétacés dans le golfe de Gascogne. L'abondance relative est estimée à partir de données collectées selon un protocole de *distance sampling* (Buckland et al. 2015) puis analysées selon le modèle statistique de Royle et al. (2004). L'estimation de l'abondance relative se fait grâce un modèle statistique (*model-based*) intégrant les conditions d'observations (pont d'observation et Beaufort, pour corriger la détectabilité imparfaite des espèces) et des covariables physiques (profondeur, pente bathymétrique, latitude et distance à l'isobathe des 200 mètres) pour prédire l'abondance. Les prédictions du modèle sont ensuite agrégées sur une grille de maille 0,25° x 0,25° par une procédure de lissage dite *block averaging* (Petitgas et al. 2014).

Les prédictions sont exprimées en nombre d'individus par unité de surface (densité). La différence entre deux estimations séparées de 6 ans est le paramètre d'intérêt pour l'évaluation.

Le calcul de l'indicateur se fait de la manière suivante. Pour chaque année, on dispose d'une estimation de la densité et d'une erreur standard d'estimation associée. 10 000 valeurs sont générées selon une loi Gaussienne de moyenne égale à la densité estimée et d'écart-type égal à l'erreur standard associée. Cette opération est faite pour chaque année du jeu de données PELGAS (2004-2016), aboutissant ainsi à 10 000 jeux de données (simulation de type Monte Carlo ; King et al. 2000). Pour chacun de ces jeux de données, un modèle généralisé additif (GAM) est ajusté, puis utilisé pour calculer un différentiel :

$$\Delta = \frac{100}{\widehat{D}_{2011}} \times \frac{\left(\widehat{D}_{2016} - \widehat{D}_{2011}\right)}{6}$$

10 000 valeurs de ce différentiel sont obtenues *in fine*, ce qui permet d'estimer l'erreur standard associée puis un intervalle de confiance à 80 % (correspondant à un seuil de risque alpha de 20 %) :

$$IC_{80\%}^{\Delta} = \Delta \pm 1.28 \times \text{Erreur Standard}_{\Delta}$$

- *Publications scientifiques associées*

  Authier M., Dorémus G., Van Canneyt O., Boubert J-J., Gautier G., Doray M., Duhamel E., Massé J., Petitgas P., Ridoux V., Spitz J. 2018. Exploring Change in the Relative Abundance of Marine Megafauna in the Bay of Biscay, 2004-2016. Progress in Oceanography

- *Seuils et méthodes d'établissement des seuils*

  Un seuil utilisé pour évaluer les changements annuels moyens de l'abondance des cétacés a été recommandé dans le cadre de l'IA 2017 d'OSPAR. Ainsi, le différentiel calculé sur le cycle 2011-2016 ne doit pas présenter un déclin supérieur à 3 % (ce qui correspond à un déclin d'environ 0,5 % par an[9]). Au vu des imprécisions typiquement obtenues sur des estimations d'abondance, le BEE sera considéré comme atteint si l'intervalle de confiance à 80 % du différentiel inclut la valeur 0 % et si la moyenne de l'indicateur est également centrée sur 0 %. Cette procédure revient à tester statistiquement au seuil de risque 20 % si le différentiel est différent de la valeur 0 %.

- *Correspondance avec les indicateurs développés dans les CMR ou par le CIEM*

  Cet indicateur est développé au niveau national, mais s'inspire des méthodologies et seuils développés dans OSPAR, notamment celle des indicateurs communs M3 et M4b.

- *Données utilisées pour le calcul*

  Les données utilisées sont issues des campagnes PELGAS (Dorémus 2016): elles sont bancarisées à l'Observatoire PELAGIS. Tous les traitements statistiques ont été effectués à partir du logiciel R version 3.2.2 (R Core Team 2016). Le détail des opérations effectuées est schématisé ci-dessous :

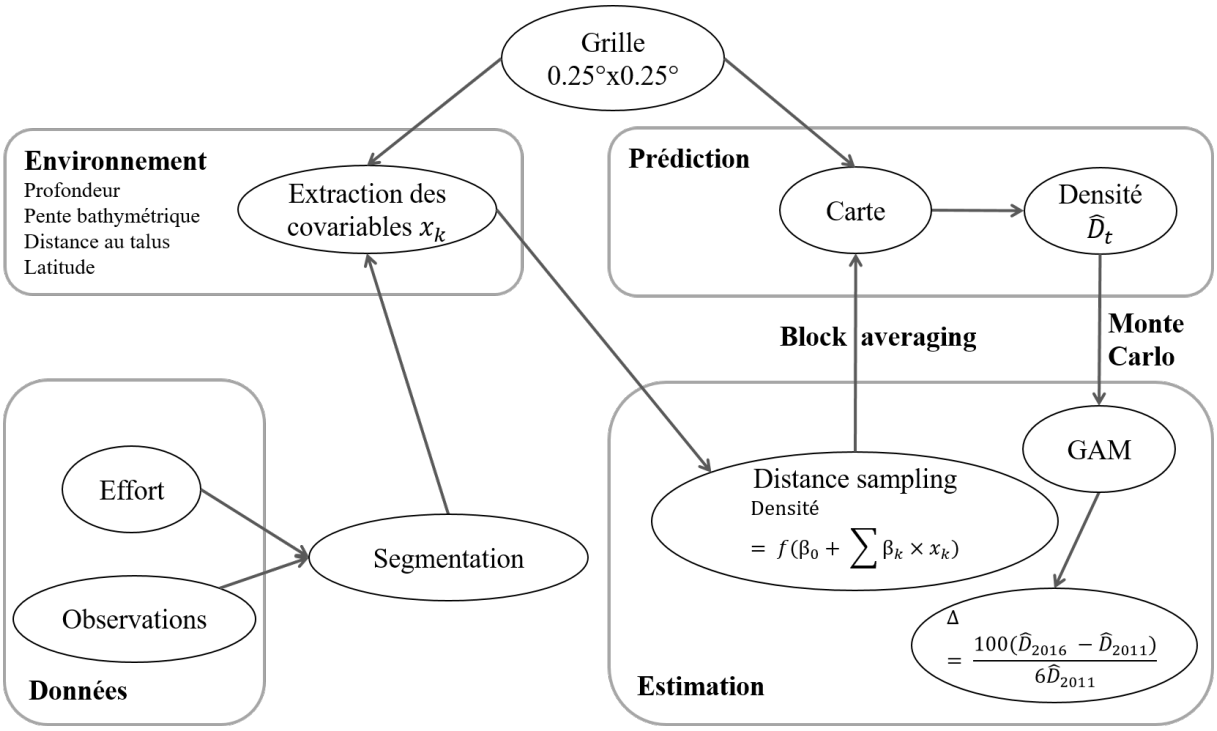


Figure 23: Ordinogramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur MM_Abond.

[9] https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/abundance-distribution-cetaceans/abundance-and-distribution-cetaceans/

- *Unité géographique élémentaire d'évaluation*

  Le traitement des données conduit à une unité géographique élémentaire correspondant à des cellules de 0,25° x 0,25°. Ces cellules sont ensuite moyennées sur l'ensemble du GdG.

- *Méthode et calcul des incertitudes associées aux prélèvements et analyses*

  Les incertitudes prises en compte dans le calcul de cet indicateur sont liées à la détection imparfaite des cétacés dans le milieu naturel. Pour tenir compte de cette détectabilité imparfaite qui dépend de l'écologie des espèces étudiées et des conditions d'observation (hauteur de la plateforme d'observation, état de la mer). Ces conditions ont été incorporées dans l'analyse statistique lors de l'estimation de l'abondance. L'erreur d'estimation liée à l'abondance a été répercutée lors du calcul de l'indicateur au moyen d'une procédure de Monte Carlo (King et al. 2000), qui permet entre autre d'obtenir un intervalle de confiance.

  Le WGMME recommande de fixer l'erreur de Type I (conclure à tort d'un changement d'abondance) à 20 % (α = 0,20). Ce seuil a été retenu dans le calcul de l'intervalle de confiance. L'évaluation de l'indicateur se fait à partir de cet intervalle : il doit inclure et être centré sur 0.

- *Définition du niveau de confiance dans l'évaluation issue de l'application de l'indicateur*

  OSPAR définit l'échelle de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la disponibilité et la profondeur du jeu de données, et le consensus autour de la méthodologie. L'indicateur MM_Abond est développé au niveau national et n'a donc pas pu bénéficier d'une évaluation par OSPAR. Néanmoins, cet indicateur intègre des éléments de méthodologie issue de l'indicateur M4b_OSPAR (*distance sampling*) et de l'indicateur M3_OSPAR (calcul du différentiel). Pour ces deux indicateurs OSPAR, la confiance est modérée.

  Il est également à noter que la méthodologie déployée dans le calcul de cet indicateur MM_Abond repose sur des techniques statistiques avancées (modèle additif généralisé, méthode de Monte Carlo ; King et al. 2000) qui font consensus. Ces techniques permettent de tenir compte des incertitudes d'estimation. Néanmoins leur estimation est juste sous condition que la spécification des modèles statistiques utilisés soit correcte, une hypothèse qu'il est très difficile de vérifier empiriquement

- *Correspondance avec les sous-programmes de surveillance tels que définis dans les PAMM*

  Dans le cadre du PAMM, cet indicateur est renseigné pour la France à travers les actions du sous-programme 3 "Mammifères marins et tortues en mer".

- *Liens avec les autres critères et indicateurs du BEE*
  Cet indicateur vient en complément de l'indicateur M4b_OSPAR.

III.C.3d. M6_OSPAR – Captures accidentelles de petits cétacés (Observateurs embarqués)

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3d).

III.C.3e. MM_Capt – Captures accidentelles de petits cétacés (Echouages)

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.B.3e).

III.C.3f. MM_EME – Evènements de Mortalité Extrême

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3f). Cet indicateur repose sur les données collectées par le RNE. Le dauphin commun, qui appartiennent au groupe des **petits odontocètes** est évalué par cet indicateur dans la SRM GdG.

III.C.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1

III.C.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration)

Les méthodes d'évaluation pour l'agrégation et l'intégration des résultats sont détaillées dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.4a).

III.C.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus

Les méthodes d'évaluation pour la fiabilité des résultats sont détaillées dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.4b).

III.C.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018

La méthode d'intégration utilisée pour l'évaluation 2018 est basée sur le modèle et la terminologie des logigrammes élaborés dans le document « *Draft guidance for assessments under Article 8 of the MSFD* » (Walmsley et al. 2017). Chez les mammifères marins, trois des quatre groupes d'espèces retenus pour l'évaluation du BEE sont représentés pour la SRM GdG (Tableau 16, Figure 24). Le groupe des **phoques** est absent de l'évaluation pour cette SRM : bien que la présence des deux espèces (phoque gris et phoque veau-marin) soit attestée, les faibles effectifs associés ne permettent pas encore une évaluation.

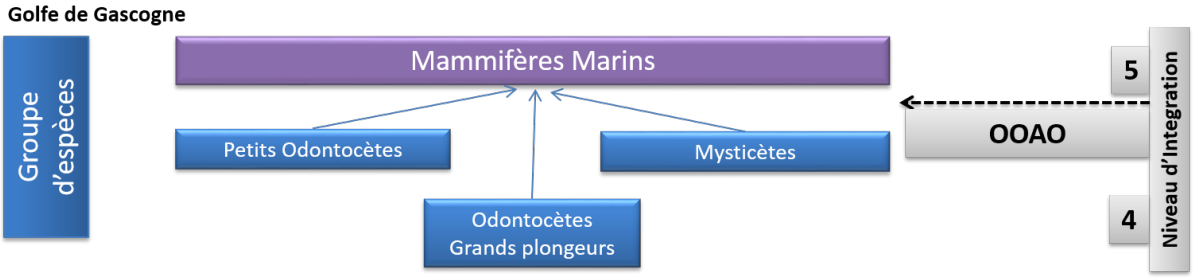
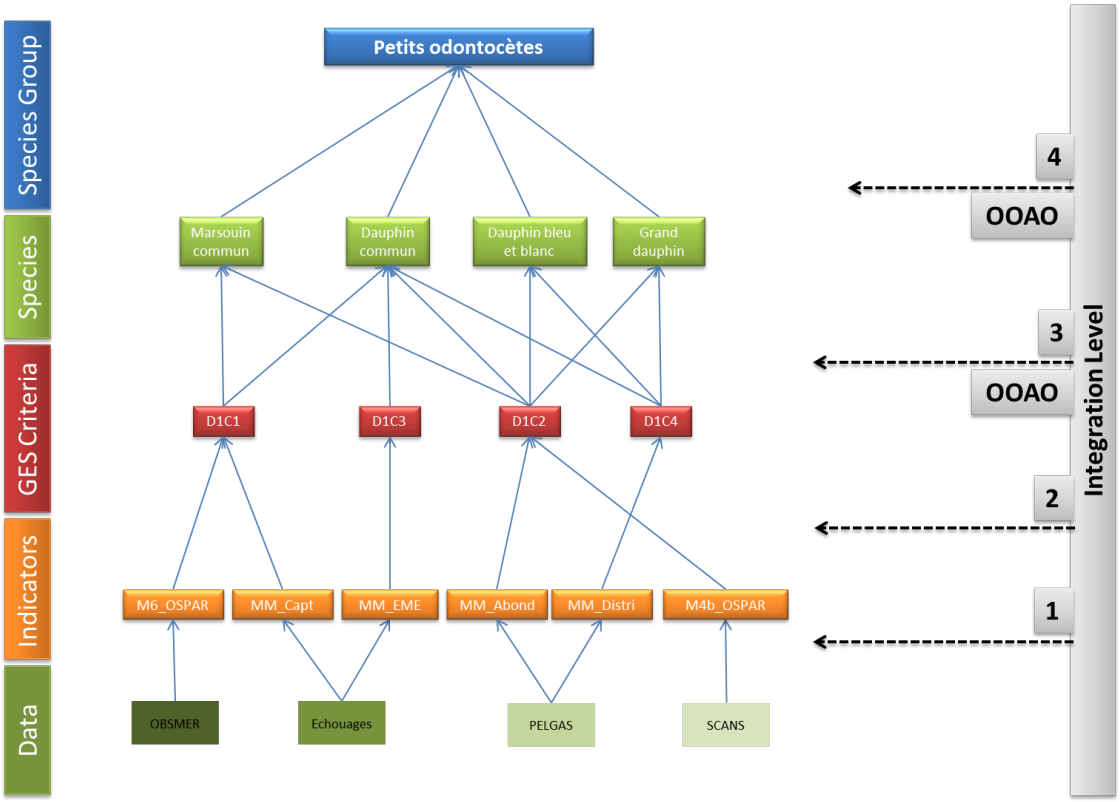


Figure 24: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM GdG.

Les trois groupes d'espèces évalués (*i.e.* **petits odontocètes**, **odontocètes grands plongeurs** et **mysticètes**) sont au moins représentés par une espèce et chaque espèce par au moins un critère (Figure 25). L'intégration entre le niveau 1 et niveau 2 n'est pas détaillée car dans le cas de la composante mammifères marins, il n'existe pas de critère renseigné par de multiples indicateurs pour une espèce donnée.

(a) Golfe de Gascogne



(b) Golfe de Gascogne

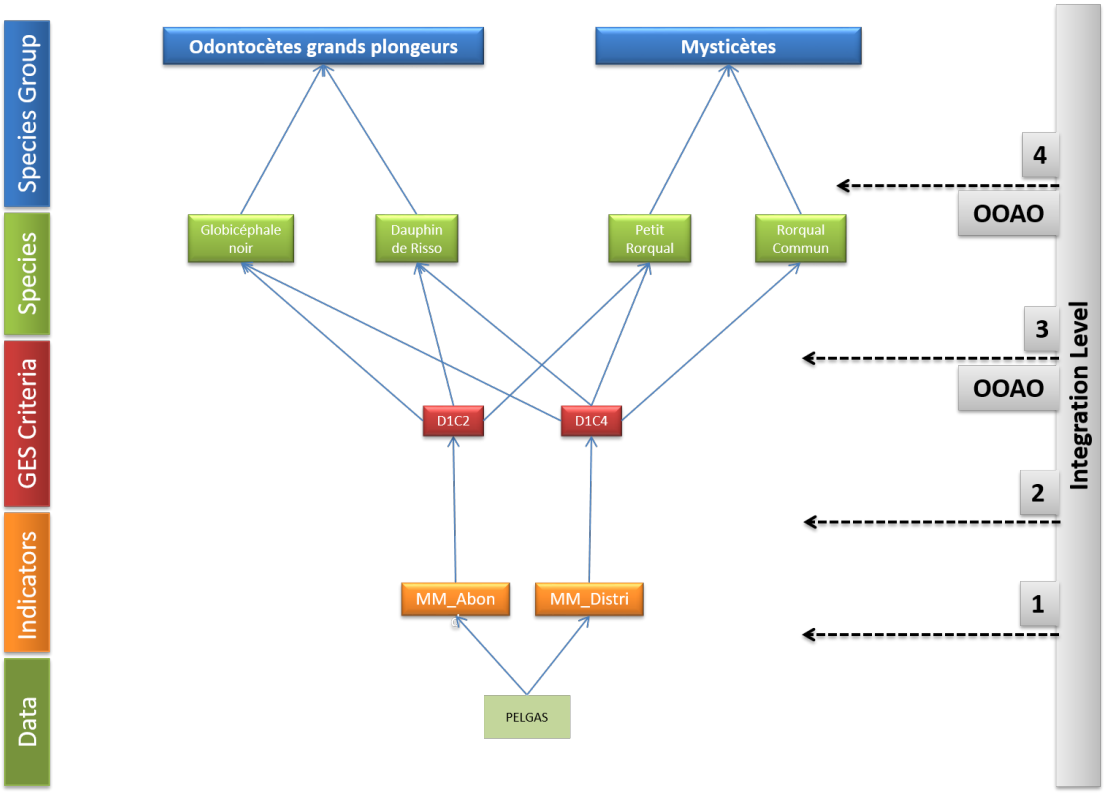


Figure 25: Intégration au sein des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM GdG. (a) Petits odontocètes, (b) Odontocètes grands plongeurs et Mysticètes.

III.C.6. Evaluation qualitative du BEE

Mortalité par collision

L'introduction à ce thème et les informations sur la collecte des données sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.6).

III.D. SOUS-RÉGION MARINE MÉDITERRANÉE OCCIDENTALE

III.D.1. Eléments considérés pour l'évaluation du BEE

L'évaluation du BEE pour les mammifères marins repose sur l'intégration du BEE évaluée à l'échelle des espèces représentatives de la SRM pour chacun des groupes (Tableau 17). Les espèces représentatives ont été sélectionnées sur la base de leur fréquence d'observation en échouage et lors des campagnes d'observation en mer (> 1 % de l'abondance totale). Trois des quatre groupes d'espèces de mammifères sont représentés dans les eaux françaises de la SRM MO : les **petits odontocètes**, les **odontocètes grands plongeurs** et les **mysticètes**. Le choix des espèces pour l'évaluation du BEE repose ainsi à la fois sur la représentativité des espèces pour la SRM et l'existence de données en qualité et quantité suffisantes. Le calcul d'indicateurs repose ainsi sur des séries temporelles de données comparables ayant une puissance statistique suffisante pour détecter soit un changement par rapport à une période de référence, soit une tendance dans la série de données.

Tableau 17: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE en Méditerranée Occidentale.

Composante de l'écosystème	Groupes d'espèces	Famille	Espèce		DHFF
Mammifères	Petits odontocètes	Delphinidae	Dauphin bleu et blanc	*Stenella coeruleoalba*	Annexe IV
			Grand dauphin	*Tursiops truncatus*	Annexes II, IV
	Odontocètes grands plongeurs	Delphinidae	Dauphin de Risso	*Grampus griseus*	Annexe IV
			Globicéphale noir	*Globicephala melas*	Annexe IV
		Ziphiidae	Baleine à bec de Cuvier	*Ziphius cavirostris*	Annexe IV
		Physeteridae	Cachalot	*Physeter macrocephalus*	Annexe IV
	Mysticètes		Rorqual commun	*Balaenoptera physalus*	Annexe IV

Malgré un effort notable d'acquisition de connaissances et de recherche en Méditerranée, un manque de données compatibles avec le calcul d'indicateurs empêche d'évaluer les critères du BEE pour les mammifères marins. Ce constat qui peut s'étendre en grande partie à toute la région marine Méditerranée se traduit également par l'absence d'indicateurs communs opérationnels pour les cétacés dans le cadre de la convention de Barcelone. Ainsi pour l'évaluation 2018 du BEE, seul l'indicateur sur les évènements extrêmes de mortalités (MM_EME) est renseigné quantitativement pour le dauphin bleu et blanc (Tableau 18), ce qui est très insuffisant pour évaluer quantitativement l'atteinte du BEE pour les mammifères marins dans cette SRM.

Tableau 18: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la SRM MO. L'UGE est la SRM. L'espèce renseignée par un indicateur quantitatif est Sc : dauphin bleu et blanc.

CRITERES	INDICATEURS				
	Code	*Statut*	*Définition*	*UGE*	*Espèces*
D1C3	MM_EME	national	Récurrence des évènements de mortalité extrême	Côtes littorales françaises	Sc

III.D.2. Unités géographiques d'évaluation (UGE)

Le caractère très mobile des mammifères marins, leurs faibles abondances ainsi que la résolution spatiale et temporelle des dispositifs de suivis imposent des unités marines de rapportage de grande taille pour qu'elles soient écologiquement cohérentes pour ces espèces et quantitativement évaluables.

III.D.2a. UGE pour les cétacés

Pour les cétacés en Méditerranée occidentale, l'UGE coïncide à l'ensemble des eaux françaises de la SRM. Ceci correspond à la zone couverte lors des campagnes aériennes SAMM en Méditerranée, pour l'évaluation de l'abondance et de la distribution, et l'ensemble du linéaire côtier pour les données issues du suivi des échouages (Figure 26).

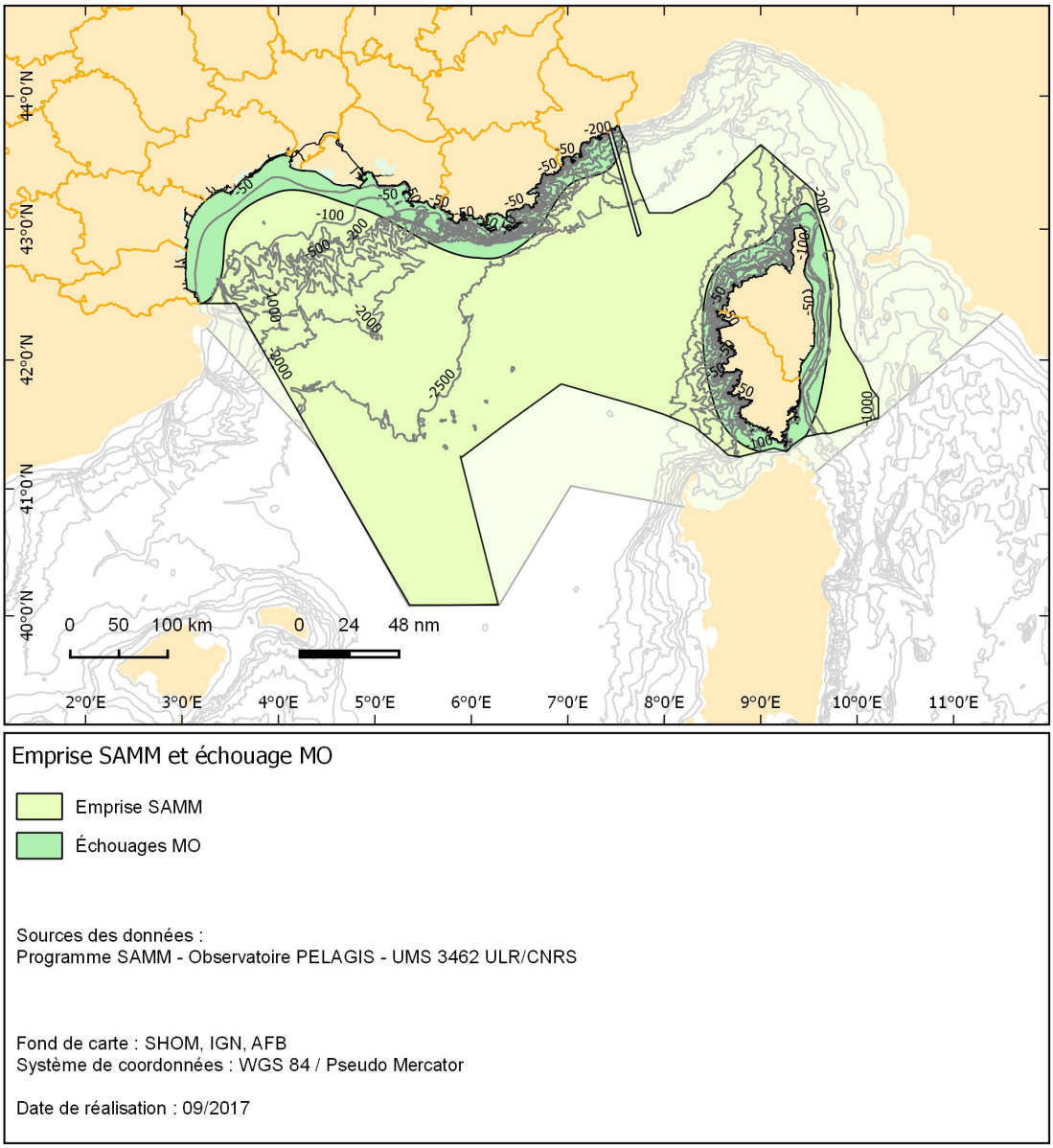


Figure 26: UGE pour les cétacés en MO : emprise des campagnes SAMM et de collecte des échouages.

III.D.3. Evaluation quantitative du BEE

III.D.3a. MM_EME – Evènements de Mortalité Extrême

Le matériel et les méthodes relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.3f). Cet indicateur repose sur les données collectées par le RNE. Le dauphin bleu et blanc, qui appartient au groupe des **petits odontocètes** est évalué par cet indicateur dans la SRM MO.

III.D.4. Evaluation des critères à la composante "Mammifères marins" du D1

III.D.4a. Méthode d'évaluation (agrégation spatiale, temporelle et intégration)

Pour la SRM MO, le manque de résultats issus d'indicateurs quantitatifs pour renseigner l'atteinte du BEE ne permet pas d'envisager avec confiance l'agrégation et l'intégration des résultats au niveau de la composante "Mammifères marins".

III.D.4b. Méthode d'évaluation de la fiabilité des résultats finaux obtenus

Le manque de résultats issus d'indicateurs quantitatifs pour renseigner l'atteinte du BEE ne permet pas d'évaluer la fiabilité des résultats pour la composante "Mammifères marins" pour la SRM MO

III.D.5. Intégration des résultats pour l'évaluation 2018

Pour la SRM MO, le manque de résultats issus d'indicateurs quantitatifs pour renseigner l'atteinte du BEE ne permet pas d'envisager une intégration des résultats au niveau de la composante "Mammifères marins" (Figure 27).

