

LIGNES DIRECTRICES CONCERNANT LES INTERACTIONS RECRÉATIVES DANS L'EAU AVEC LA VIE SAUVAGE MARINE

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION.....	2
CHAMP D'APPLICATION ET OBJECTIF	4
STRUCTURE.....	4
COMMENT UTILISER CE DOCUMENT	5
DEFINITIONS	5
PARTIE 1 - LIGNES DIRECTRICES GENERALES RELATIVES AUX INTERACTIONS RECREATIVES DANS L'EAU.....	9
1.1 APERÇU DES INTERACTIONS RECREATIVES DANS L'EAU	9
1.2 CONSIDERATIONS GENERALES POUR L'ELABORATION DES LIGNES DIRECTRICES.....	12
<i>Principes directeurs généraux.....</i>	<i>12</i>
1.3 LIGNES DIRECTRICES GENERALES	17
PARTIE 2 - LIGNES DIRECTRICES SPECIFIQUES AUX ESPECES POUR LES INTERACTIONS RECREATIVES DANS L'EAU.....	22
2.1 MAMMIFERES MARINS	22
<i>Cétacés.....</i>	<i>22</i>
<i>Siréniens.....</i>	<i>27</i>
<i>Pinnipèdes.....</i>	<i>28</i>
2.2 TORTUES MARINES	30
2.3 POISSONS.....	32
<i>Requins.....</i>	<i>33</i>
<i>Raies mobulidées.....</i>	<i>37</i>
<i>Autres raies</i>	<i>38</i>
<i>Autres poissons</i>	<i>40</i>
2.4 OISEAUX DE MER.....	40
MATERIEL SUPPLEMENTAIRE	42
SELECTION DE RESSOURCES ET CODES DE CONDUITE	42
RÉFÉRENCES.....	48



Le gouvernement de la Principauté de Monaco a été reconnu comme Champion pour son soutien généreux et son engagement en faveur de la conservation des espèces marines pour la période 2021-2023. L'élaboration de ces lignes directrices a été financée par la contribution accordée dans le cadre du Programme des Champions des espèces migratrices.



INTRODUCTION

Aux fins du présent document, les interactions récréatives dans l'eau avec la mégafaune marine sont définies comme des activités au cours desquelles le participant humain est totalement ou partiellement immergé dans l'eau à proximité de mammifères marins, de tortues, de poissons et d'oiseaux de mer dans leur environnement naturel. Il s'agit notamment de la position debout dans l'eau, de la nage en surface, de la plongée en apnée, de la plongée avec tuba et de la plongée sous-marine dans le cadre d'opérations touristiques commerciales ou effectuées par les individus à des fins de loisirs.

Comme d'autres formes d'observation de la vie sauvage, les interactions dans l'eau peuvent constituer une incitation économique à la protection des espèces, une expérience exaltante et potentiellement éducative pour les participants, ainsi qu'une source de revenus pour les communautés locales et d'autres acteurs. Au cours des dernières décennies, la fréquence et la popularité de ces opérations ont rapidement augmenté dans le monde entier, d'où le besoin pressant de comprendre et de gérer leurs éventuels effets préjudiciables sur le comportement, le bien-être et la biologie des espèces cibles, ainsi que les effets indirects qui en découlent sur les environnements locaux et les communautés humaines.

Les preuves des perturbations à court terme des activités dans l'eau sur les espèces marines sont nombreuses et omniprésentes (par exemple, Healy et al., 2020; Gallagher et al., 2015; Senigaglia et al., 2016), les réactions variant considérablement selon les espèces, les lieux et les types d'activité (Gallagher et al., 2015; Orams 2004). Une étude portant sur une population de grands dauphins de l'Indo-Pacifique au large de la côte sud du Mozambique a fait état de changements de comportement significatifs, les dauphins étant plus enclins à se déplacer et moins enclins à socialiser, à se reposer ou à s'alimenter après les baignades des touristes (Rocha et al., 2023). Toutefois, les conséquences biologiques et écologiques à long terme sur la vie sauvage marine restent difficiles à étudier, à quantifier et à évaluer. Tout en recommandant de nouvelles recherches pour mieux comprendre ce phénomène complexe, les chercheurs préconisent l'adoption d'approches de précaution dans la gestion de ces activités et le passage à un paradigme de durabilité basé sur des schémas intégrés et adaptatifs, ainsi que sur des schémas inclusifs et multipartites, avec la protection de la faune et de la flore comme objectif principal (par exemple, Meyer et al., 2021a; Higham et al., 2014, 2016).

Aujourd'hui, il est largement reconnu que le potentiel de conséquences néfastes du tourisme axé sur les mammifères marins est considérable (Orams, 2004). Il existe des preuves solides qu'un grand nombre d'espèces de mammifères aquatiques sont sensibles aux perturbations causées par les interactions dans l'eau. Les mammifères aquatiques peuvent subir des impacts physiques directs (par exemple, des collisions) et des blessures (Samuels et al., 2003), les odontocètes présentant le plus haut degré de contact avec les humains et généralement le plus grand risque de blessure, de maladie et de mort (Frohoff, 2000). L'approvisionnement en nourriture s'est également avéré néfaste pour les dauphins (Mann et Kemps, 2003; Samuels et al., 2003; Samuels et Bejder, 2004; Christiansen et al., 2016). La littérature détaillant les réactions des mammifères aquatiques non habitués exposés à des activités de «nage avec» s'est largement concentrée sur les modèles de comportement et les manifestations. La plupart des espèces sont sensibles aux perturbations causées par les approches rapprochées, et leurs réactions enregistrées comprennent des changements dans les schémas respiratoires, la distance interindividuelle, le niveau d'activité, les vocalisations et l'amplitude des mouvements, entre autres (Kyngdon et al., 2003; King et Heinen, 2004; Martinez et al., 2011; Stafford-Bell et al., 2012; Lundquist et al., 2013; Cowling et al., 2014; voir également les analyses de Bejder et Samuels, 2003; Curtin et Garrod, 2008). Outre les préoccupations relatives aux effets des perturbations sur le comportement et la santé des espèces sauvages marines, la question des maladies zoonotiques se pose. On s'inquiète de

plus en plus de la transmission de maladies des animaux sauvages aux humains, et vice versa, et l'on peut dire que cette inquiétude est plus marquée pour les espèces marines qui ne sont pas couramment en contact avec les humains. Ces préoccupations ont récemment été renforcées par de nouvelles recherches qui montrent que les cétacés sont potentiellement très vulnérables au virus SARS-CoV-2 qui causé la récente pandémie COVID-19 (par exemple, Damas et al., 2020), par des rapports sur la transmission de la Grippe aviaire des oiseaux aux mammifères avec les mortalités associées¹, et par la présence du virus chez les phoques au Royaume-Uni.² Bien que d'importantes recherches soient encore en cours pour contribuer à l'évaluation des risques, la menace qui pèse sur les animaux et sur les personnes qui entrent en contact étroit avec eux est un autre argument de poids en faveur de l'observation à distance afin de diminuer le risque de transmission.

En outre, bien que cet aspect soit souvent négligé et ignoré (Spradlin et al., 2001b), la nage avec des mammifères aquatiques suscite de réelles inquiétudes quant à la sécurité des nageurs et des plongeurs humains. Les mammifères marins sont des créatures grandes, puissantes et sauvages dont les mouvements et le comportement peuvent blesser ou tuer les humains participant aux interactions dans l'eau (Webb 1978; Shane et al., 1993; Wilson, 1994; Orams et al., 1996; Santos, 1997; Seideman, 1997; Christie, 1998; Samuels et al., 2003). La transmission de maladies est également possible, car les baleines et les dauphins sont porteurs de parasites et de certaines maladies qui peuvent être transmises aux humains et vice versa (Waltzek et al., 2012). En outre, cette activité présente les dangers intrinsèques à toute activité aquatique, qui sont encore exacerbés lorsque les opérations sont menées en eaux libres, qu'elles impliquent de grandes foules, qu'elles sont entreprises par des participants et des nageurs inexpérimentés et/ou qu'elles sont dirigées par des guides non certifiés ou non spécialisés. Les approches rapprochées augmentent également la probabilité de collision avec les navires, ce qui est particulièrement préoccupant pour les bateaux d'excursion qui font descendre des humains à l'eau à proximité des cétacés et autres mammifères aquatiques ciblés (Lammers et al., 2013).

Sur la base des perspectives actuelles des experts et de la conviction que la vie sauvage devrait toujours bénéficier du plus haut niveau de protection contre les interactions humaines, les Parties sont invitées à adopter une combinaison de stratégies préventives et de précaution visant à réduire autant que possible les effets connus et potentiels des interactions dans l'eau.

Dans l'ensemble, il est recommandé d'éviter les interactions récréatives dans l'eau avec la vie sauvage marine, à moins que leur absence d'effets néfastes et leurs avantages nets en termes de conservation n'aient été soigneusement examinés, en notant que des recherches à long terme sur les impacts des interactions dans l'eau sont nécessaires pour prendre une décision fondée sur des preuves. En particulier, les Parties sont exhortées à :

1. Évaluer soigneusement l'adéquation, la faisabilité et la durabilité des interactions actuelles, émergentes ou potentielles dans l'eau avant de prendre des **décisions sur leur établissement ou leur poursuite** et leur gestion. Lorsqu'il existe d'autres solutions durables, il convient de privilégier celle qui est la moins intrusive (par exemple, observation durable en bateau ou sur terre, expériences de réalité virtuelle).
2. Dans les situations existantes, émergentes et prospectives où les interactions dans l'eau sont autorisées, il convient de les réglementer strictement à l'aide de mesures adaptatives et fondées sur des preuves, **afin de réduire le risque de perturbation et d'autres effets néfastes sur les espèces sauvages**. En pratique, il est fortement recommandé de :

¹ [Le Pérou signale des centaines de décès d'otaries dus à la grippe aviaire](#)

² [Découvertes confirmées de grippe d'origine aviaire chez la vie sauvage non aviaire](#)

- a) cesser immédiatement toute interaction récréative dans l'eau physiquement intrusive qui inclut le contact intentionnel, la manipulation et l'alimentation directe de l'espèce cible;
- b) éviter l'utilisation d'attractifs pour faire venir les animaux;
- c) mener des recherches et un suivi spécifiques pour étayer la formulation d'interventions plus appropriées;
- d) mettre en œuvre et faire respecter les réglementations conformément aux lignes directrices relatives aux meilleures pratiques énoncées dans le présent document.

L'application de ces principes a entraîné, dans certains cas, l'interdiction des interactions dans l'eau (par exemple, à Chubut, en Argentine, sur la base de la «Ley de Protección de la Fauna Marina» (Inman et al., 2016) et, dans d'autres cas, la formulation de lignes directrices qui autorisent les interactions dans l'eau sous certaines conditions (par exemple, système de permis pour les opérations commerciales, en Nouvelle-Zélande).

Suite à l'approbation par la COP de la CMS des *Lignes directrices pour l'observation de la vie sauvage marine en bateau dans le cadre d'un tourisme durable* (annexe à la résolution [UNEP/CMS/Résolution 11.29 \(Rev.COP12\)](#)) en 2017, des orientations similaires spécifiques aux espèces ont été demandées pour les interactions dans l'eau avec les espèces de la mégafaune marine. Le présent document, qui s'appuie sur les informations de l'annexe 2 du document [UNEP/CMS/COP13/Doc.26.2.5](#) et sur des mises à jour récentes, vise à fournir ces conseils. Afin de servir les objectifs de conservation de la Convention, et indépendamment de leur format et de leurs caractéristiques, ces lignes directrices s'inspirent d'une **approche de précaution** et visent à **éliminer** ou, à tout le moins, à **réduire autant que possible les perturbations et les effets néfastes sur la vie sauvage**.

CHAMP D'APPLICATION ET OBJECTIF

Ce document présente des considérations et des lignes directrices afin d'aider les Parties à adopter des mesures appropriées pour réglementer les interactions récréatives dans l'eau avec les mammifères marins, les tortues marines, les grands poissons et les oiseaux de mer dans leur zone de juridiction.

Ces lignes directrices ont pour but d'éviter et d'atténuer les perturbations et les effets néfastes des interactions dans l'eau sur les espèces cibles et les habitats associés, notamment les effets néfastes à long terme sur la démographie de la population (survie, reproduction) et les effets à plus court terme sur le comportement et le bien-être des individus.

Les orientations fournies sont spécifiques aux interactions récréatives dans l'eau en milieu sauvage (c'est-à-dire dans des environnements naturels) en se tenant debout, en nageant, en faisant de l'apnée, de la plongée avec tuba et de la plongée sous-marine. Les interactions réalisées dans des installations captives et semi-captives ne sont pas abordées dans le présent document.

STRUCTURE

Le document est organisé en deux sections.

Partie 1 - Lignes directrices générales pour les interactions récréatives dans l'eau, décrivant les types d'interactions existants, les risques, les stratégies de gestion et les outils, suivis d'une liste de principes directeurs généraux et de lignes directrices générales applicables en tant que norme minimale à la vie sauvage marine dans tous les contextes.

Partie 2 - Lignes directrices spécifiques aux espèces pour les interactions récréatives dans l'eau, fournissant des orientations et des ressources spécifiques aux espèces sur les mammifères marins, les tortues marines, les poissons et les oiseaux de mer pour compléter les lignes directrices générales.

Le **matériel supplémentaire** à la fin de ce document comprend des listes non exhaustives de ressources utiles et de codes de conduite actuellement utilisés qui sont pertinents pour les groupes d'espèces ciblés dans ce document.

COMMENT UTILISER CE DOCUMENT

Le présent document fournit des exemples, des considérations et des suggestions pour développer, ajuster ou valider les décisions et les règlements régissant les interactions récréatives dans l'eau.

Il convient de souligner que les lignes directrices présentées ne traitent pas systématiquement de toutes les situations spécifiques à un cas ou à un pays, mais donnent un aperçu général des mesures qui ont été adoptées ou qui sont recommandées. En prenant note de ces lignes directrices, les Parties à la CMS sont encouragées à entreprendre des évaluations d'impact pertinentes et des consultations d'experts pour identifier la manière la plus appropriée et la plus efficace d'adopter et d'adapter ces lignes directrices aux contextes locaux spécifiques.

Comme les interactions sont principalement entreprises à des fins touristiques et reposent le plus souvent sur des navires à moteur, ce document devrait être utilisé en combinaison avec les [Lignes directrices pour l'observation de la vie sauvage marine en bateau dans le cadre d'un tourisme durable](#) approuvées dans la Résolution 11.29 de la CMS (Rev.COP12), en gardant également à l'esprit les principes contenus dans la Résolution 12.16 de la CMS sur l'[Interaction récréative dans l'eau avec des mammifères marins](#) et la Résolution 12.23 de la CMS sur le [Tourisme durable et espèces migratrices](#), afin d'aborder de façon cohérente et complète les aspects des diverses activités. Des lignes directrices pour la gestion d'autres aspects et activités qui précèdent, accompagnent ou suivent l'interaction, présentées dans d'autres résolutions de la CMS et documents associés, peuvent également être intégrées pour compléter celles décrites ici, dans l'intérêt de tous les participants (par exemple, sur le bruit anthropique, la participation de la communauté, les plans de communication, d'information et de sensibilisation, la collecte de viande d'animaux sauvages aquatiques).

Enfin, il est important de souligner que la santé et la sécurité générales des participants humains dépassent le cadre de ce document. Il est recommandé que les dispositions figurant dans les recommandations et les certifications relatives à la natation en eau libre, à la plongée avec tuba et à la plongée sous-marine émises par les autorités et les organisations compétentes soient prises en compte parallèlement aux lignes directrices et, le cas échéant, intégrées de manière à garantir les normes les plus élevées de protection de la vie sauvage.

DEFINITIONS

Accréditation. Un label ou une certification volontaire délivré par une organisation responsable à une opération touristique reconnue comme ayant respecté la norme de fonctionnement.

Interaction active. L'interaction est poursuivie par les participants humains, qui suivent, poursuivent ou sont placés sur le chemin de l'espèce sauvage.

Comportement agressif ou attitude agressive. Tout comportement ou attitude dirigé vers un adversaire, un prédateur ou un concurrent (conspécifique ou non) pour le blesser, lui infliger de la douleur ou l'avertir de manière fiable des conséquences imminentes s'il ne prend pas de mesures d'évitement.

Comportement ou attitude agonistique. Tout comportement ou attitude visant à mettre en garde un adversaire, un prédateur ou un concurrent (conspécifique ou non).

Interaction dans l'eau à partir d'un bateau. Type d'interaction dans l'eau dans lequel les participants sont transportés vers la zone d'interaction à bord d'un navire ou d'une plate-forme motorisée sur laquelle ils retournent à la fin de l'interaction.

Station de nettoyage. Section d'un récif corallien où les poissons-nettoyeurs, tels que les labres ou les gobies, éliminent les parasites des gros poissons, des requins ou des raies.

Interaction dédiée. Une interaction résultant de l'intention et du désir spécifiques de rencontrer l'espèce sauvage sur le site.

Détresse. Un changement de comportement qui est une réponse claire à une interaction dans l'eau. Il peut s'agir de tentatives de quitter la zone ou de s'éloigner du navire rapidement ou lentement, de changements réguliers de direction ou de vitesse de nage, de plongées précipitées, de changements dans les schémas respiratoires, d'une augmentation du temps passé en plongée par rapport au temps passé en surface, de changements dans le comportement acoustique, de comportements agressifs tels que des coups de queue, des coups de trompette ou tout signe de séparation d'une baleine mère et de son baleineau, par exemple.

Perturbation. Résultat d'une interaction directe ou indirecte entre les humains et la faune sauvage qui modifie le comportement d'un animal ou l'environnement dans lequel il vit, ce qui affecte son bien-être et sa survie à court, moyen et/ou long terme (Evans, 1996). Voici quelques exemples de perturbations : blessures directes et indirectes ou décès, changements dans l'utilisation de l'habitat, changements de comportement, changements ou dommages causés à l'habitat, augmentation du stress physique, etc. (SMWWC, 2005). Les perturbations ont généralement une connotation négative et affectent la vie sauvage de manière négative.

Plongeur libre. Une personne qui entre ou se trouve dans l'eau et qui utilise potentiellement un masque, un tuba, des palmes, une ceinture de plongée lestée, mais pas d'appareil de flottaison ni d'appareil respiratoire.

Préjudice. Tout acte qui tue ou blesse la vie sauvage. Un tel acte peut inclure une modification ou une dégradation importante de l'habitat lorsqu'elle tue ou blesse effectivement la vie sauvage en altérant de manière significative des schémas comportementaux essentiels.

Harcèlement. Tout acte témoignant d'un manque de considération pour le bien-être de l'espèce sauvage ou créant un risque de blessure ou perturbant le comportement normal de la faune. Ces actes comprennent, sans toutefois s'y limiter, la poursuite, le rassemblement ou la tentative de capture de la vie sauvage.

Zone d'interaction. La zone ou l'endroit où se produisent les interactions dans l'eau par le biais de la plongée sous-marine, de la plongée en apnée, de la plongée avec tuba ou de la natation, allant de la distance minimale d'interaction à 50 m (100 m pour les baleines).

Interaction dans l'eau depuis la terre ferme. Un type d'interaction dans l'eau dans lequel les participants entrent dans l'eau depuis le rivage et y retournent à la fin de l'interaction.

Système de licence. Voir « Système de permis ».

Mégafaune marine. Terme générique englobant les grands taxons marins, notamment les mammifères marins, les reptiles marins et estuariens, les grands poissons et les oiseaux de mer.

Distance minimale d'interaction. La distance minimale autorisée entre un participant et l'espèce sauvage. Des distances minimales différentes s'appliquent à chaque taxon - par exemple, 3 m pour les tortues et 30 m pour les cétacés.

Interaction opportuniste. Interaction non spécifiquement recherchée et résultant de la présence sur le site pour une activité sans rapport avec celle-ci (y compris une interaction dédiée avec d'autres espèces).

Interaction passive. L'interaction est initiée par l'espèce sauvage de son propre chef. En outre, l'espèce sauvage bénéficie d'un certain « contrôle » sur la durée, le lieu et la proximité de l'interaction.

Système de permis. Un outil juridique et de gestion basé sur des permis ou des licences pour mener des interactions récréatives dans l'eau, délivrés par une autorité compétente aux fournisseurs et aux opérateurs. Les conditions d'obtention et de maintien d'un permis varient et peuvent inclure la participation à des sessions de formation spécifiques (par exemple, des bases de biologie et d'écologie de l'espèce, la réglementation existante, la gestion des interactions, l'éducation des clients et l'interprétation), l'adhésion et la conformité à la réglementation et aux conditions du permis, et la participation à des efforts de recherche. Le système permet aux autorités de contrôler le nombre d'opérateurs capables de s'engager dans des interactions et de spécifier les activités qu'ils sont autorisés à entreprendre.

Principe de précaution. Approche générale selon laquelle des mesures de précaution devraient être prises (dans le cas présent, en faveur de la protection du bien-être des animaux sauvages et de l'intégrité de leur habitat) lorsque la compréhension scientifique de certaines relations de cause à effet n'est pas concluante.

Approvisionnement. L'utilisation de méthodes pour attirer et maintenir l'espèce sauvage à proximité, en la nourrissant, en l'attirant et en modifiant ses habitats (voir Meyer et al., 2021b pour la reclassification la plus récente de la terminologie associée à l'approvisionnement).

Corde ou ligne de surface. Cordes déployées dans l'eau pour aider les nageurs et les plongeurs avec tuba, également connues sous le nom de Lignes de sirène.

Plongeur sous-marin. Personne qui entre ou se trouve dans l'eau, se déplaçant dans la colonne d'eau à différentes profondeurs, utilisant un masque, un tuba, des palmes, une ceinture de plongée lestée et un appareil respiratoire.

Interaction dans l'eau à partir du rivage. Voir Interaction dans l'eau depuis la terre ferme.

Plongeur avec tuba. Personne qui entre ou se trouve dans l'eau, en restant à la surface, et qui utilise un masque, un tuba et des palmes, mais pas d'appareil respiratoire.

Nageur. Une personne qui entre ou se trouve dans l'eau, en restant à la surface, et sans équipement de plongée avec tuba, de plongée libre ou de plongée sous-marine.

Interaction durable. Toute pratique visant à créer et à maintenir les conditions nécessaires à la pérennité de la ressource utilisée (c'est-à-dire, dans le cas présent, les espèces sauvages), les humains et les espèces sauvages coexistant harmonieusement. Au cœur de

la durabilité se trouve l'impératif écocentrique d'avoir le moins d'impact possible sur la nature et ses biotes (Notarbartolo di Sciara et Würsig, 2022; Campagna et Guevara 2022; Higham et al., 2014) et d'accorder à la faune un espace et une liberté d'interaction (voir le *paradigme de la durabilité* dans Higham et al., 2014).

Prélèvement. « Effectuer un prélèvement » signifie prélever, chasser, pêcher, capturer, harceler, tuer délibérément, ou tenter d'entreprendre l'une quelconque des actions précitées (CMS 1979, Article I, paragraphe (1), point i) de la Convention).

Immobilité tonique. État naturel [réversible] d'insensibilité, de paralysie ou d'immobilité dans lequel se trouvent certaines espèces d'élastomobranches lorsqu'elles sont physiquement inversées ou manipulées d'une certaine manière. Cet état peut causer un stress excessif à l'animal (Lawrence et al., 2016).

PARTIE 1 - Lignes directrices générales relatives aux interactions récréatives dans l'eau

1.1 APERÇU DES INTERACTIONS RECREATIVES DANS L'EAU

Les interactions dans l'eau avec les espèces sauvages marines à des fins touristiques et récréatives ont connu une forte croissance depuis les années 1990, et leur ampleur réelle est probablement sous-estimée (par exemple, Healy et al., 2020; Gero et al., 2016; Hendrix et Rose, 2014). Le phénomène a une portée mondiale et se manifeste par une variété d'activités façonnées par les caractéristiques naturelles et anthropiques de chaque interaction: elles peuvent se dérouler dans des eaux peu profondes ou profondes, sur la côte ou au large, à la surface ou en profondeur, tout au long de l'année ou de manière saisonnière, se produire depuis le rivage ou sur des plate-formes, opportunistes ou dédiées, incitées (par exemple, avec de la nourriture, des leurres, des attractants) ou non, avec des mouvements restreints (par exemple, l'utilisation de lignes de surface comme attaches) ou libres pour le participant humain.

Comme d'autres formes d'observation de la vie sauvage, les interactions dans l'eau peuvent apporter des avantages potentiels à l'espèce sauvage cible en encourageant ou en augmentant la sensibilisation, la bonne intendance et la responsabilité, les avantages économiques, une alternative aux utilisations consommatrices létales (braconnage, pêche, chasse à la baleine) et les possibilités de recherche (par exemple, Hoyt, 2018; Topelko et Dearden, 2005). Cependant, les risques biologiques et anthropocentriques de cette activité suscitent de plus en plus d'inquiétudes sur:

- **La conservation** (au niveau de la population), ou la mise en danger des populations causée par les effets néfastes des perturbations sur les comportements importants pour la survie ou la reproduction, à savoir l'accouplement, l'allaitement, l'alimentation et la défense. Les indicateurs permettant d'évaluer l'état de conservation d'une population sont le taux de survie, le taux de reproduction et la taille de la population, ainsi que leurs tendances dans le temps (par exemple, Bejder et al., 2006; Filby et al., 2014).
- **Les processus écologiques plus larges**, ou les effets en cascade directs et indirects que les interactions avec les individus et les populations cibles ont sur les espèces, les habitats, les processus, les écosystèmes et les communautés non ciblés (par exemple, Meyer et al., 2020; Milazzo et al., 2005).
- **Le bien-être animal** désigne l'état physique et mental d'un animal en relation avec les conditions dans lesquelles il vit et meurt (WOAH, 2022). Les indicateurs de l'impact des perturbations sur les animaux comprennent les réactions à court et à long terme aux niveaux comportemental, histologique, biochimique, physiologique et/ou écologique.
- **La sécurité humaine**, ou le risque de blessures et de préjudice pour les participants humains aux interactions, qui peuvent être causés par l'espèce sauvage cible (par exemple, morsures, zoonoses), l'exposition aux conditions sauvages, la logistique des opérations ou d'autres participants humains (par exemple, Cisneros-Montemayor et al., 2020; Sprogis et al., 2020).

Actuellement, les éléments suivants sont considérés comme les principaux défis à relever pour une gestion efficace des interactions dans l'eau:

- **Cadres de gestion manquants ou médiocres.** Les interactions non réglementées, mal ou non gérées dans l'eau sont plus susceptibles de conduire à des approches invasives, non informées et non contrôlées des animaux, ce qui signifie que ceux-ci sont plus susceptibles de nuire au bien-être et à la conservation que de bénéficier des avantages potentiels de l'activité en matière de conservation
- **Manque d'application de la réglementation et de mise en œuvre des meilleures pratiques.** Les interactions récréatives dans l'eau montrent généralement une faible conformité aux réglementations, qu'elle soit délibérée ou accidentelle (par exemple, Schofield et al., 2015; Scarpaci et al., 2003). Les stipulations ambiguës (par exemple, le harcèlement, Tyne et al., 2014; Sorice et al., 2003), ainsi que les défis liés à la surveillance, au contrôle et à l'application des réglementations et des sanctions (par exemple, Gallagher et al., 2015; Mustika et al., 2012) sont parmi les causes de l'adoption limitée.
- **Lacunes dans les connaissances.** La complexité du cycle de vie des espèces sauvages marines, les effets confondants des activités anthropiques concomitantes et la rareté des ensembles de données historiques spécifiques ont jusqu'à présent entravé les efforts visant à évaluer de manière concluante l'importance biologique et écologique à long terme des interactions dans l'eau sur les espèces sauvages cibles. En outre, les efforts de recherche se sont principalement concentrés sur les dimensions biologiques et écologiques de l'activité, et moins sur les dimensions sociales, la seule exception étant le phénomène du tourisme de requins, qui a suscité un intérêt égal dans les deux domaines (Gallagher et al., 2015). L'utilisation de cadres intégrés pour la gestion est souvent recommandée, mais, malgré les progrès réalisés dans leurs spécifications théoriques, l'application et la validation empiriques sont encore rares (par exemple, Bejder et al., 2022; Meyer et al., 2021; Catlin et Jones, 2010, 2011; Reynolds et Braithwaite, 2001; Duffus et Dearden, 1990, 1993).

Pour l'avenir, il est fortement recommandé que les Parties prennent des mesures pour relever les défis décrits ci-dessus:

- Adopter une approche de précaution et étudier soigneusement la faisabilité et les impacts des interactions émergentes ou potentielles dans l'eau avant de prendre des décisions sur leur mise en place et leur gestion (voir par exemple le [programme de gestion des interactions avec les baleines à bosse le long de la côte de Ningaloo, 2020, Australie](#)). Idéalement, cela devrait également inclure des réflexions sur les implications éthiques et les responsabilités morales (par exemple, les considérations de Bertella et Acquarone, 2017).
- Mettre en œuvre de nouvelles réglementations ou adapter les réglementations existantes afin d'éviter et d'atténuer efficacement les perturbations causées par l'activité là où elle n'est pas ou mal gérée et où elle s'est avérée préjudiciable pour la vie sauvage. S'il n'est pas possible de mettre en œuvre de nouvelles réglementations ou d'adapter les réglementations existantes pour répondre aux problèmes de gestion actuels, envisager d'abandonner progressivement l'activité. La France, par exemple, dispose d'un règlement en vigueur depuis 2021 qui interdit l'approche délibérée des mammifères marins par un navire à une distance inférieure à 100 mètres dans les eaux intérieures et la mer territoriale françaises en Méditerranée.
- Promouvoir l'appropriation, la bonne intendance et les meilleurs comportements par le biais de l'engagement de parties prenantes impliquées (par exemple, la

consultation des propriétaires indigènes traditionnels; l'élaboration conjointe de réglementations avec les opérateurs commerciaux; l'éducation des touristes et l'interprétation) en tant que stratégie complémentaire ou alternative à l'application des réglementations et des sanctions (par exemple, Filby et al., 2015; Scarpaci et al., 2003).