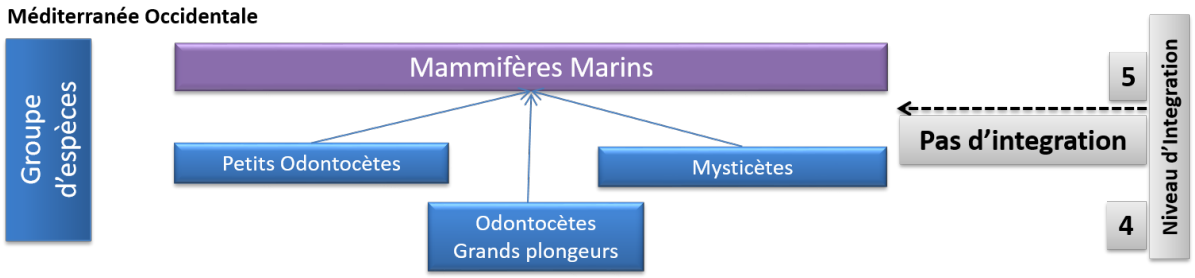


Figure 27: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MO.

III.D.6. Evaluation qualitative du BEE

A défaut d'une évaluation quantitative, certaines données sont disponibles pour informer de l'abondance en mer, les tendances des échouages et les mortalités par captures accidentelles et collisions pour la SRM MO.

III.D.6a. Abondance en mer

Dans les eaux françaises de Méditerranée, la première campagne de grande envergure permettant d'estimer pour la première fois l'abondance de cétacés a eu lieu en 1991 (Forcada et al. 1996, Forcada and Hammond 1998). Réalisée en bateau, suite à l'épisode de morbillivirus qui avait touché la population de dauphins bleu et blanc, celle-ci a permis les premières estimations d'abondance à grande échelle pour le rorqual commun et le dauphin bleu et blanc. Depuis des campagnes se sont succédées mais à des échelles plus petites, avec des protocoles hétérogènes. Il a fallu attendre l'hiver 2011-12 et l'été 2012 pour qu'une nouvelle campagne couvrant l'ensemble des eaux françaises ait lieu, cette fois ci par observation aérienne : le programme SAMM (Laran et al. 2017a). Des campagnes italiennes à large échelle ont également couvert en partie les eaux françaises entre 2009 et 2014, notamment celles du sanctuaire PELAGOS (Panigada et al. 2017). A l'échelle de Sanctuaire Pelagos, un plus grand nombre d'évaluations ont été réalisées : en 1992 (Forcada et al. 1995), 2001 (Gannier 2006) et par avion en 2010 (Panigada et al. 2011) et 2011-2012 espèces (Laran et al. 2017a). Les suivis sur plateformes opportunistes de type ferry peuvent, avec un protocole adapté, permettre d'établir des indicateurs quantitatifs comparables dans le temps, comme cela a été fait en Italie (Arcangeli et al. 2013). Une collaboration est en cours sur les lignes françaises (Gis3M, EcoOcéan, ...). En complément de ces campagnes de recensement, les collaborations internationales sur le partage de catalogues de photo-identification et les méthodes de Capture - Marquage – Recapture ont permis d'estimer la taille de la population de grands dauphins autour de la Corse (Barbier et al. 2015) et l'est de la Corse et les eaux italiennes (Gnone et al. 2011), ou celle du cachalot à l'échelle du bassin occidental (Rendell et al. 2014).

L'hétérogénéité des protocoles et des zones couvertes ne permettent pas de développer un indicateur quantitatif pour mesurer des changements d'abondance en Méditerranée à l'instar de l'indicateur commun M4 d'OSPAR en Atlantique (Authier et al. 2017b) mais peuvent contribuer à renseigner le D1C2.

III.D.6b. Les échouages de mammifères marins en Méditerranée

Les échouages constituent une source d'information majeure pour les cétacés en Méditerranée avec une série historique débutant en 1990. En France, les données sont collectées par un ensemble de plus de 400 correspondants, bénévoles ou salariés de structures associatives ou publiques sur l'environnement. Ils sont formés par l'Observatoire Pelagis, et appliquent un protocole standardisé (Van Canneyt et al. 2015).

L'ensemble du jeu de données élémentaires d'échange français est disponible sur le site OBIS SEAMAP (Dabin 2016 ; Halpin et al. 2006). Ce jeu de données est issu de la base appelée BDD Echouages (base de données développée et administrée par l'UMS 3468 BBEES) et il rassemble les données d'échouages de mammifères marins issues du RNE. Ce programme national correspond à la plus longue série historique sur ces espèces en France. Il permet de suivre de nombreux paramètres en plus de la diversité et de la distribution, comme des paramètres démographiques, écologiques, et sanitaires. Les changements observés dans les séries d'échouages sont liés à des changements soit de la distribution, soit de la mortalité en mer ou une combinaison des deux. Les tendances observées dans les échouages ne peuvent donc pas être interprétées seules mais indiquent néanmoins un changement dans l'état des populations suivies.

III.D.6c. Mortalité par collision

L'introduction à ce thème et les informations sur la collecte des données sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (section III.A.6).

III.D.6d. Mortalité par capture accidentelle

Pour les deux espèces concernées (dauphin bleu et blanc et grand dauphin), seuls les animaux présentant des preuves de mort dans un engin de pêche ont été utilisés. Les critères utilisés sont ceux décrits dans Kuiken et Hartmann (1993). Ce diagnostic nécessite un état de décomposition frais à modéré, et un examen détaillé des carcasses. Les méthodes de correction des effectifs d'échouages par les conditions de dérive et la part d'animaux qui flottent et dérivent n'est pas applicable en MO, pour ce rapportage. En effet le modèle de prédiction de dérive n'est pour l'instant pas opérationnel de manière satisfaisante en mer Méditerranée. Néanmoins, le ratio entre cétacés présentant des traces de captures accidentelles sur les échouages totaux (i.e. taux de capture apparent) permet de mettre simplement en évidence la présence et l'évolution de cette pression.

Pour obtenir ce ratio, les effectifs d'échouages de **petits odontocètes** ont été analysés à l'aide d'un modèle autorégressif (d'ordre 1), ce qui permet de lisser les taux de capture accidentelle et d'aboutir à des estimations plus stables et fiables. L'estimateur d'Agresti-Coull (Agresti et Coull 1998) est également utilisé pour ces mêmes raisons. Tous les traitements statistiques ont été effectués à partir des logiciels R version 3.2.2 (R Core Team 2016) et Stan version 2.14.1 (Stan Development Team 2016).

IV. RÉSULTATS

IV.A. SOUS-RÉGION MARINE MANCHE - MER DU NORD

IV.A.1. Évaluation Quantitative

IV.A.1a. M3_OSPAR / Distribution et abondance des phoques

Dans les eaux françaises des sous-régions marines Manche-mer du Nord et Mers Celtiques, les populations de phoques gris et de phoques veaux-marins sont en augmentation depuis le début des suivis (Figure 28 et Figure 29). Le nombre de sites fréquentés durablement par les **phoques** a augmenté durant la période.

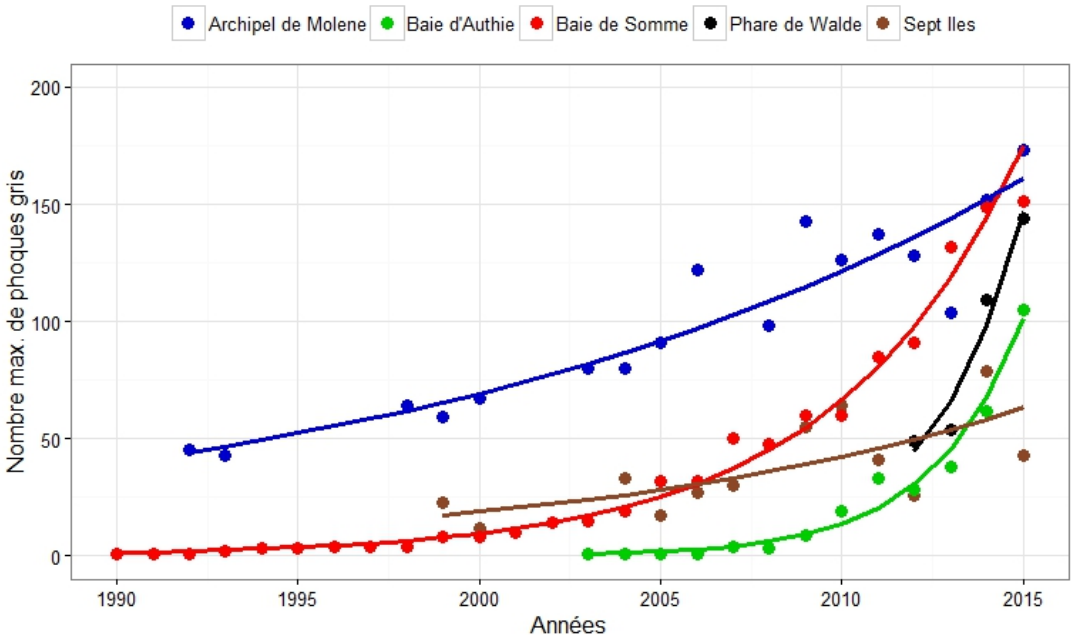


Figure 28: Evolution temporelle du nombre maximum de phoques gris observés sur les principaux sites français

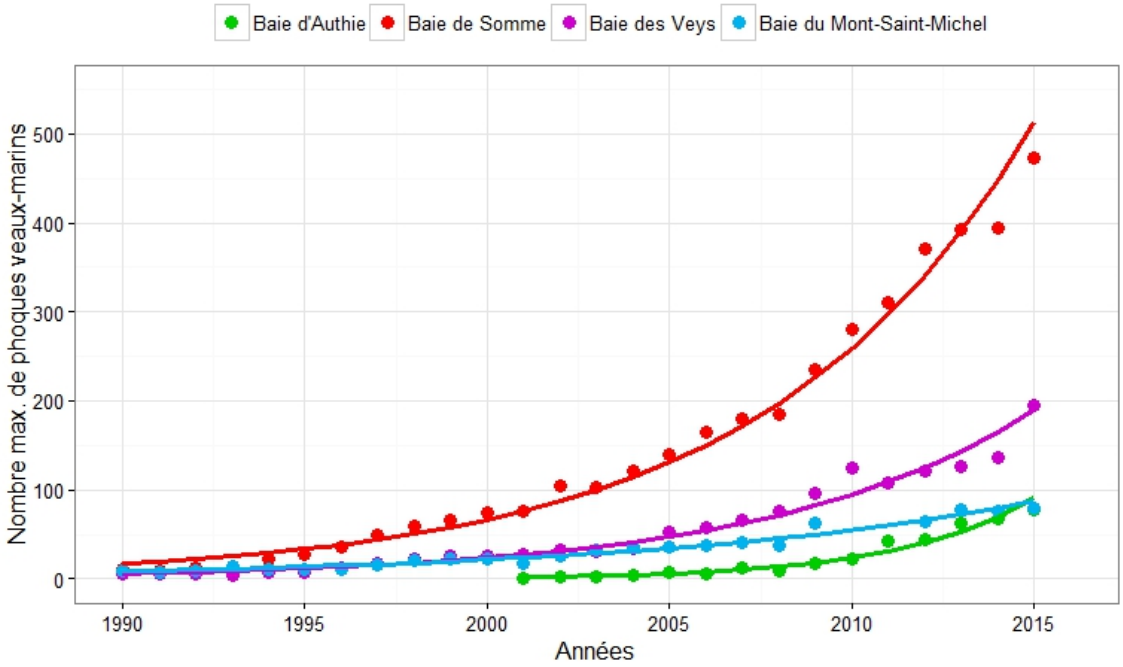


Figure 29: Evolution temporelle du nombre maximum de phoques veaux-marins observés sur les principaux sites français

Ainsi, l'IA 2017 d'OSPAR a permis le calcul du taux d'accroissement de l'abondance des phoques gris et veau-marin pour l'ensemble de la façade française de la Manche-Mer du Nord pour la période 2009-2014, ainsi que l'évaluation de changement de distribution. Le BEE est atteint pour les deux espèces à la fois en terme d'abondance et de distribution (Tableau 19).

Tableau 19: Résultats de l'indicateur M3_OSPAR et des conditions du BEE pour les phoques

UGE	Espèce	Δ abondance 2009-2014	Δ abondance 1992-2014	Distribution
15 - Manche et mer du Nord française	Phoque gris	28% [16-40]	>100%	Stable
	Phoque veau-marin	12% [10-14]	>100%	Augmentation

IV.A.1b. M4a_OSPAR / Distribution et abondance des populations côtières de Grands dauphins

Les données disponibles pour la France pour les groupes côtiers de l'Ile de Sein, de l'Archipel de Molène et du golfe normand-breton ne permettent pas de disposer de 4 évaluations différentes au cours des 10 dernières années pour chacun des groupes. Au vue des données disponibles, les populations françaises ont été estimées stables ou en augmentation lors de l'IA 2017 d'OSPAR pour la population de l'Ile de Sein qui est évaluée à 29 individus (Louis et Ridoux 2015 ; Louis et al. 2017), et à environ 340 individus (Intervalle de confiance à 95 % : 290-380) pour celle du golfe normand-breton (Louis et al. 2015).

Par contre, la tendance de population pour le groupe de l'Archipel de Molène n'a pu être évaluée quantitativement mais la population évaluée à 29 individus (IC 95 % : 28-42) entre 1999 et 2001 semble avoir nettement augmenté depuis. L'IA 2017 d'OSPAR conclu à titre indicatif que pour l'UGE relative aux côtes françaises l'abondance et la distribution des grands dauphins côtiers sont stables à croissantes. Depuis, les dernières évaluations pour la population du golfe normand-breton confirme cette tendance à l'augmentation avec une dernière estimation à 571 individus (IC 95 % : 538-640) en 2015 (Données GECC). Le BEE est donc considéré comme atteint pour les SRM MMN et MC.

Par ailleurs, aucun changement de distribution des populations côtières de grands dauphins n'a été détecté.

IV.A.1c. M4b_OSPAR / Distribution et abondance des cétacés

Dans la zone OSPAR, aucun changement d'abondance n'a été détecté pour le lagénorhynque à bec blanc, le marsouin et le petit rorqual. Les changements d'abondance ont été évalué en mer du Nord à partir des trois campagnes SCANS pour les deux premières espèces. Pour le petit rorqual, 5 campagnes norvégiennes supplémentaires ont également été utilisée permettant ainsi l'obtention d'une série de 8 estimations entre 1989 et 2016. Il n'y a pas suffisamment de données ou de puissance statistique pour évaluer des changements d'abondance pour les autres espèces. Depuis l'état de référence en 1994, l'aire de distribution du marsouin et du petit rorqual a montré un glissement du nord vers le sud (OSPAR 2017c, Figure 30). Ce changement a été confirmé à travers les données issues des réseaux de surveillance des échouages en Europe.

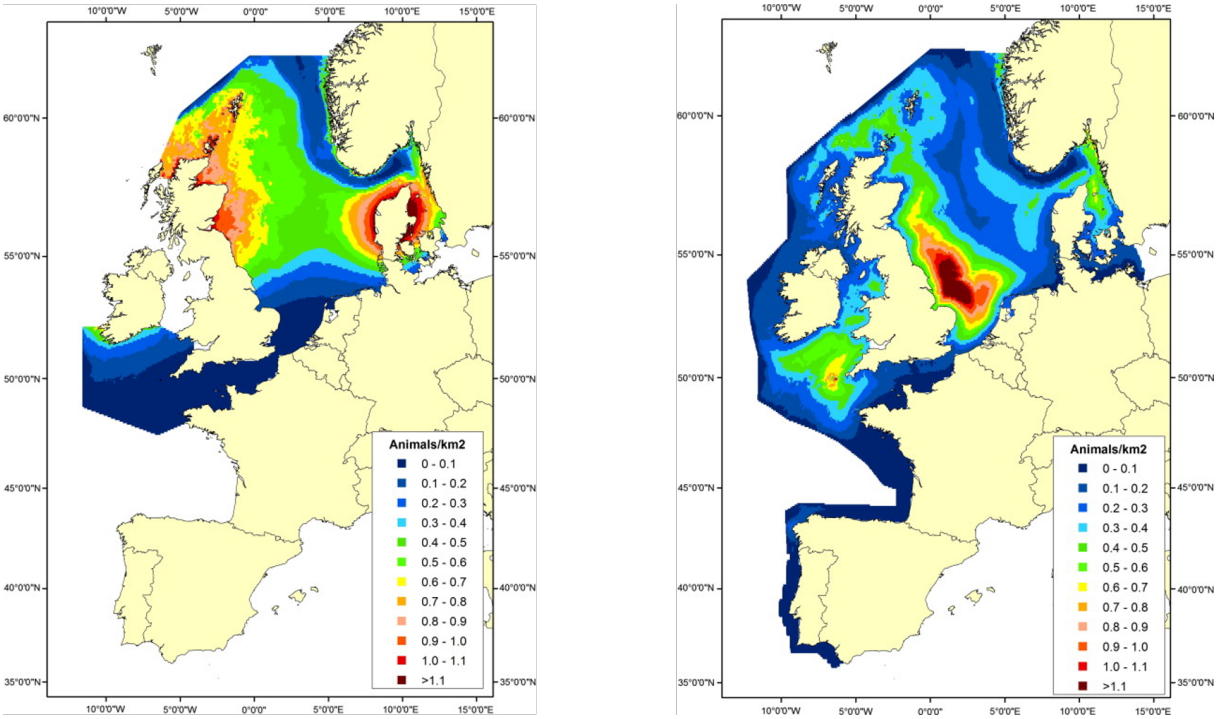


Figure 30: Distribution des marsouins commun en MMN-MC en 1994 (gauche) et en 2005 (droite). Source: Hammond et al. (2013).

IV.A.1d. M6_OSPAR / captures accidentelles de marsouins (observateurs embarqués)

L'indicateur M6 d'OSPAR évalue les captures accidentelles de marsouins à l'échelle d'une unité de gestion regroupant la Manche Est ainsi que la totalité de la mer du Nord (Figure 9). Les données disponibles s'étendent de 2006 à 2013. Les estimations de capture de marsouins communs dans cette unité de gestion se situent entre 1200 et 2000 individus par an (ce qui correspond à un taux de mortalité estimé entre 0,4 % et 0,6 % pour la Manche Est et la mer du Nord, IA2017 OSPAR, Figure 9).

IV.A.1e. MM_Capt / captures accidentelles de petits cétacés (à partir des données échouages)

Les valeurs de l'indicateur MM_Capt sont présentées pour l'ensemble de la série d'échouages disponibles (1990-2015) pour les marsouins communs (Figure 31). Les dauphins communs peu présents en Manche Est et en Mer du Nord ne sont pas considérés pour l'évaluation de l'atteinte du BEE pour cette SRM.

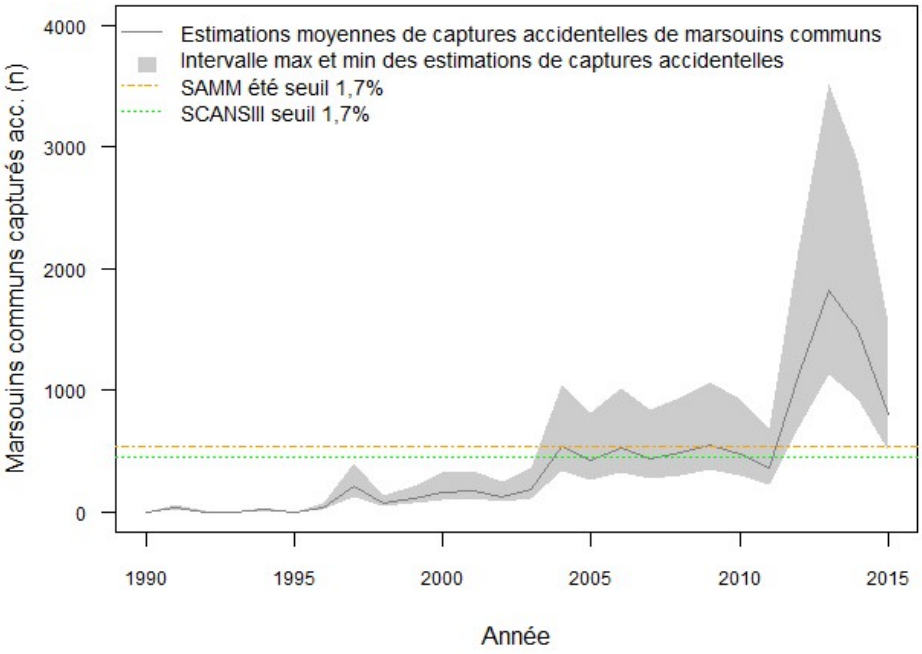


Figure 31: Série temporelle des marsouins communs capturés accidentellement (MM_Capt) et les seuils associés de 1990 à 2015 dans les SRM MMN et MC.

Le critère MM_Capt est strictement supérieur au seuil de 1,7 % de la meilleure estimation d'abondance pour les marsouins communs, avec une très forte probabilité (> 0,9), quelle que soit l'estimation considérée (Tableau 20, Figure 31). A l'échelle des temps de génération du marsouin, les intervalles de confiance à 80 % encadrent systématiquement le seuil de 1,7 %, ne permettant pas de remplir la condition C2 du BEE. Indépendamment des estimations d'abondance utilisées, les conditions requises à l'atteinte du BEE ne sont remplies.

Tableau 20: Résultats du critère MM_Capt et des conditions du BEE pour les marsouins communs

Conditions	Années	Taux de mortalité par rapport à l'estimation SCANS-III	Probabilité (α < 0,20)	Taux de mortalité par rapport à l'estimation SAMM été	Probabilité (α < 0,20)
C1	2012	4,81 %	1,00	3,91 %	1,00
	2013	7,86 %	1,00	6,39 %	1,00
	2014	6,42 %	1,00	5,21 %	1,00
	2015	3,44 %	0,96	2,79 %	0,91
C2	2005-2015	[0,56 % ; 4,81 %]		[0,48 % ; 3, 90 %]	

IV.A.1f. MM_EME / Evènements de mortalité extrême (marsouins communs)

Les valeurs de l'indicateur MM_EME sont présentées pour les années 2011-2016 pour les marsouins communs (Figure 32). Pour l'évaluation du critère MM_EME, un seuil mensuel est utilisé pour évaluer des changements dans le nombre maximum d'échouages de marsouins communs sur 3 jours sur le cycle 2011-2016. Pour chaque mois d'une année, on dispose d'un seuil et de l'effectif observé. Si cette dernière valeur excède la borne supérieure du seuil pour au moins un mois de deux années du cycle en cours, le BEE n'est pas atteint. Pour les marsouins communs des SRM MMN et MC, le seuil est dépassé pour le seul mois de mai 2013 (Tableau 38). Les causes sous-jacentes au dépassement du seuil en mai 2013 ne sont pas connues mais incluent une augmentation de l'abondance de marsouins en MMN et un pic de mortalité par capture accidentelle. Le BEE est donc considéré comme atteint pour ce critère.

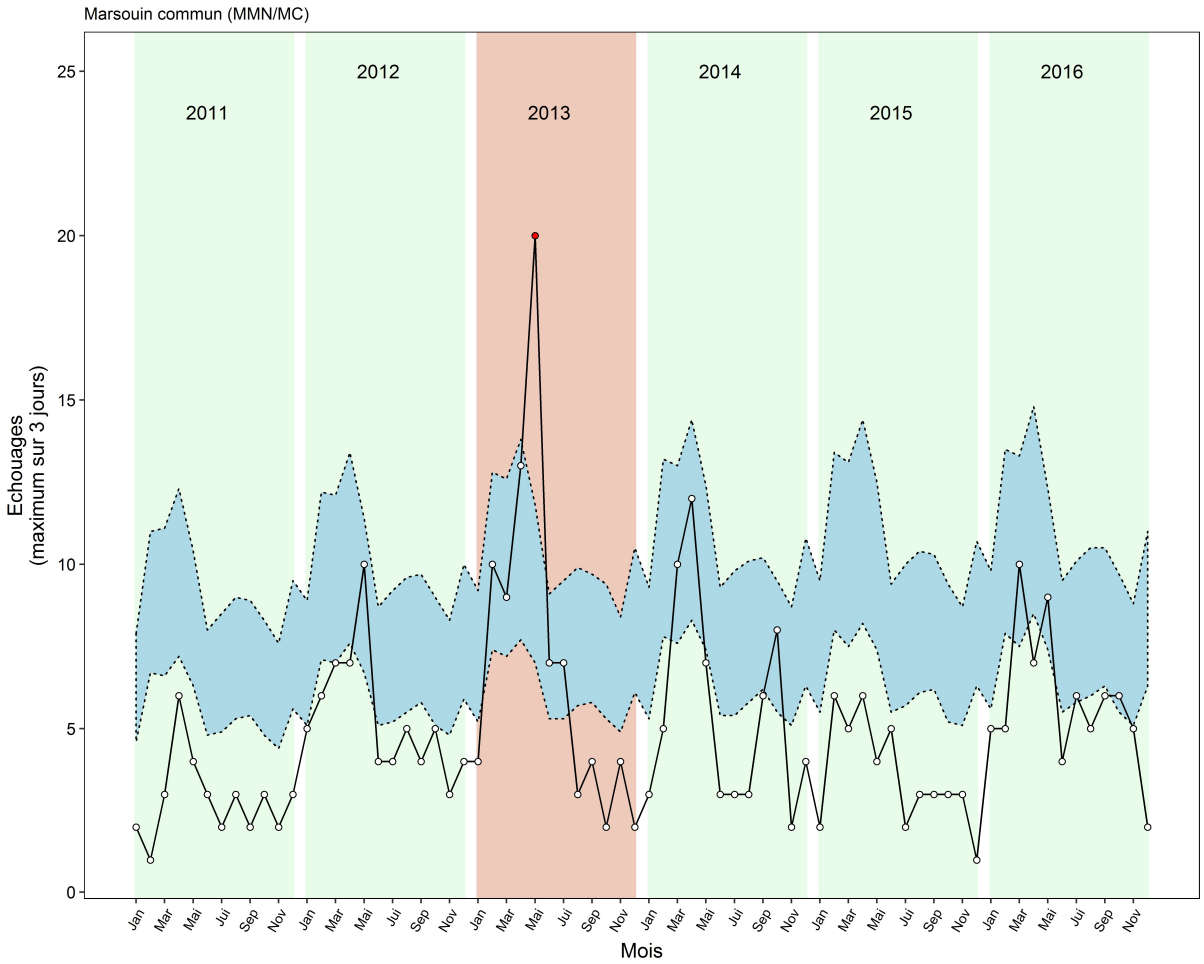


Figure 32: Série temporelle des effectifs maximums d'échouages de marsouins communs prédits (en gris) et observés (en noir) de 2011 à 2016 dans les SRM MMN et MC.

IV.A.2. Évaluation qualitative

Mortalité par collision

Les collisions dans les SRM MMN et MC présentent de faibles effectifs, et concernent 3 espèces (rorquals communs, petits rorquals et un cas de baleine à bosse ; Tableau 21). Les rorquals communs représentent les effectifs les plus élevés, et la plupart des cas ont été observés depuis les années 2000 (83 %). Depuis les années 2000, le nombre de collision de grandes baleines semble avoir augmenté ce qui place cette pression comme préoccupante pour l'atteinte du BEE des **mysticètes** pour les SRM MMN et MC.

Tableau 21. Cas de collisions de grands cétacés recensés dans les SRM MMN et MC. Rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), petits rorquals (*Balaenoptera acutorostrata*) et baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*).

Années	Rorquals communs	Petits rorquals	Baleine à bosse	Total
	Collisions/Echoués totaux	*Collisions/Echoués totaux*	*Collisions/Echoués totaux*	*Collisions/Echoués totaux*
1970-1975	0/0	0/0	0/0	0/0
1976-1981	0/0	0/2	0/0	0/2
1982-1987	0/1	1/1	0/0	1/2
1988-1993	0/0	0/2	0/0	0/2
1994-1999	1/5	0/2	0/1	1/8
2000-2005	3/6	0/2	0/0	3/8
2006-2011	3/8	2/8	1/3	6/19
2012-2016	1/1	0/2	0/0	1/3
Total	8/21	3/19	1/4	12/44

IV.A.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour les SRM MMN.