- Engager des efforts dans l'élargissement des ensembles de données pertinents avec une collecte de données régulière et soutenue à long terme, et une recherche axée sur les conséquences à long terme des perturbations au niveau de la population qui utilise des techniques de modélisation robustes (par exemple, Pirotta et al, 2018, 2022; Booth et al, 2020 ; Bejder et Samuels, 2003), des technologies modernes (par exemple, Papafitsoros et al., 2021; Nowacek et al., 2016) et des cadres interdisciplinaires intégrés (par exemple, Meyer et al., 2021a; Heenehan et al., 2015; Catlin et Jones, 2010; Higham et al., 2009; (Bejder et al., 2022).
- Mettre en œuvre une approche de gestion adaptative dans le cadre de laquelle les nouvelles informations sont utilisées pour mettre à jour et modifier les réglementations, les codes et/ou les pratiques en fonction des besoins.

Ces lignes directrices évitent d'énumérer des distances spécifiques autres que « la longueur du corps de l'animal ou 3 mètres ou 30 mètres pour les cétacés », car les distances sont difficiles à évaluer et à mettre en œuvre sur le terrain en raison de l'incapacité des personnes à mesurer avec précision dans l'eau, mais aussi en raison du mouvement des espèces sauvages et du fait qu'elles passent (tout au plus) une fraction du temps à la surface.

Les interactions peuvent être très dynamiques et, dans l'eau, les animaux sont plus agiles que les humains. À l'exception des animaux stationnaires ou de ceux dont les mouvements sont limités, les animaux sont maîtres de la distance qui les sépare des humains. Les distances minimales d'interaction que nous suggérons (longueur du corps/3 m ou 30 m pour les cétacés) visent principalement à assurer la sécurité des participants humains. Dans le cas d'interactions avec des animaux plus stationnaires, elles peuvent être appliquées plus facilement et sont également plus importantes pour la protection de la vie sauvage.

Pour diverses raisons, demander à des personnes dans l'eau d'évaluer et de maintenir une distance n'est pas raisonnable, quel que soit leur niveau d'expertise. De même, il n'est pas toujours possible de demander à un guide d'assurer une distance minimale spécifique.

Ce document s'éloigne des dispositions relatives à la distance métrique :

- Pour les personnes dans l'eau, il passe des mètres à l'utilisation de «la longueur du corps de l'animal ou 3 m, la plus grande étant retenue » comme distance minimale en tant qu'unité de mesure plus facilement applicable.
- Il met l'accent sur des solutions plus efficaces, telles que la désignation de situations claires d'interdiction d'interaction, les fermetures spatio-temporelles, les interactions passives avec des dispositifs dédiés à la flottaison et/ou au contrôle des mouvements des participants et de la distance par rapport à l'espèce sauvage, et l'attention portée aux changements de comportement de l'espèce sauvage.
- Il présente les principes généraux et les considérations visant à garantir des interactions sûres, peu perturbantes et durables, laissant aux parties le soin d'évaluer le type d'interactions qu'elles ont et d'élaborer des paramètres et des critères spécifiques conformes aux principes et s'inspirant des exemples cités.

- Il présente quelques lignes directrices fondées sur des données probantes et spécifiques à chaque espèce (Partie 2).

On retrouve une approche « qualitative » similaire dans les principes généraux actualisés de la Commission baleinière internationale pour l'observation des baleines, ainsi que dans divers projets de tourisme liés au dugong et à la tortue qui ont été consultés.

1.2 CONSIDERATIONS GÉNÉRALES POUR L'ÉLABORATION DES LIGNES DIRECTRICES

Les considérations présentées dans cette section s'alignent sur la recommandation du groupe de travail sur les mammifères aquatiques du Conseil scientifique de la CMS ([UNEP/CMS/COP12/Inf.13](#)), selon laquelle chacune des Parties devrait **évaluer soigneusement la décision d'établir ou de poursuivre les interactions dans l'eau**, lorsqu'elles sont autorisées à se produire, adopte des mesures pour **éviter ou atténuer les perturbations et les effets négatifs sur la vie sauvage**.

Les **principes directeurs généraux** et les **lignes directrices générales** (section 1.3) qui suivent s'appliquent à toutes les interactions en milieu aquatique dans toutes les zones et peuvent servir de base aux décisions relatives à l'activité.

Il convient de souligner que la manière spécifique dont les principes et les lignes directrices sont formulés, adoptés et appliqués relève de la responsabilité des Parties.

Principes directeurs généraux

1. Protéger les espèces sauvages les plus sensibles

Définir clairement les situations et les lieux dans lesquels l'activité n'est pas du tout autorisée ou est soumise à des réglementations plus restrictives. Cela pourrait inclure l'interdiction ou la restriction des interactions avec des espèces ou des populations sélectionnées (par exemple, classées comme étant en danger ou vulnérables dans la Liste rouge de l'UICN) et certains segments de population (par exemple, sur la base de l'âge, du sexe et des schémas de résidence) qui sont ciblés de manière disproportionnée, déjà exposés à des pressions anthropiques cumulatives ou chroniques élevées, ou particulièrement réticents aux interactions et susceptibles d'être affectés négativement par celles-ci (par exemple, les individus résidents, Constantine, 2001; les paires mère-petit, Lundquist et al., 2013; King et Heinen, 2004). À cette fin, les fermetures spatio-temporelles constituent un outil important pour protéger les zones et les périodes critiques de repos, de reproduction, d'allaitement et d'alimentation sur le site (Higham et al., 2014; Tyne et al., 2014; Landry et Taggart, 2010; Higham et Lusseau, 2007), à condition qu'elles fassent partie de programmes de gestion adaptatifs et non statiques (par exemple, Dwyer et al., 2020; Hartel et al., 2014). Les réglementations devraient également définir les conditions dans lesquelles les interactions doivent cesser (par exemple, signes de perturbation ou d'agression de la part de l'espèce sauvage, violation des réglementations) et les instructions sur les procédures à suivre.

Exemples :

- *Interdiction des interactions commerciales avec une population en déclin de grands dauphins dans la baie des îles ([Nouvelle-Zélande](#))*
- *Interdiction légale des interactions avec des dauphins juvéniles ou des groupes, notamment en [Nouvelle-Zélande](#)*

- *Combinaison de fermetures spatiales et temporelles pour interdire les interactions matinales et protéger l'habitat principal de repos des dauphins à long bec au [Récif de Samadai \(Égypte\)](#)*
- *Interruption de l'accès à l'eau à des températures inférieures à 62,2 degrés Fahrenheit dans le refuge pour lamantins à [Three Sisters Springs \(États-Unis\)](#)*

2. Réduire le caractère intrusif

Interdire toutes les activités physiquement et écologiquement intrusives, définies comme le toucher délibéré, l'approvisionnement (alimentation) et la manipulation, ainsi que la modification du cycle naturel et de l'écologie comportementale de l'espèce (Parsons et al., 2006). Ces pratiques ne sont pas seulement préjudiciables à la vie sauvage et très risquées pour les participants humains (par exemple, Sprogis et al., 2020), mais elles peuvent également enfreindre les réglementations et lois nationales ou régionales existantes régissant la protection de la vie sauvage dans la plupart des pays.

Les Parties sont invitées à accorder une attention particulière à la réglementation des activités **d'approvisionnement** (attraction, alimentation et modification de l'habitat) (telles que définies dans Meyer et al., 2021b) pour augmenter la probabilité d'observer une vie sauvage insaisissable de près et dans des environnements favorables. Sur la base des preuves d'altération de la biologie et de l'écologie des espèces sauvages cibles (par exemple, Senigaglia et al., 2019, 2022; Stewart et al., 2016; Brunnschweiler et al., 2014; Schleimer et al., 2013; Semeniuk et al., 2009; Orams 2002) et des effets mal compris sur les espèces non cibles et plus largement sur les écosystèmes et communautés (Meyer et al., 2021b), il est fortement déconseillé d'établir, de poursuivre et d'étendre les activités employant l'alimentation directe ou l'utilisation délibérée d'aliments directement ingérés par les espèces cibles (telles que définies dans Meyer et al., 2021) et recommandé d'observer une extrême prudence dans la réglementation **de l'alimentation indirecte, de l'attraction intentionnelle et de la modification intentionnelle de l'habitat**.³ En général, l'alimentation reposant sur le tourisme est le plus souvent associée à des effets négatifs sur la santé (Murray et al., 2016) et l'alimentation complémentaire des espèces marines n'est souvent pas bénigne (Burgin et Hardiman, 2021). Lorsque cette pratique a lieu, il est recommandé de fournir de la nourriture à des densités très faibles et pendant de courtes périodes, à des moments et dans des lieux imprévisibles, afin d'éviter l'agrégation et l'accoutumance, et de la suspendre pendant les périodes de migration et d'épidémie (Murray et al., 2016).

L'utilisation de dispositifs dédiés est essentielle pour la sécurité des participants, peut améliorer la qualité de l'interaction et protéger la vie sauvage et l'écosystème local. Les dispositifs comprennent des équipements destinés à soutenir et à contrôler la flottaison des participants (gilets de sauvetage, combinaisons, plates-formes), la prévisibilité des mouvements (attaches, cordes de surface ou lestées, filets à perche, plates-formes immergées ou semi-immersées) et la distance par rapport aux espèces sauvages (balises ou barrières artificielles ou naturelles). Les décisions relatives à l'utilisation de ces dispositifs sont étayées par les caractéristiques de l'espèce et du site, et ne doivent pas présenter de risques supplémentaires pour la vie sauvage ou les participants (par exemple, d'enchevêtrement ; voir les considérations dans Scarpaci et al., 2005, p.93).

Enfin, il est recommandé, lorsque plusieurs options d'observation durable de la vie sauvage sont disponibles (par exemple, interactions dans l'eau, observation en bateau ou à terre, chambres d'observation sous-marines), de privilégier l'option la moins intrusive. En particulier, le potentiel de la réalité virtuelle et augmentée pour fournir une alternative valable à la visite

³ Selon les définitions de Meyer et al., 2021: **Alimentation indirecte**: les espèces proies sont attirées par l'activité de tourisme animalier et sont consommées par l'espèce cible. **Attraction intentionnelle** : faciliter les interactions avec les espèces cibles en utilisant des stimuli non consommables qui exploitent l'appétit de la faune ou sa socialisation. **Modification intentionnelle de l'habitat**: une structure modifiée ou une altération de l'environnement incorporée spécifiquement pour le tourisme animalier

réelle (Guttentag, 2010) tout en préservant certains de ses avantages (par exemple, le comportement de conservation ; Hofman et al., 2022) devrait être exploré davantage (Bejder et al., 2022).

Exemples :

- *Utilisation de cordes de surface dans les interactions avec les baleines de Minke naines à la [Grande Barrière de Corail \(Australie\)](#)*
- *Interdiction de nourrir délibérément et intentionnellement les cétacés et découragement de l'établissement ou de l'expansion de programmes de nourrissage certifiés autorisés dans [les Lignes directrices nationales australiennes sur l'observation des baleines et des dauphins](#)*
- *Définition légale des zones et des méthodes permettant aux opérateurs certifiés de pratiquer l'appâtage dans le cadre de la [plongée en cage avec des requins blancs \(Afrique du Sud\)](#)*
- *Création d'une ligne de décombres « Ne pas traverser » au site de plongée de la station de nettoyage du [poste de rangers de Manta Sandy \(Raja Ampat, Indonésie\)](#) afin de limiter l'intrusion et de réduire les dommages benthiques*
- *Utilisation de cordes lestées pour la plongée sous-marine avec des requins aux Açores (Portugal) (Bentz et al., 2014)*

3. Réglementer l'accès à l'activité

Définir qui, où, quand et dans quelles conditions les opérateurs sont autorisés à organiser, guider et participer à des interactions récréatives dans l'eau. Il s'agit notamment de contrôler et de réglementer strictement l'expansion de l'activité, d'identifier clairement les zones et les périodes où elle est autorisée et interdite, et de définir les critères et les conditions de participation à l'activité. Il est recommandé de confier la responsabilité de la supervision du développement de l'activité à une organisation ou une agence spécifique et respectée, nouvelle ou existante, qui dispose de l'autorité nécessaire et peut intégrer l'expertise et les perspectives des principales parties prenantes.

Un système de permis spécifique est un moyen efficace et recommandé de réglementer l'étendue et les normes d'exploitation des interactions commerciales dans l'eau (par exemple, Catlin et al., 2012), tout en reconnaissant qu'il peut être nécessaire de procéder à des ajustements pour répondre à des circonstances particulières, par exemple lorsque les opérateurs franchissent des frontières juridictionnelles nationales. Ses principaux éléments sont les suivants (voir également Hoyt, 2007, 2012; ACCOBAMS, 2004, 2007):

- Autorisation spécifique d'une autorité compétente, en plus de la possession de licences d'exploitation et en conformité avec les réglementations nationales et internationales relatives à la qualification et à la sécurité de l'activité entreprise ;
- Évaluation complète des risques et plan de gestion des risques ;
- Veiller à ce que les capitaines et les guides reçoivent une formation appropriée, notamment une connaissance approfondie du site et des espèces, des compétences linguistiques et d'interprétation (par exemple, Pagel 2021; Weiler et Ham 2002) et une bonne compréhension des réglementations, des risques et des implications des interactions tant pour la faune que pour les participants ;
- Enregistrement des interactions par les opérateurs participants (journal de bord des rencontres, images et photographies), partage d'informations et/ou autre soutien (par exemple, contribution financière, plate-forme mise à la disposition des chercheurs) aux programmes de recherche en cours sur les réactions de la vie sauvage aux interactions ;
- Contrôle régulier de la conformité et des incidences sur la vie sauvage pour étayer la gestion adaptative.

Dans le cas des particuliers (plaisanciers, pêcheurs, kayakistes, nageurs), les réglementations et codes de conduite existants pourraient être inclus dans d'autres permis que ces personnes doivent obtenir (pêche, navigation de plaisance), dans des contrats de location de matériel et d'équipements (plongée sous-marine, planches de stand-up paddle) et sur des panneaux d'information placés bien en vue le long du rivage et aux points de mise à l'eau des embarcations.