La confiance dans l'évaluation pour la SRM MMN est résumée dans le Tableau 22 . Le BEE n'est pas atteint à cause du niveau de captures accidentelles de marsouin commun (Tableau 23).

Tableau 22: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM MMN.

SRM	échelle OSPAR		Précision
	Données	Maturité	
MMN	modérée	modérée	faible

Tableau 23: Tableau de synthèse des résultats par indicateurs pour le SRM MMN.

Critère	Indicateur	**Mysticètes**	**Petits odontocètes**			**Phoques**	
		Petit rorqual	Marsouin commun	Grand dauphin	Lagénorhynque à bec blanc	Phoque gris	Phoque veau-marin
D1C1	M6 OSPAR						
	MM Capt						
D1C2	M3 OSPAR						
	M4a OSPAR						
	M4b OSPAR						
D1C3	MM EME						
D1C4	M3 OSPAR						
	M4a OSPAR						
	M4b OSPAR						

(vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, gris : pas de conclusion sur l'atteinte du BEE, blanc : pas d'évaluation)

Au niveau d'intégration relatif aux groupes d'espèces, le BEE est atteint pour deux des trois groupes évalués pour la SRM MMN sur la base des indicateurs disponibles pour l'évaluation 2018 (Figure 33).

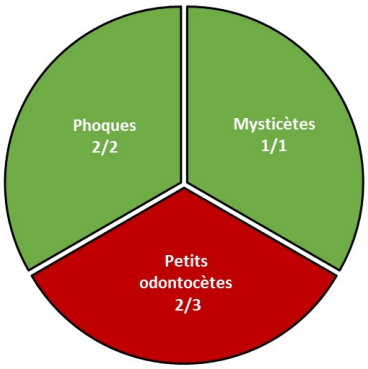


Figure 33: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour les SRM MMN (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces évaluées dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, blanc : non évalué)

IV.B. SOUS-RÉGION MARINE MERS CELTIQUES

IV.B.1. Évaluation Quantitative

IV.B.1a. M3_OSPAR / Distribution et abondance des phoques

Les résultats relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (IV.A.1a).

IV.B.1b. M4a_OSPAR / Distribution et abondance des populations côtières de Grands dauphins

Les résultats relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (IV.A.1b).

IV.B.1c. M4b_OSPAR / Distribution et abondance des cétacés

Les résultats relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (IV.A.1c). Aucune conclusion sur l'atteinte du BEE n'a été formulée pour cette SRM.

IV.B.1d. M6_OSPAR / captures accidentelles de marsouins (observateurs embarqués)

L'indicateur M6 d'OSPAR évalue les captures accidentelles de marsouins à l'échelle d'une unité de gestion regroupant les SRM GdG et MC ainsi que la mer d'Irlande (Figure 9), les données disponibles s'étendent de 2006 à 2013. Les estimations de capture de marsouins communs dans cette unité de gestion se situent entre 1100 et 1500 individus par an (ce qui correspond à un taux de mortalité estimé entre 1 % - 1,4 % pour les Mers Celtiques et Mer d'Irlande, IA2017 OSPAR, Figure 9).

IV.B.1e. MM_Capt / captures accidentelles de petits cétacés (à partir des données échouages)

Les valeurs de l'indicateur MM_Capt sont présentées pour l'ensemble de la série d'échouages disponibles (1990-2015) pour les marsouins communs (Figure 31 présentée pour la SRM MMN) et les dauphins communs (Figure 34).

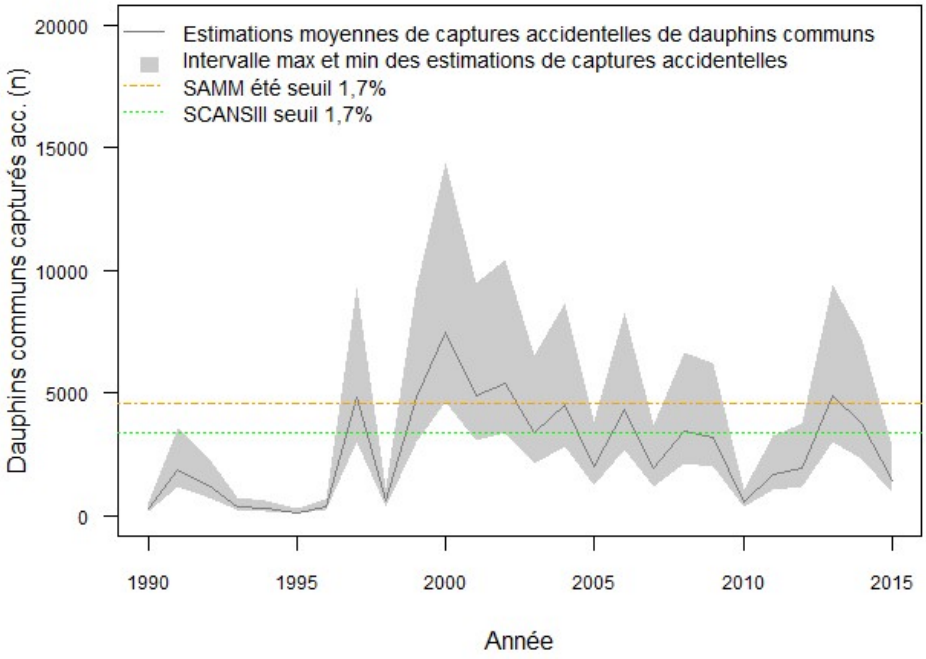


Figure 34: Série temporelle des dauphins communs capturés accidentellement (MM_Capt) et les seuils associés de 1990 à 2015 pour les SRM MC et GdG.

Le critère MM_Capt est strictement supérieur au seuil de 1,7 % de la meilleure estimation d'abondance pour les marsouins communs, avec une très forte probabilité (> 0,9), quelle que soit l'estimation considérée (Tableau 20, SRM MMN). Dans le cas des dauphins communs, MM_Capt est supérieur au seuil de 1,7 % pour l'année 2013 avec l'estimation d'abondance produite par les campagnes SAMM été, et pour les années 2013 et 2014 avec l'estimation SCANS-III (Tableau 24).

A l'échelle des temps de génération des deux espèces, les intervalles de confiance à 80% encadrent systématiquement le seuil de 1,7 %, ne permettant pas de remplir la condition C2 du BEE. Indépendamment des estimations d'abondance utilisées, les conditions requises à l'atteinte du BEE ne sont pas validées.

Tableau 24: Résultats du critère MM_Capt et des conditions du BEE pour les dauphins communs dans les SRM MC et GdG.

Conditions	Année	Taux de mortalité par rapport à l'estimation SCANS-III	Probabilité (α < 0,20)	Taux de mortalité par rapport à l'estimation SAMM été	Probabilité (α < 0,20)
C1	2012	1,07 %	0,06	0,79 %	0,01
	2013	2,69 %	0,90	1,99 %	0,62
	2014	2,07 %	0,66	1,52 %	0,29
	2015	0,81 %	0,01	0,60 %	<0,01
C2	2000-2015	[0,48 % ; 2,71 %]		[0,33 % ; 2,09 %]	

IV.B.1f. MM_EME / Evènements de mortalité extrême (marsouins communs et dauphins communs)

Les résultats relatifs à cet indicateur pour le marsouin commun sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (IV.A.1f). Les résultats relatifs à cet indicateur pour le dauphin commun sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM GdG (IV.C.1e).

IV.B.2. Évaluation Qualitative

Mortalité par collision

Les résultats relatifs aux collisions sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (IV.A.2).

IV.B.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour le SRM MC.

La confiance dans l'évaluation pour la SRM MC est résumée dans le Tableau 25. Le BEE n'est pas atteint à cause du niveau de captures accidentelles de marsouins communs et de dauphins communs (Tableau 26).

Tableau 25: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM MC.

SRM	échelle OSPAR		Précision
	Données	Maturité	
MC	modérée	modérée	faible

Tableau 26: Tableau de synthèse des résultats par indicateurs pour la SRM MC.

Critère	Indicateur	**Mysticètes**	**Petits odontocètes**			**Phoques**	
		Petit rorqual	Marsouin commun	Dauphin commun	Grand dauphin	Phoque gris	Phoque veau-marin
D1C1	M6 OSPAR						
	MM Capt						
D1C2	M3 OSPAR						
	M4a OSPAR						
	M4b OSPAR						
D1C3	MM EME						
D1C4	M3 OSPAR						
	M4a OSPAR						
	M4b OSPAR						

(vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, gris : pas de conclusion sur l'atteinte du BEE, blanc : pas d'évaluation)

Au niveau d'intégration relatif aux groupes d'espèces, le BEE est atteint pour deux des trois groupes évalués pour la SRM MC sur la base des indicateurs disponibles pour l'évaluation 2018 (Figure 35).

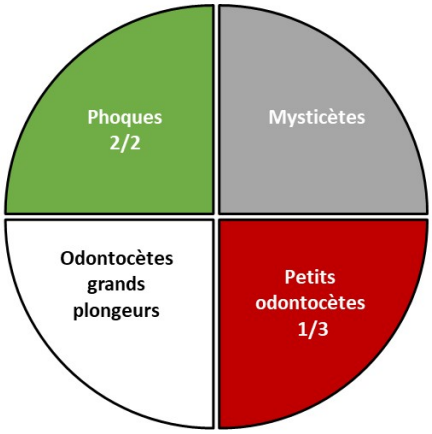


Figure 35: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour la SRM MC (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces évaluées présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, gris : pas de conclusion sur l'atteinte du BEE, blanc : non-évalué)

IV.C. SOUS-RÉGION GOLFE DE GASCOGNE

IV.C.1. Évaluation quantitative

IV.C.1a. M4b_OSPAR / Distribution et abondance des cétacés

Les résultats relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MMN (IV.A.1c).

IV.C.1b. MM_Distri / Distribution des cétacés

Les valeurs de l'indicateur MM_Distri sont présentées pour 7 espèces de cétacés appartenant à trois groupes fonctionnels de mammifères marins (Tableau 27).

Tableau 27: Changement annuel moyen (%, année de référence:2011) dans la proportion de l'aire occupée par les cétacés dans la SRM GdG.

Groupe	Espèces	Indicateur (%)			seuil	BEE
		borne inf	moyenne	borne sup		
Petits odontocètes	*Delphinus delphis*	-0,5	1,2	2,9	0	**BEE**
	Stenella coeruleoalba	-0,7	0,1	0,9	0	**BEE**
	Tursiops truncatus	-1,6	-0,5	0,6	0	**BEE**
Odontocètes grands plongeurs	*Globicephala melas*	-0,6	0,1	0,8	0	**BEE**
	Grampus griseus	-1,5	-0,2	1,0	0	**BEE**
Mysticètes	*Balaenoptera physalus*	-0,5	0,6	1,6	0	**BEE**
	Balaenoptera acutorostrata	-1,6	0,5	2,6	0	**BEE**

Pour aucune des espèces considérées la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 80 % de l'indicateur n'est pas inférieure au seuil de 0 %. Le BEE est considéré comme atteint ou maintenu à l'aune de cet indicateur.

IV.C.1c. MM_Abond / Tendance de l'abondance relative des cétacés

Les valeurs de l'indicateur MM_Abond sont présentées pour 6 espèces de cétacés appartenant à trois groupes fonctionnels (Tableau 28).

Tableau 28: Changement annuel moyen (%, année de référence:2011) de l'abondance relative des cétacés dans la SRM GdG.

Groupe	Espèces	Indicateur (%)			Seuil (%)	BEE
		borne inf	moyenne	borne sup		
Petits odontocètes	*Delphinus delphis*	-6,2	-0,1	6,0	-0,5	**BEE**
	Stenella coeruleoalba	-6,6	1,1	8,8	-0,5	**BEE**
	Tursiops truncatus	-5,4	0,3	5,9	-0,5	**BEE**
Odontocètes grands plongeurs	*Globicephala melas*	-6,7	0,9	8,6	-0,5	**BEE**
	Grampus griseus	-5,2	1,4	7,9	-0,5	**BEE**
Mysticètes	*Balaenoptera acutorostrata*	-5,4	1,0	5,9	-0,5	**BEE**

Pour toutes les espèces considérées, l'intervalle de confiance à 80 % de l'indicateur inclut la valeur 0 % et la valeur moyenne de l'indicateur est également centrée sur 0 %. Le BEE est considéré comme atteint ou maintenu à l'aune de cet indicateur.

IV.C.1d. MM_capt / captures accidentelles de petits cétacés (à partir des données échouages)

Les résultats relatifs à cet indicateur sont détaillés dans la sous-partie traitant de la SRM MC (IV.B.1e).

IV.C.1e. MM_EME / Evènements de mortalité extrême (dauphins communs)

Les valeurs de l'indicateur MM_EME sont présentées pour les années 2011-2016 pour les dauphins communs (Figure 36). Pour l'évaluation du critère MM_EME, un seuil mensuel est utilisé pour évaluer des changements dans le nombre maximum d'échouages de dauphins communs sur 3 jours sur le cycle 2011-2016. Pour chaque mois d'une année, on dispose d'un seuil (effectif prédit) et de l'effectif observé. Si cette dernière valeur excède la borne supérieure du seuil pour au moins un mois de deux années du cycle en cours, le BEE n'est pas atteint. Pour les dauphins communs des SRM MC et GdG, le seuil n'est jamais dépassé sur la période 2011-2016 (Tableau 39). Le BEE est donc considéré comme atteint pour ce critère.

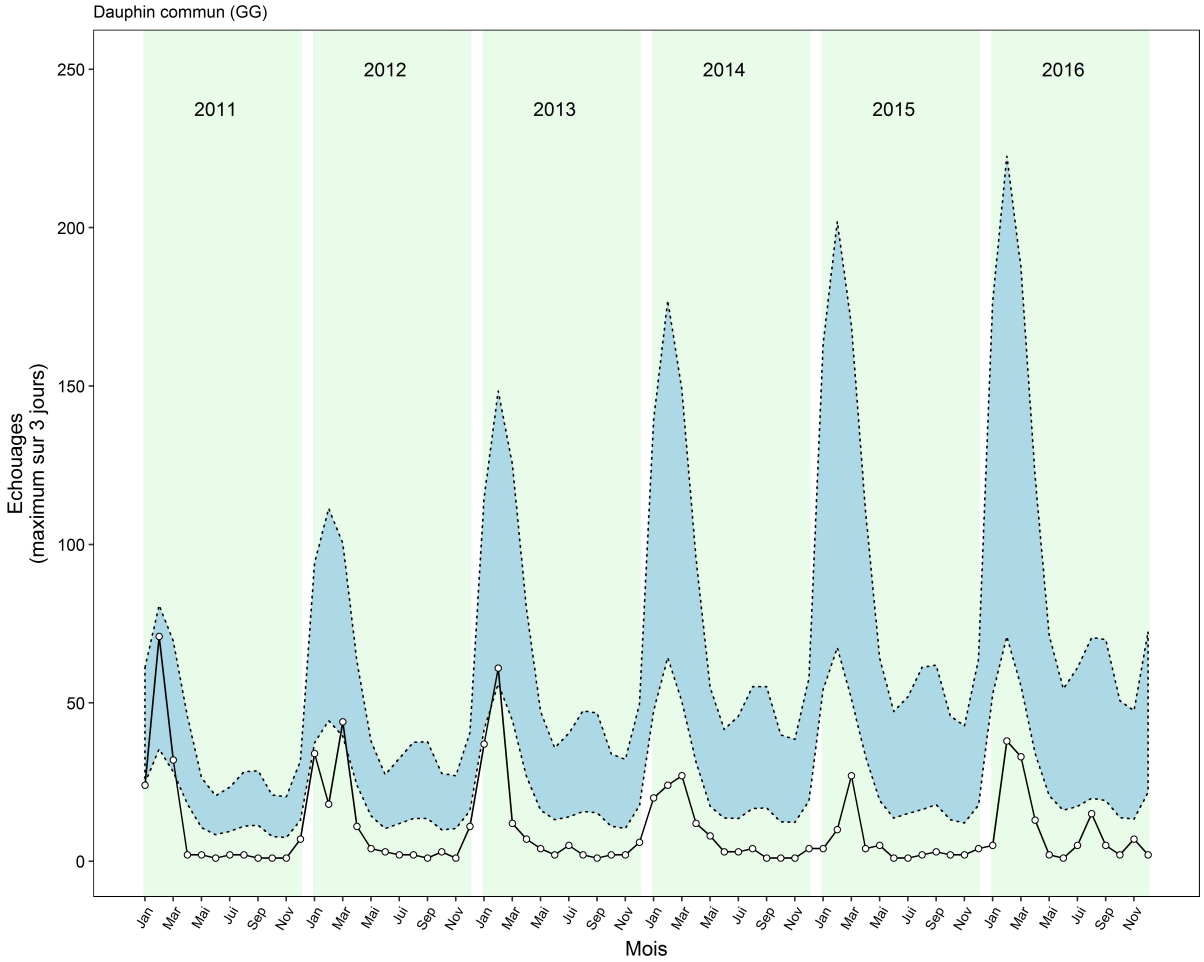


Figure 36: Série temporelle des effectifs maximums d'échouages de dauphins communs prédits (en gris) et observés (en noir) de 2011 à 2016.

IV.C.2. Évaluation qualitative

Mortalité par collision

Parmi les SRM des eaux françaises, la SRM GdG est celle présentant le plus faible effectif de grands cétacés dont la mort par collision a été diagnostiquée. Trois espèces ont été recensées, et la plupart des cas concernent les rorquals communs. Les effectifs sont faibles, mais les cas détectés semblent plus fréquents depuis les années 2000 (Tableau 29).

Tableau 29: Cas de collisions de grands cétacés recensés dans la SRM GdG : Rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), petits rorquals (*Balaenoptera acutorostrata*) et cachalots (*Physeter macrocephalus*).

Années	Rorquals communs	Petits rorquals	Cachalots	Total
	Collisions/Echoués totaux	*Collisions/Echoués totaux*	*Collisions/Echoués totaux*	*Collisions/Echoués totaux*
1970-1975	0/0	0/1	0/3	0/4
1976-1981	1/2	0/2	0/2	1/6
1982-1987	0/1	0/3	0/4	0/8
1988-1993	1/3	0/4	0/1	1/8
1994-1999	0/8	0/2	0/6	0/16
2000-2005	1/15	1/8	0/7	2/30
2006-2011	2/12	0/11	0/6	2/29
2012-2016	1/8	0/12	1/6	2/26
Total	6/49	1/43	1/35	8/127

IV.C.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour la SRM GdG

La confiance dans l'évaluation pour la SRM GdG est résumée dans le Tableau 30. Le BEE n'est pas atteint à cause du niveau de captures accidentelles de marsouins communs et de dauphins communs (Tableau 31).

Tableau 30: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM GdG.

SRM	échelle OSPAR		Précision
	Données	Maturité	
MMN	modérée	modérée	faible

Tableau 31: Tableau de synthèse des résultats par indicateurs pour la SRM GdG.

Critère	Indicateur	Mysticètes		Petits odontocètes				Odontocètes grands plongeurs	
		Petit rorqual	Rorqual commun	Marsouin commun	Dauphin commun	Dauphin bleu et blanc	Grand dauphin	Globicéphale noir	Dauphin de Risso
D1C1	M6 OSPAR								
	MM Capt								
D1C2	M4b OSPAR								
	MM_Abond								
D1C3	MM EME								
D1C4	M4b OSPAR								
	MM_Distri								

(vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, gris : pas de conclusion sur l'atteinte du BEE, blanc : pas d'évaluation)

Au niveau d'intégration relatif aux groupes d'espèces, le BEE est atteint pour deux des trois groupes évalués pour la SRM GdG sur la base des indicateurs disponibles pour l'évaluation 2018 (Figure 37).

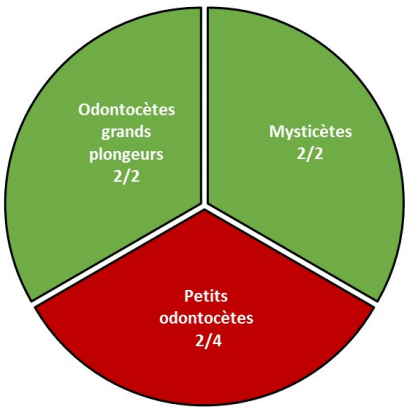


Figure 37: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour la SRM GdG (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces évaluées présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, blanc : non évalué).

IV.D. SOUS-RÉGION MARINE MÉDITERRANÉE OCCIDENTALE

IV.D.1. Évaluation quantitative

MM_EME / Evènements de mortalité extrême (dauphins bleu et blanc)

Les valeurs de l'indicateur MM_EME sont présentées pour les années 2011-2016 pour les dauphins bleu et blanc (Figure 38). Pour l'évaluation du critère MM_EME, un seuil mensuel est utilisé pour évaluer des changements dans le nombre maximum d'échouages de dauphins bleu et blanc sur 3 jours sur le cycle 2011-2016. Pour chaque mois d'une année, on dispose d'un seuil et de l'effectif observé. Si cette dernière valeur excède la borne supérieure du seuil pour au moins un mois de deux années, le BEE n'est pas atteint. Pour les dauphins bleu et blanc de la SRM MO, le seuil n'est jamais dépassé sur la période 2011-2016 (Tableau 40). Le BEE est considéré comme atteint pour ce critère.

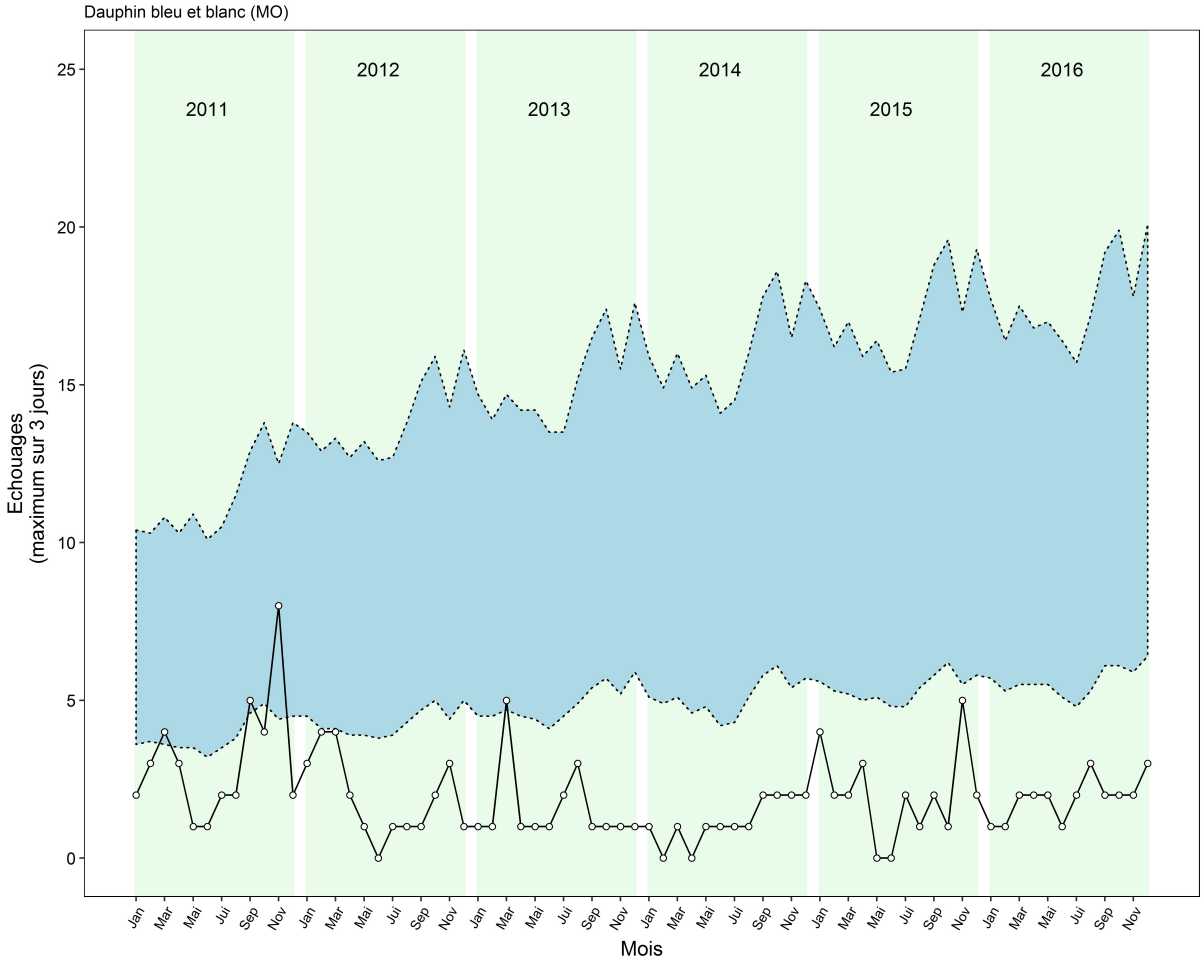


Figure 38: Série temporelle des effectifs maximums d'échouages de dauphins bleus et blancs prédits (en gris) et observés (en noir) de 2011 à 2016.

IV.D.2. Évaluation qualitative

IV.D.2a. Abondance en mer

La campagne SAMM en hiver 2010-11 et en été 2012 a fourni les premiers chiffres d'abondance et cartes de distribution pour 6 espèces de cétacés à l'échelle de l'ensemble des eaux françaises de la SRM MO. Ces chiffres serviront d'état de référence pour les prochains cycles de la DSCMM. A l'échelle du Sanctuaire Pelagos, un plus grand nombre d'évaluations ont été réalisées, par bateau en 1992 (Forcada et al. 1995) et 2001 (Gannier 2006) et par avion en 2010 (Panigada et al. 2011, 2017) et en 2011-2012 (Laran et al. 2017a). De plus les collaborations internationales sur le partage de catalogues de photo-identification ont permis, via des méthodes dites Capture-Marques-Recapture, d'estimer la taille des populations de grands dauphins à l'est de la Corse et dans eaux italiennes (Gnone et al. 2011), ainsi que celles des cachalots à l'échelle du bassin occidental (Rendell et al. 2014).

L'hétérogénéité des protocoles et des zones couvertes ne permet pas de tester quantitativement l'existence d'une tendance au sein des différentes évaluations. Néanmoins, à l'échelle du sanctuaire Pelagos et des zones adjacentes, les différentes estimations connues sont comparables (Tableau 41) et ne suggèrent pas de changements d'abondance drastiques depuis les années 1990.

IV.D.2b. Echouages

Les principales espèces observées échouées dans la SRM MO sont des **petits odontocètes** : les dauphins bleu et blanc et les grands dauphins (Figure 39). Les échouages de dauphins bleu et blanc présentent des effectifs irréguliers atteignant jusqu'à 150 individus en 1990. En 2003, 2008 et 2011 près d'une centaine d'animaux ont ainsi été retrouvés échoués. Ces effectifs sont les probables conséquences d'épidémies de type *Morbillivirus sp.* qui ont été détectées dans l'ensemble du bassin de Méditerranée occidentale (Raga et al. 2008). Les échouages sont recensés principalement durant l'automne et l'hiver. Aucune valeur extrême n'a été observée depuis 2012 durant le premier cycle de la DCSMM. Les échouages de grands dauphins sont plus réguliers et se maintiennent sous un seuil d'une vingtaine d'individus par an. Au contraire des dauphins bleu et blanc, les échouages de grands dauphins sont surtout observés durant l'été (juin à septembre).

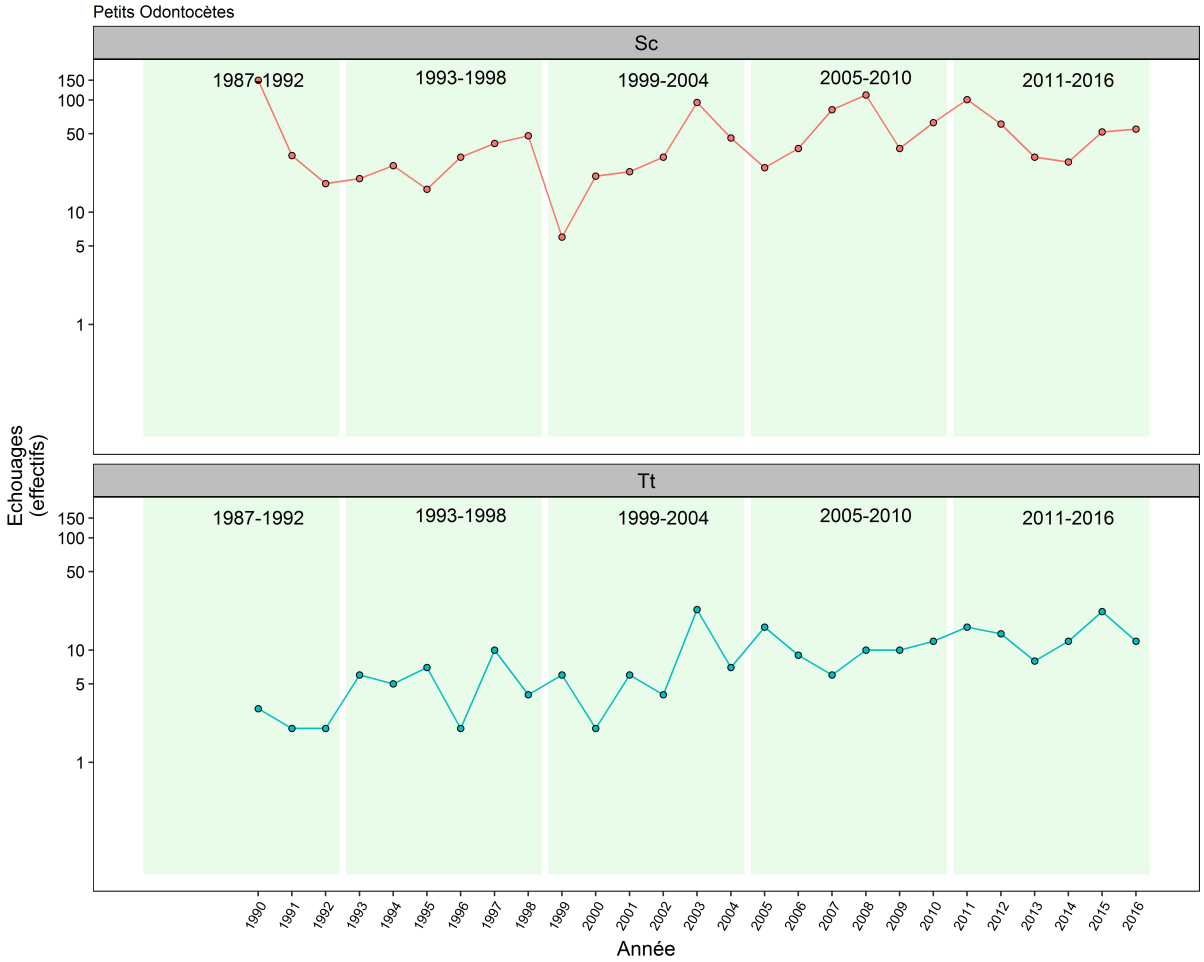


Figure 39: Effectifs d'échouages (échelle logarithmique) dans la SRM MO de dauphins bleu et blanc (Sc) et grands dauphins (Tt) de 1990 à 2016.

En Méditerranée occidentale, plusieurs espèces d'**odontocètes grands plongeurs** sont fréquemment observées ; il s'agit des globicéphales noirs, des dauphins de Risso, des grands cachalots et des baleines à bec de Cuvier (Figure 40). Pour toutes ces espèces, les effectifs restent faibles puisqu'en moyenne moins de 5 individus sont observés chaque année. Parmi ces 4 espèces, les dauphins de Risso sont les plus fréquemment observés, puis les globicéphales noirs. Enfin les grands cachalots et surtout les baleines à bec de Cuvier s'échouent plus rarement. Ces quatre espèces fréquentent le talus continental et en particulier les zones de canyons, qui dans la SRM MO sont très près des côtes. Ceci explique l'observation néanmoins régulière de ces espèces dans les échouages.

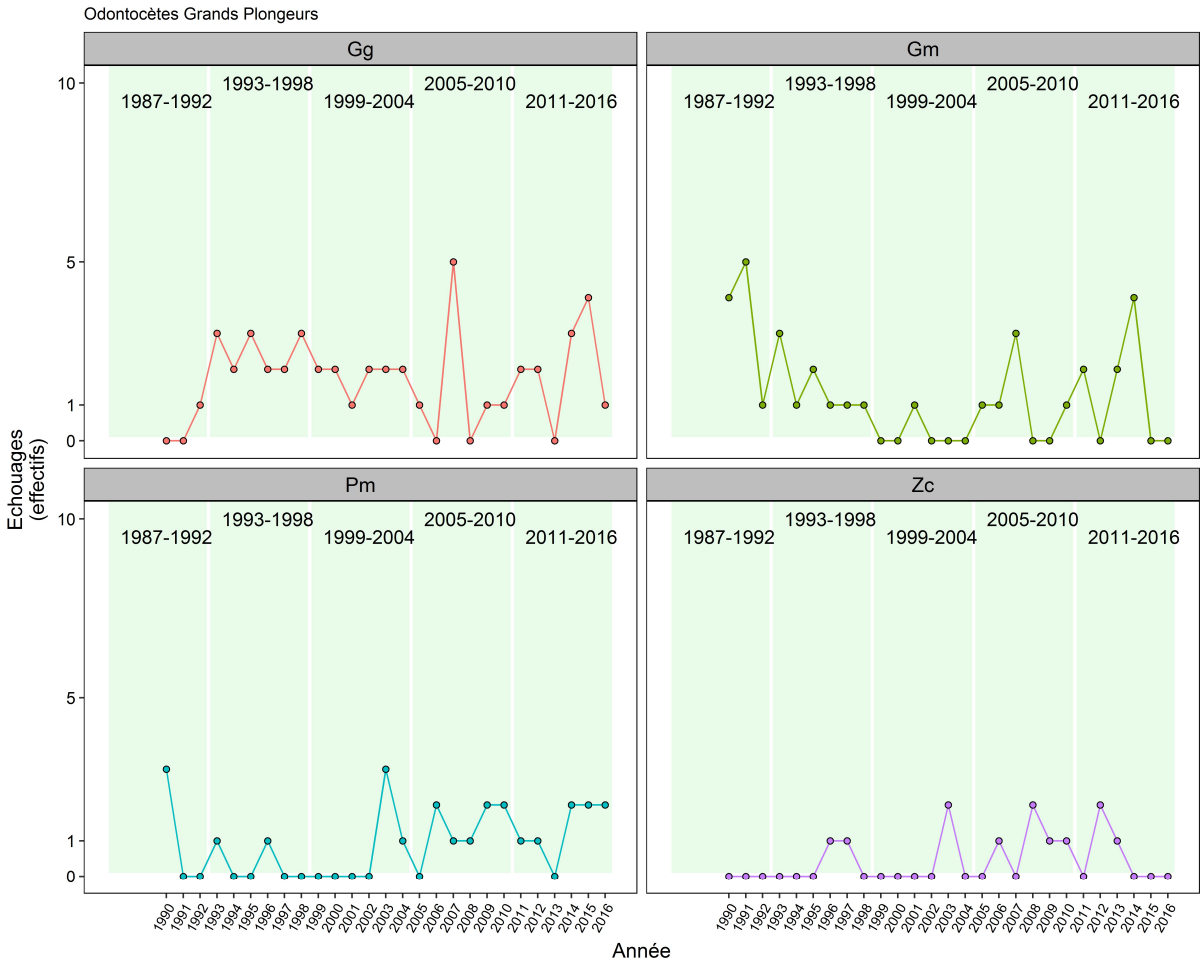


Figure 40: Effectifs d'échouages dans la SRM MO de baleines à bec de Cuvier (Zc), grands cachalots (Pm), dauphins de Risso (Gg), globicéphales noirs (Gm) de 1990 à 2016.

Les rorquals communs sont les principaux **mysticètes** observés en Méditerranée occidentale. Les effectifs d'échouages sont généralement inférieurs à 5 individus par an (Figure 41). Les échouages de rorquals communs sont surtout observés en été et automne.

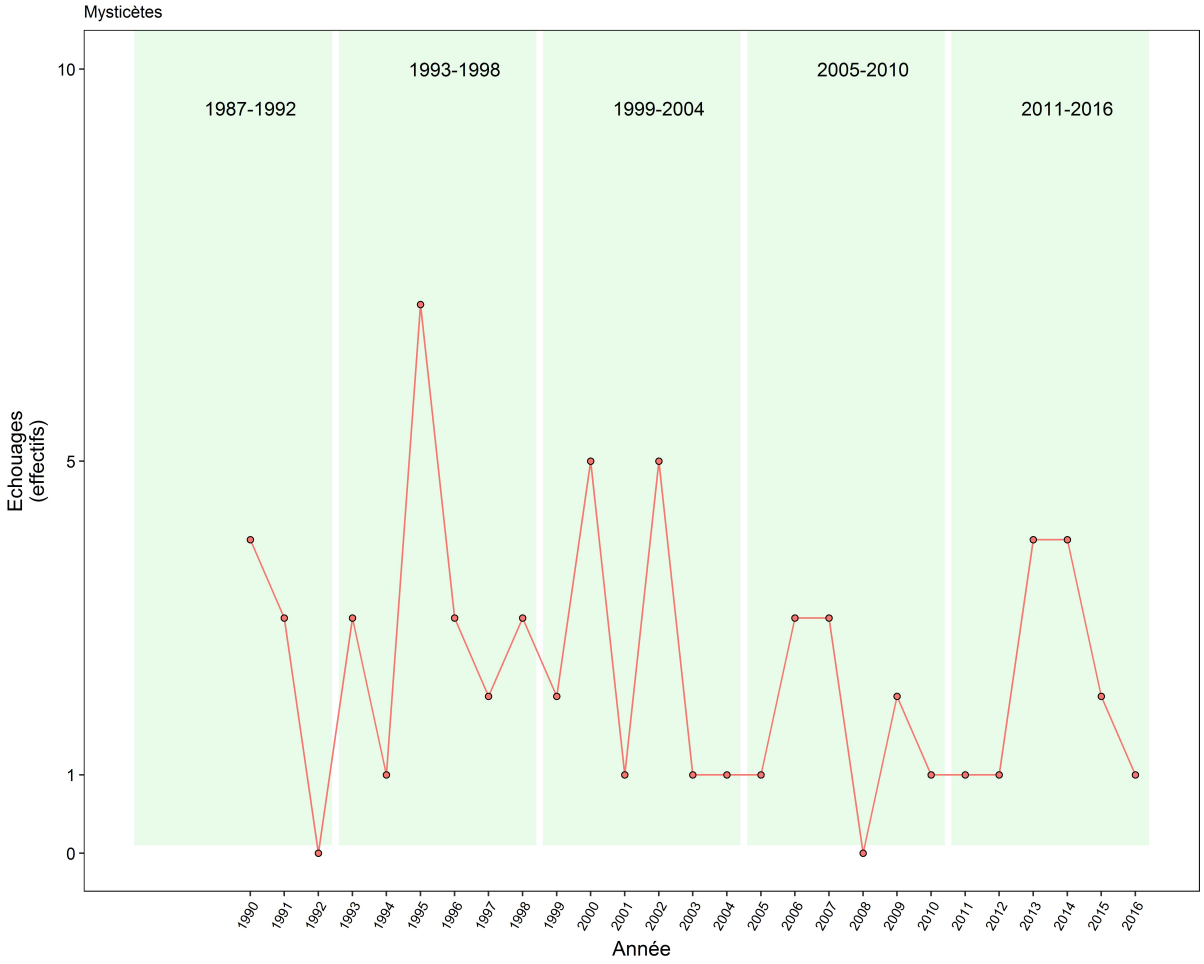


Figure 41: Effectifs d'échouages dans la SRM MO de rorquals communs de 1990 à 2016.

Les tendances dans les échouages de cétacés ont été évaluées (sans aucun test statistique et seulement par analyse graphique pour décrire ces tendances) entre 1990 et 2016, et également à l'échelle du cycle de rapportage 2012-2016 (Tableau 32). A l'échelle des 27 dernières années, les tendances entre espèces sont assez variables. Les facteurs liés aux tendances ou fluctuations observées dans ces séries ne sont pas encore suffisamment documentés en MO, notamment l'abondance et la distribution, ou encore les conditions de dérive pour interpréter les tendances observées. Néanmoins les différentes tendances (à la fois augmentation ou à la diminution) suggèrent des changements de distribution, d'abondance ou de mortalité durant la période suivie.

Tableau 32: Tableau de synthèse pour la SRM MO des tendances observées dans les échouages par espèces (ET : écart-type) et par an.

Espèce	Effectifs moyens annuels 1990-2016 ± ET	Effectifs moyens annuels 2012-2016 ± ET	Long terme 1990-2016	Cycle DCSMM 2012-2016
Dauphin bleu et blanc	48 ± 34	45 ± 15	∿	—
Grand dauphin	9 ± 6	14 ± 5	↗	↗
Globicéphale noir	2 ± 1,3	3 ± 1,4	∿	—
Dauphin de Risso	2 ± 1	2,5 ± 1	—	—
Grands plongeurs (physétéridés, kogiidés et ziphiidés)	1,5 ± 0,7	1,4 ± 0,8	↗	—
Rorquals communs	2,5 ± 1,6	2,4 ± 1,5	↘	—

Stable	Augmentation	Diminution	Variabilité importante
—	↗	↘	∿

IV.D.2c. Mortalité par collision

Les effectifs de grands cétacés morts par collision sont plus élevés pour la SRM MO que pour les autres SRM françaises. Parmi les 30 cas de collision recensés (Tableau 33), 80 % sont des rorquals communs et 10 % des cachalots. Un cas de baleine à bosse a également été enregistré et 2 grands cétacés n'ont pas pu être identifiés. Depuis les années 70, les cas sont peu fréquents (inférieurs à 10 par cycle de 6 ans), mais réguliers.

Tableau 33: Cas de collisions de grands cétacés recensés dans la SRM MO : Rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), rorquals indéterminés (*Balaenoptera spp*), baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et cachalots (*Physeter macrocephalus*).

Années	Rorquals communs	Rorquals spp	Baleine à bosse	Cachalots	Total
	Collisions/Ech totaux	*Collisions/Ech totaux*	*Collisions/Ech totaux*	*Collisions/Ech totaux*	*Collisions/Ech totaux*
1970-1975	4/7	0/0	0/0	0/4	4/11
1976-1981	1/7	0/0	0/0	0/2	1/9
1982-1987	3/11	0/5	0/0	0/3	3/19
1988-1993	2/14	0/0	0/1	0/7	2/22
1994-1999	3/18	1/1	0/0	0/1	4/20
2000-2005	6/14	1/6	0/0	0/4	7/24
2006-2011	3/10	0/0	1/1	2/9	6/20
2012-2016	2/8	0/1	0/0	1/7	3/16
Total	24/89	2/13	1/2	3/37	30/141

IV.D.2d. Mortalité par capture accidentelle

La part des dauphins bleu et blanc et des grands dauphins retrouvés échoués présentant des traces de captures accidentelles oscille autour de 20 % (Tableau 34). Lors des premières années de mise en place du RNE en Méditerranée, les effectifs sont très faibles. Depuis le taux apparent moyen de capture accidentelle est de 17 % pour les dauphins bleu et blanc, et 33 % pour les grands dauphins (estimations prenant compte une correction pour les faibles effectifs). Ceci suggère une mortalité additionnelle importante, qui justifie l'amélioration des connaissances et d'un suivi robuste.

Tableau 34: Taux apparent de capture accidentelle estimé à partir des effectifs annuels d'échouages de petits odontocètes dans la SRM MO (intervalle de confiance à 80 %). * L'estimation est différente de 0 car le modèle utilisé tient compte des faibles effectifs sur la période 1990-1992.

Période	Dauphin bleu et blanc			Grand dauphin		
	Captures/ Ech Totaux	Taux de capture apparent moyenne [IC 80 %]		Captures/ Ech Totaux	Taux de capture apparent moyenne [IC 80 %]	
1990-1992	6/200	8	[5 ; 10]	0/7	33*	[26 ; 39]
1993-1998	33/182	18	[15 ; 21]	5/34	33	[28 ; 38]
1999-2004	43/222	24	[21 ; 28]	15/48	34	[29 ; 38]
2005-2010	51/355	17	[15 ; 20]	19/63	33	[29 ; 36]
2011-2016	28/328	12	[10 ; 14]	18/84	31	[27 ; 36]
1990-2016	161/1287	17	[16 ; 18]	57/236	33	[29 ; 36]

IV.D.3. Synthèse des résultats de l'évaluation du BEE des Mammifères marins pour la SRM MO

La confiance dans l'évaluation pour la SRM MMN est résumée dans le Tableau 35. Le trop faible nombre d'éléments calculés ne permet pas d'évaluer quantitativement l'atteinte du BEE pour aucun groupe d'espèces de mammifères marins pour la SRM Méditerranée occidentale (Figure 42).

Tableau 35: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM MO.

SRM	échelle OSPAR		Précision
	Données	Maturité	
MO	faible	faible	faible

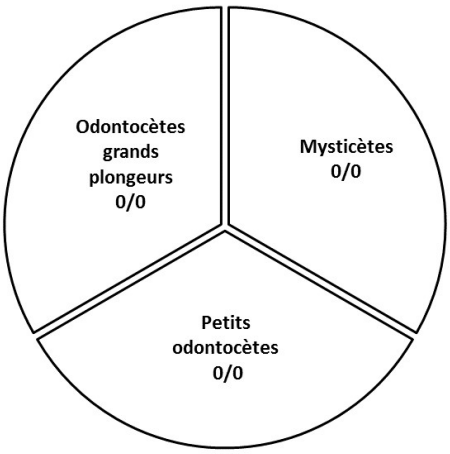


Figure 42: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour les SRM MO (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces pertinentes présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE ; blanc : non évalué)

V. DISCUSSION

V.A. SOUS RÉGION MARINE MANCHE-MER DU NORD

V.A.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

Pour la composante « mammifères marins », le BEE n'est pas atteint pour la SRM MMN.

Ce résultat provient de l'ampleur des captures accidentelles marsouins communs estimées à l'aune de l'indicateur national MM_Capt. L'indicateur commun M6_OSPAR ne permettait pas de prendre une décision quant à l'atteinte du BEE. L'évolution du taux de captures accidentelles observée durant le premier cycle de la DCSMM chez le marsouin est très préoccupante (Figure 31). De tels taux sont susceptibles d'affecter durablement la dynamique de population de l'espèce. La réduction de cette pression est un enjeu majeur pour l'espèce et il apparaît nécessaire d'en faire l'objet d'Objectifs Environnementaux dédiés pour le second cycle de la DSCMM.

Deux autres critères (D1C2 et D1C3) sont renseignés pour le marsouin commun. Un des critères concerne l'abondance des marsouins estimée à partir des suivis SCANS, dont une troisième campagne a eu lieu en 2016. Lors de l'évaluation initiale 2012, un déplacement de distribution du marsouin vers le sud de la SRM MMN avait été mis en évidence (Figure 30). Ce déplacement est confirmé par la campagne SCANS-III, mais aussi au travers des données d'échouages de marsouins communs, échouages qui ont continué à augmenter par rapport aux niveaux documentés dans l'évaluation initiale 2012. En effet, l'année 2013 présente un nombre record d'animaux échoués (Van Canneyt et al. 2014). Si les données d'échouages de 2016 ne sont pas encore totalement disponibles pour l'évaluation 2018, on note néanmoins des effectifs très élevés, à la hauteur de ceux observés en 2013. L'année 2013 ressort également au niveau du critère D1C3, avec l'occurrence d'un EME en mai (Figure 32). Cet EME résulte très probablement de la conjonction d'une abondance croissante de marsouins dans les SRM MMN et MC et d'un fort taux de captures accidentelles affectant ces animaux. Le critère D1C3 est renseigné par l'indicateur national MM_EME. Cet indicateur fait l'hypothèse que les pressions responsables des pics d'échouages de marsouins sont restées stables entre une période de référence (1997-2010) et le cycle en cours (2011-2016). Cette hypothèse n'est pas rejetée au vu des données collectées sur le cycle en cours : si on considère que le BEE était atteint pour ce critère sur la période de référence, alors il est maintenu sur le cycle en cours. Au vu du changement de distribution des marsouins communs survenu depuis 1994 (Hammond et al. 2013), c'est cette interprétation qui a été retenue.

La seconde espèce évaluée qui appartient au groupe des **petits odontocètes** est la population côtière du golfe Normand-Breton de grands dauphins. Lors de l'évaluation initiale de 2012 de la population du golfe Normand-Breton, une augmentation de la population était soupçonnée : cette augmentation est confirmée. La distribution de ces populations est stable. Pour la population au large de grands dauphins, aucune conclusion ne peut être tirée quant à l'atteinte du BEE par manque de puissance statistique ou par manque de données. Les lagénorhynques ont pour limite sud de leur aire de répartition les eaux françaises ; aucun changement d'abondance ou de distribution n'a été mesuré depuis 1994 en Europe du nord pour cette espèce.

Concernant les **phoques** (phoques gris et phoques veaux-marins), le BEE est atteint : leurs populations montrent une augmentation constante depuis le début des suivis en France (Figure 28, Figure 29). Au regard de l'évaluation initiale 2012, l'abondance et la distribution des **phoques** ont donc fortement progressé. L'augmentation du phoque gris est particulièrement importante pour cette SRM et les effectifs tendent à dépasser ceux de phoques veaux-marins. La compétition entre les deux espèces pourrait nuire aux populations de phoques veaux-marins, notamment en baie de Somme. Les interactions entre les deux espèces et l'impact du phoque gris sur le phoque veau-marin sera particulièrement à suivre lors du second cycle. Les effectifs français de ces deux espèces ne représentent qu'une petite fraction des populations européennes. A l'échelle européenne l'abondance des phoques gris et veau-marin a globalement augmenté depuis 1992, bien que pour le phoque veau marin un déclin a été identifié dans 3 UGE localisées en Ecosse.

Concernant les **mysticètes**, un seul critère est renseigné pour une espèce, le petit rorqual, à l'échelle de l'UGE (Figure 6). Huit estimations de l'abondance de petit rorqual sont disponibles mais aucune tendance n'a été détectée (Hammond et al. 2017). Sous l'hypothèse que cette espèce atteignait le BEE au moment de première campagne SCANS en 1994, le BEE est maintenu pour le petit rorqual, et de fait pour le groupe des **mysticètes**.

Par rapport à l'évaluation initiale de 2012, deux campagnes de grande envergure se sont déroulées dans les eaux françaises entre l'hiver 2011 et l'été 2016 : les campagnes SAMM et SCANS-III. Les campagnes SAMM ont permis de renforcer les connaissances sur les mammifères marins dans les eaux de la ZEE françaises, notamment au large. Les données SAMM ont en outre permis de construire des modèles d'habitats pour les cétacés dans les eaux françaises (Lambert et al. 2017) et faire des propositions informées et cohérentes en vue de renforcer le réseau Natura 2000 au large (Delavenne et al. 2017). Un critère complètement absent de l'évaluation en cours pour la composante mammifères marins est celui relatif à l'habitat (D1C5). Néanmoins, depuis l'évaluation initiale de 2012, des modèles d'habitats sont désormais disponibles pour les **petits odontocètes** et les **mysticètes** pour la SRM MMN (Lambert et al. 2017), et le critère D1C5 devrait donc être renseigné pour le prochain cycle DCSMM, à condition que les campagnes SAMM soient reconduites comme prévu dans le PdS et d'un effort de développement d'indicateurs adaptés.

V.A.2. Discussion sur la définition des seuils

La non-atteinte du BEE pour les SRMs en Atlantique résulte de l'ampleur des captures accidentelles de **petits odontocètes**. Dans le cas de l'indicateur M6_OSPAR et MM_capt, un seuil est souvent discuté. L'ASCOBANS recommande que le retrait anthropogénique total de marsouins n'excède pas 1,7 % de la meilleure estimation d'abondance existante. Ce seuil correspond à la mortalité additionnelle maximum que peut supporter une population de marsouin sans voir son abondance affectée. L'ASCOBANS propose par ailleurs d'abaisser ce seuil à 1 % pour les captures accidentelles, afin de prendre également en compte des mortalités anthropiques non liées aux activités de pêche. Un seuil pour les captures accidentelles nécessiterait probablement une adaptation propre à la démographie de chaque population au sein des différentes unités de gestion en intégrant notamment les différences de temps de génération entre espèces. Concernant les captures accidentelles, le CIEM recommande d'utiliser un *Catch Limit Algorithm* pour fixer les limites de captures (ICES, 2013) mais une telle approche nécessite un effort de collecte de données et de modélisation qui n'ont pas encore été conduit en Europe. Il est également conseillé d'améliorer les connaissances sur la biologie, la démographie et les captures accidentelles de ces populations afin d'améliorer la précision des estimations et réduire l'incertitude autour des décisions prises. Pour l'heure, le seuil de 1,7 % a été retenu pour le marsouin commun, conformément aux recommandations de l'ASCOBANS (ASCOBANS 2000).

Les seuils utilisés dans le cas de l'indicateur MM_EME, à l'inverse du seuil unique des indicateurs MM_Capt et M6_OSPAR sont spécifiques à chaque mois de chaque année du cycle en cours. En cela, l'indicateur MM_EME se rapproche d'un *Catch Limit Algorithm* puisque les seuils sont adaptatifs et amenés à évoluer en fonction des données collectées par le RNE. L'indicateur MM_EME est aussi particulier car il évalue si le cycle en cours ressemble au cycle précédent : ainsi si le BEE était atteint, cet indicateur permet d'évaluer si le BEE est maintenu ou non. Inversement, si le BEE n'était pas atteint, cet indicateur peut aussi refléter que le BEE n'a pas été rétabli à l'issu du cycle en cours. Une amélioration du BEE dans ce cas-là se traduirait par des observations systématiquement en dessous des seuils prédits pour le cycle en cours.

L'indicateur M4b_OSPAR repose sur l'utilisation de tests statistiques restrictifs. Ces restrictions sont d'ordre méthodologique : une hypothèse nulle (« pas de changement d'abondance ») est testée face à une alternative (« tendance décroissante de 30 % sur 3 générations »). Il existe deux types d'erreurs associés à ce genre de test : l'erreur de Type I (ou fausse positive, aussi appelé seuil de risque) qui revient à conclure à tort d'un changement d'abondance alors que l'abondance est constante en réalité ; et l'erreur de Type II (ou fausse négative) qui revient à conclure à tort d'une abondance constante alors que la population décline de 30 % sur 3 générations.