Exemples :

- Programme de gestion des interactions avec les baleines à bosse le long de la côte de [Ningaloo en 2020 \(Australie\)](#)
- Interdiction des bateaux à moteur à l'intérieur du refuge pour lamantins de [Three Sisters Springs \(États-Unis\)](#)
- Réglementation sur la protection des mammifères marins et système de permis pour réguler l'expansion et garantir la qualité des interactions commerciales en [Nouvelle-Zélande](#)
- Les interactions avec les cétacés dans l'eau ne sont autorisées que par des opérateurs locaux certifiés à [Tonga](#)
- Système de billetterie pour limiter le nombre quotidien de visiteurs interagissant avec les dauphins à long bec à [Samadai Reef \(Égypte\)](#)

4. Travailler avec la communauté

Impliquer et faire participer les parties prenantes à la gestion des interactions dans l'eau. La collaboration dans l'élaboration des réglementations, la mise en œuvre et le contrôle de la conformité, la recherche et la collecte de données, l'éducation et l'interprétation peuvent non seulement accroître l'adhésion aux réglementations, mais aussi le sentiment d'appropriation et la bonne intendance de la faune locale (par exemple, Pagel, 2021; Bach et Burton, 2015; Sorice et al., 2006; Parsons et Woods-Ballard, 2003).

Opter pour des processus participatifs, c'est avant tout mieux comprendre les caractéristiques sociales, politiques, économiques, démographiques et culturelles des communautés humaines concernées (par exemple, Ziegler et al., 2021; Patroni et al., 2018; Wiener, 2015; Filby et al., 2015; Lewis et Newsome, 2003) et les analyser dans des cadres interdisciplinaires (par exemple, Meyer et al., 2021a; Higham et al., 2009; Duffus et Dearden, 1990) afin d'identifier les schémas et processus de surveillance et de gestion les mieux adaptés au contexte spécifique.

Pour que la gestion reste opportune et fondée sur des données probantes, il est nécessaire que ces processus de cocréation soient fondés sur des priorités et des objectifs communs et s'appuient sur des cadres réglementaires adéquats (Fumagalli et al., 2021).

Exemples :

- [Projet sur les baleines de Minke](#) à la Grande Barrière de Corail
- « [WiSe scheme](#) », programme national britannique de formation visant à réduire les perturbations de la vie sauvage marine ; formation et accréditation des opérateurs et des praticiens privés d'activités nautiques
- Droits d'entrée dans [l'AMP](#) d'Hanifaru, dans l'atoll de Baa, versés au Fonds de conservation de l'atoll de Baa des parties prenantes investies (Maldives)
- Programme de science citoyenne, [Big Fish Network](#), pour les requins-baleines aux Maldives
- [Certificat volontaire de haute qualité pour l'observation des baleines](#), délivré par ACCOBAMS, le Sanctuaire Pelagos, plusieurs organisations non gouvernementales et des opérateurs d'observation des baleines

5. Appliquer les réglementations

Assurer de manière régulière des patrouilles, une surveillance et la conformité avec les conditions d'autorisation. Il est indispensable que les réglementations et les exigences en matière d'autorisation soient formulées clairement et sans équivoque, qu'elles soient accessibles à toutes les parties intéressées et qu'elles soient applicables sur le terrain. En particulier, il est recommandé ce qui suit :

- Les comportements qui constituent un préjudice, une détresse et un harcèlement, et qui sont légaux/acceptés ou illégaux/non acceptés, sont bien définis et détaillés (Tyne et al., 2014; Sorice et al., 2003).
- Dans la mesure du possible, les réglementations sont quantifiées en utilisant des unités qui peuvent être facilement comprises et appliquées sur place (par exemple, la durée des interactions, le nombre maximum d'humains autorisés). Les distances métriques (par exemple, mètres, yards) sont extrêmement courantes dans les lignes directrices et les codes de conduite, mais elles peuvent être difficiles à évaluer et à respecter en eaux libres (Button et al., 2016; Baird et Burkhart, 2000). À moins qu'elle ne s'accompagne d'une obligation d'utiliser des outils habilitants, tels que des détecteurs automatiques de distance et des télémètres à laser (Baird et Burkhart, 2000), d'autres unités (par exemple, la longueur du corps de l'animal) ou solutions (par exemple, une zone délimitée, des attaches physiques) devraient être privilégiées.
- La conformité et l'efficacité des réglementations sont régulièrement évalués et la gestion est adaptée en conséquence, le cas échéant (Wiley et al., 2008).

Les patrouilles et la surveillance devraient être confiées à des acteurs locaux autorisés, respectés par les parties prenantes, capables de travailler de manière équitable et cohérente sur le site et formés pour reconnaître les perturbations de la vie sauvage et le non-respect des réglementations en vigueur. Lorsque ces conditions ne peuvent être remplies, par exemple parce que les coûts ou la logistique de la surveillance et des patrouilles sont prohibitifs, des alternatives viables incluent l'utilisation de technologies à distance (par exemple, caméras de vigilance vidéo nautique, Becerril-García et al., 2020) ou l'observation et l'établissement de rapports par la communauté ou les pairs.

Pour encourager le respect des règles, il est essentiel que les infractions soient contrôlées, reconnues et signalées aux autorités compétentes, et que des sanctions et des pénalités (par exemple, des amendes substantielles, la suspension de la licence commerciale) soient prévues pour avoir un effet dissuasif.

Exemples :

- *Formation de gardes-chasse à la surveillance et à l'application des réglementations en matière d'interdiction de pêche dans [la réserve marine de Shark Reef \(Fidji\)](#)*
- *Licence commerciale révoquée, annulée ou suspendue en cas de contravention ou de non-respect des conditions du permis de [plonger en cage avec des requins blancs \(Afrique du Sud\)](#)*
- *Des bénévoles à l'apparence officielle comme alternative au personnel chargé de l'application des lois sur le terrain pour accroître le respect volontaire des réglementations en Nouvelle-Zélande (Acevedo-Gutiérrez et al., 2011)*
- *[Ligne d'assistance de la Commission de conservation de la vie sauvage de Floride](#) pour signaler les blessures ou le harcèlement des lamantins (États-Unis d'Amérique)*
- *Coordination de la surveillance et de l'application de la loi grâce à l'approche [SMART](#) (« Spatial Monitoring and Reporting Tool »), un ensemble de logiciels et d'outils d'analyse gratuits conçus pour aider les défenseurs de l'environnement à gérer et à protéger la vie sauvage*

6. Contrôler le système

Suivre les caractéristiques, le rôle et les implications de l'activité dans les contextes sociaux et écologiques aux niveaux local, national et mondial (Higham et al., 2009, 2014). Les caractéristiques sociales et écologiques des sites d'interaction évoluant au fil du temps, il est nécessaire de mettre en place des systèmes permettant de s'assurer que les dispositions actuelles répondent aux objectifs écologiques et socio-économiques convenus ou de fournir des informations en vue de leur adaptation. Les recherches portant sur la **biologie et l'écologie des espèces sauvages** (présence et utilisation de l'habitat, réactions à court terme aux interactions, conséquences à long terme des interactions, taille de la population, surveillance de la santé et du stress, conséquences au niveau de la population) et **sur les aspects sociaux de l'activité** (nombre et localisation des opérateurs commerciaux, évolution du nombre de visiteurs dans le temps, dimension économique, conformité avec les réglementations, blessures résultant des interactions, éthique et responsabilité morale) sous-tendent l'identification d'indicateurs clés de base et de tendance, ainsi que de seuils de risque, pour la gestion de l'activité à tous les stades de son développement (par exemple, Bejder et al., 2022; ACCOBAMS, 2020 ; Higham et al., 2009; Duffus et Dearden, 1990). Idéalement, les pratiques de recherche devraient garantir que les informations requises sont collectées en n'occasionnant pas ou un minimum de perturbations supplémentaires pour la vie sauvage (par exemple, en utilisant des plates-formes d'opportunité, Santana-Morales et al., 2021 b; des rapports de journaux de bord, Nazimi et al., 2018; la surveillance acoustique passive, Bradley et al., 2017; les médias sociaux, Barra et al., 2020; la science citoyenne et l'intelligence artificielle, [Wildbook](#)).

Exemples :

- *Programme de transition et de gestion des interactions commerciales avec les baleines à bosse le long de la [côte de Ningaloo en 2020 \(Australie\)](#)*
- *Les guides certifiés doivent remplir des carnets de bord pour recueillir des informations sur les observations dans [la réserve de biosphère du requin-baleine et la zone de protection de la flore et de la faune de Yum Balam, \(Mexique\)](#)*
- *Études de recherche utilisant des modèles d'étude contrôle-impact (Meyer et al., 2019; Fumagalli et al., 2018), avant-pendant-après (Stack et al., 2021 b) et longitudinaux (Filby et al., 2014)*
- *Gestion adaptative avec expansion progressive de la [réserve marine du récif du requin, \(Fidji\)](#)*
- *Études de simulation de la capacité d'accueil dans la Réserve de biosphère de l'île de Guadalupe (Mexique) (Santana-Morales et al., 2021a)*

1.3 LIGNES DIRECTRICES GÉNÉRALES

Les *lignes directrices générales* qui suivent visent à offrir une ressource viable et facilement accessible aux personnes chargées d'élaborer des plans et des réglementations pour toute opération d'interaction dans l'eau, nouvelle ou non surveillée auparavant, avec toute espèce de mégafaune marine. Elles fournissent un ensemble de lignes directrices applicables qui peuvent constituer la base des réglementations dans tous les domaines et inspirer une première intervention nécessaire lorsque la gestion des interactions est en retard par rapport à l'expansion de celles-ci ou lorsque les données scientifiques sont insuffisantes.

En outre, dans les nombreux endroits où les interactions dans l'eau visent différentes espèces ou groupes d'espèces sur le même site ou sur des sites adjacents, un système global de lignes directrices sur les interactions avec la vie sauvage marine applicables à toutes les

espèces garantirait une approche réglementaire commune, cohérente et homogène. Cela pourrait faciliter l'adoption, la compréhension et la conformité avec les réglementations. Les *Lignes directrices pour le tourisme de la vie sauvage marine* aux [Philippines](#) et les réglementations de niveau 1 et 2 du [code de conduite du programme de tourisme pour les dugongs et les tortues](#) (Birtles et al., 2005) sont des exemples d'une telle approche.

Proposition de Lignes directrices générales concernant les interactions dans l'eau avec la vie sauvage marine

1. Les interactions ne sont autorisées qu'avec les espèces, populations et individus spécifiquement désignés, et dans les zones et périodes désignées. Dans tous les autres cas, zones et moments, elles ne sont pas autorisés à commencer ou à continuer.
2. Les interactions ne sont jamais autorisées à commencer ou à continuer quand :
 - a) La vie sauvage adopte un comportement critique/biologiquement important
 - b) La vie sauvage évite l'interaction en augmentant la vitesse de nage, en changeant rapidement de direction de mouvement et/ou en plongeant plus longtemps (pour les taxons respirant de l'air)
 - c) La vie sauvage réagit à l'interaction en interrompant une activité ou un comportement critique (repos, alimentation, accouplement, allaitement et nettoyage)
 - d) La vie sauvage devient agitée, bruyante ou agressive (par exemple, elle se montre menaçante, mord, donne des coups de queue ; voir partie 2) à l'égard des participants humains
 - e) La vie sauvage est blessée ou empêtrée dans des cordes, des filets, des bouées ou d'autres matériaux qui l'empêchent de se déplacer librement. Dans ce cas, alerter les autorités compétentes
 - f) Les réglementations existantes sont violées

Bien que tous les participants doivent être informés de ces situations, dans les interactions commerciales, les guides sont chargés d'évaluer la situation avant et pendant l'interaction, de définir la marche à suivre dans le respect des réglementations et de donner aux participants des instructions en conséquence.

3. Les interactions commerciales dans l'eau ne peuvent être proposées, organisées et réalisées que par des opérateurs en possession d'une licence, d'une certification ou d'un permis spécifique pour mener l'activité.
4. **L'alimentation directe** de toute la faune sauvage n'est pas encouragée. Toutes les formes d'attraction intentionnelle⁴ et de modification de l'habitat dans le but d'attirer les mammifères marins et les tortues sont interdites, sauf si elles s'inscrivent dans le cadre d'un plan de gestion réglementé qui reconnaît les effets préjudiciables potentiels et prévoit des mesures appropriées pour atténuer ces effets. Elles sont strictement réglementées dans les interactions commerciales avec les élastomobranches et interdites dans les interactions privées avec ce taxon.⁵

⁴ Y compris l'utilisation de sons pour attirer ou perturber les animaux afin de les inciter à interagir (par exemple, des sons forts pour effrayer les otaries et les faire entrer dans l'eau).

⁵ Plus d'informations dans Niella et al., 2023 et [la politique d'octroi de licences pour les excursions en Australie-Méridionale à la rencontre des requins blancs](#).

5. Il est interdit **d'interagir physiquement** avec les animaux, de les prendre, de les toucher, de les manipuler, de les monter, de les piétiner, de les tenir, de les déplacer ou de les emmener.
6. Les participants s'engagent dans des **interactions passives**, en nageant calmement et de manière prévisible, sans pouchasser, coincer ou poursuivre la vie sauvage cible, et en évitant les bruits et les signaux sonores inutiles.
7. Dans le cas des mammifères aquatiques et des tortues, dès que la vie sauvage est aperçue, les participants **s'approchent par le côté et restent sur le côté**, et évitent l'espace directement au-dessus et au-dessous, ainsi que devant et derrière la vie sauvage. Ils ne bloquent pas, n'encerclent pas et ne traversent pas le chemin de la vie sauvage.
8. Les participants **ne s'interposent pas** ou ne tentent pas de séparer les individus et les groupes, en particulier les couples mère-petit et les partenaires d'accouplement.
9. Les interactions dans l'eau se produisent à une **distance minimale** qui est différente pour chaque taxon ou groupe taxonomique. En règle générale, la distance minimale absolue doit être égale à la longueur du corps de l'animal ou à 3 mètres, la plus grande de ces deux valeurs étant retenue.
10. Les participants utilisent les **dispositifs de sécurité et dispositifs spécifiques** fournis, y compris, mais sans s'y limiter, les cordes d'attache, les structures de retenue et/ou l'équipement flottant.
11. Pour **réduire les perturbations acoustiques** et le caractère intrusif, l'utilisation de véhicules sous-marins personnels à propulsion motorisée, de klaxons et d'équipements générateurs de bruit n'est autorisée qu'en cas d'urgence.
12. Pour chaque particulier ou groupe commercial, la durée **maximale** d'interaction est de 30 minutes par voyage ; il faut cependant tenir compte de la taille du secteur/de la population/de l'espèce, par exemple de l'impact sur de petits groupes ou sur un individu. Cette durée commence avec l'entrée dans l'eau du ou des premiers participants. Après la durée maximale prévue, tous les participants doivent quitter l'eau.
13. Un groupe privé ou commercial a droit à un maximum de deux tentatives consécutives d'interaction dans l'eau, en tenant toujours compte de la taille du secteur/de la population/de l'espèce. Le repos minimum entre deux tentatives successives est de 30 minutes.
14. Pour réduire les perturbations, les interactions ne sont autorisées qu'à des moments précis de la journée, qui varient selon les espèces et les circonstances (à définir pour répondre au mieux aux besoins écologiques de la vie sauvage). Au moins un tiers de chaque journée et un tiers de la zone sont réservés aux animaux pour qu'ils soient laissés tranquilles, afin de protéger les comportements naturels (Hoyt, 2018).
15. Pour réduire les excès d'affluence, le **nombre d'humains** dans l'eau à un moment donné doit être limité et spécifique à la situation et à l'espèce. Par exemple, un maximum de 10 participants (y compris les guides) autorisés simultanément à la distance minimale. Dans le cas des tortues, des siréniens et des requins, un maximum de cinq participants. Dans les opérations commerciales, un faible ratio participants/guide est recommandé (par exemple, 5:1).