Ces deux types d'erreur ne peuvent pas être minimisés simultanément : minimiser un type équivaut à augmenter le risque de faire une erreur de l'autre type. Les conséquences, notamment écologiques, associées à chaque type d'erreur sont néanmoins différentes (Saltz 2011), notamment dans le cas d'une erreur de type II susceptible de retarder la mise en place de mesures adéquates pour restaurer le BEE, voire de conduire à la disparition d'une espèce.

Ce type de test statistique est connu pour avantager *a priori* l'hypothèse nulle car l'erreur de type I est souvent choisie égale à 0,05 (1/20), et l'erreur de type II n'est pas formellement évaluée. Toutefois, Hammond et al. (2017) ont estimé cette dernière à 0,2, soit une chance sur cinq de ne pas détecter un déclin de :

- 1,8 % par an pour le marsouin commun en mer du Nord ;

- 5,0 % par an pour le lagénorhynque à bec blanc ;

- 0,5 % par an pour le petit rorqual.

Cela signifie par exemple, que même avec un taux de captures accidentelles égal à 1,8 % de la population (qui est insoutenable d'un point de vue démographique ; ASCOBANS 2000), les données actuelles seraient à peine en mesure de détecter un changement d'abondance, avec néanmoins une probabilité de ne pas le détecter égale à 20 %, c'est-à-dire une chance sur 5 de ne pas détecter ce déclin. En d'autres termes, les données actuelles collectées pour l'indicateur M4b_OSPAR sont également compatibles avec un déclin de moins de 1,8 % de la population de marsouins communs en mer du Nord.

Pour remédier quelque peu à ce problème de favoriser artificiellement l'hypothèse d'aucun changement, l'erreur de type I (seuil de risque) a été relevée de 0,05 à 0,20 dans le cas de l'indicateur M3_OSPAR. Toutefois cette mesure n'affecte pas le fait que l'hypothèse d'une abondance constante reste structurellement favorisée par le test statistique. Afin de mieux tenir compte de l'avantage structurel donné à l'hypothèse nulle dans un test statistique, l'indicateur MM_capt prend pour hypothèse nulle que le taux de capture est égale à 1,7 % et non pas à zéro. Ce choix résulte des connaissances actuelles sur le phénomène des captures accidentelles qui est la plus grande menace pesant sur les cétacés (Read et al. 2006). A ce titre, prendre pour hypothèse nulle que ce taux de capture soit nulle apparaît contre-productif et contrevenant à l'idée d'utiliser au mieux les connaissances actuelles (*best available science*), puisque cela reviendrait à favoriser le manque de précision qui existe autour des estimations pour nier l'existence d'un problème communément attesté par ailleurs (Saltz 2011). Le seuil retenu quant à lui suit les recommandations des experts suite à un atelier de travail spécifique sur la conservation du marsouin commun (ASCOBANS 2000).

V.A.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Les indicateurs retenus pour l'évaluation 2018 du BEE pour la composante « mammifères marins » du Descripteur 1 sont globalement pertinents et en adéquation avec le concept de BEE défini dans la directive : ils renseignent directement les métriques clés que sont l'abondance, la distribution et la mortalité. Néanmoins, de nombreuses espèces de mammifères marins n'ont pu être évaluées faute de données, notamment pour les **mysticètes** et les **odontocètes grands plongeurs**.

Ce manque est particulièrement préjudiciable pour une évaluation exhaustive et robuste du BEE, puisque ces espèces sont *de facto* ignorées dans l'évaluation. En conséquence, les indicateurs retenus pour l'évaluation 2018 sont scientifiquement pertinents mais le manque de données ne permet pas de les utiliser pour nombre d'espèces, diminuant ainsi grandement la confiance que l'on peut porter dans l'exhaustivité de l'évaluation.

La fiabilité des résultats produits par ces indicateurs est modérée à faible pour les SRM en Atlantique. La disponibilité des données et la maturité des méthodes sont modérées : ce résultat reflète une grande variation dans les indicateurs utilisés avec des indicateurs communs alliant forte disponibilité et grande maturité des méthodes (les indicateurs relatifs aux populations de **phoques**), et d'autres indicateurs avec une faible disponibilité des données (M6_OSPAR) ou une faible maturité de la méthode (e.g. MM_EME, MM_Capt, MM_Abond). Toutefois, une limite souvent commune est celle de la faible précision des résultats (exception faite des résultats sur l'abondance des **phoques** ; mais la précision de l'indicateur M3_OSPAR résulte de la grande qualité du suivi, qualité elle-même consécutive aux petits effectifs nationaux par rapport à la population globale des **phoques**). La puissance statistique à détecter des changements d'abondance absolue est assez faible : seuls des changements majeurs peuvent être identifiés (e.g. chute supérieure à 20 %, ce qui correspond à des déclins vertigineux). Les mammifères marins étant des espèces longévives avec un faible taux de reproduction, il est alors souvent trop tard pour prendre des mesures de conservation efficaces lorsqu'une diminution de l'abondance est détectée. Il est donc crucial pour ces espèces de disposer d'indicateurs précoces d'effets affectant la démographie ou l'état de santé des mammifères marins (Spitz et al., 2015), ainsi que d'indicateurs de l'intensité des pressions pesant sur ces populations. De tels indicateurs devraient être développés pour le second cycle DCSMM.

Enfin, la pertinence des résultats obtenus dépend essentiellement des échelles démographiques auxquelles est réalisée l'évaluation. La connaissance de la structure des populations est ainsi un prérequis indispensable au calcul des indicateurs du BEE. Les différentes populations d'une même espèce peuvent ne pas être exposées de manière homogène et équivalente aux activités humaines. Ces dernières peuvent en effet varier géographiquement, certaines affectant particulièrement une population plutôt qu'une autre.

Ainsi, l'évaluation de la gravité des captures accidentelles de dauphins communs dans les pêcheries atlantiques peut produire des conclusions opposées selon que l'on considère l'existence de deux populations de dauphins communs (*Delphinus delphinus*) dans l'Atlantique Nord-Est, l'une océanique et l'autre néritique, au lieu d'une population unique (Mannocci et al. 2012). La caractérisation de la structure des populations de cétacés dans les eaux européennes n'est que très partielle actuellement, seul le marsouin et les groupes côtiers résidents de grands dauphins font consensus scientifique en définissant plusieurs unités de gestion (Figure 5 ; Figure 9). Il est indispensable de poursuivre les efforts de définition des unités de gestion chez les cétacés afin d'utiliser de manière pertinente les indicateurs du BEE.

V.A.4. Justification de non-utilisation d'un critère

Le critère D1C5 n'a pu être renseigné pour aucune espèce de mammifères marins lors de cette évaluation. Ce manque résulte en grande partie de l'absence de données adéquates sur les habitats des espèces évaluées. Dans certains cas, des données adéquates existent mais nécessitent un effort de recherche notable pour définir la notion d'habitat favorable pour chacune des espèces évaluées et pour développer des indicateurs robustes renseignant des changements relatifs à leurs étendues. Néanmoins, cette limite pourrait être dépassée pour le second cycle.

V.A.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

L'indicateur commun M6_OSPAR ne permet pas de prendre une décision quant à l'atteinte du BEE. La limite d'utilisation de cet indicateur repose sur la faiblesse des données et l'absence de décision au sein d'OSPAR sur les valeurs seuils malgré les recommandations formulées par l'ASCOBANS. L'indicateur M6_OSPAR vise à calculer les mortalités de marsouins communs dans les engins de pêche à partir des données collectées par les observateurs à bord des bateaux de pêche, principalement dans le cadre du règlement CE 812/2004 (voir aussi la Figure 9). Néanmoins, deux biais principaux ont été identifiés dans ces programmes. Tout d'abord, la présence non-aléatoire d'observateurs sur les bateaux de pêche génère un « effet déploiement ». En effet, la présence d'observateurs est directement décidée par le patron de pêche, et n'a pas de caractère obligatoire. D'autre part, le changement des pratiques de pêche en présence d'un observateur (« l'effet observateur ») peut induire un biais conséquent dans les estimations (Amandè et al., 2012; Benoît et Allard, 2009; Faunce et Barbeaux, 2011; Stratoudakis et al., 1998). Quand bien même une application idéale du règlement CE 812/2004 permettrait en théorie de renseigner les captures accidentelles de petits cétacés sur les navires de plus de 15m, ces derniers représentent moins de 20 % de la flottille française. Dans les faits, la couverture de la flottille échantillonnée est inférieure à 5 % pour de nombreux métiers. Enfin, il est communément admis que ce règlement ne cible pas nécessairement les pêcheries les plus concernées par les captures accidentelles, ou du moins pas dans les zones adéquates (ICES, 2016).

Ainsi, suite à ce constat de faible efficacité des programmes d'observateurs embarqués dans le cadre du CE 812/2004 à évaluer les captures accidentelles de mammifères marins, d'autres approches complémentaires ont été développées, comme les enquêtes auprès des pêcheurs (Goetz et al., 2015; Moore et al., 2010; Oliveira et al., 2015; Poonian et al., 2008), ou encore l'indicateur national MM_Capt calculé à partir des échouages (Peltier et al., 2016) afin de renseigner le critère D1C1.

V.A.6. Présentation de la coopération régionale

La décision révisée de la directive recommande une coopération régionale notamment pour fixer les listes d'espèces représentatives pour chaque groupe évalué ainsi que les seuils compatibles avec le BEE. L'enjeu pour les espèces mobiles est également de travailler à des échelles spatiales et temporelles cohérentes avec les espèces évaluées. En Atlantique pour les mammifères marins, la coopération régionale s'est mise en place de manière formelle à travers des groupes de travail du CIEM, au sein de l'ASCOBANS et au sein de la convention de mer régionale OSPAR. Le groupe de travail WGMME du CIEM examine annuellement les nouvelles informations sur l'écologie des mammifères marins, les tailles et la distribution de leurs populations, les structures des populations et les pressions qui pèsent sur ces espèces en Atlantique. Le groupe de travail WGBYC du CIEM collecte et évalue les informations issues des dispositifs de suivis des captures accidentelles d'espèces protégées dont les mammifères marins. Ce groupe synthétise également les actions des Etats membres associées à la directive 812/2004. La France participe à ces groupes de travail qui sont parmi les principaux moteurs scientifiques pour la construction des indicateurs communs à OSPAR. Au sein du groupe intersessionnel d'OSPAR sur la biodiversité (ICG-COBAM), un groupe d'experts traite des questions relatives aux mammifères marins et aux reptiles et à la construction d'indicateurs communs en s'appuyant donc sur les données et recommandations du WGMME et du WGBYC. L'ASCOBANS est un accord affilié à la Convention de Bonn sur les espèces migratrices pour la conservation des petits cétacés. L'un des objectifs de l'ASCOBANS est notamment de promouvoir la coopération entre les pays pour assurer le maintien du bon état des populations de cétacés. L'ASCOBANS pourrait ainsi avoir un rôle clé pour la DCSMM notamment dans la définition des seuils pour l'atteinte du BEE. L'accord, dont les captures accidentelles est une des préoccupations majeurs, a ainsi proposé un premier seuil pour fixer le taux de mortalité additionnel acceptable.

Pour les **phoques**, un groupe spécifique composé d'experts européens s'est constitué pour faciliter le développement d'indicateurs communs pour la DCSMM. Cette initiative a certainement fortement contribué à rendre ces indicateurs opérationnels dès l'évaluation 2018 et à établir un consensus au sein des Etats membres sur les paramètres à suivre et les valeurs seuils du BEE. Ce travail est un exemple parfait de la coopération régionale attendue pour les mammifères marins dans le cadre de la directive.

V.A.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

Le programme de surveillance (PdS) conçu pour le premier cycle a toutes les potentialités pour fournir des indicateurs renseignant les différents critères du BEE pour les mammifères marins. Ainsi, l'ensemble des indicateurs utilisé pour l'évaluation 2018 est issu de données collectées par des dispositifs listés par le PdS mais préexistants à sa mise en œuvre (e.g. suivi des échouages, recensements des colonies de **phoques**, observateurs sur les campagnes halieutiques récurrentes, …). Une partie de ces dispositifs a pu être stabilisée et optimisée lors du premier cycle mais un certain nombre de paramètres ou de dispositifs prévus ou attendus n'ont pas été collectés ou mis en place lors du premier cycle, notamment pour renseigner les paramètres associés à l'état sanitaire, à la biodémographie, aux structures de populations ou aux réseaux trophiques.

Les enjeux de la surveillance pour le second cycle seront :

- le maintien des dispositifs existants renseignant les indicateurs opérationnels de l'évaluation 2018 du BEE ;
- la pérennisation et la standardisation de dispositifs encore fragiles qui fournissent les données françaises pour des indicateurs communs d'OSPAR (recensement des groupes côtiers de grands dauphins et des colonies de **phoques**) ;
- la réalisation d'une seconde grande campagne de recensement SAMM ;
- la mise en œuvre des collectes de données prévues dès le premier cycle mais non réalisées et principalement le suivi de paramètres biodémographiques et physiologiques clés.

Les priorités de recherche durant le second cycle devront permettre de répondre aux principales lacunes pouvant affecter la pertinence de l'évaluation de l'atteinte du BEE pour les mammifères marins :

- la définition des unités de gestion pour les cétacés (notamment pour le marsouin, le dauphin commun et le grand dauphin) qui sont d'un enjeu considérable pour évaluer l'impact des pressions à une échelle démographique cohérente ;
- le développement d'indicateur(s) pour le D1C5 reposant sur la modélisation des données collectées lors des campagnes SAMM et MEGASCOPE pour définir les habitats favorables et leur évolution, ainsi que pour prédire les effets des pressions (e.g. bruits ou changements climatiques) sur leur étendue ;
- la définition des seuils, notamment pour les indicateurs d'impact comme le D1C1, nécessitent des travaux de modélisation pour obtenir des valeurs robustes, scientifiquement cohérentes et pouvant faire consensus entre les Etats membres ;

- le développement d'indicateurs d'impact (stress et effets des pressions), qui eux seuls pourront prévenir précocement d'une dégradation du BEE des mammifères marins avant de constater tardivement les effets de pressions sur les indicateurs d'abondance ;
- le développement d'indicateurs pouvant renseigner les espèces océaniques (grandes baleines et cétacés grands plongeurs), peu évaluées lors du premier cycle, requiert des efforts d'acquisition de connaissances et de recherches sur ces espèces et plus largement sur les écosystèmes du talus et de la zone océanique.

V.A.8. Influence du changement climatique

Afin d'évaluer correctement le BEE, l'impact du changement climatique sur les écosystèmes doit être pris en compte : telle est la doctrine énoncée à l'issue d'un groupe de travail sur les problèmes transversaux liés à la révision des critères et des normes méthodologiques applicables au BEE des eaux marines (Anonyme 2015). Cette doctrine met en garde contre la tentation de définir le BEE en des termes trop étroits de composition spécifique et d'abondance incapables d'accommoder les variations naturelles ou liées au changement climatique, de sorte que le BEE serait inatteignable par sa définition même. Ainsi, la définition du BEE doit plutôt se baser sur une approche fonctionnelle (via la prise en compte de groupes fonctionnels plutôt que d'espèces) et se doit d'intégrer l'impact attendu du changement climatique afin de rester réaliste (Anonyme 2015 ; Elliott et al. 2015).

Pour être correcte, l'évaluation du BEE demande ainsi de pouvoir attribuer quelle est la part du changement climatique dans les variations observées au niveau du fonctionnement et de l'état des écosystèmes (Anonyme 2015:60). Pourtant cette quantification de l'effet du changement climatique n'est pas un objectif explicite de la DCSMM (Anonyme 2015:23). Ces considérations et provisions vis-à-vis du changement climatique sont louables et permettent de garder une évaluation réaliste. Cependant, cette doctrine ouvre aussi la possibilité d'entériner un changement des états de références (*shifting baselines* ; Pauly 1995 ; Pinnegard et Engelhard 2008) d'un cycle au suivant. Le danger serait alors de changer les conditions du BEE à chaque cycle : le BEE serait alors toujours atteint car il serait devenu une cible mouvante. Par exemple, OSPAR (2017a) souligne le problème du changement des états de références pour l'indicateur commun M3_OSPAR : *A potential issue with this type of quantitative trend thresholds, known as 'shifting baselines' is that each successive assessment uses a different starting point as the basis for comparison. This could result in a substantial cumulative decrease occurring over more than one six-year assessment period not being flagged as a problem, because in each six-year period the rate of decline remained below the assessment value (OSPAR, 2012)* [10].

[10] https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/seal-abundance-and-distribution/

Tenir compte de l'influence du changement climatique pour définir les seuils du BEE sans l'objectif explicite de pouvoir quantifier ou préciser ses effets apparaît paradoxal et difficilement tenable : il faut définir le BEE avec des états de références qui suivent le changement climatique tout en faisant attention à l'effet cumulé sur le long terme (OSPAR 2012). Mais cet effet cumulé pourrait également être interprété comme non pertinent car se référant à une période passée incommensurable avec les nouvelles conditions environnementales induites par le changement climatique (Anonyme 2015 ; Elliott et al. 2015).

La prise en compte de l'effet du changement climatique représente donc un défi pour l'évaluation du BEE. La modélisation ouvre les perspectives les plus prometteuses pour anticiper et quantifier ces effets du changement climatique sur les écosystèmes (Elliott et al. 2017 ; Abrahms et al. 2017) : la modélisation permet en effet de prédire des situations contrefactuelles[11] telles que « quel serait l'état écologique en l'absence de tel ou tel facteur ? ». Toutefois, dans le cas du changement climatique, ces exercices de modélisation nécessitent beaucoup de données avec une couverture spatiale et une profondeur temporelle suffisante. Dans le cas des mammifères marins, évaluer l'impact du changement climatique sur leur habitat serait théoriquement possible dans le cadre de la modélisation d'habitat dans le cas où des campagnes de type SAMM ou SCANS seraient menées de manière régulière.

Néanmoins, à l'heure actuelle, la non atteinte du BEE pour la composante mammifères marins des eaux marines françaises résulte entièrement des pressions anthropiques, en particulier des captures accidentelles de **petits odontocètes**, pour lesquelles des mesures sont envisageables.

[11] L'indicateur national MM_EME est aussi construit autour de cette philosophie d'utiliser la modélisation pour évaluer des contrefactuelles, *cf.* section III.B.3f.

V.B. SOUS RÉGION MARINE MERS CELTIQUES

V.B.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

Pour la composante « mammifères marins », le BEE n'est pas atteint pour la SRM MC.

Ce résultat provient de l'ampleur des captures accidentelles de marsouins communs et de dauphins communs. Ces captures sont estimées à l'aune de l'indicateur national MM_Capt. L'indicateur commun M6_OSPAR ne permettait pas de prendre une décision quant à l'atteinte du BEE. Les taux de captures accidentelles chez le marsouin et le dauphin commun sont préoccupants et notamment l'évolution du taux observé durant le premier cycle de la DCSMM chez le marsouin ainsi que les évènements extrêmes de mortalités observées chez le dauphin commun (Figure 31 ; Figure 34). De tels taux sont susceptibles d'affecter durablement la dynamique de population de ces espèces. La réduction de cette pression est un enjeu majeur pour le marsouin et le dauphin commun, et il apparait nécessaire d'en faire l'objet d'Objectifs Environnementaux dédiés pour le second cycle de la DSCMM.

La troisième espèce évaluée appartenant au groupe des **petits odontocètes** est le grand dauphin. L'évaluation concerne les populations côtières de Mer d'Iroise et du golfe Normand-Breton. Lors de l'évaluation initiale de 2012, le nombre d'individus recensés pour la population de l'Ile de Sein était de 29, un chiffre égal à celui estimé en 2015 (Louis et Ridoux 2015 ; Louis et al., 2017). Lors de l'évaluation initiale de 2012 de la population du golfe Normand-Breton, une augmentation de la population était soupçonnée : cette augmentation est confirmée. La distribution de ces populations est stable. Pour la population au large de grands dauphins, aucune conclusion ne peut être tirée quant à l'atteinte du BEE, par manque de puissance statistique ou par manque de données.

Concernant les **phoques** (phoques gris et phoques veaux-marins), le BEE est atteint. En effet, leurs populations montrent une augmentation constante dans le temps depuis le début des suivis en France (Figure 28, Figure 29). Au regard de l'évaluation initiale 2012, l'abondance et la distribution des **phoques** ont donc progressé : le BEE est atteint pour ce groupe. Néanmoins, les effectifs français de ces deux espèces ne représentent qu'une petite fraction des populations européennes.

Concernant les **mysticètes**, un seul critère est renseigné pour une espèce, le petit rorqual, à l'échelle de l'UGE (Figure 6). Huit estimations de l'abondance de petit rorqual sont disponibles et aucune tendance n'a été détectée (Hammond et al. 2017). Sous l'hypothèse que cette espèce était au BEE au moment de première campagne SCANS en 1994, le BEE est maintenu pour le petit rorqual, et de fait pour le groupe des **mysticètes**.

Par rapport à l'évaluation initiale de 2012, deux campagnes de grande envergure se sont déroulées dans les eaux françaises entre l'hiver 2011 et l'été 2016 : les campagnes SAMM et SCANS-III. Les campagnes SAMM ont permis de renforcer les connaissances sur les mammifères marins dans les eaux de la ZEE françaises, notamment au large. Les données SAMM ont permis de construire des modèles d'habitats pour les cétacés dans les eaux françaises (Lambert et al. 2017) et de faire des propositions informées et cohérentes en vue de renforcer le réseau Natura 2000 au large (Delavenne et al. 2017). Un critère complétement absent de l'évaluation en cours pour la composante mammifères marins est celui relatif à l'habitat (D1C5). Néanmoins, par rapport à l'évaluation initiale de 2012, des modèles d'habitats sont désormais disponibles pour les **petits odontocètes**, les **odontocètes grands plongeurs** et les **mysticètes** pour les SRM MMN et MC (Lambert et al. 2017).

Le critère D1C5 devrait donc être renseigné pour le prochain cycle DCSMM, à condition que les campagnes SAMM soient reconduites comme prévues dans le PdS et d'un effort de développement d'indicateurs adaptés.

V.B.2. Discussion sur la définition des seuils

Voir la section V.A.2.

V.B.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Voir la section V.A.3.

V.B.4. Justification de non-utilisation d'un critère

Voir la section V.A.4.

V.B.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

Voir la section V.A.5.

V.B.6. Présentation de la coopération régionale

Voir la section V.A.6.

V.B.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

Voir la section V.A.7.

V.B.8. Influence du changement climatique

Voir la section V.A.8.

V.C. SOUS RÉGION MARINE GOLFE DE GASCOGNE

V.C.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

Pour la composante « mammifères marins », le BEE n'est pas atteint pour la SRM GdG.

Ce résultat provient de l'ampleur des captures accidentelles de **petits odontocètes**, et notamment de dauphins communs. Ces captures sont estimées à l'aune de l'indicateur national MM_Capt. L'indicateur commun M6_OSPAR ne concerne pas le dauphin commun bien que des captures accidentelles de dauphins communs soient documentées par des programmes d'observateurs embarqués (par exemple OBSMER) et les échouages. Pour pallier cette lacune, l'indicateur national MM_Capt a été développé à partir des données d'échouages (Peltier et al. 2016) afin de renseigner le critère D1C1. Le taux de captures accidentelles observée chez le dauphin commun et les phénomènes récurrents de mortalité extrêmes sont très préoccupants (Figure 34). De tels taux sont susceptibles d'affecter durablement la dynamique de population de l'espèce. La réduction de cette pression est un enjeu majeur pour l'espèce et il apparait nécessaire d'en faire l'objet d'Objectifs Environnementaux dédiés pour le second cycle de la DSCMM.

Deux autres critères (D1C2 et D1C3) sont renseignés pour le dauphin commun. Un critère concerne l'abondance des dauphins communs estimée à partir des suivis SCANS, dont une troisième campagne a eu lieu en 2016. Le critère D1C3 est renseigné par l'indicateur national MM_EME. Cet indicateur fait l'hypothèse que les pressions responsables des pics d'échouages de dauphins communs (sur 3 jours) sont restées stables entre une période de référence (1997-2010) et le cycle en cours (2011-2016). Cette hypothèse n'est pas rejetée au vu des données collectées sur le cycle en cours : si on considère que le BEE était atteint pour ce critère sur la période de référence, alors il est maintenu sur le cycle en cours. Bien qu'il n'existe pas d'état initial documenté de manière adéquate pour la population de dauphins communs, c'est cette interprétation qui a été retenue.

Les autres espèces évaluées qui appartiennent au groupe des **petits odontocètes** sont le grand dauphin et le dauphin bleu et blanc. En comparaison avec évaluation initiale de 2012 : la distribution et l'abondance de ces deux espèces est stable d'après les indicateurs nationaux MM_Distri et MM_Abond. Toutefois, la précision statistique de ces deux indicateurs est faible, notamment pour l'indicateur MM_Abond. Cela résulte en grand partie du faible nombre d'observations : la campagne PELGAS dont sont issues les données utilisées pour le calcul de ces indicateurs couvrent essentiellement le plateau du GdG (Figure 21), alors que les grands dauphins et les dauphins bleu et blanc sont plutôt océaniques et abondants au niveau et au-delà du talus continental. Pour ces populations du large, l'indicateur M4b_OSPAR est également adéquat, mais aucune conclusion n'a pu être tirée pour ce cycle quant à l'atteinte du BEE par manque de puissance statistique ou par manque de données.

Concernant les **mysticètes** et les **odontocètes grands plongeurs**, le BEE est considéré comme atteint. Toutefois, cette conclusion découle des indicateurs nationaux MM_Distri et MM_Abond. Comme expliqué ci-dessus, la couverture du GdG par PELGAS se cantonne au plateau continental, alors que les **mysticètes** et les **odontocètes grands plongeurs** sont plus océaniques. L'indicateur M4b_OSPAR a pu être renseigné pour le petit rorqual et l'hypothèse nulle d'une abondance constante depuis 1994 n'a pas été rejetée, suggérant donc un maintien du BEE.

Par rapport à l'évaluation initiale de 2012, deux campagnes de grande envergure se sont déroulées dans les eaux françaises entre l'hiver 2011 et l'été 2016 : les campagnes SAMM et SCANS-III. Les campagnes SAMM ont permis de renforcer les connaissances sur les mammifères marins dans les eaux de la ZEE françaises, notamment au large. Les données SAMM ont en outre permis de construire des modèles d'habitats pour les cétacés dans les eaux françaises (Lambert et al. 2017) et faire des propositions informées et cohérentes en vue de renforcer le réseau N2000 au large (Delavenne et al. 2017). Un critère complètement absent de l'évaluation en cours pour la composante mammifères marins est celui relatif à l'habitat (D1C5). Néanmoins, par rapport à l'évaluation initiale de 2012, des modèles d'habitats sont désormais disponibles pour les **petits odontocètes**, les **odontocètes grands plongeurs** et les **mysticètes** pour le golfe de Gascogne (Lambert et al. 2017). Le critère D1C5 devrait donc être renseigné pour le prochain cycle DCSMM, à condition que les campagnes SAMM soient reconduites comme prévues dans le PdS et d'un effort de développement d'indicateurs adaptés.

V.C.2. Discussion sur la définition des seuils

Voir la section V.A.2.

Les indicateurs nationaux MM_Distri et MM_Abond sont directement inspirés de la méthodologie des indicateurs communs OSPAR et prêtent donc également le flanc à la critique sur le choix d'une hypothèse nulle ne correspondant à aucun changement. Pour remédier en partie à ce problème, l'erreur de type I (seuil de risque) a été relevée de 0,05 à 0,20 pour ces indicateurs. De plus, la faible précision de l'indicateur MM_Abond signifie que, bien que ce dernier suggère une stabilité de l'abondance, il est également compatible avec l'hypothèse d'un déclin de 5 % (l'intervalle de confiance à 80 % inclut la valeur -5, Tableau 28). Pour interpréter de manière correcte cet indicateur MM_Abond, il est donc nécessaire de regarder en détail la valeur numérique de l'indicateur (et pas seulement si son intervalle de confiance inclut 0 ou non), et notamment de s'assurer que cette valeur est centrée sur 0 ou positive.

Néanmoins, ce jugement reste informel car l'hypothèse statistique qui est testée est du type « un paramètre est-il égal à 0 », et ce type d'hypothèse statistique soufre de nombreux défauts (Boring 1919, Anderson et al. 2000, Krausman 2017, Amrhein 2018). Il sera nécessaire d'améliorer cette procédure lors du prochain cycle (*cf.* Dixon et Pechmann 2005 ; McBride et al. 2014 par exemple).

V.C.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Voir la section V.A.3.

V.C.4. Justification de non-utilisation d'un critère

Voir la section V.A.4.

V.C.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

Voir la section V.A.5.

V.C.6. Présentation de la coopération régionale

Voir la section V.A.6.

V.C.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

Voir la section V.A.7.

V.C.8. Influence du changement climatique

Voir la section V.A.8.

V.D. SOUS RÉGION MARINE MÉDITERRANÉE OCCIDENTALE

V.D.1. Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

L'atteinte du BEE pour la composante "Mammifères Marins" n'a pu être évaluée pour la SRM MO lors du premier cycle de la DCSMM.

Le manque de données standardisées de long terme et collectées à une échelle cohérente avec la distribution des espèces a été la principale limite rencontrée pour mettre en œuvre une évaluation quantitative à travers l'utilisation d'indicateurs renseignant les critères du BEE tels que défini par la directive. L'évaluation initiale de 2012 avait déjà mis en exergue le besoin d'acquisition de connaissances et de pérennisation des suivis de populations pour cette sous-région afin de disposer des données nécessaires à une évaluation quantitative du BEE. La réalisation de programmes tels que PACOMM (Programme d'Acquisition de Connaissances « Oiseaux et Mammifères Marins ») ou GDEGeM (Grand Dauphin Etude et Gestion en Méditerranée) conduits lors du premier cycle de la DCSMM, a néanmoins fait progresser significativement notre connaissance de l'abondance et de la distribution des cétacés en Méditerranée. Ces programmes permettront, si l'acquisition de données est maintenue, de calculer des indicateurs du BEE pour le prochain cycle.

Le défaut d'une évaluation quantitative de l'atteinte du BEE pour les mammifères marins en 2018 pour la SRM MO ne doit pas occulter les pressions pesant sur ces populations. L'UICN a ainsi classé comme vulnérables le grand dauphin, le rorqual commun et le dauphin bleu et blanc, et en danger le cachalot et le dauphin commun (UICN, 2012). Les données issues du suivi des échouages pour la France indiquent des taux notables de mortalités additionnelles causées par des captures accidentelles (notamment pour le grand dauphin) et des collisions (notamment pour le rorqual commun). Des études dans les eaux italiennes et au sein du Sanctuaire Pelagos ont révélé des niveaux de contamination en phtalates chez le rorqual commun pouvant être dus à l'ingestion de microplastiques (Fossi et al. 2014). Néanmoins, les concentrations en contaminants organiques et métalliques observées chez les delphinidés retrouvés échoués sur le littoral français semblent stables, voire en légère baisse, depuis les années 1990 (Wafo et al. 2012a ; Wafo et al. 2014). Les fortes densités de débris en mer représentent une menace pour de nombreuses espèces marines en Méditerranée (Galgani et al. 2014). Les grands plongeurs comme les cachalots et les baleines becs s'alimentant essentiellement de céphalopodes, et sont parmi les espèces de cétacés les plus souvent affectées (Unger et al. 2016). Enfin, le développement d'activités de loisirs en mer peut engendrer d'importants dérangements et stress, en particulier les activités ciblant directement les cétacés comme le "*whale watching*" et la nage avec les dauphins.

Les objectifs environnementaux pour le 2nd cycle de la DCSMM devront donc prendre en considération l'impact de ces pressions sur l'état des populations de mammifères marins malgré l'absence d'une évaluation du BEE en 2018 pour ces espèces en Méditerranée.

V.D.2. Discussion sur la définition des seuils

Pour la SRM MO, l'absence de données disponibles adéquates au calcul d'indicateurs du BEE n'a pas permis de conduire des travaux sur la définition des seuils. Néanmoins, les seuils pour les indicateurs d'abondance et de mortalité additionnelle devront à l'avenir être cohérents avec ceux définis pour les autres sous-régions marines à travers le travail des CMR et au sein des accords régionaux sur les cétacés tels que l'ACCOBAMS et l'ASCOBANS.

V.D.3. Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Pour la SRM MO, l'absence de données disponibles adéquates au calcul d'indicateurs du BEE n'a pas permis d'évaluer la pertinence de ces indicateurs pour les mammifères marins. En conséquence, la confiance que l'on peut porter dans l'évaluation en est grandement diminuée.

La fiabilité des résultats pour la SRM MO est faible. La disponibilité des données, la maturité des méthodes et la précision des résultats sont faibles, principalement dû au manque de données quantitatives permettant de renseigner les indicateurs.

V.D.4. Justification de non-utilisation d'un critère

Pour la SRM MO, l'absence de données disponibles adéquates au calcul d'indicateurs du BEE n'a pas permis de renseigner quantitativement les critères du descripteur D1 pour la thématique "Mammifères Marins".

V.D.5. Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

Dans le cadre de la convention de Barcelone, aucun indicateur commun n'était encore opérationnel pour l'évaluation de l'état des populations de mammifères marins à l'issue du 1er cycle de la DCSMM.

V.D.6. Présentation de la coopération régionale

L'ACCOBAMS a exprimé son intérêt pour développer la coopération régionale pour la mise en œuvre de la DCSMM. Durant le premier cycle, pour initier des échanges transnationaux, une analyse a été menée à travers un questionnaire adressé à tous les Etats membres pour comparer notamment comment les cétacés étaient pris en compte dans la mise en œuvre de la DCSMM à l'échelle de chacun d'entre eux. Cette étude a mis en évidence une assez forte hétérogénéité entre les Etats membres qui pourrait entraver la capacité à mettre en œuvre une évaluation cohérente du bon état écologique des mammifères marins à l'échelle régionale (Authier et al., 2017b). L'ACCOBAMS souhaiterait en conséquence stimuler la collaboration régionale pour se rapprocher des objectifs fixés par la directive. Ainsi une grande campagne de recensement couvrant une large partie de la Méditerranée (ACCOBAMS Survey Initiative) devrait avoir lieu pendant l'été 2018 en coordination avec les différents Etats membres. La mise en place au sein de l'ACCOBAMS d'un groupe de travail spécifique à la DCSMM devrait également permettre de stimuler la coopération pour établir à l'échelle régionale et de manière concertée, les éléments nécessaires à la réalisation d'une évaluation quantitative du BEE en accord avec la directive (la liste des espèces représentatives, la définition des seuils, les méthodologies d'agrégation et d'intégration).

V.D.7. Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

L'enjeu du programme de surveillance pour la SRM MO est la pérennisation de suivis permettant l'obtention de données de long terme cohérentes avec la distribution spatiale et la longévité des mammifères marins. En ce sens, la campagne de recensement aérienne SAMM en 2011 - 2012 et sa répétition prévue en 2018 – 2019 fournira une première évaluation des variations d'abondance et de distribution à l'échelle de l'ensemble de la SRM et pour deux saisons (hiver et été). La mise en place d'un protocole pérenne d'observation de la mégafaune marine lors de la campagne Ifremer PELMED fournira pour le golfe du Lion, les données nécessaires au calcul de l'indicateur d'abondance utilisé pour le golfe de Gascogne à partir des données collectées lors de la campagne Ifremer PELGAS. Le suivi des échouages fournit la plus longue série historique de données et de prélèvements biologiques pour les mammifères marins en Méditerranée. Un renforcement de la valorisation et de l'utilisation des données et prélèvements collectés par le RNE a la potentialité pour renseigner quantitativement des critères du BEE pour les mammifères marins, notamment pour évaluer l'intensité des pressions (e.g. mortalité par collisions et par captures accidentelles, niveaux de contamination) et le suivi de paramètres biodémographiques et physiologiques clés.

Pour renforcer et compléter ces actions déjà identifiées dans le programme de surveillance, le programme GDEGeM a ouvert la voie à un suivi des grands dauphins à

l'échelle du plateau continental de la Méditerranée française. La valorisation des données collectées devrait conduire à une recommandation pour la mise en place d'un suivi adapté pour le second cycle de la DCSMM. Un réseau d'observation de la mégafaune marine et des activités humaine sur les lignes de Ferry en Méditerranée (*Fixed Line Transect Med Monitoring Network* ; Arcangeli et al. 2012 ; David et al. 2016) a démarré en 2007 en Italie et couvre aujourd'hui 11 lignes. Une seule ligne pour l'instant est couverte par la France (ligne Toulon-Ajaccio) mais d'autres lignes pourraient être exploitées notamment au départ de Marseille et Sète. Ce dispositif de suivi n'est pas encore soutenu en France dans le cadre du programme de surveillance mais possède toute la potentialité pour offrir une couverture cohérente de la Méditerranée Occidentale tout au long de l'année. Outre la participation à un dispositif reposant sur la collaboration régionale, ce suivi en France pourrait compléter significativement la campagne PELMED qui n'a lieu qu'en été sur le plateau continental du golfe du Lion.

Les priorités de recherche durant le second cycle devront permettre de répondre aux principales lacunes pouvant affecter la pertinence de l'évaluation de l'atteinte du BEE pour les mammifères marins :

- la définition des unités de gestions pour les cétacés (e.g. Gimenez et al. 2018), notamment pour les grands dauphins qui sont d'un enjeu considérable pour évaluer l'impact des pressions à une échelle démographique cohérente ;
- le développement d'indicateur(s) pour le D1C5 reposant sur la modélisation des données collectées lors des campagnes SAMM et MEGASCOPE pour définir les habitats favorables et leur évolution, ainsi que pour prédire les effets des pressions (e.g. bruits ou changements climatiques) sur leur étendue ;
- la définition des seuils nécessitent des travaux de modélisation pour obtenir des valeurs robustes, scientifiquement cohérentes et pouvant faire consensus entre les Etats membres ;
- le développement d'indicateurs d'impact (stress et effets des pressions), qui eux seuls pourront prévenir précocement d'une dégradation du BEE des mammifères marins avant de constater tardivement les effets de pressions sur les indicateurs d'abondance ;
- le développement d'indicateurs pouvant renseigner les espèces océaniques (grandes baleines et cétacés grands plongeurs) peu évaluées lors du premier cycle requiert des efforts d'acquisition de connaissances et de recherches sur ces espèces et plus largement sur les écosystèmes du talus et de la zone océanique.

V.D.8. Influence du changement climatique

Voir la section V.A.8.

VI. Conclusion

L'évaluation 2018 du BEE a permis la première évaluation quantitative de l'état des populations des mammifères marins dans les eaux françaises métropolitaines. Des indicateurs quantitatifs ont ainsi pu être construits et calculés au minimum pour une espèce pour l'ensemble des critères du Descripteur 1 à l'exception du D1C5. Cette évaluation est certes incomplète à l'échelle de l'ensemble de la composante "Mammifères marins", et est inégale entre les sous régions marines. Le premier cycle de la DCSMM a ainsi permis de mettre en évidence le manque de connaissance et de séries de données de long terme (Tableau 36), en particulier pour les espèces océaniques comparativement aux espèces plus côtières, et plus globalement pour la Méditerranée comparativement à l'Atlantique (Tableau 37). Ainsi, si l'évaluation de certaines espèces comme les phoques, les dauphins communs ou les marsouins communs apparaissent robustes, aucune conclusion n'a pu être faite sur de nombreuses espèces de cétacés (Tableau 37).

Tableau 36 : Fiabilité de l'évaluation 2018 du BEE pour la composante « mammifères marins » du Descripteur 1 (Biodiversité). Vert : fort, Orange : Modéré, Rouge : faible.

	échelle OSPAR		
SRM	Données	Maturité	Précision
MMN	modérée	modérée	faible
MC	modérée	modérée	faible
GdG	modérée	modérée	faible
MO	faible	faible	faible

Tableau 37 : Synthèse de l'évaluation 2018 du BEE pour la composante « mammifères marins » du Descripteur 1 (Biodiversité). La notation A/B/C indique (A) le nombre d'espèces pour lesquelles le BEE est atteint, (B) le nombre d'espèces évaluées, et (C) d'espèces pertinentes à évaluer respectivement. Vert : BEE atteint, Rouge : BEE non atteint, Blanc : pas d'évaluation

SRM	Mammifères marins			
	Mysticètes	Petits odontocètes	Odontocètes grands plongeurs	Phoques
MMN	1 / 1 / 1	2 / 3 / 3	- / - / 0	2 / 2 / 2
MC	1 / 1 / 3	1 / 3 / 4	- / 0 / 7	2 / 2 / 2
GdG	2 / 2 / 3	2 / 4 / 4	2 / 2 / 7	- / - / 0
MO	- / 0 / 1	- / 0 / 2	- / 0 / 4	- / - / 0

Pour les espèces évaluées, les critères renseignant l'abondance et la distribution des mammifères marins suggèrent soit l'absence de variation significative pour les cétacés, soit une augmentation pour les phoques. Par contre, l'intensité des pressions pesant sur les cétacés ne semble pas compatible avec l'atteinte du BEE. Ainsi, dans toutes les sous-régions marines de l'Atlantique, les taux de captures accidentelles chez le marsouin et le dauphin commun dépassent les valeurs seuils du bon état écologique.

Les taux de captures observés en Méditerranée pour le grand dauphin et le dauphin bleu et blanc sont préoccupants, tout comme les taux de collisions observés chez les grandes baleines. Enfin, le niveau de contamination des mammifères marins n'a pas pu être évalué quantitativement lors de ce cycle mais des mesures réalisées sur des grands dauphins et des marsouins dans les sous-régions marines de l'Atlantique ont révélés des valeurs préoccupantes.

Pour le second cycle, les résultats de l'évaluation devraient conduire à fixer des objectifs environnementaux spécifiques de réduction des captures accidentelles sur les petits cétacés, et donc à adopter des mesures pour soutenir ces objectifs afin d'atteindre le BEE pour ces espèces. Les priorités de surveillance et de recherche devront permettre de combler les lacunes identifiées au premier cycle, notamment sur l'acquisition de données de long terme nécessaires au calcul d'indicateurs quantitatifs, et en particulier pour les espèces océaniques et la Méditerranée (Tableau 37). Les efforts de développement numérique et de modélisation devront être poursuivis pour disposer d'indicateurs et de valeurs seuils robustes essentiels à une évaluation cohérente du BEE. Enfin, les caractéristiques intrinsèques des mammifères marins (mobilité, durée de vie, faible taux de reproduction, faible résilience, …) imposent de progresser sur la délimitation des unités de gestion qui est indispensable pour une évaluation de l'impact des pressions à des échelles démographiques cohérentes. Des indicateurs précoces d'effets devront aussi être développés à l'avenir car il est souvent trop tard pour prendre des mesures de conservation efficaces lorsqu'une diminution de l'abondance est détectée.

VII. Références bibliographiques

Agresti A., Coull, B. A. 1998. Approximate is Better than "Exact" for Interval Estimation of Binomial Proportions. The American Statistician 52, 119-126. doi:10.1080/00031305.1998.10480550 (http://www.stat.ufl.edu/~aa/articles/agresti_coull_1998.pdf)

Amandè M.J., Chassot E., Chavance P., Murua H., de Molina A.D., Bez N. 2012. Precision in bycatch estimates: the case of tuna purse-seine fisheries in the Indian Ocean. ICES Journal of Marine Science 69, 1501–1510. doi:10.1093/icesjms/fss106 (https://academic.oup.com/icesjms/article/69/8/1501/702198/Precision-in-bycatch-estimates-the-case-of-tuna)

Amrhein V. 2018. Inferential Statistics is not Inferential. Sci Five blog, dernier accès le 28/02/2018. https://medium.com/sci-five-university-of-basel/inferential-statistics-is-not-inferential-1c9e0d9a82d8

Anderson D., Burnham K., Thompson W. 2000. Null Hypothesis Testing: Problems, Prevalence, and an Alternative. Journal of Wildlife Management, 64, 912-923. (https://wolfweb.unr.edu/~ldyer/classes/396/nulltests.pdf)

Anonyme 2015. Review of the GES Decision 2010/477/EU and MSFD Annex III - cross-cutting issues (Version 5.0: 01/10/2015). https://circabc.europa.eu/sd/a/edb49c63-b374-4cef-904d-20266f1ae62e/MSCG_17-2015-06_GESCross-cuttingIssues_v5.doc

Arcangeli A., Tepsich P., Crosti R., Moulins A., Campana I., Carcassi S., Tringali M., Luperini C., Internullo E., Monaco C., Muzi E., Ruvolo A., David L., Di-Méglio N., Houard T., Rosso M., Pellegrino G., Fabiano, Floridia S. 2012. A fixed line transect network to monitor cetacean diversity in central-western Mediterranean sea. Poster présenté à Galway, Irlande, lors de la 26ème Conférence annuelle de la Société Européenne de Cétologie (European Cetacean Society). (http://www.accademiadelleviatano.org/pubblicazioni/ecs_2012.pdf)

Arcangeli A., Marini L., Crosti R. 2013. Changes in cetacean presence, relative abundance and distribution over 20 years along a trans-regional fixed line transect in the Central Tyrrhenian Sea. Marine Ecology 34, 112-121. doi:10.1111/maec.12006 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/maec.12006/abstract)

ASCOBANS 2000. Annex O - Report of the IWC-ASCOBANS Working Group on Harbour Porpoises. Journal of Cetacean Research and Management, 2 (Suppl), 297-305 (http://www.ascobans.org/en/document/report-iwc-ascobans-working-group-harbour-porpoises-2000).

Authier M., Dorémus G., Van Canneyt O., Boubert J-J., Gautier G., Doray M., Duhamel E., Massé J., Petitgas P., Ridoux V., Spitz J. 2018. Exploring Change in the Relative Abundance of Marine Megafauna in the Bay of Biscay, 2004-2016. Progress in Oceanography

Authier M., Peltier H., Dorémus G., Dabin W., Van Canneyt O., Ridoux V. 2014. How much are stranding records affected by variation in reporting rates? A case study of small delphinids in the Bay of Biscay. Biodiversity and Conservation 23 (10), 2591–2612. doi:10.1007/s10531-014-0741-3. (http://www.cebc.cnrs.fr/publipdf/2014/ABC23_2014.pdf)

Authier M., Blanck A., Ridoux V., Spitz, J. 2017a. Conservation Science for Marine Megafauna in Europe: Historical Perspectives and Future Directions. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 1-7. doi:10.1016/j.dsr2.2017.05.002 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064517301637)

Authier M., Descroix Commanducci F., Genov T., Holcer D., Ridoux V., Salivas M., Santos M.B., Spitz J. 2017b. Cetacean conservation in the Mediterranean and Black Seas: Fostering transboundary collaboration through the European Marine Strategy Framework Directive. Marine Policy 82, 98-103. doi: (http://www.cebc.cnrs.fr/publipdf/2017/AMP82_2017.pdf)

Barbier M., Gimenez O., Labach H. 2015. Abondance et répartition spatio-temporelle et fonctionnelle du Grand Dauphin en Corse. Projet GDEGeM Grand Dauphin Etude et Gestion en Méditerranée 2013-2015. Rapport du GIS3M. 67 pp. + annexes. (http://www.gdegem.org/sites/gdegem.org/files/documentation/gdegem_rapport_regional_corse.pdf)

Benoît H., Allard, J. 2008. Can the Data from at-Sea Observer Surveys be Used to Make General Inference about Catch Composition and Discards? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66, 2025-2039. doi:10.1139/F09-116 (http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdfplus/10.1139/F09-116)

Boring E.G. 1919. Mathematical vs. Scientific Significance. The Psychological Bulletin, 16, 335-338. (http://psycnet.apa.org/record/1926-02603-001)

Bouchard C., Bracken C., Dabin W., Van Canneyt O., Ridoux V., Spitz J., Authier M. en révision. A risk-based indicator for marine mammal conservation: strandings and probabilistic forecast of extreme mortality events.

Buckland S.T., Rexstad, E.A., Marques, T.A., Oedekoven, C.S. 2015. **Distance Sampling: Methods and Applications**. Springer, Methods in Statistical Ecology, 1st Edition. doi:10,1007/978-3-319-19219-2

Cates K., DeMaster D.P., Brownell Jr R.L., Silber G., Gende S., Leaper R., Ritter F., Panigada S. 2017. Strategic Plan to Mitigate the Impacts of Ship Strikes on Cetacean Populations: 2017-2020. Report presented to the meeting of the Conservation Committee of the International Whaling Commission IWC/66/CC20, 19 pages. (https://iwc.int/private/downloads/dr1UJzeCuNpAWs9Xf9caBw/IWC_Strategic_Plan_on_Ship_Strikes_Working_Group_FINAL.pdf)

Coles S., Pericchi L. 2003. Anticipating catastrophes through extreme value modelling. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics) 52(4), 405–416. doi:10.1111/1467-9876.00413 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1467-9876.00413)

Cook J., Wathen, J.K. Nguyen, H. 2013. ParameterSolver. The University of Texas MD. Anderson Cancer Center (https://biostatistics.mdanderson.org/softwaredownload/SingleSoftware.aspx?Software_Id=6)

Cury P., Boyd I., Bonhommeau S., Anker-Nilssen T., Crawford R., Furness R., Mills J., Murphy E., Österblom H., Paleczny M., Piatt J., Roux J-P., Shannon L., Sydeman W. 2011. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion - One-Third for the Birds. Science 334, 1703-1706. doi:10.1126/science.1212928 (http://archimer.ifremer.fr/doc/00056/16770/14307.pdf)

Dabin W. 2016. Observatoire Pelagis - Reseau National Echouage (French stranding network) strandings 1934-2015. OBIS-SEAMAP (http://seamap.env.duke.edu/dataset/1406).

Daniel P. 2004. MOTHY Modèle Océanique De Transport d'HYdrocarbures. Documentation Technique. (http://www.meteorologie.eu.org/mothy/index-fr.html)

David L., Di-Méglio N., Roul M. 2016. Monitoring Ferry: 2014/2016 - Rapport Final Octobre 2016. 63 pp. (http://www.sanctuaire-pelagos.org/It/tous-les-telechargements/etudes-scientifiques-studi-scientifici-studies/etudes-francaises/791-14-028-monitoring-ferry/file)

Delavenne J., Lepareur F., Witté I., Touroult J., Lambert C., Pettex E., Virgili A., Siblet J.-P. 2017. Spatial conservation prioritization for mobile top predators in French waters: Comparing encounter rates and

predicted densities as input. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 275-284. doi:10.1016/j.dsr2.2017.05.003 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064517301649)

Denny M.W., Hunt L.J.H., Miller L.P., Harley C.D.G. 2009. On the prediction of extreme ecological events. Ecological Monographs 79(3), 397–421. doi:10.1890/08-0579.1 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/08-0579.1)

Dixon P.M., Pechmann J.H.K. 2005. A statistical test to show negligible trend. Ecology 86(7), 1751-1756. doi:10.1890/04-1343 (http://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1058&context=stat_las_pubs)

Dorémus G. 2016. Observatoire PELAGIS boat surveys 2003-2015. OBIS-SEAMAP (http://seamap.env.duke.edu/dataset/1403).

Elliott M., Borja Á., McQuatters-Gollop A., Mazik K., Birchenough S., Andersen J.H., Painting S., Peck M. 2015. Force majeure: Will climate change affect our ability to attain Good Environmental Status for marine biodiversity? Marine Pollution Bulletin 95, 7-27. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.03.015 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X15001472)

Faunce C.H., Barbeaux S.J. 2011. The frequency and quantity of Alaskan groundfish catcher-vessel landings made with and without an observer. ICES Journal of Marine Science 68(8) 1757-1763. doi:10.1093/icesjms/fsr090 (https://academic.oup.com/icesjms/article/68/8/1757/753689/The-frequency-and-quantity-of-Alaskan-groundfish)

Forcada J., Notarbartolo di Sciara G., Fabbri F. 1995. Abundance of fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. Mammalia 59, 127-140. doi:10.1515/mamm.1995.59.1.127 (www.disciara.net/downloads/Forcada_etal_1995.pdf)

Forcada J., Aguilar A., Hammond P., Pastor X., Aguilar R. 1996. Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean sea during the summer. Journal of Zoology 238, 23-34. doi:10.1111/j.1469-7998.1996.tb05377.x (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05377.x)

Forcada J., Hammond P. 1998. Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. Journal of Sea Research 39, 313-325. doi:10.1016/S1385-1101(97)00063-4 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385110197000634)

Fossi M.C., Coppola D., Baini M., Giannetti M., Guerranti C., Marsili L., Panti C., de Sabata E., Clò S. 2014. Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). Marine Environmental Research 100, 17-24. doi:10.1016/j.marenvres.2014.02.002 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113614000373)

Galgani F., Claro F., Depledge M., Fossi C. 2014. Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD): Constraints, specificities and recommendations. Marine Environmental Research 100, 3-9. doi:10.1016/j.marenvres.2014.02.003 (http://archimer.ifremer.fr/doc/00177/28822/27299.pdf)

Gannier A. 2006. Le peuplement estival de cétacés dans le Sanctuaire Marin Pelagos (Méditerranée nord-occidentale): distribution et abondance. Mammalia 70(1), 17–27. doi:10.1515/MAMM.2006.003 (https://www.cetaces.org/wp-content/uploads/2009/07/Gannier06_abond.pdf)

Giménez J., Louis M., Barón E., Ramírez F., Verborgh P., Gauffier P., Esteban R., Eljarrat E., Barceló D., Forero M.G., de Stephanis R. 2018. Towards the identification of ecological management units: A

multidisciplinary approach for the effective management of bottlenose dolphins in the southern Iberian Peninsula. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. doi: 10.1002/aqc.2814 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aqc.2814/abstract)

Gnone G., Bellingeri M., Dhermain F., Dupraz F., Nuti S., Bedocchi D., Moulins A. , Rosso M., Alessi J., McCrea R.S., Azzellino A., Airoldi S., Portunato N., Laran S., David L., Di Meglio N., Bonelli P., Gionata Montesi G., Trucchi R., Fossa F., Wurtz, M. 2011. Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 21, 372–388. doi:10.1002/aqc.1191 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aqc.1191/full)

Goetz S., Read F.L., Ferreira M., Portela J.M., Santos M.B., Vingada J., Siebert U., Marçalo A., Santos J., Araújo, H., Monteiro S., Caldas M., Riera, M., Pierce G.J. 2015. Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean-fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems 25, 138–154. doi:10.1002/aqc.2481 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aqc.2481)

Grémillet D., Pichegru L., Kuntz G., Woakes A., Wilkinson S., Crawford R., Ryan P. 2008. A Junk-Food Hypothesis for Gannets Feeding on Fishery Waste. Proceedings of the Royal Society of London series B 275, 1149-1156. doi:10.1098/rspb.2007.1763 (http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/275/1639/1149.short)

Hall A., Hugunin K., Deaville R., Law R., Allchin C., Jepson P. 2006. The Risk of Infection from Polychlorinated Biphenyl Exposure in the Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*): a Case-Control Approach. Environmental Health Perspectives 114, 704-711. doi:10.1289/ehp.8222 (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1459923/)

Halpin P.N., ReadA.J., Best B.D., Hyrenbach K.D., Fujioka E., Coyne M.S., Crowder L.B., Freeman S.A., Spoerri C. 2006. OBIS-SEAMAP: Developing a biogeographic research data commons for the ecological studies of marine mammals, seabirds, and sea turtles. Marine Ecological Progress Series 316, 239-246. doi:10.3354/meps316239 (http://www.int-res.com/articles/meps_oa/m316p239.pdf)

Hammond P.S., Berggren P., Benke H., Borchers D.L., Collet A., Heide-Jørgensen M.P., Heimlich S., Hiby A.R., Leopold M.F., Øien N. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Journal of Applied Ecology 39, 361–376. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00713.x (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2664.2002.00713.x)

Hammond P.S., Macleod K., Berggren P., Borchers D.L., Burt L., Cañadas A., Desportes G., Donovan G.P., Gilles A., Gillespie D., Gordon, J., Hiby L., Kuklik I., Leaper R., Lehnert K., Leopold M., Lovell P., Øien N., Paxton C., Ridoux V., Rogan E., Samarra F., Scheidat M., Sequeira M., Siebert U., Skov H., Swift R., Tasker M., Teilmann J., Van Canneyt O., Vázquez J. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. Biological Conservation 164, 107–122. doi:10.1016/j.biocon.2013.04.010 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713001055)

Hammond P.S., Lacey C., Gilles A., Visquerat S., Börjesson P., Herr H., Macleod K., Ridoux V., Santos M.B., Scheidat M., Teilmann J., Vingada J., Øien N. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Final report. 26 pp. (https://synergy.st-andrews.ac.uk/scans3/files/2017/05/SCANS-III-design-based-estimates-2017-05-12-final-revised.pdf)

ICES 2010. Report of the Workshop to Evaluate Aspects of EC Regulation 812/2004 (WKREV812), 28–30 September 2010, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM:57. 67 pp. (http://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ICES_WKREV812_final-updated_2011.pdf)

ICES 2013. Report of the working group on Bycatch of Cetaceans and other Protected Species (WGBYC). 20-22 March, 2013 Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM: 36, 55 pp. (http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2013/WKBYC/wkbyc_2013.pdf)

ICES 2014. Report of the working group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 10-13 March, 2014 Woods Hole, Massachusetts, USA. ICES CM 2014/ACOM: 27, 230 pp. (http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2014/WGMME/wgmme_2014.pdf)

ICES 2016. Report of the working group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 8-11 February, 2016 Madrid, Spain. ICES CM 2016/ACOM:26, 117 pp. (http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2016/WGMME/wgmme_2016.pdf)

UICN 2012. Mammifères marins et tortues marines de la Méditerranée et de la mer Noire. Gland, Suisse et Malaga, Espagne. 32 pp. (https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2012-022-Fr.pdf)

Katz R.W., Brush G.S., Parlange, M.B. 2005. Statistics of extremes: Modeling ecological disturbances. Ecology 86 (5), 1124–1134. doi:10.1890/04-0606 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/04-0606)

King G. Tomz M. Wittenberg J. 2000. Making the Most of Statistical Analyses: Improving Interpretation and Presentation. American Journal of Political Science 44, 341-355. doi:10.2307/2669316 (https://web.stanford.edu/~tomz/pubs/ajps00.pdf)

Krausman P.R. 2017. P-values and Reality. The Journal of Wildlife Management, 81 (4), 562-563. doi: 10.1002/jwmg.21253 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jwmg.21253/pdf).