16. Les interactions dans l'eau lancées à partir d'un **navire** de soutien équipé d'un GPS doivent respecter les [Lignes directrices de la CMS pour l'observation de la vie sauvage marine en bateau](#). En particulier,
 - a) le déploiement et la collecte des humains doivent se faire par des approches lentes et prévisibles qui n'obstruent pas le chemin de l'animal et ne le dérangent pas. Les pratiques telles que le saute-mouton et le remorquage sont donc fortement déconseillées ;
 - b) pendant les interactions, les navires doivent maintenir une distance de sécurité avec les humains et s'amarrer à des stations désignées ou dériver avec le moteur éteint ou au ralenti, selon les instructions des autorités locales. Le repositionnement du navire est autorisé exclusivement pour assurer la sécurité des participants et en cas d'urgence.
17. **Les violations** des réglementations par les acteurs privés et commerciaux sont sanctionnées par des peines spécifiques.
18. Lorsqu'elles existent, les **lignes directrices spécifiques à un site ou à une espèce** prévalent sur les lignes directrices générales.
19. Les lignes directrices générales et spécifiques à une espèce sont **revues et évaluées** par une autorité ou un comité compétent à intervalles réguliers, et au maximum tous les cinq ans.

Remarque sur la mise en œuvre des lignes directrices

Il est recommandé que les lignes directrices soient visibles, accessibles, claires et présentées de manière cohérente à toutes les parties prenantes et à tous les groupes intéressés (par exemple, les plaisanciers privés, les résidents locaux, les touristes, les propriétaires de permis). Les participants et les organisateurs sont informés et sensibilisés aux règlements existants et aux sanctions en cas d'infraction.

Exemples :

- [panneau pour les propriétaires de bateaux privés en Nouvelle-Zélande](#)
- [graphiques produits par Marine Wildlife Watch of the Philippines](#)
- [Vidéos expliquant le code de conduite des nageurs à Three Springs Sanctuary \(États-Unis\)](#)
- [Manuel de l'opérateur commercial pour les détenteurs de permis en Australie occidentale](#)
- *Réglementations et codes de conduite, y compris une explication des conséquences possibles du non-respect, afin d'améliorer leur adoption (Granquist et Nilsson, 2016; Curtin et al., 2009)*

Il incombe aux parties de choisir les outils et les stratégies les plus susceptibles d'être efficaces sur le site et dans la juridiction concernés. Comme indiqué dans les lignes directrices générales, il est recommandé d'adopter des lignes directrices spécifiques aux espèces et aux sites afin de compléter et d'améliorer les principes généraux énoncés dans les lignes directrices générales.

Les parties sont encouragées à collaborer avec les organisations internationales et nationales pertinentes (par exemple, les agences gouvernementales, les commissions et comités compétents, la communauté des chercheurs, les associations sectorielles, les ONG) afin de

recueillir des informations sur les variables qui façonnent l'interaction au niveau local, y compris, mais sans s'y limiter :

- **Vie sauvage** : espèce ou groupe d'espèces (voir la partie 2 du présent document), répartition, présence, comportement sur le site d'interaction, sensibilité, état de conservation, effets sur les espèces et les communautés non ciblées ;
- **Environnement** : conditions de mer, courants, profondeur, habitat, température de l'eau, visibilité sous-marine, autres activités humaines ;
- **Participants** : permis ou licence requis, compétences dans le domaine de l'eau, attentes, attitudes, spécialisation, positionnement éthique et moral ;
- **Activité** : utilisation de l'équipement et des dispositifs et plates-formes de soutien, nature de l'interaction (privée ou commerciale), moment, durée et fréquence des interactions, utilisation d'attractifs, sécurité générale, implication de la communauté, marché du tourisme, viabilité financière, blessures et incidents au cours des interactions ;
- **Cadre réglementaire** : politiques, gouvernance, cadre législatif, outils de gestion, autorités compétentes, conflits d'intérêts.

PARTIE 2 - Lignes directrices spécifiques aux espèces pour les interactions récréatives dans l'eau

Tout en soulignant que les interactions dans l'eau doivent être conformes aux Lignes directrices générales décrites ci-dessus, dans le cas où ces interactions pourraient être autorisées, cette section présente des orientations supplémentaires visant à compléter le cadre réglementaire par des réglementations spécifiques aux espèces. Lorsqu'elles sont disponibles, les dispositions spéciales pour les espèces de la vie sauvage marine inscrites sur la liste de la CMS sont mises en exergue.

Il convient de noter que cette section comprend quelques références à la littérature sur les effets des interactions dans l'eau sur la vie sauvage et sur la manière de les gérer, mais elle n'est pas censée constituer une revue exhaustive de la littérature sur ces sujets. Des ressources supplémentaires et des codes de conduite sont disponibles dans le matériel supplémentaire.

2.1 MAMMIFERES MARINS

Les cétacés, les siréniens et les pinnipèdes diffèrent non seulement par leur écologie et leur biologie, mais aussi par l'étendue de la littérature disponible sur les effets des interactions dans l'eau et par leur popularité en tant qu'espèces cibles pour l'interaction - les cétacés (principalement les delphinidés) étant les plus recherchés et les plus étudiés.

Des informations supplémentaires sur l'étendue, les caractéristiques et l'occurrence des interactions dans l'eau avec les mammifères aquatiques peuvent être trouvées dans le rapport dédié soumis aux Parties en 2017 par le groupe de travail sur les mammifères aquatiques du Conseil scientifique de la CMS ([UNEP/CMS/COP12/Inf.13](#)).⁶

Cétacés

Les interactions dans l'eau impliquent actuellement au moins 28 espèces de cétacés, dont 22 sont inscrites aux Annexes de la CMS (études récentes dans Stack et Serra, 2021a; Hendrix et Rose, 2014; [UNEP/CMS/COP12/Inf.13](#)). Les interactions visent principalement les espèces de delphinidés (par exemple, les dauphins à long bec, les grands dauphins et les dauphins obscurs), mais les interactions avec les espèces mysticètes sont également en augmentation (Stack et Serra, 2021a), en particulier avec la baleine de Minke naine et la baleine à bosse, et dans une moindre mesure, avec la baleine de Minke, le rorqual commun, la baleine de Bryde, la baleine bleue et la baleine australe (Gero et al., 2016). Les études montrent que les réactions courantes et observables aux interactions comprennent des comportements d'évitement et l'interruption d'activités critiques (voir Samuels et al., 2003; Machernis et al., 2018), comme la séparation des couples mère-petit, qui augmente la vulnérabilité du petit à la détresse et à la prédation; les réponses dépendent des caractéristiques de la vie sauvage (espèce, âge, sexe, historique d'exposition; par exemple, Fiori et al., 2019; Constantine, 2001) et de l'activité (type d'approche, distance, nombre de nageurs, durée de l'interaction; par exemple, Kessler et al., 2013; Martinez et al., 2011; Bejder et al., 1999). Bien que les preuves disponibles concernant les impacts sur les baleines soient limitées, il semble que les activités commerciales en mer peuvent générer autant ou plus de perturbations que l'observation des baleines en bateau, probablement en raison de la plus grande proximité dans l'approche des navires et la rencontre (Stack et al., 2021; Fiori et al., 2019; Parsons 2012; Vermeulen et al.,

⁶ Si nager avec des loutres géantes n'a pas été identifié comme un problème, s'approcher d'elles en bateau peut l'être. Cela comprend les voyages d'écotourisme et les observations fortuites : humains pêchant dans la rivière qui voient les loutres, et les poursuivent soit pour prendre une photo, soit pour les éloigner des endroits de pêche choisis.

2012). Il est important de reconnaître que les interactions dans l'eau peuvent avoir un effet double, car ce n'est pas seulement le navire, mais aussi les nageurs qui ciblent les animaux.

Des conseils et des orientations supplémentaires sur la compréhension et la gestion des activités dans l'eau impliquant des cétacés peuvent être trouvés dans Ludewig et Williams-Grey (2019) et dans le [Guide pour l'observation des baleines](#), un référentiel en ligne, en libre accès et évolutif, regroupant des meilleures pratiques internationales, des ressources éducatives et des informations scientifiques sur les pratiques touristiques basées sur les cétacés, géré par la Commission baleinière internationale et la CMS. En outre, Carlson (2012) et Garrod et Fennell (2004) proposent des examens et des analyses des lignes directrices mondiales en matière d'observation des baleines. Il devrait y avoir des exigences différentes pour les différentes espèces de baleines pendant les périodes critiques du comportement - par exemple, il faut éviter de nager avec des baleines australes en période de reproduction, et nager avec des baleines à bosse en migration présente également des problèmes spécifiques qui nécessitent une gestion efficace pour s'assurer que les nageurs ne sont pas blessés. La réglementation et le [code de pratique](#) pour les interactions entre les baleines de Minke naines et les nageurs dans la zone du patrimoine mondial de la Grande Barrière de corail (Birtles et al., 2008) fournissent un exemple de secteur bien contrôlé, réglementé et géré qui peut inspirer des approches similaires pour d'autres espèces dans d'autres sites. Enfin, la Commission baleinière internationale (CBI) accordera une attention accrue à la question des interactions dans l'eau et les principes généraux de la CBI pour l'observation des baleines ont été mis à jour en 2022. Ces principes comprennent une disposition visant à «éviter le développement d'opérations qui comprennent des interactions directes entre les humains et les cétacés, telles que la nage avec les espèces cibles ou leur ravitaillement» et «lorsque de telles opérations existent déjà, elles devraient être strictement réglementées, contrôlées et évaluées, afin de réduire au minimum les impacts potentiels à la fois sur les humains et sur les cétacés». ⁷

L'alimentation n'est pas une pratique très répandue, mais elle est signalée à la fois dans des contextes récréatifs privés (plaisanciers et pêcheurs aux États-Unis et en Australie, Christiansen et al., 2016; Powell et al., 2011; Samuels et al., 2000) et commerciaux (interactions avec le dauphin de l'Amazone, espèce menacée, Alves et al., 2013; grands dauphins de l'Indo-Pacifique en Australie). En Australie, l'alimentation fait partie de programmes d'approvisionnement réglementés et soumis à autorisation sur quatre sites. Parmi ceux-ci, le cas de Monkey Mia a fait l'objet d'une grande attention et est actuellement le plus strictement réglementé, avec une gestion adaptative répondant aux dernières données de la recherche sur les impacts de la pratique (par exemple, Mann et al., 2018, 1998; Foroughirad et Mann, 2013). Des résultats récents sur les implications négatives du nourrissage pour le succès reproductif des femelles et la survie des petits, analysés à la lumière du déclin connu de la population et des réglementations moins strictes en place sur le site, soulèvent des inquiétudes pour les dauphins ciblés à Bunbury (Senigaglia et al., 2019, 2022). Il convient de noter que le nourrissage des cétacés est interdit par la loi du Commonwealth en Australie et que les [lignes directrices nationales australiennes actuelles pour l'observation des baleines et des dauphins](#) recommandent de «ne plus établir ou développer de programmes de nourrissage».

Dans le cas particulier des **dauphins solitaires sociables** (qui sont des animaux individuels recherchant activement le contact humain), il est recommandé de formuler au cas par cas des plans visant à les protéger et à réduire les risques pour les personnes entrant dans l'eau avec eux. Il existe de nombreuses preuves que le comportement sociable des dauphins solitaires est dû au fait que les gens s'associent délibérément à des animaux solitaires et souvent jeunes, et qu'une fois qu'ils se sont « habitués » aux gens, ils deviennent très vulnérables à

⁷ https://iwc.int/document_3744.download

des décès à la suite d'actions humaines accidentelles ou parfois intentionnelles (Nunny et Simmonds, 2019; Simmonds et Nunny, 2022).

Wilke et al. (2005) et Nunny et Simmonds (2019), recommandent dans tous les cas d'élaborer un plan de gestion qui crée des zones interdites, décourage les interactions, limite le nombre d'humains interagissant avec le dauphin, interdit de le toucher et de le nourrir, définit clairement les comportements qui constituent un harcèlement et une perturbation, et inclut des mesures spécifiques basées sur le sexe, l'âge, la personnalité, le domaine vital et le stade de sociabilité du dauphin. La mise en œuvre et l'adoption de ces plans nécessitent de la diplomatie et de bonnes compétences en matière de communication, ainsi que le renforcement de l'engagement communautaire, afin de promouvoir l'éducation et les meilleures pratiques, et d'atténuer les conflits (Wilke et al., 2005).

Il est fortement recommandé d'interdire totalement les interactions dans l'eau avec les dauphins solitaires, y compris le nourrissage intentionnel.

Indicateurs observables de perturbation

- **Tactiques d'évitement** : changement de cap ou de mode de nage pour s'éloigner de la source de perturbation, plongées précipitées, modification des intervalles de plongée et de respiration
- **Changement dans l'activité de surface** : claquements de queue, claquements de tête, comportement agressif et agonistique (par exemple, examiné dans Scheer, 2010), claquements des nageoires pectorales
- **Changement d'état comportemental** : interruption de l'alimentation, du repos et de l'allaitement, séparation des couples mère-petit, changement de comportement acoustique

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de cétacés

1. Interdire les interactions avec :
 - a) les groupes de baleines actifs en surface, ou les groupes engagés dans des comportements énergétiques ou des démonstrations en surface à des fins de communication ou agonistes, qui peuvent rendre l'interaction improbable (Gero et al., 2016) et constituent une menace pour les participants humains (Sprogis et al., 2020) ;
 - b) les couples mère-petit et les groupes qui en comprennent, et en particulier lorsque i) les petits sont nouveau-nés, ii) les animaux se reposent, ou/et iii) ils affichent un comportement d'évitement lorsque des personnes ou des bateaux s'approchent (Barra et al., 2020, Avila et al., 2021) ;
 - c) les dauphins solitaires ;
 - d) des individus présentant un comportement agressif ou agonistique, notamment les battements de nageoires, le saut, les claquements de mâchoires, les postures en S ;
 - e) des cétacés d'intérêt particulier (par exemple les baleines à bosse blanches) ou des cétacés blessés ou enchevêtrés à tout moment.
2. Maintenir une distance minimale de la moitié de la longueur du corps de l'animal ou de 3 m, selon la valeur la plus élevée, ou de 30 m pour les cétacés.
3. Les participants nagent ou utilisent leur tuba calmement à la surface et ne plongent pas en apnée sur la vie sauvage. La plongée sous-marine n'est pas autorisée.
4. Utiliser des cordes de surface, des plates-formes et/ou des dispositifs flottants pour contrôler le mouvement des participants et assurer leur sécurité. Le choix du dispositif

et de sa disposition est basé sur une évaluation spécifique des conditions locales afin de réduire autant que possible les risques d'enchevêtrement et de sécurité pour la vie sauvage et les participants humains.

5. Si la mise à l'eau se fait à partir d'un bateau, placer les nageurs/plongeurs à au moins 100 m d'une baleine et 50 m d'un dauphin.
6. Si la mise à l'eau se fait à partir d'un bateau, placer les participants parallèlement à la trajectoire des cétacés en mouvement, en entrant dans l'eau calmement et en faisant le moins de bruit possible. Les nageurs ne doivent pas bloquer le chemin d'un cétacé.
7. L'utilisation de jet-skis ou d'aides à la natation motorisées (par exemple, scooters sous-marins) n'est pas autorisée.

Considérations et lignes directrices spécifiques aux espèces inscrites sur les listes de la CMS

Les baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) sont actuellement la cible d'interactions commerciales en mer au large de l'Australie, des Tonga et de l'île de la Réunion. Les recherches indiquent que les baleines réagissent aux approches et aux interactions par un évitement horizontal (augmentation de la vitesse de nage, mouvements erratiques, éloignement du navire) (Stack et al., 2021; Sprogis et al., 2020) et l'évitement vertical (c'est-à-dire la modification des schémas de plongée, observée notamment chez les couples mère-petit) (Sprogis et al., 2020; Fiori et al., 2019), ainsi qu'en réduisant leur repos en surface (Hoarau et al., 2020; Stack et al., 2021), les voyages et le nourrissage (Fiori et al., 2020). Le comportement intrusif ou non conforme (Hoarau et al., 2020), les nageurs bruyants et éclaboussants, (Kessler et al., 2013), les navires de soutien s'approchant à une distance inférieure à 100 m (Sprogis et al., 2020) et la présence de participants dans l'eau par opposition aux seuls navires (Stack et al., 2021) se sont avérés exacerber les réponses. Les groupes actifs en surface (c.-à-d. principalement en saut, en déplacement ou en groupes compétitifs) ne sont pas seulement difficiles d'accès et peu susceptibles d'être approchés de près (Gero et al., 2016), mais posent également un risque pour la sécurité des participants, car les comportements agonistiques affichés par les adultes et les petits (par exemple, les coups de nageoire caudale, les lancers de pédoncule caudal et les coups de nageoire pectorale) ont causé des blessures à des nageurs (Barra et al., 2020; Sprogis et al., 2020; Hoarau et al., 2020).

L'établissement et le développement d'interactions dans l'eau avec l'espèce restant déconseillé, les Parties sont invitées à s'inspirer des programmes de surveillance et de gestion mis en place sur la [côte de Ningaloo](#) (Australie), ainsi que des systèmes de permis et des codes de conduite existants pour les navires et les nageurs (par exemple, [Lignes directrices nationales australiennes](#), [site web du ministère du tourisme des Tonga](#)).

Lundquist et al. (2013) ont montré que les **baleines australes** (*Eubalaena australis*) exposées à des interactions dans l'eau en Argentine réduisaient leur comportement de repos, de socialisation et d'activité en surface, augmentaient leurs déplacements et affichaient un évitement horizontal (augmentation de la vitesse de nage et de la fréquence de réorientation). Une modification des déplacements, du repos et de la socialisation a également été signalée dans le cadre d'interactions contrôlées de nage depuis un bateau décrites dans Vermeulen et al. (2012). Les mères et les petits se sont révélés les plus sensibles à la présence de nageurs (Lundquist et al., 2013). Lundquist et al. (2013) ont conclu que l'activité ne devrait pas être légalisée tant que des études plus approfondies sur ses effets n'auront pas été menées ou ne seront pas disponibles. Les lignes directrices australiennes de 2017 relatives à l'observation des baleines et des dauphins estiment que l'espèce ne se prête pas aux interactions dans

l'eau (cétacés perturbés, blessés ou enchevêtrés, animaux d'intérêt particulier et couples mère-petit).

L'exposition chronique de certaines populations aux interactions dans l'eau et le fait que les comportements critiques sont limités dans le temps et dans l'espace pour le **dauphin obscur** (*Lagenorhynchus obscurus*) et le **dauphin à long bec** (*Stenella longirostris*) ont des implications importantes pour la gestion des activités dans l'eau pour ces espèces (par exemple, Tyne et al., 2017). En particulier, il est impératif d'identifier les périodes et les zones de repos essentielles et de les protéger contre les interactions.

À Kaikoura (Nouvelle-Zélande), les interactions dans l'eau avec les **dauphins obscurs** sont établies de longue date et strictement réglementées par un système de permis pour les opérations commerciales, de règlements officiels sur la protection des mammifères marins et d'un code de conduite volontaire (Markovitz et al., 2010). Comme l'espèce présente une phase de repos consolidée et centrale à la mi-journée, une « période de repos » volontaire de 2 heures (de 11 h 30 à 13 h 30) sans interactions pendant la saison estivale de pointe (décembre-mars) a été mise en place. Des études montrent que les dauphins obscurs réagissent aux interactions par des changements de comportement à court terme (revue dans Fumagalli et al., 2021; Markovitz et al., 2010), mais la population a été jugée relativement résistante au tourisme (Lundquist et Markovitz, 2009). Cependant, « *des "effets minimes" ne signifient pas nécessairement une "absence d'effets"* » et une surveillance continue est nécessaire, comme le soulignent Markovitz et al. (2010).

Les populations côtières et insulaires de **dauphins à long bec** présentent une phase de repos prévisible et consolidée pendant les heures matinales dans les baies abritées préférées, et l'alimentation ne se produit que la nuit dans les eaux libres. La grande prévisibilité et la fréquence d'occurrence dans les baies côtières préférées pendant les heures de clarté rendent cette espèce particulièrement recherchée pour les interactions dans l'eau, ce qui conduit à une exposition chronique aux perturbations (Fumagalli et al., 2019; Tyne et al., 2018). Les temps de repos centraux signalés sont de 10 h 00 à 14 h 00 à Hawaï (Tyne et al., 2015, 2017), et du lever du soleil à la mi-journée en Égypte (Fumagalli et al., 2018; Notarbartolo di Sciara et al., 2009). Dans l'archipel de Fernando de Noronha, des réglementations spécifiques interdisent les opérations touristiques pour les dauphins à long bec.

La population de **dauphins Burrunan** (*Tursiops australis*) de la baie de Port Phillip, dans l'État de Victoria, en Australie, est menacée en raison d'une combinaison de pressions anthropiques et de caractéristiques naturelles. Le recours au zonage spatial comme seule mesure de gestion et le manque de respect des réglementations ont justifié un effort pour renforcer l'application de la législation (Howes et al., 2012). L'augmentation observée des réactions aux interactions dans l'eau fait que cette population n'est pas adaptée aux interactions commerciales dans l'eau (Filby et al., 2014, 2017).

Au Brésil, l'alimentation directe, le toucher et les interactions dans l'eau avec le **dauphin de l'Amazone** (*Inia geoffrensis*) à des fins commerciales affectent le comportement de l'espèce et représentent un danger potentiel pour les humains (Scheer et al., 2014; Alves et al., 2011, 2013). Ces pratiques sont généralement illégales, mais elles sont réglementées et soumises à autorisation à Novo Airão, dans le parc national d'Anavilhanas (Alves et al., 2013). Il est urgent d'établir des réglementations, notamment en limitant et en réglementant l'alimentation et en interdisant le contact. Il a également été recommandé de réaliser des études sur la capacité de charge, d'améliorer les infrastructures, d'établir un code de conduite, de veiller à l'application effective de la législation et de mettre en place des programmes d'éducation et de modification des comportements humains à l'intention des communautés locales, des opérateurs et des touristes (D'Cruze et al., 2017; Alves et al., 2011, 2013).

L'observation et la nage avec des **dauphins communs** (*Delphinus* sp.) affectent de manière significative le comportement de l'espèce en Nouvelle-Zélande (Meissner et al., 2015; Stockin et al., 2008; Neumann et Orams 2006), et des efforts visant à garantir des programmes de gestion régionale coordonnés ont été recommandés pour protéger l'espèce sur les sites où elle est présente.

Siréniens

Toutes les espèces de siréniens sont actuellement inscrites sur la liste de la CMS et « vulnérables » sur la Liste rouge de l'UICN, avec deux sous-espèces de lamantin américain inscrites comme « en danger » (*Trichechus manatus* ssp. *manatus* et *latirostris*, respectivement **lamantin des Caraïbes/Antilles** et **lamantin de Floride**).

Leur comportement lent et docile et leur écologie herbivore, associés à leur prédisposition à s'approcher des humains et à interagir avec eux, signalée dans certains cas (Sorice et al., 2003), rend ces espèces particulièrement vulnérables aux blessures liées aux bateaux et au harcèlement dans l'eau (toucher, titiller, pousser et se tenir debout sur la vie sauvage) (Allen et al., 2014). À ce jour, la majorité des études disponibles portent sur les lamantins (en particulier l'espèce de Floride), qui sont également la cible d'interactions et de préoccupations de conservation intenses et établies de longue date (par exemple, O'Shea, 1995; Shackley, 1992). Il est fortement recommandé de poursuivre les recherches sur les effets des interactions sur toutes les espèces de siréniens afin de combler les importantes lacunes existantes (Ponnampalam et al., 2022), mais entretemps, les interactions dans l'eau avec les siréniens devraient être spécifiquement découragées.

Les lamantins sont sensibles aux interactions, notamment lorsqu'elles sont lancées à partir d'une plate-forme motorisée (par exemple, Buckingham et al., 1999) et dans les situations de forte densité touristique (King et Heinen, 2004). En présence de nageurs, les lamantins deviennent hyperstimulés (Abernathy, 1995a), réduisent le repos sur le fond, l'allaitement et l'alimentation, et augmentent le temps passé à errer et à nager (King et Heinen, 2004; Abernathy, 1995b). Une combinaison de zones d'interdiction d'accès (Buckingham et al., 1999), de journées sans interaction, d'un nombre limité de participants, d'une amélioration de la mise en œuvre et de l'application, ainsi que d'études de capacité de charge et d'impact sur l'environnement ont été recommandés pour une gestion efficace des interactions avec les lamantins (Allen et al., 2014; King et Heinen, 2004). Sorice et al. (2003) notent que le harcèlement des lamantins est une question de valeur sociale, qui devrait être abordée grâce aux progrès réalisés dans la compréhension des perspectives des parties prenantes.

Un [Code de pratique pour la gestion durable du tourisme du dugong](#), comprenant des orientations sur l'évaluation environnementale, la gestion et le code de conduite, est fourni dans Birtles et al. (2005).

Indicateurs observables de perturbation

- Tactiques d'évitement : éloignement de la source de perturbation, changement de cap ou de schéma de nage, nage à vitesse maximale
- Changement dans l'activité de surface : intervalles en surface plus courts, plongée avec de violentes claques de nageoires
- Modification de l'état comportemental : interruption du repos, de l'alimentation et de l'allaitement

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de siréniens

1. Veiller à ce que la distance minimale soit respectée afin d'éviter tout contact physique (toucher, titiller, pousser et se tenir debout sur la vie sauvage). Longueur du corps de l'animal ou 3 m, la valeur la plus élevée étant retenue, et au moins 5 m pour un couple mère-petit.
2. Pour perturber le moins possible les animaux qui se nourrissent, autoriser uniquement les interactions en surface. Les participants nagent ou utilisent leur tube calmement à la surface et ne plongent pas en apnée sur la vie sauvage. La plongée sous-marine n'est pas autorisée.
3. Ne pas nager vers l'animal lorsque l'on en voit, rester où l'on est et le laisser venir à soi s'il le souhaite. S'il s'approche, rester à au moins 2 mètres de la queue.
4. Pour éviter l'excès d'affluence, le nombre d'humains autorisés à interagir avec la vie sauvage à un moment donné est limité à cinq. Dans les contextes commerciaux, il est recommandé d'avoir un ratio participants/guide de 5:1. Il ne devrait pas y avoir plus de cinq humains à moins de 10 mètres d'un dugong.
5. Ne pas coincer, entourer ou restreindre l'animal lorsqu'il respire à la surface.
6. Les lamantins étant très tactiles, ils mâchent et manipulent les lignes (Ponnampalam et al., 2022), l'utilisation de cordes de surface et d'autres dispositifs déployés avec des lignes n'est donc pas recommandée.

Considérations et lignes directrices spécifiques aux espèces inscrites sur les listes de la CMS

Les sources chaudes de Floride représentent un habitat critique pour le **lamantin de Floride** (*Trichechus manatus latirostris*), qui sinon ne serait pas en mesure de tolérer les températures hivernales dans la région. Les interactions pourraient potentiellement conduire à un déplacement de ces habitats importants, ou à une dépense d'énergie supplémentaire pour rester dans la zone, ce qui mettrait la population en danger. Il est nécessaire de créer davantage de sanctuaires, de restreindre davantage l'accès (par exemple, n'autoriser l'entrée dans l'eau qu'un jour sur deux) et de renforcer l'application des réglementations (King et Heinen, 2004).

Des interactions dans l'eau avec le **dugong** (*Dugong dugon*) ont été signalées en Égypte, au Vanuatu et aux Philippines, entre autres. Les effets des interactions dans l'eau sur la vie sauvage sont encore mal étudiés et mal compris, mais il est à craindre que le tourisme et les loisirs augmentent les risques liés aux bateaux (en particulier les collisions) et la séparation des couples mère-petit, et affectent négativement les herbiers marins. Birtles et al. (2005) recommandent de ne pas autoriser d'interactions dans l'eau avec ces espèces jusqu'à ce que leurs implications pour la vie sauvage soient mieux comprises.

Pinnipèdes

Des interactions dans l'eau sont signalées pour neuf espèces de pinnipèdes, dont deux sont inscrites sur les listes de la CMS ([UNEP/CMS/COP12/Inf.13](#)). L'analyse de la littérature sur les interactions entre les pinnipèdes et les humains dans le cadre des activités récréatives révèle que l'intérêt touristique pour ce taxon est en augmentation et que les interactions se produisent principalement depuis les navires et la terre ferme (Curtin et Garrod, 2008; Newsome et Rodger, 2004; Kirkwood et al., 2003). Les effets des interactions dans l'eau sur

les pinnipèdes sont mal connus et, en outre, les lignes directrices et les réglementations traitent rarement de cette question (Öqvist et al., 2018).