Kuiken T., Hartmann M.G. 1993. Cetacean pathology: dissection techniques and tissue sampling. In: Kuiken, T., Hartmann, M.G. (Eds.), Proceedings of the European Cetacean Society Workshop. Presented at the European Cetacean Society, Leiden, Netherlands, pp. 39.

Laist D.W., Knowlton A.R., Mead J.G., Collet A.S, Podesta M. 2001. Collisions between Ships and Whales. Marine Mammal Science 17, 35-75. doi:10.1111/j.1748-7692.2001.tb00980.x http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1748-7692.2001.tb00980.x)

Lambert C., Pettex, E., Dorémus, G. Laran S., Stephan E., Van Canneyt O., Ridoux V. 2017a. How does ocean seasonality drive habitat preferences of highly mobile top predators? Part II: The eastern North-Atlantic. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 133-154. doi: (http://www.cebc.cnrs.fr/publipdf/2017/LDSRII141c_2017.pdf)

Laran S., Delacourtie F., Di Fulvio T., David L., Di Méglio N., Monestiez P. 2012. Synthèse sur la distribution des cétacés dans le Sanctuaire PELAGOS et les eaux adjascentes, mise en relation avec leur environnement. Scientific Reports of Port-Cros national park 26, 119-148. (http://www.portcrosparcnational.fr/var/ezwebin_site/storage/original/application/9a33375e4f960e6a2dd2368189484f21.pdf)

Laran S., Gannier A. 2006. Long term trend in the fin whale sighting rate, sea surface temperature and primary production in the Ligurian Sea. Workshop on Climatic changes, European Cetacean Society, Gdynia, Poland.

Laran S., Pettex E., Authier M., Blanck A., David L., Dorémus G., Falchetto H., Monestiez P., Van Canneyt O., Ridoux V. 2017a. Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French watersPart I: The North-Western Mediterranean, including the Pelagos sanctuary. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 20–30. doi:10.1016/j.dsr2.2016.12.011 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096706451630409X)

Laran S., Authier M., Blanck A., Dorémus G., Falchetto H., Monestiez P., Pettex E., Stephan E., Van Canneyt O., Ridoux V. 2017b. Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters- Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 31–40. doi:10.1016/j.dsr2.2016.12.012 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064516304088)

Louis M., Buanic M., Lefeuvre C., Nilliot P.L., Ridoux V., Spitz J. 2017. Strong bonds and small home range in a resident bottlenose dolphin community in a Marine Protected Area (Brittany, France, Northeast Atlantic). Marine Mammal Science 33, 1194-1203. doi:10.1111/mms.12419 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/mms.12419)

Louis M., Ridoux V. 2015. Suivi des grands dauphins et des petits cétacés dans le Parc Natural Marin d'Iroise - Novembre 2015. Rapport scientifique de l'Observatoire Pelagis. 30 pp.

Louis M., Gally F., Barbraud C., Béesau J., Tixier P., Simon-Bouhet B., Rest K.L., Guinet C. 2015. Social Structure and Abundance of Coastal Bottlenose Dolphins, *Tursiops truncatus*, in the Normano-Breton Gulf, English Channel. Journal of Mammalogy 96, 481–493. doi:10.1093/jmamma/gyv05 (http://www.cebc.cnrs.fr/publipdf/2015/LJM96_2015.pdf)

McBride G., Cole R.G., Westbrokke I., Jowett I. 2014. Assessing Environmentally Significant Effects: a Better Strength-of-Evidence than a Single P Value. Environmental Monitoring and Assessment 186, 2729-2740. doi:10.1007/s10661-013-3574-8 (https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-013-3574-8)

Mangel M. 1993. Effects of high-seas driftnet fisheries on the Northern right whale dolphin (*Lissodelphis borealis*). Ecological Applications, 3, 221-229 (https://www.jstor.org/stable/1941825)

Mannocci L., Dabin W., Augeraud-Véron E., Dupuy J.-F., Barbraud C., Ridoux V. 2012. Assessing the Impact of Bycatch on Dolphin Populations : the Case of The Common Dolphin in the Eastern North Atlantic. PLoS ONE, 7: e32615. (http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0032615)

Moore, M. 2014. How We All Kill Whales. ICES Journal of Marine Science, 71, 760-763. doi:10.1093/icesjms/fsu008 (https://academic.oup.com/icesjms/article/71/4/760/670509)

Moore J.E., Cox T.M., Lewison R.L., Read A.J., Bjorkland R., McDonald S.L., Crowder L.B., Aruna E., Ayissi I., Espeut P., Joynson-Hicks C., Pilcher N., Poonian C.N.S., Solarin B., Kiszka J. 2010. An interview-based approach to assess marine mammal and sea turtle captures in artisanal fisheries. Biological Conservation 143, 795–805. doi:10.1016/j.biocon.2009.12.023 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S000632070900531X)

Oliveira N., Henriques A., Miodonski J., Pereira J., Marujo D., Almeida A., Barros N., Andrade J., Marçalo A., Santos J., Oliveira I.B., Ferreira M., Araújo H., Monteiro S., Vingada J., Ramírez I., 2015. Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: an assessment through on-board observations and fishermen interviews. Global Ecology and Conservation 3, 51–61. doi:10.1016/j.gecco.2014.11.006. (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989414000687)

Oro D., Furness R. 2002. Influences of Food Availability and Predation on Survival of Kittiwakes. Ecology 83, 2516-2528. doi:10.2307/3071811 (www.jstor.org/stable/3071811)

OSPAR 2017a. Common indicator assessment of M3-Seal abundance and distribution. Applicable to the Greater North Sea and Celtic Seas (OSPAR Regions II and III). (https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/seal-abundance-and-distribution)

OSPAR 2017b. M-4 A: Abundance and Distribution of Coastal Bottlenose Dolphins. (https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/abundance-distribution-cetaceans/abundance-and-distribution-coastal-bottlenose-dolphins)

OSPAR 2017c. Abundance and distribution of cetaceans other than coastal bottlenose dolphins and killer whales. (https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/abundance-distribution-cetaceans/abundance-and-distribution-cetaceans/)

OSPAR 2017d. Harbour Porpoise Bycatch. (https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-mammals/harbour-porpoise-bycatch/)

OSPAR, 2012. MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity. Version 3.2. OSPAR Biodiversity Series. http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00581/p00581_advice%20document%20d1_d2_d4_d6_biodiversity.pdf

Panigada S., Pesante G., Zanardelli M., Capoulade F., Gannier A., Weinrich M.T. 2006. Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. Marine Pollution Bulletin 52, 1287-1298. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.03.014 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X06001238)

Panigada S., Lauriano G., Burt L., Pierantonio N., Donovan G. 2011. 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 (http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0022878)

Panigada S., Lauriano G., Donovan G., Pierantonio N., Cañadas A., Vázquez J.A., Burt, L. 2017. Estimating Cetacean Density and Abundance in the Central and Western Mediterranean Sea Through Aerial Surveys: Implications for Management. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 41–58. doi:10.1016/j.dsr2.2017.04.018 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064517301418)

Pauly D. 1995. Anecdotes and the Shifting Baseline Syndrome of Fisheries. Trends in Ecology and Evolution 10(10), 430. doi:10.1016/S0169-5347(00)89171-5 (http://www.webpages.uidaho.edu/envs501/downloads/Pauly%201995.pdf)

Peltier H., Dabin W., Daniel P., Van Canneyt O., Dorémus G., Huon M., Ridoux V. 2012. The Significance of Stranding Data as Indicators of Cetacean Populations At Sea: Modelling the Drift of Cetacean Carcasses. Ecological Indicators 18, 278-290. doi:10.1016/j.ecolind.2011.11.014 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X11003797)

Peltier H., Baagøe H., Camphuysen K., Czeck R., Dabin W., Daniel P., Deaville R., Haelters J., Jauniaux T., Jensen L., Jepson P., Keiji G., Siebert U., Van Canneyt O., Ridoux V. 2013. The Stranding Anomaly as Population Indicator: the Case of Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. PLoS One 8, e62180. doi:10.1371/journal.pone.0062180 (http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0062180)

Peltier H., Authier M., Deaville R., Jepson P.D., Van Canneyt O., Daniel P., Ridoux V. 2016. Small cetacean by catch as estimated from stranding schemes: The common dolphin case in the northeast Atlantic. Environmental Science and Policy 63, 7-18. doi:10.1016/j.envsci.2016.05.004 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901116301514)

Petitgas P., Doray M., Huret M., Massé J., Woillez M. 2014. Modelling the Variability in Fish Spatial Distributions over Time with Empirical Orthogonal Functions: Anchovy in the Bay of Biscay. ICES Journal of Marine Science 71(9), 2379-2389. doi:10.1093/icesjms/fsu111 (http://archimer.ifremer.fr/doc/00222/33365/31907.pdf)

Pielke Jr, R.A. 2007. The Honest Broker - Making Sense of Science in Policy and Politics. Cambridge Univeristy Press, 1ère Edition. 198 pp. ISBN: 9780521873208 (www.cambridge.org/9780521873208)

Pinnegard J.K., Engelhard G.H. 2008. The 'Shifting Baseline' Phenomenon: a Global Perspective. Reviews in Fish Biology and Fisheries 18, 1--16. doi:10.1007/s11160-007-9058-6 (https://link.springer.com/article/10.1007/s11160-007-9058-6)

Poonian C.N.S., Hauzer M.D., Ben Allaoui A., Cox T.M., Moore J.E., Read A.J., Lewison R.L., Crowder L.B. 2008. Rapid Assessment of Sea Turtle and Marine Mammal Bycatch in the Union of the Comoros. Western Indian Ocean Journal of Marine Science 7, 207–216. doi:10.4314/wiojms.v7i2.48279 (https://www.ajol.info/index.php/wiojms/article/view/48279)

Raga J-A., Banyard A., Domingo M., Corteyn M., Van Bressem M-F., Fernández M., Aznar F-J., Barrett T. 2008. Dolphin morbillivirus epizootic resurgence, Mediterranean Sea. Emerging Infectious Diseases 14, 471-473. doi:10.3201/eid1403.071230 (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2570809/)

Read A.J., Drinker P., Northridge S. 2006. Bycatch of marine mammals in US and global fisheries. Conservation Biology 20 (1), 163-169. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00338.x (https://pdfs.semanticscholar.org/4495/caf38114d477dacd72775dccbe411513c1d0.pdf)

R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria. URL https://www.R-project.org/.

Reijnders P.J.H., Aguilar A., Borrell A. 2008. Pollution and Marine Mammals *in* **Encyclopedia of Marine Mammals**, Perrin et al. Ed. Academic Press, pages 890-898.

Rendell L., Simião S., Brotons J. M., Airoldi S., Fasano D., Gannier, A. 2014. Abundance and movements of sperm whales in the western Mediterranean basin. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 24(S1), 31-40. doi:10.1002/aqc.2426 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aqc.2426)

Royle J. A., Dawson D. K., Bates S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. Ecology 85, 1591-1597. doi:10.1890/03-3127 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/03-3127)

Saltz D. 2011. Statistical Inference and Decision Making in Conservation Biology. Israel Journal of Ecology and Evolution 57(4), 309-317. doi:10.1560/IJEE.57.4.309 (http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1560/IJEE.57.4.309?journalCode=tiee20)

Spitz J., Becquet V., Rosen D.A.S., Trites A.W. A nutrigenomic approach to detect nutritional stress from gene expression in blood samples drawn from Steller sea lions. Comparative Biochemistry and Physiology: part A, 187: 214-223. (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S109564331500032X)

Stan Development Team 2016. RStan: the R interface to Stan. (Version 2.14.1). (http://mc-stan.org/)

Stratoudakis Y., Fryer R.J., Cook R.M. 1998. Discarding practices for commercial gadoids in the North Sea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 55, 1632-1644. doi:10.1139/f98-029 (www.vliz.be/imisdocs/publications/66198.pdf)

Taylor B.L., Martinez M., Gerrodette T., Barlow J., Hrovat Y.N. 2007a. Lessons from Monitoring Trends in Abundance of Marine Mammals. Marine Mammal Science, 23, 157-175. doi:10.1111/j.1748-7692.2006.00092.x (https://swfsc.noaa.gov/uploadedfiles/.../taylor_et_al_2007.pdf)

Taylor B.L., Chivers S.J., Larese J., Perrin W.F. 2007b. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Administrative Report LJ-07-01, Southwest Fisheries Science Center, 8604 La Jolla Shores Blvd., La Jolla, CA 92038, USA. 24 pp. (https://swfsc.noaa.gov/uploadedFiles/Divisions/PRD/Publications/Generation%20Length%20Admin%20Report.pdf)

Tournadre, J. 2014. Anthropogenic Pressure on the Open Ocean: the Growth of Ship Traffic Revealed by Altimeter Data Analysis. Geophysical Research Letters, 41, 7924-7932 doi:10.1002/2014GL06786 (http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2014GL061786/full)

Tukey J.W. 1962. The Future of Data Analysis. Annals of Mathematical Statistics 33(1), 13-14. doi:10.1214/aoms/1177704711 (https://projecteuclid.org/euclid.aoms/1177704711)

Unger B., Bravo Rebolledo E.L., Deaville R., Gröne A., IJsseldijk L.L., Leopold M.F., Siebert S., Spitz J., Wohlsein P., Herr H. 2016. Large amounts of marine debris found in sperm whales stranded along the North Sea coast in early 2016. Marine Pollution Bulletin. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.08.027 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16306592)

Van Canneyt O., Kerric A., Authier M., Dabin W., Demaret F., Dorémus G., Spitz J. 2014. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2013. Rapport scientifique de l'Observatoire Pelagis. 35 pp. + Annexes. (http://crmm.univ-lr.fr/images/pdf/Rapport2013.pdf)

Van Canneyt O., Dabin W., Dars C., Dorémus G., Gonzalez L., Ridoux V., Spitz J. 2015. Guide des échouages de mammifères marins. Cahier technique de l'Observatoire PELAGIS sur le suivi de la mégafaune marine. Université de La Rochelle et CNRS, 64 pages. doi:10.13140/RG.2.1.1495.6002 (http://www.observatoire-pelagis.cnrs.fr/publications/ouvrages/Guide-des-echouages)

Van Canneyt O. 2016. Observatoire Pelagis aerial surveys 2002-2015. OBIS-SEAMAP (http://seamap.env.duke.edu/dataset/1404)

Vieilledent G., Merow C., Guélat J., Latimer A., Kéry M., Gelfand A., Wilson A., Mortier F., Silander Jr. J. 2014. hSDM: Hierarchical Bayesian Species Distribution Models. (https://cran.r-project.org/web/packages/hSDM/hSDM.pdf)

Vincent C., Huon M., Caurant F., Dabin W., Deniau A., Dixneuf S., Dupuis L., Elder J-F., Fremau M-H., Hassani S., Hemon A., Karpouzopoulos J., Lefeuvre C., McConnell B.J., Moss S.E.W., Provost P., Spitz J., Turpin Y., Ridoux V. 2017. Grey and harbour seals in France: Distribution at sea, connectivity and trends in abundance at haulout sites. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 141, 294–305. doi:10.1016/j.dsr2.2017.04.004 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064517301157)

Wafo E., Risoul V., Schembri T., Lagadec V., Dhermain F., Mama C., Portugal H. 2012a. PCBs and DDTs in *Stenella coeruleoalba* dolphins from the French Mediterranean coastal environment (2007-2009): Current state of contamination. Marine Pollution Bulletin 64(11), 2535-2541. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.07.034 (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X12003554)

Wafo E., Risoul V., Schembri T., Lagadec V., Dhermain F., Mama C., Boissery P., Portugal H. 2014. Methylmercury and trace element distribution in the organs of *Stenella coeruleoalba* dolphins stranded on the French mediterranean coast. Open Environmental Sciences 8(1), 35-48. (https://www.gecem.org/sites/gecem.org/files/wafo_e._et_al._2014.pdf)

Walmsley S.F., Weiss, A., Claussen U., Connor D. 2017. Guidance for Assessments Under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive, Integration of assessment results. ABPmer Report No R.2733, produced for the European Commission, DG Environment, February 2017. 161 pp. (https://circabc.europa.eu/sd/a/cea61b55-06df-4e9e-9830-b0f41ca46fbe/GES_17-2017-02_Guidance_MSFDArt8_Feb2017TestVersion.pdf)

Whitehead H.J., Christal J., Dufault S. 1997. Past and distant whaling and the rapid decline of sperm whales off the Galapagos Islands. Conservation Biology, 11, 1387-1396 (http://whitelab.biology.dal.ca/hw/Past_and_distant.pdf)

VIII. Annexes

VIII.A. RÉSULTATS SUR LES INDICATEURS ET CRITÈRES

Manche-Mer du Nord, voir la section IV.A.

Tableau 38: Seuils et valeurs observés pour le critère MM_EME concernant les marsouins communs dans les SRM MMN et MC (en nombre d'individus échoués par mois).

Période		seuil			Valeur observée	BEE
Année	Mois	borne inf	moyenne	borne sup		
2011	Janvier	4,6	6,2	7,9	2	BEE
	Février	6,5	8,7	10,9	1	
	Mars	6,6	8,7	11,0	3	
	Avril	7,3	9,6	12,1	6	
	Mai	6,3	8,3	10,4	4	
	Juin	4,8	6,4	8,0	3	
	Juillet	4,9	6,7	8,5	2	
	Août	5,3	7,1	8,9	3	
	Septembre	5,5	7,2	9,1	2	
	Octobre	5,0	6,6	8,5	3	
	Novembre	4,4	6,1	7,6	2	
	Décembre	5,5	7,6	9,6	3	
2012	Janvier	5,2	6,8	8,9	5	
	Février	7,1	9,5	12,1	6	
	Mars	6,9	9,4	11,8	7	
	Avril	7,7	10,3	13,1	7	
	Mai	6,9	8,9	11,2	10	
	Juin	5,1	6,9	8,7	4	
	Juillet	5,1	7,1	9,1	4	
	Août	5,6	7,5	9,5	5	
	Septembre	5,7	7,6	9,5	4	
	Octobre	5,2	6,9	9,0	5	
	Novembre	4,8	6,4	8,2	3	
	Décembre	5,9	8,0	10,1	4	
2013	Janvier	5,2	7,2	9,1	4	
	Février	7,5	10,0	12,7	10	
	Mars	7,2	9,8	12,3	9	
	Avril	8,0	10,8	13,7	13	
	Mai	6,9	9,2	11,5	20	
	Juin	5,5	7,2	9,2	7	
	Juillet	5,2	7,4	9,4	7	
	Août	5,8	7,8	9,9	3	
	Septembre	6,1	7,9	9,9	4	
	Octobre	5,3	7,2	9,3	2	
	Novembre	4,8	6,6	8,4	4	
	Décembre	6,2	8,2	10,6	2	
2014	Janvier	5,4	7,4	9,5	3	
	Février	7,9	10,2	13,4	5	

	Mars	7,3	10,1	12,7	10
	Avril	8,0	11,0	14,2	12
	Mai	7,1	9,4	11,8	7
	Juin	5,3	7,3	9,3	3
	Juillet	5,4	7,5	9,7	3
	Août	5,8	7,9	10,1	3
	Septembre	6,0	8,0	10,1	6
	Octobre	5,5	7,3	9,5	8
	Novembre	5,1	6,7	8,7	2
	Décembre	6,1	8,4	10,6	4
2015	Janvier	5,5	7,5	9,7	2
	Février	7,9	10,4	13,5	6
	Mars	7,8	10,3	13,4	5
	Avril	8,5	11,2	14,6	6
	Mai	7,2	9,6	12,2	4
	Juin	5,5	7,5	9,6	5
	Juillet	5,5	7,7	10,0	2
	Août	6,1	8,1	10,5	3
	Septembre	6,2	8,2	10,5	3
	Octobre	5,5	7,4	9,6	3
	Novembre	5,2	6,8	9,0	3
	Décembre	6,3	8,5	11,0	1
2016	Janvier	5,7	7,6	9,9	5
	Février	8,1	10,6	13,8	5
	Mars	7,9	10,4	13,3	10
	Avril	8,6	11,4	14,9	7
	Mai	7,6	9,8	12,5	9
	Juin	5,6	7,6	9,8	4
	Juillet	5,5	7,8	10,1	6
	Août	6,0	8,2	10,5	5
	Septembre	6,4	8,3	10,5	6
	Octobre	5,6	7,5	9,8	6
	Novembre	5,3	6,9	9,1	5
	Décembre	6,4	8,6	11,2	2

Mers Celtiques, voir la section IV.B.

Golfe de Gascogne, voir la section IV.C.

Tableau 39: Seuils et valeurs observés pour le critère MM_EME concernant les dauphins communs dans les SRM MC et GdG (en nombre d'individus échoués par mois).

Période		seuil			Valeur observée	BEE
Année	Mois	borne inf	moyenne	borne sup		
2011	Janvier	27,0	42,1	62,2	23	BEE
	Février	32,7	55,8	79,9	73	
	Mars	27,9	47,7	68,3	32	
	Avril	17,8	31,0	44,8	3	
	Mai	10,3	18,1	26,1	2	
	Juin	7,7	14,0	19,7	1	
	Juillet	9,2	15,9	23,5	2	
	Août	11,8	19,4	28,7	2	
	Septembre	11,1	19,3	28,3	1	
	Octobre	8,4	14,4	20,7	1	
	Novembre	8,6	14,3	21,3	1	
	Décembre	13,1	21,6	32,2	7	
2012	Janvier	37,0	61,3	91,5	36	
	Février	46,3	79,4	116,1	18	
	Mars	36,8	66,9	98,3	43	
	Avril	24,2	42,7	63,8	11	
	Mai	14,2	24,7	37,8	4	
	Juin	10,6	18,8	27,9	3	
	Juillet	11,8	21,1	32,2	3	
	Août	13,5	25,4	38,0	4	
	Septembre	13,6	25,1	38,2	1	
	Octobre	9,8	18,5	27,7	3	
	Novembre	10,2	18,2	28,0	2	
	Décembre	14,6	27,2	40,0	11	
2013	Janvier	44,5	77,0	117,2	37	
	Février	57,8	99,0	149,3	61	
	Mars	44,1	82,8	122,7	12	
	Avril	28,9	52,6	81,4	7	
	Mai	16,4	30,2	46,7	4	
	Juin	11,9	22,9	34,6	2	
	Juillet	12,1	25,5	39,2	4	
	Août	15,9	30,7	47,5	2	
	Septembre	15,4	30,1	47,1	3	
	Octobre	11,6	22,0	34,6	2	
	Novembre	11,1	21,6	33,5	2	
	Décembre	17,9	32,2	49,4	7	
2014	Janvier	50,9	90,4	145,4	20	
	Février	66,0	115,7	180,9	25	
	Mars	51,6	96,5	150,0	27	
	Avril	32,5	61,1	98,0	12	
	Mai	17,0	35,0	55,6	8	

	Juin	13,2	26,4	42,0	3
	Juillet	14,3	29,4	48,1	3
	Août	18,5	35,3	59,5	4
	Septembre	17,6	34,5	55,9	2
	Octobre	13,1	25,2	40,8	2
	Novembre	11,8	24,6	38,7	1
	Décembre	20,2	36,6	59,0	3
2015	Janvier	52,5	103,0	164,2	3
	Février	67,3	131,6	205,6	7
	Mars	57,7	109,5	177,0	27
	Avril	35,3	69,3	114,9	4
	Mai	19,8	39,6	66,5	5
	Juin	14,4	29,8	48,3	1
	Juillet	15,9	33,2	55,7	1
	Août	19,0	39,7	66,9	2
	Septembre	19,2	38,7	66,6	3
	Octobre	13,5	28,2	46,0	2
	Novembre	13,5	27,5	45,9	2
	Décembre	20,9	40,9	67,7	5
2016	Janvier	60,6	114,4	189,1	5
	Février	72,7	145,8	232,1	37
	Mars	55,3	121,2	194,1	33
	Avril	36,2	76,6	126,0	13
	Mai	19,9	43,7	71,6	3
	Juin	15,9	32,9	55,2	1
	Juillet	17,2	36,6	63,3	6
	Août	20,7	43,7	74,4	16
	Septembre	19,2	42,5	72,6	5
	Octobre	14,2	30,9	51,7	2
	Novembre	14,1	30,2	51,0	6
	Décembre	21,8	44,8	75,3	3

Méditerranée Occidentale, voir la section V.D.