Cowling et al. (2014) décrivent les effets des interactions sur le comportement des **otaries à fourrure de Nouvelle-Zélande** (*Arctocephalus forsteri*). Les animaux, et notamment les jeunes, sont d'abord attirés par les nageurs, mais leur curiosité diminue au fur et à mesure que l'interaction se poursuit, ainsi qu'à long terme, avec des réponses de type accoutumance. Le nombre de nageurs n'a pas influencé les réponses (Cowling et al., 2014), mais la présence d'un guide, si : les interactions commerciales guidées, par opposition aux interactions indépendantes non guidées, ont entraîné moins de comportements d'évitement et d'agression dans les interactions avec les otaries (Boren et al., 2008). En raison du respect des réglementations relatives à la protection des mammifères marins et du faible volume de tourisme, Cowling et al. (2014) ont conclu que les impacts sur cette population ont été réduits avec succès.

Dans les activités commerciales et non guidées ciblant l'**otarie à fourrure d'Afrique du Sud** (*Arctocephalus pusillus doriferus*), la présence de nageurs à proximité des otaries à fourrure a provoqué une augmentation initiale des échouages et des comportements agressifs (Stafford-Bell et al., 2012).

Les conclusions de Heide (2020) sur les **otaries à fourrure du Cap** (*Arctocephalus pusillus pusillus*) suggèrent qu'une restriction du nombre de plongeurs avec tuba, la création de zones d'interaction et de non-interaction dédiées et la présence d'un guide dans l'eau avec les touristes permettraient de réduire l'exposition aux perturbations et au harcèlement. Il est intéressant de noter que la combinaison d'observations en surface et sous l'eau utilisée dans l'étude a permis aux chercheurs d'établir que, bien que l'évitement ait été très rarement enregistré en surface, le nombre d'otaries, leur position dans la colonne d'eau (plongée accrue) et leur activité accrue ont en fait changé en réponse à la présence de nageurs.

Les situations dans lesquelles les pinnipèdes sont exposés à des perturbations cumulatives et persistantes de la part d'un navire et d'un nageur, ou d'activités terrestres et aquatiques, sont particulièrement préoccupantes, non seulement en raison de leurs effets néfastes sur le comportement et l'écologie de la vie sauvage (Curtin et Garrod, 2008), mais aussi parce qu'elles sont plus susceptibles de déclencher des réactions agressives de la part des animaux (Constantine 1999).

Il convient de souligner que les interactions avec les pinnipèdes dans l'eau peuvent constituer une menace importante pour la sécurité des participants humains. Le comportement inquisiteur des pinnipèdes peut se traduire par des poursuites, des esquives, des tiraillements et des morsures, ainsi que par des comportements sexuels et menaçants (par exemple, Scheer, 2020; Dans et al., 2017; Muir et al., 2006; Kirkwood et al., 2003; Constantine, 1999; Flanagan, 1996) et augmenter le risque d'attaques de requins (Kirkwood et al., 2003). Les morsures et abrasions de contact chez les professionnels et les amateurs de loisirs (par exemple, les chercheurs, Reisinger et al., 2020; les nageurs en eau libre, Kornblith et al., 2019; Nuckton et al., 2015) peuvent être fréquentes. Ces blessures nécessitent une attention médicale immédiate, car elles sont à l'origine de diverses maladies zoonotiques (par exemple, le doigt de phoque, Markham et Polk, 1979) et de graves conséquences pour la santé humaine (par exemple, Deepak et al., 2019).

Indicateurs observables de perturbation

- Tactiques d'évitement : s'éloigner à la nage, se tenir à l'écart, se hisser hors de l'eau, prolonger les intervalles de plongée, augmenter la plongée, s'immerger rapidement
- Modification de l'activité de surface : observation la tête en l'air

- Modification de l'état comportemental : approche rapprochée, augmentation du comportement actif, curieux ou agressif (par exemple, contact, griffure de la nageoire antérieure, étreinte de la nageoire antérieure, prise par la bouche, morsure) et manifestations de menace (par exemple, bouche ouverte sans vocalisation, manifestation de menace sous forme de bulles)

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de pinnipèdes

1. Maximum 5 humains à la distance minimale, au moins 3 m.
2. Ne pas autoriser les interactions pendant les périodes d'accouplement et dans les zones d'accouplement, car la vie sauvage est plus susceptible de manifester des comportements territoriaux agressifs.
3. Décourager les baignades indépendantes non guidées, car elles sont plus susceptibles de provoquer des comportements d'évitement et d'agression.
4. Réduire au minimum les bruits forts et dérangeants, en particulier à proximité des colonies de reproduction, afin d'éviter les débandades et les perturbations pour les individus sensibles.
5. Se désengager de tout contact physique initié par la vie sauvage en s'éloignant lentement d'elle.

Considérations et lignes directrices spécifiques aux espèces inscrites sur les listes de la CMS

Les otaries à crinière (*Otaria flavescens*) affichent fréquemment un comportement de morsure en présence de nageurs et sont plus susceptibles que la plupart des espèces de mordre un nageur à la suite d'un contact physique (Dans et al., 2017). Outre le respect d'une distance minimale, il est primordial d'éviter tout contact physique avec la vie sauvage. Pour la sécurité de la vie sauvage et des humains, il est recommandé d'interdire toute interaction avec cette espèce.

Les phoques gris (*Halichoerus grypus*) ont eu des comportements « risqués » et des comportements agressifs ou inquiétants envers les nageurs (Scheer, 2020). La menace la plus répandue est celle de la bouche ouverte sans vocalisation (Twiss et al., 2022), mais les comportements à risque comprenaient les contacts physiques initiés par le phoque (par exemple, saisie avec la bouche, griffure de la nageoire antérieure). Cela pose de sérieux risques de blessures pour les participants, ce qui souligne la nécessité pour les participants non seulement de maintenir une distance avec la vie sauvage, mais aussi de savoir quand et comment s'abstenir de tout contact physique.

2.2 TORTUES MARINES

Si les interactions avec les tortues marines se produisent le plus souvent sur la terre ferme, les interactions opportunistes et dédiées dans l'eau sont également très répandues. Toutes les espèces de chéloniidés sont inscrites sur les listes de la CMS et classées comme « vulnérables » à « en danger critique » dans la Liste rouge de l'UICN. Même si le tourisme ne fait pas partie des principales menaces pour la conservation de ces espèces, son atténuation contribuerait néanmoins à la conservation des espèces de ce taxon en diminuant les impacts anthropiques cumulés sur elles.

Tout comme pour les siréniens, le comportement et l'écologie des tortues marines les rendent particulièrement vulnérables au harcèlement et aux collisions avec les navires dans leurs zones critiques d'alimentation et de repos (par exemple, Horrocks et al., 2007). **Il a été démontré que la présence de plongeurs avec tuba et de plongeurs sous-marins affectait les comportements d'alimentation, d'investigation et de respiration de la tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*)** (Hayes et al., 2016). Il a été souligné que les perturbations de l'alimentation pouvaient non seulement avoir un impact négatif sur le comportement et la physiologie des animaux (Taquet et al., 2006; Meadows 2004), mais conduisent également à des changements dans les modèles diurnes de recherche de nourriture et d'utilisation de l'habitat des **tortues vertes (*Chelonia mydas*)** (Landry et Taggart 2010; Taquet et al., 2006). Landry et Taggart (2010) et Griffin et al. (2017) recommandent que les principales zones d'alimentation et les heures les plus sensibles de la journée soient interdites aux interactions.

Les interactions dans l'eau impliquant l'alimentation directe des tortues vertes à la Barbade ont été liées à des altérations du comportement et à des risques accrus de blessures (Horrocks et al., 2007), ainsi qu'à des effets sur les indicateurs biochimiques (Stewart et al., 2016).

La stratification temporelle et spatiale pour créer des sites (par exemple, les zones centrales d'alimentation) et des heures (par exemple, la mi-journée, lorsque les tortues vertes quittent les zones d'alimentation pour la régulation thermique) sans interaction, les restrictions du nombre de visiteurs, l'établissement d'un code de conduite et la gestion stricte de l'alimentation (par exemple, la création de stations, la nourriture naturelle) sont des interventions recommandées (Griffin et al., 2017; Stewart et al., 2016; Landry et Taggart 2010; Horrocks et al., 2007).

En outre, il existe un risque que les individus résidents soient ciblés de manière disproportionnée par les interactions, ce qui entraînerait des perturbations répétées et chroniques et des risques accrus pour ce segment spécifique de la population au sens large (par exemple, Papafitsoros et al., 2021; Schofield et al., 2015; Horrocks et al., 2007). La gestion des interactions avec les tortues doit tenir compte des fluctuations des animaux disponibles pour l'observation (Schofield et al., 2015) et de randomiser le lieu et le moment où les interactions dans l'eau sont autorisées (Landry et Taggart 2010).

Les parties intéressées par la direction et l'évaluation des études d'impact environnemental des développements ayant une incidence sur les tortues marines et leur habitat peuvent trouver des orientations dans le document [CMS/IOSEA/MOS8/Doc.7.5](#) du Mémoire d'accord sur la conservation et la gestion des tortues marines et de leurs habitats de l'océan Indien et de l'Asie du Sud-Est. Un [code de pratique pour la gestion durable du tourisme de la tortue](#), comprenant des orientations sur l'évaluation environnementale, la gestion et le code de conduite, est fourni dans Birtles et al. (2005).

Indicateurs observables de perturbation

- Tactiques d'évitement : s'éloigner à la nage, se tenir à l'écart, faire surface
- Modification de l'activité de surface : intervalles respiratoires plus courts
- Modification de l'état comportemental : interruption de l'alimentation, du repos et de la respiration

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de tortues

1. Maximum 5 humains à la distance minimale, soit la longueur du corps de l'animal ou 3 m, la plus grande étant retenue.

2. Créer des zones d'interdiction d'interaction à l'extérieur des plages de nidification pendant la saison de nidification afin d'éviter de perturber les tortues qui s'approchent de la plage ou qui la quittent.
3. Les plongeurs avec tuba et les plongeurs sous-marins doivent s'approcher d'un côté et éviter « d'enfermer » la tortue par le haut, car cela l'empêche de remonter à la surface pour respirer.
4. Ne pas empêcher la tortue d'atteindre la surface et d'y rester.
5. Interdire toute interaction physique, y compris le fait de prendre, de toucher, de manipuler, de monter, de marcher sur, de s'accrocher à, de tenir ou de déplacer les tortues.
6. Interdire les interactions en plongée sous-marine dans les principales zones d'alimentation et de repos afin de réduire les perturbations pour les animaux dans ces états sensibles.
7. Pour éviter toute confusion et un éventuel retour sur la plage, ne pas éclairer les nouveau-nés dans l'eau.

2.3 POISSONS

Les interactions récréatives dans l'eau avec les requins et les raies existent dans le monde entier et sont pratiquées sous des formes très diverses, car l'écologie et le comportement naturel des espèces d'éla-smobran-ches diffèrent considérablement. Healy et al. (2020) ont passé en revue 151 opérations uniques de tourisme d'éla-smobran-ches dans 42 pays, ciblant 49 espèces, dont 17 sont inscrites sur les listes de la CMS. Les interactions dans l'eau peuvent impliquer la plongée en eau profonde ou l'utilisation de tubas en surface, avec ou sans cage, ou en station debout dans des eaux peu profondes. Les activités commerciales ciblant les éla-smobran-ches peuvent avoir recours à des pratiques généralement appelées *approvisionnement*, qui comprennent l'attraction, l'alimentation et la modification de l'habitat afin d'augmenter la probabilité d'une interaction (Meyer et al., 2021b).

Depuis la fin des années 1990, des voix s'élèvent pour demander une atténuation du développement du tourisme d'interaction en milieu aquatique (par exemple, Bessa et al., 2017; Burgess, 1998), mais la gestion est totalement absente dans environ un tiers des opérations (Healy et al., 2020). En particulier, l'approvisionnement est un ensemble de pratiques complexes et multiformes (Meyer et al., 2021b), litigieuses (Patroni et al., 2018; Newsome et Rogers, 2008; Orams, 2002) et risquées (Healy et al., 2020, Brena et al., 2015) qui nécessitent une réglementation stricte (voir Murray et al., 2016 pour une revue des études et des recommandations de gestion relatives à l'approvisionnement en aliments complémentaires). Lorsqu'une gestion est en place, elle est souvent de nature secondaire (c'est-à-dire qu'elle n'est pas explicitement conçue ou mise en œuvre pour gérer le tourisme des éla-smobran-ches) et repose sur l'autogestion et des codes de conduite volontaires (Healy et al., 2020), mais il existe des exemples de programmes bien réglementés, exhaustifs, durables et étroitement contrôlés (par exemple, la plongée en cage, Healy et al., 2020; Bradley et al., 2017; Smith et al., 2014; études de cas dans Lawrence et al., 2016).

Les études de cas de Dobson (2006) illustrent les questions et les considérations relatives à l'intégration de l'implication des parties prenantes, à l'application de la législation et à

l'équilibre entre les préoccupations anthropocentriques et biocentriques dans la gestion du tourisme lié aux requins. Une matrice utile pour réfléchir aux risques pour les espèces cibles (par ex. physiologie, comportement), les écosystèmes associés (par ex. écologique) et les humains (par ex. sécurité, social) résultant de la plongée avec tuba, de la plongée sous-marine, de la plongée en cage et de l'approvisionnement des élastomobranche, gérés ou non, peut être trouvée dans Healy et al. (2020). Meyer et al. (2021a) proposent un cadre exhaustif et collaboratif organisé autour de cinq catégories distinctes – tractabilité, valeurs socio-économiques, résultats de la conservation, bien-être des animaux et impacts sur les écosystèmes – en tant que modèle applicable universellement pour évaluer de manière exhaustive la durabilité des interactions.

Des orientations supplémentaires, spécifiques à chaque espèce, sur l'établissement de réglementations pour les interactions avec les élastomobranche peuvent être trouvées dans Lawrence et al. (2016).

Requins

Les interactions dans l'eau se produisent à la fois dans les habitats pélagiques et côtiers et impliquent principalement la plongée sous-marine. Les opérations commerciales visent notamment les requins-baleines, les requins blancs et les requins-marteaux. Les impacts documentés du tourisme et des activités récréatives sur les requins comprennent des changements dans la physiologie (par exemple, Barnett et al., 2016), l'abondance, la résidence ou la saisonnalité (par exemple, Araujo et al., 2014; Meyer et al., 2009), l'utilisation de l'espace (par exemple, Huveneers et al., 2013) et les effets physiques (par exemple, Smith et al., 2010).

La façon dont les animaux réagissent aux interactions s'est avérée très variable selon les espèces, les lieux et le type d'interactions (par exemple, Gallagher et al., 2015; Bradley et al., 2017; Bruce et Bradford, 2013; Cubero-Pardo et al., 2011) et, à bien des égards, elle est encore mal comprise (Vianna et al., 2012), notamment leurs implications biologiques à long terme (Bradley et al., 2017).