Tableau 40: Seuils et valeurs observés pour le critère MM_EME concernant les dauphins bleus et blancs dans la SRM MO (en nombre d'individus échoués par mois).

Période		seuil			Valeur observée	BEE
Année	Mois	borne inf	moyenne	borne sup		
2011	Janvier	3,6	7,0	10,7	2	BEE
	Février	3,7	6,7	10,3	3	
	Mars	3,6	7,2	10,8	4	
	Avril	3,7	6,8	10,4	3	
	Mai	3,8	7,1	11,1	1	
	Juin	3,6	6,8	10,4	1	
	Juillet	3,8	6,9	10,9	2	
	Août	4,3	7,7	12,1	2	
	Septembre	4,7	8,5	13,4	5	
	Octobre	4,6	8,9	13,5	4	
	Novembre	4,3	8,1	12,6	8	
	Décembre	4,9	9,1	14,2	2	
2012	Janvier	4,2	8,6	13,0	3	
	Février	4,3	8,1	12,3	4	
	Mars	4,7	8,6	13,5	4	
	Avril	4,1	8,1	12,4	2	
	Mai	4,1	8,4	12,7	1	
	Juin	4,1	7,9	12,2	0	
	Juillet	4,3	8,0	12,5	1	
	Août	4,7	8,9	13,6	1	
	Septembre	5,0	9,7	15,0	1	
	Octobre	5,4	10,2	15,8	2	
	Novembre	4,5	9,2	13,8	3	
	Décembre	5,6	10,3	16,1	1	
2013	Janvier	5,1	9,6	15,1	1	
	Février	4,6	9,0	13,8	1	
	Mars	5,0	9,6	14,8	5	
	Avril	4,6	9,0	14,1	1	
	Mai	4,5	9,3	14,4	1	
	Juin	4,3	8,7	13,6	1	
	Juillet	4,6	8,8	13,8	2	
	Août	4,9	9,7	14,9	3	
	Septembre	5,3	10,6	16,4	1	
	Octobre	5,8	11,1	16,9	1	
	Novembre	5,0	10,0	15,2	1	
	Décembre	5,2	11,1	16,9	1	
2014	Janvier	5,5	10,5	16,7	1	
	Février	5,1	9,8	15,4	0	
	Mars	5,6	10,4	16,4	1	
	Avril	4,4	9,8	15,0	0	
	Mai	5,1	10,0	15,9	1	
	Juin	4,5	9,4	14,6	1	
	Juillet	4,4	9,5	14,6	1	

	Août	4,9	10,5	16,1	1
	Septembre	5,6	11,4	17,8	2
	Octobre	6,0	11,9	18,4	2
	Novembre	5,6	10,7	17,0	2
	Décembre	6,2	11,9	19,2	2
2015	Janvier	5,6	11,2	17,8	4
	Février	5,5	10,4	16,5	2
	Mars	5,8	11,1	17,9	2
	Avril	5,1	10,4	16,2	3
	Mai	5,3	10,6	17,0	0
	Juin	5,1	10,0	16,1	0
	Juillet	5,1	10,0	16,1	2
	Août	5,7	11,1	17,7	1
	Septembre	6,0	12,1	19,3	2
	Octobre	6,2	12,6	19,8	1
	Novembre	5,4	11,3	17,8	5
	Décembre	6,3	12,6	20,0	2
2016	Janvier	5,6	11,7	18,9	1
	Février	5,4	10,9	17,2	1
	Mars	5,7	11,6	18,8	2
	Avril	5,4	10,8	17,6	2
	Mai	5,4	11,1	18,0	2
	Juin	5,1	10,4	17,0	1
	Juillet	5,3	10,4	17,0	2
	Août	5,9	11,5	18,8	3
	Septembre	6,3	12,5	20,2	2
	Octobre	6,1	13,0	20,7	2
	Novembre	6,0	11,7	19,2	2
	Décembre	6,1	13,0	21,0	3

Tableau 41: Synthèse des estimations de densité (avec un coefficient de variation associé) et d'abondance (avec un intervalle de confiance à 95 %) de mammifères marins dans le Sanctuaire Pelagos et dans ses environs.

Saison / zone		Plateforme	Période	Sc	Bp	Tt	Gg	Pm	Référence
Hiver	Pelagos	Avion	2010-11	0.375 (CV=27%)	0.005 (CV=45%)	0.081 (CV=33%)			Laran et al 2017a*
				33,800 (17,700-67,900)	460 (130-1,600)	7,300 (2,900-18,500)			
			2009	0.2205 (CV=21%)	*(2 observations)*				Panigada et al 2011
				19,462 (12,939-29,273)					
	Pelagos Nord	Bateau	Octobre-mars 2001-04	0.37 (CV=22%)	0.002 (CV=46%)		0.035 (CV=58%)	0.0005 (CV=39%)	Laran et al 2010
Été	Pelagos	Avion	2012	0.446 (CV=30%)	0.013 (CV=38%)	0.032 (CV=68%)			Laran et al 2017a*
				40,200 (20,100-81,600)	1,100 (600-2,400)	2,900 (600-13,400)			
			juil-09	0.436 (CV=17%)	0.002 (CV=27%)				Panigada et al 2011
				38,488 (27,447-53,968)	148 (87-254)				
			2010	0.52 (CV=23%) 45,598 (29,175-71,264)	0.0037 (CV=34%) 330 (172-633				Panigada et al 2017
		Bateau	2001	0.520 (CV=26%)	0.010 (CV=31%)				Gannier 2006
				37,526 (22,450-62,856)	715 (421-1,215)				
		Photo-capture	2006			884 to 1,023			Gnone et al 2011
						(729-1,234)			
	Pelagos & mer Tyrrhénienne	Avion	2011			0.006 (CV=43%)			Lauriano et al 2014 corrected
						532-2782			
	Ouest de Pelagos	Bateau	2008	0.228 (CV=35%)					Lauriano et al 2010
				13,232 (6,640-26,368)					
			1992	0.44 (CV=25%)					Forcada et al 1995
				25,614 (15,377-42,658)					
	Nord de Pelagos		Avril-septembre 2001-03	0.87 (CV=15%)	0.014 (CV=19%)		0.011 (CV=59%)	0.0009 (CV=39%)	Laran et al 2010
	MO		1991	0.24 (CV=26%)	0.024 (CV=27%)				Forcada et al 1996; Forcada & Hammond 1998
				42,604 (24,962-72,716)	3,583 (2,130-6,027)				
		Avion	2012	0.717 (CV=26%)	0.014 (CV=30%)	0.021 (CV=53%)	0.008 (CV=53%)	0.002 (CV=69%)	Laran et al 2017a*
				130,000 (76,800-222,100)	2,500 (1,500-4,300)	3,900 (1,000-15,000)	1,400 (500-3,700)	400 (80-1,700)	
	MO & Archipel des Baléares	Photo-capture	1990-2008					400 (200-1,000)	Rendel et al 2014

* : estimation corrigée du biais de disponibilité en surface ; CV : coefficient de variation (voir par exemple https://fr.wikipedia.org/wiki/Coefficient_de_variation)

VIII.B. LISTE DES EXPERTS ASSOCIÉS À L'ÉVALUATION RÉALISÉE

Liste des experts scientifiques français consultés :

Florence Caurant – Centre d'Études Biologies de Chizé, Université de La Rochelle / CNRS

Sophie Laran – Observatoire PELAGIS, Université de La Rochelle / CNRS

Vincent Ridoux – Observatoire PELAGIS, Université de La Rochelle / CNRS

Cécile Vincent – Centre d'Études Biologies de Chizé, Université de La Rochelle / CNRS

Léa David – EcoOcéan Institut

Hélène Labach – GIS3M

Ghislain Vieilledent – CIRAD

Paul Jepson – Zoological Society of London

Groupes de travail internationaux associés :

Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME) - Conseil International pour l'Exploration de la Mer

Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC) - Conseil International pour l'Exploration de la Mer

Working group on common MSFD seal indicators M-3 and M-5 – Commission OSPAR

COBAM Expert Group on Mammals & Reptiles – Commission OSPAR

VIII.C. LISTE DES FICHES INDICATEURS POUVANT ÊTRE REPRODUITES À PARTIR DES DONNÉES FOURNIES

MM_Abond (script R : 01_MM_Abond.r)

MM_Capt (script R : 02_MM_Capt.r)

MM_Distri (script R : 03_MM_Distri.r)

MM_EME (script R : 04_MM_EME.r)

VIII.D. Liste des fiches indicateurs pouvant être réutilisées pour l'évaluation du descripteur (y compris à titre de contexte) parmi celles produites à l'échelle régionale pour l'IA 2017 OSPAR ou le QSR 2017 de la convention de Barcelone

M3_OSPAR

M4a_OSPAR

M4b_OSPAR

M6_OSPAR

VIII.E. LISTE DES CATEGORIES D'ENJEUX

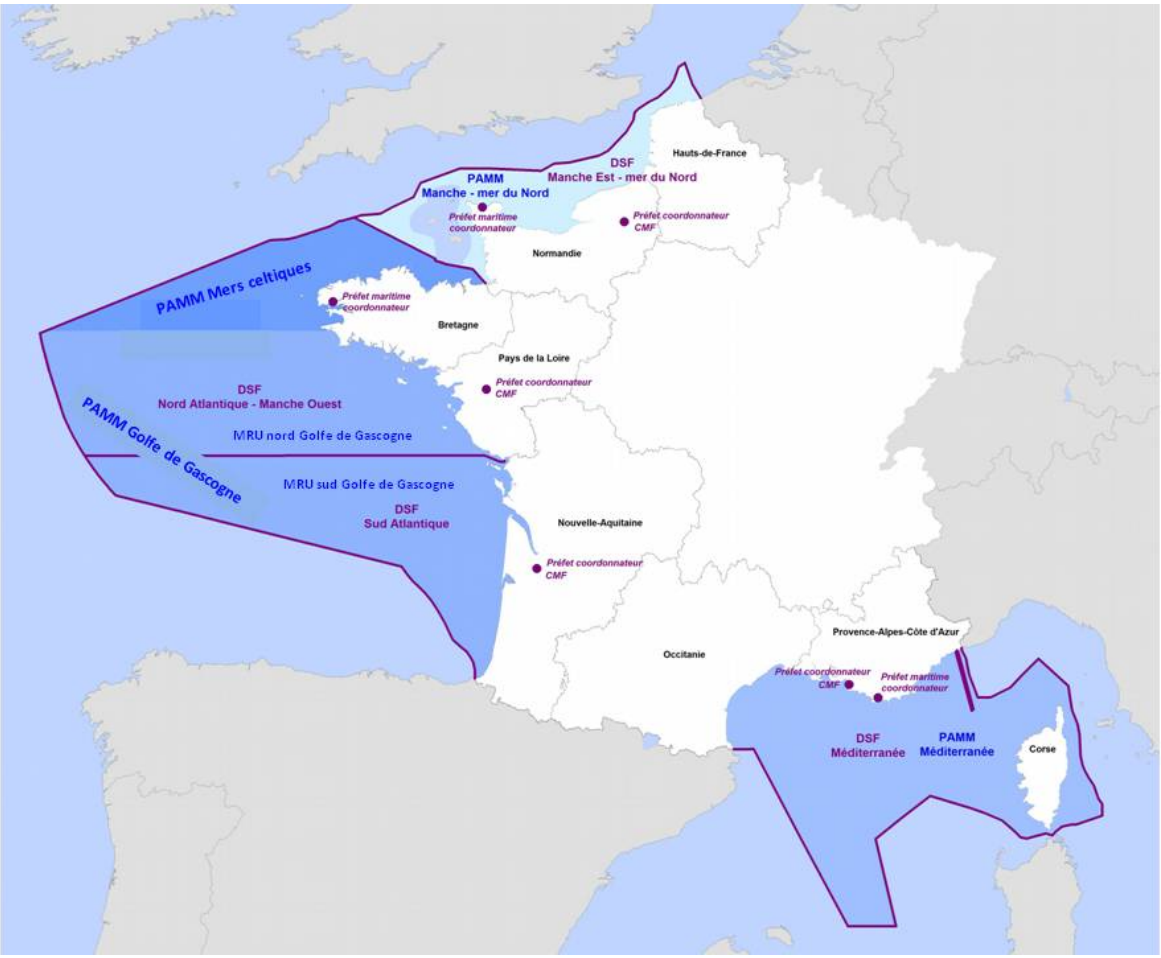


Figure 43: Carte des Sous-Regions Marines et UMR Françaises

Tableau 42: Liste des enjeux associés aux SRM

	Secteurs à enjeux identifiés	SRM
1	Mer du nord méridionale et détroit du Pas-de-Calais	MMN
2	Estuaires picards et mer d'Opale	MMN
3	Fleuve côtier - littoral seino-marin	MMN
4	Manche orientale	MMN
5	Baie de Seine	MMN
6	Golfe normand-breton (ouest Cotentin)	MMN
7	Mer celtique et Manche ouest	MC
8	Nord-Ouest Cotentin	MMN
9	Golfe normand-breton (côte d'Émeraude et Baie de St-Brieuc)	MC
10	Sept-Iles - Trégor-Goëlo	MC
11	Baie de Morlaix - pays des abers	MC
12	Iroise	MC
13	Rade de Brest	GdG
14	Talus nord du golfe de Gascogne, terrasse de Meriadzec et escarpement de Trevelyan	GdG
15	Talus central du golfe de Gascogne	GdG
16	Talus sud du golfe de Gascogne et Gouf Cap breton	GdG
17	Bretagne sud ouest	GdG
18	Sud-est Bretagne et Mor Braz	GdG
19	Plateau du golfe de Gascogne - grande vasière	GdG
20	Estuaire de la Loire et cotes vendéennes	GdG
21	Estuaire de la Gironde et mers de Pertuis	GdG
22	Plateau de Rochebonne	GdG
23		
24	Bassin d'Arcachon et son ouvert	GdG
25	Côtes girondines, landaises et basques	GdG
26	Monts sous-marins et gyre du large	MO
27	Corse est	MO
28	Corse du nord-ouest	MO
29	Corse sud - Bouches de Bonifacio	MO
30	Corse occidentale	MO
31		
32	Plateau du golfe du Lion	MO
33	Canyons du golfe du Lion (sud-ouest)	MO
34	Canyons du golfe du Lion (centre et nord-est)	MO
35	Zone Provence Côte d'azur	MO
40	Ecosytèmes du large	GdG
41	Plateau armoricain méridional et plateau aquitain	GdG
50	Plaine abyssale de Méditerranée occidentale	MO
51	Large sud est Corse	MO

IX. Liste des Tableaux

Tableau 1. Listes d'espèces représentatives pour la France par groupe d'espèces de mammifères marins. 18

Tableau 2 : Pressions anthropiques s'exerçant sur les mammifères marins. 20

Tableau 3: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM MMN (les numéros correspondent au découpage des secteurs réalisés par l'AFB). 22

Tableau 4: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM MC (les numéros correspondent au découpage des secteurs réalisés par l'AFB). 22

Tableau 5: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM GdG (les cétacés sont un enjeu transversal pour cette SRM). 23

Tableau 6: Synthèse des enjeux relatifs aux mammifères marins pour la SRM MO (les cétacés sont un enjeu transversal pour cette SRM). 23

Tableau 7: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour le descripteur 1 -Mammifères marins. MMN : Manche – Mer du Nord, MC : Mers Celtiques, GdG : Golfe de Gascogne, MO : Méditerranée Occidentale. Les espèces sont Hg : phoque gris, Pv : phoque veau-marin, Pp : marsouin, Dd : dauphin commun, La : lagénorhynque à bec blanc, Sc : dauphin bleu et blanc, Tt: grand dauphin, Gm : globicéphale noir, Gg : dauphin de Risso, Ba : petit rorqual, Bp : rorqual commun, Pm : cachalot, Mn : baleine à bosse. 24

Tableau 8: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE dans la SRM MMN. 30

Tableau 9: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la sous-région marine Manche-Mer du Nord. Les espèces sont Hg : phoque gris, Pv : phoque veau-marin, Pp : marsouin, La : lagénorhynque à bec blanc, Tt: grand dauphin, Ba : petit rorqual. 31

Tableau 10: Reposoirs (Haulout) suivis en France : Archipel de Molène (MOL), Archipel des Sept iles (SEP), baie du Mont-Saint Michel (BSM), baie des Veys (BDV), baie de Somme (BDS), baie d'Authie (BDA) et banc de Walde (WAL). 41

Tableau 11: Conditions d'atteintes du BEE pour le critère MM_Capt 56

Tableau 12 : Estimations d'abondance et coefficients de variations utilisés dans le calcul de l'indicateur MM_Capt, à partir des campagnes aériennes SCANS-III et SAMM été pour les dauphins communs et marsouins communs. n : Nombre d'individu ; CV : coefficient de variation. « BoB_slope » : talus continentale de la SRM BoB ; « BoB_shelf » : plateau

continental de la SRM BoB ; « EC_shelf » : SRM MMN et MC. Bloc B : talus continentale et plateau continental des SRM BoB et MC ; Bloc : SRM MMN et MC ; Bloc D : SRM MC. 59

Tableau 13: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE dans la SRM MC. 70

Tableau 14: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la sous-région marine Mers Celtiques. Les espèces sont Hg : phoque gris, Pv : phoque veau-marin, Dd : dauphin commun, Pp : marsouin, Tt: grand dauphin, Ba : petit rorqual. 71

Tableau 15: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE dans la SRM GdG. 75

Tableau 16: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la SRM GdG. Les espèces sont Dd : dauphin commun, Pp : marsouin, Sc : dauphin bleu et blanc, Tt: grand dauphin, Gm : globicéphale noir, Gg : dauphin de Risso, Ba : petit rorqual, Bp : rorqual commun. 76

Tableau 17: Espèces de mammifères marins identifiées comme éléments à renseigner pour une évaluation du BEE en Méditerranée Occidentale. 89

Tableau 18: Indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour renseigner le BEE pour la thématique D1-Mammifères marins pour la SRM MO. L'UGE est la SRM. L'espèce renseignée par un indicateur quantitatif est Sc : dauphin bleu et blanc. 89

Tableau 19: Résultats de l'indicateur M3_OSPAR et des conditions du BEE pour les phoques 95

Tableau 20: Résultats du critère MM_Capt et des conditions du BEE pour les marsouins communs 99

Tableau 21. Cas de collisions de grands cétacés recensés dans les SRM MMN et MC. Rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), petits rorquals (*Balaenoptera acutorostrata*) et baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*). 101

Tableau 22: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM MMN. 102

Tableau 23: Tableau de synthèse des résultats par indicateurs pour le SRM MMN. 102

Tableau 24: Résultats du critère MM_Capt et des conditions du BEE pour les dauphins communs dans les SRM MC et GdG. 105

Tableau 25: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM MC. 106

Tableau 26: Tableau de synthèse des résultats par indicateurs pour la SRM MC. 106

Tableau 27: Changement annuel moyen (%, année de référence:2011) dans la proportion de l'aire occupée par les cétacés dans la SRM GdG. 107

Tableau 28: Changement annuel moyen (%, année de référence:2011) de l'abondance relative des cétacés dans la SRM GdG. 108

Tableau 29: Cas de collisions de grands cétacés recensés dans la SRM GdG : Rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), petits rorquals (*Balaenoptera acutorostrata*) et cachalots (*Physeter macrocephalus*). 110

Tableau 30: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM GdG. 111

Tableau 31: Tableau de synthèse des résultats par indicateurs pour la SRM GdG. 111

Tableau 32: Tableau de synthèse pour la SRM MO des tendances observées dans les échouages par espèces (ET : écart-type) et par an. 117

Tableau 33: Cas de collisions de grands cétacés recensés dans la SRM MO : Rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), rorquals indéterminés (*Balaenoptera spp*), baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et cachalots (*Physeter macrocephalus*). 118

Tableau 34: Taux apparent de capture accidentelle estimé à partir des effectifs annuels d'échouages de petits odontocètes dans la SRM MO (intervalle de confiance à 80 %)..... 119

Tableau 35: Echelle de confiance dans l'évaluation 2018 du BEE de la SRM MO. 119

Tableau 36 : Fiabilité de l'évaluation 2018 du BEE pour la composante « mammifères marins » du Descripteur 1 (Biodiversité). Vert : fort, Orange : Modéré, Rouge : faible..... 140

Tableau 37 : Synthèse de l'évaluation 2018 du BEE pour la composante « mammifères marins » du Descripteur 1 (Biodiversité). La notation A/B/C indique (A) le nombre d'espèces pour lesquelles le BEE est atteint, (B) le nombre d'espèces évaluées, et (C) d'espèces pertinentes à évaluer respectivement. Vert : BEE atteint, Rouge : BEE non atteint, Blanc : pas d'évaluation 140

Tableau 38: Seuils et valeurs observés pour le critère MM_EME concernant les marsouins communs dans les SRM MMN et MC (en nombre d'individus échoués par mois). 152

Tableau 39: Seuils et valeurs observés pour le critère MM_EME concernant les dauphins communs dans les SRM MC et GdG (en nombre d'individus échoués par mois)..... 154

Tableau 40: Seuils et valeurs observés pour le critère MM_EME concernant les dauphins bleus et blancs dans la SRM MO (en nombre d'individus échoués par mois). 156

Tableau 41: Synthèse des estimations de densité (avec un coefficient de variation associé) et d'abondance (avec un intervalle de confiance à 95 %) de mammifères marins dans le Sanctuaire Pelagos et dans ses environs. 158

Tableau 42: Liste des enjeux associés aux SRM 163

X. Liste des Graphiques

Figure 1 : Typologie des pressions selon leurs effets sur les mammifères marins (d'après Authier et al. 2017a)..... 20

Figure 2 : Typologie des incertitudes. 27

Figure 3 : UGE pour le phoque gris (*Halichoerus grypus*). Source OSPAR 32

Figure 4: UGE pour le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*) considérées pour l'évaluation intermédiaire OSPAR. Seule l'UGE 15 a été prise en compte pour l'évaluation 2018. Source OSPAR. 33

Figure 5: UGE pour les groupes résidents de grand dauphin (*Tursiops truncatus*). Source OSPAR 34

Figure 6: UGE pour les cétacés dans le cadre de l'indicateur commun M4b_OSPAR. Source OSPAR. 35

Figure 7: UGE pour les cétacés dans le cadre des indicateurs nationaux MM_EME..... 36

Figure 8: UGE pour les marsouins communs (A) et les dauphins communs (B) dans le cadre de l'indicateur national MM_Capt. 37

Figure 9: UGE pour le marsouin commun dans le cadre de l'indicateur commun M6_OSPAR. Source OSPAR. 38

Figure 10: Sites de reposoirs suivis pour les phoques gris (A) et les phoques veaux-marins (B). 42

Figure 11: Schéma du processus d'un échouage (adapté de Peltier et al. 2012, 2016)..... 52

Figure 12: Schéma théorique de construction des cartes de probabilité d'échouage (d'après Peltier et al. 2013). 53

Figure 13: Méthodologie de l'estimation des zones de mortalité probables des cétacés capturés accidentellement. 54

Figure 14 : Zones couvertes par les différentes campagnes aériennes SCANS-III (A) et SAMM (B). Les polygones bleus représentent les « blocs » (unités statistiques) de chaque suivi utilisés dans le calcul du critère MM_Capt. « BoB_oceanic » : zone océanique de la SRM BoB ; « BoB_slope » : talus continentale de la SRM BoB ; « BoB_shelf » : plateau continental de la SRM BoB ; « EC_shelf » : SRM MMN et MC. 58

Figure 15 : Distribution de la probabilité de découvrir un dauphin mort échoué sur le littoral ($P_{découverte}$) et probabilité pour un dauphin mort en mer de flotter ($P_{flottabilité}$), avec leur incertitude. 60

Figure 16 : Ordinogramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur MM_EME. 64

Figure 17: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour les SRM MMN 66

Figure 18: Intégration au sein des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MMN. (a) Petits odontocètes, (b) Phoques et Mysticètes. 68

Figure 19: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MC. 73

Figure 20: Intégration au sein des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MC. (a) Petits odontocètes, (b) Phoques et Mysticètes. 74

Figure 21: Unité d'évaluation pour les cétacés dans le cadre des indicateurs nationaux MM_Abond et MM_Distri. 77

Figure 22: Ordinogramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur MM_Distri. 80

Figure 23: Ordinogramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur MM_Abond. 83

Figure 24: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM GdG. 86

Figure 25: Intégration au sein des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM GdG. (a) Petits odontocètes, (b) Odontocètes grands plongeurs et Mysticètes. 87

Figure 26: UGE pour les cétacés en MO : emprise des campagnes SAMM et de collecte des échouages 90

Figure 27: Intégration des différents groupes de mammifères marins évalués pour la SRM MO. 91

Figure 28: Evolution temporelle du nombre maximum de phoques gris observés sur les principaux sites français 94

Figure 29: Evolution temporelle du nombre maximum de phoques veaux-marins observés sur les principaux sites français 95

Figure 30: Distribution des marsouins commun en MMN-MC en 1994 (gauche) et en 2005 (droite). Source: Hammond et al. (2013). 97

Figure 31: Série temporelle des marsouins communs capturés accidentellement (MM_Capt) et les seuils associés de 1990 à 2015 dans les SRM MMN et MC. 98

Figure 32: Série temporelle des effectifs maximums d'échouages de marsouins communs prédits (en gris) et observés (en noir) de 2011 à 2016 dans les SRM MMN et MC. 100

Figure 33: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour les SRM MMN (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces pertinentes présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, blanc : non évalué) 102

Figure 34: Série temporelle des dauphins communs capturés accidentellement (MM_Capt) et les seuils associés de 1990 à 2015 pour les SRM MC et GdG. 104

Figure 35: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour la SRM MC (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces pertinentes présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, blanc : non-évalué 107

Figure 36: Série temporelle des effectifs maximums d'échouages de dauphins communs prédits (en gris) et observés (en noir) de 2011 à 2016. 109

Figure 37: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour la SRM GdG (les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces pertinentes présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE, blanc : non évalué). 111

Figure 38: Série temporelle des effectifs maximums d'échouages de dauphins bleus et blancs prédits (en gris) et observés (en noir) de 2011 à 2016. 112

Figure 39: Effectifs d'échouages (échelle logarithmique) dans la SRM MO de dauphins bleu et blanc (Sc) et grands dauphins (Tt) de 1990 à 2016. 114

Figure 40: Effectifs d'échouages dans la SRM MO de baleines à bec de Cuvier (Zc), grands cachalots (Pm), dauphins de Risso (Gg), globicéphales noirs (Gm) de 1990 à 2016. 115

Figure 41: Effectifs d'échouages dans la SRM MO de rorquals communs de 1990 à 2016... 116

Figure 42: Evaluation du BEE au niveau des groupes d'espèces pour les SRM MO ((les chiffres indiquent le nombre d'espèces au BEE par rapport au nombre total d'espèces pertinentes présentes dans la SRM, vert : atteinte du BEE, rouge : non atteinte du BEE ; blanc : non évalué) 119

Figure 43: Carte des Sous-Regions Marines et UMR Françaises 162