L'alimentation et l'attraction, qui vont de l'appâtage à l'alimentation manuelle, sont des pratiques courantes dans de nombreuses opérations commerciales et peuvent entraîner des changements dans les budgets comportementaux, les taux métaboliques, l'utilisation de l'espace et l'abondance locale (par exemple, Heinrich et al., 2022; Araujo et al., 2014, 2020 ; Abrantes et al., 2018 ; Brunnschweiler et Barnett, 2013 ; Hammerschlag et al., 2012, 2017 ; Brunnschweiler et Baensch, 2011 ; Clarke et al., 2011, 2013; Maljkovi et Côté, 2011. Voir la boîte à outils pour l'approvisionnement responsable dans Lawrence et al., 2016 pour des références supplémentaires).

La plongée sous-marine sans alimentation peut également modifier les budgets d'activité et provoquer un déplacement temporaire (Cubero-Pardo et al., 2011; Smith et al., 2010; Quiros, 2007). En outre, les approches rapides et directes des plongeurs en l'absence de voies de fuite sont plus susceptibles de déclencher des manifestations offensives et défensives (Martin, 2007). Les interactions dans l'eau avec les requins à certains endroits ou à certains moments présentent des risques élevés pour la sécurité humaine qui doivent être soigneusement évalués et traités (par exemple, l'utilisation de cordes lestées comme attaches lors de la plongée pélagique contre les courants, Bentz et al., 2014; la nage/plongée avec tuba avec des requins limitée aux heures de la journée).

Les activités récréatives basées sur les requins ont un grand potentiel de croissance et sont largement proposées comme une alternative viable et préférable à la pêche (par exemple, Gonzáles-Mantilla et al., 2021; Cisneros-Montemayor et al., 2020; Hartel et al., 2008). Il est prouvé que les activités bien réglementées permettent d'éviter et de réduire les effets et les

impacts persistants (par exemple, Laroche et al., 2007; Bradley et al., 2017). Par exemple, en Australie, une solution de gestion employant à la fois des licences légalement contraignantes et des codes de conduite non contraignants a été jugée appropriée pour l'écotourisme basé sur les requins (Techera et Klein, 2013).

Toutefois, la mise en œuvre et l'application de toute réglementation régissant les interactions avec les requins en profondeur et dans des lieux éloignés se heurtent à des difficultés considérables (Gallagher et al., 2015). Malgré leurs limites (Quiros, 2007), les codes de conduite constituent l'approche la plus réaliste pour la gestion des interactions commerciales (voir les exemples dans Lawrence et al., 2016) et, combinés à un système d'évaluation de base des opérateurs (Gallagher et al., à des patrouilles par des opérations secrètes impliquant des agents infiltrés (Techera et Klein 2013) et à des programmes d'approvisionnement responsable (voir les orientations dans Lawrence et al., 2016), entre autres, peuvent contribuer à favoriser des fournisseurs et des interactions responsables.

Sur la base d'une Charte internationale pour un écotourisme responsable en faveur des requins et d'entretiens avec des voyageurs spécialisés dans les requins-baleines à Nosy Be (Madagascar) le Groupe de spécialistes des requins de l'UICN propose les lignes directrices ci-dessous, applicables à toutes les espèces de requins (Ziegler et al., 2021).

Indicateurs observables de perturbation

- Tactiques d'évitement : changement de direction du mouvement, augmentation de la vitesse de nage, modification des schémas de plongée
- Changement d'activité : modification des schémas d'utilisation de l'habitat
- Modification de l'état comportemental : interruption du comportement actuel, comportement agonistique, manifestations menaçantes

Lignes directrices supplémentaires applicables à toutes les espèces de requins

1. Privilégier les plongées statiques et immobiles qui évitent les mouvements et les sons importants et/ou soudains.⁸
2. Ne pas retourner les requins sur le dos et ne pas stimuler les pores sensoriels pour induire une immobilité tonique.
3. Ne pas bloquer le chemin, les voies de fuite ou l'entrée des grottes où se reposent les requins.
4. Ne pas se baigner, surfer et plonger seul afin de réduire les risques d'approche curieuse de la part de la vie sauvage et pour des raisons de sécurité.
5. Promouvoir l'utilisation de filins et de structures de retenue benthiques ou pélagiques dans les stations de nettoyage afin de réduire les perturbations causées par la présence et les mouvements des participants.
6. Pour éviter d'attirer involontairement des animaux, ne pas transporter pas de poissons pêchés au harpon ou d'animaux marins collectés.
7. Par mesure de précaution, veiller à ce qu'aucune autre activité (pêche, chasse sous-marine, natation, etc.) ne soit pratiquée sur le site, notamment aux endroits et aux moments où les requins sont attirés.

⁸ Cela ne s'applique pas aux interactions avec les requins-baleines, pour lesquelles les participants doivent généralement nager ou plonger avec un tuba.

8. Il est recommandé de ne pas porter d'objets réfléchissants, tels que des bijoux ou des équipements brillants, lors de la participation à des activités de plongée avec des requins. Ces objets peuvent être confondus avec des poissons proies par les requins prédateurs, ce qui peut conduire à des situations dangereuses.
9. Interdire la baignade, le surf ou la plongée à proximité des échoueries ou des colonies de pinnipèdes, car ils sont la proie des grands requins.
10. Les plongeurs doivent avoir une qualification de plongée adéquate (par exemple N2, Advance Open Water Diver) avec un nombre significatif de plongées (>50).
11. L'approvisionnement, de quelque nature que ce soit, est déconseillé en vertu du principe de précaution. Les rencontres naturelles sont à privilégier par rapport aux rencontres utilisant une source d'attractivité. En cas d'attraction :
 - a) elle ne peut être effectuée que par un professionnel détenteur d'une licence spécifique;
 - b) diminuer et réglementer la quantité de saumon rouge et d'appâts utilisés;
 - c) éviter la consommation d'appâts par les requins;
 - d) n'utiliser que des proies naturelles et locales des espèces visées;
 - e) réduire au minimum l'utilisation de saumure et d'appâts une fois que les requins ont été attirés;
 - f) veiller à ce qu'il y ait des périodes pendant lesquelles les animaux ne sont pas attirés par de la nourriture afin d'éviter de modifier la distribution, la présence et le comportement des espèces cibles par l'association et l'apprentissage.
12. L'utilisation de leurres (c'est-à-dire de modèles artificiels imitant les proies) en néoprène ou en plastique est interdite.
13. Le nombre de participants cooccurrents aux interactions dans l'eau est limité en fonction du site, des espèces cibles et du ratio touriste/guide.
14. Les plongées doivent être effectuées de jour et dans des eaux suffisamment claires pour permettre une distance de visibilité directe d'au moins 10 mètres.
15. Pour la sécurité des participants humains et pour éviter de perturber les activités de chasse des requins, les plongées et la baignade sur des sites où évoluent des requins dans l'obscurité ou au crépuscule devraient être interdites.
16. Les touristes devraient être guidés hors de l'eau lorsqu'un ou plusieurs requins sont trop curieux. En cas de contact rapproché imminent, le requin doit être repoussé fermement à l'aide d'un bâton, mais sans violence (uniquement pour les requins curieux). Il est interdit de frapper les requins avec des palmes ou avec des jets de bulles fusant des détendeurs de plongée.
17. Les photographes ne doivent pas utiliser de lampes (les flashes sont susceptibles de provoquer des réactions de fuite ou de défiance).

Considérations et lignes directrices spécifiques aux espèces inscrites sur les listes de la CMS

Les interactions avec le **requin-baleine** (*Rhincodon typus*) sont moins susceptibles de provoquer une réaction d'évitement si les touristes respectent la limite de distance, nagent sur

le côté et restent à l'arrière des branchies, où ils ne peuvent pas être vus par les requins. Les activités d'approvisionnement ont doublé le temps de résidence des requins-baleines, augmenté la probabilité de réobservation au fil du temps (Araujo et al., 2014) et ont affecté l'utilisation de la profondeur et de la température chez les individus résidents (Araujo et al., 2020). L'absence d'un modèle évident de réponses dans la population étudiée au Mozambique a conduit Haskell et al. (2015) à postuler que le statut non reproducteur et le comportement transitoire des requins-baleines sur ce site pourraient les protéger des effets potentiels du tourisme. Pierce et al. (2010) soulignent l'importance d'établir et de faire respecter des distances minimales entre les animaux et les participants dans l'eau et ont proposé une distance de débarquement des distances de 20 m pour les opérations à partir de bateaux. Une étude spécifique menée à Ningaloo Reef (Australie), où les interactions sont réglementées par un système de permis et un code de conduite, a révélé que des interactions répétées sur une période de cinq ans ont conduit à l'habituation des requins aux perturbations touristiques, sans perturber les schémas de visite ou de re-rencontre sur le site (DPAW 2013; Sanzogni et al., 2015). Il a été recommandé d'améliorer les systèmes d'interprétation et d'éducation pour favoriser la conformité, le respect des dispositions et la limitation du nombre de bateaux autorisés pour le tourisme au large d'Isla Holbox (Mexique) (Ziegler et al., 2015).

L'approvisionnement est utilisé dans des lieux émergents, ce qui suscite de vives inquiétudes (Ziegler et al., 2018) et nécessite la formulation d'une législation et d'une réglementation spécifiques pour limiter les impacts de l'approvisionnement sur cette espèce mobile et menacée (Araujo et al., 2020).

L'action concertée pour le requin-baleine ([UNEP/CMS/CA12.7 \(Rev.COP13\)](#)) adoptée en 2020 vise à produire des lignes directrices de base unifiées en matière de tourisme afin de limiter les impacts négatifs des interactions entre le tourisme et les espèces. Un exemple de code de conduite peut être trouvé dans Lawrence et al. (2016, p.61).

Les effets des interactions dans l'eau sur le **requin pèlerin** (*Cetorhinus maximus*) sont inconnus. [Les lignes directrices produites par Shark Trust](#) recommandent un nombre réduit de participants (quatre) et une zone d'interaction de 100 mètres. Un exemple de code de conduite peut être trouvé dans Lawrence et al. (2016, p.63).

Le **requin blanc** (*Carcharodon carcharias*) est la principale cible des opérations de plongée en cage et l'une des espèces d'élastranchies les plus étudiées dans le contexte des impacts du tourisme. On a constaté que l'attraction intentionnelle affectait la résidence, les schémas de mouvement à petite échelle et l'activité des requins blancs (par exemple, Bruce et Bradford, 2013; Huveneers et al., 2011; Laroche et al., 2007; Bruce, 2005). Le régime alimentaire et l'état nutritionnel des requins blancs ne semblent pas être affectés par le petit nombre d'appâts consommés lors des activités de plongée en cage (Meyer et al., 2019). Un programme d'approvisionnement réglementé pour la plongée en cage garantit que l'alimentation indirecte est évitée ou au moins réduite, et que la source d'attraction est choisie avec soin pour protéger les requins et promouvoir la sécurité des humains et des requins (Araujo et al., 2020). Gallagher et Huveneers (2018) proposent une réflexion sur les défis actuels en matière de recherche et de gestion dans le tourisme de requins blancs, qu'ils identifient principalement dans les domaines du bien-être animal, des interactions écologiques, de la condition physique et de la bioénergétique, ainsi que de la sécurité publique. La plongée en cage avec des requins blancs en Australie-Méridionale a obtenu un score très positif lorsqu'elle a été analysée dans un cadre multidisciplinaire récemment développé pour la durabilité et l'acceptabilité des opérations touristiques liées à la vie sauvage (Meyer et al., 2021a). Un exemple de code de conduite pour la plongée en cage avec des requins peut être trouvé dans Lawrence et al. (2016, p.65).

Le **requin bleu** (*Prionace glauca*) est l'une des espèces de requins les plus largement réparties dans le monde (Nakano et Stevens, 2008). Le tourisme avec les requins bleus, qu'il

s'agisse de plongée avec tuba ou la plongée sous-marine, est courant en Afrique du Sud, aux États-Unis, au Mexique, au Royaume-Uni, en Espagne et aux Açores (Portugal). En 2012, les [Açores ont élaboré un code de conduite](#) concernant la sécurité des plongeurs, le bien-être des animaux et les meilleures pratiques en général. De même, en 2022, les opérateurs de requins bleus au Royaume-Uni, en collaboration avec [MARECO](#), ont élaboré le premier code de conduite pour les opérations de plongée avec tuba, avec le même objectif d'assurer la sécurité des nageurs tout en garantissant le bien-être des animaux en réduisant les perturbations. Il s'agit de limiter le nombre d'humains dans l'eau à un moment donné (max. 6), de créer une barrière physique entre les nageurs et le bac à appâts, d'interdire la présence de nageurs en aval du bac à appâts, d'appliquer de manière stricte l'interdiction des couleurs vives ou des objets/marques brillants sur les nageurs, et d'interdire le nourrissage direct des requins.

Raies mobulidées

Toutes les raies *mobulidées* (par exemple, les raies manta, les diables de mer) qui sont la cible de la plongée sous-marine et du tourisme de plongée avec tuba sont inscrites sur les listes de la CMS. Malgré leur popularité en tant qu'attractions touristiques (O'Malley et al., 2013), le taxon est très peu étudié (voir Stewart et al., 2018 pour un examen des connaissances existantes et des pistes de recherche recommandées). Les problèmes de conservation des raies *mobulidées* sont si graves que des règles de précaution ont déjà été introduites dans certaines régions (Maldives, Équateur, etc., Ward-Paige et al., 2013).

On sait très peu de choses sur l'impact des interactions dans l'eau sur la biologie, l'écologie et le comportement des raies *mobulidées*, les études se concentrant sur les raies manta. En Australie, les **raies manta** (*Mobula alfredi*⁹) ont réagi aux interactions en cessant de se nourrir ou de se nettoyer (Venables et al., 2016). Les prédicteurs humains des réponses comportementales comprenaient la quantité d'éclaboussures de surface, la stratégie d'approche, la durée d'une interaction unique et le nombre d'interactions répétées (Venables, 2013). Les interactions avec l'espèce ne sont actuellement pas réglementées dans l'AMP de Nusa Penida (Indonésie), une aire importante pour la recherche de nourriture, le nettoyage et les comportements reproductifs (Germanov et al., 2019) et une destination touristique populaire (O'Malley et al., 2013). Des évaluations scientifiques de la capacité de charge afin d'estimer le nombre acceptable d'interactions entre plongeurs pour la zone, des codes de conduite obligatoires, un système de licence pour les opérateurs commerciaux et des fermetures spatio-temporelles ont été proposés comme options de gestion pour le site (Germanov et al., 2019).

Les raies manta sont potentiellement menacées par le nombre élevé de touristes aux Maldives, ce qui conduit Anderson et al. (2011) à recommander des recherches sur les effets à court et à long terme des interactions et un renforcement de l'interprétation de l'éducation pour toutes les parties prenantes.

Dans une perspective globale, l'identification des zones et des régions caractérisées par de forts conflits entre le tourisme et l'exploitation pourrait aider à prioriser les efforts de conservation (Mazzoldi et al., 2019; Ward-Paige et al., 2013).

Un exemple de code de conduite pour les interactions avec les raies manta et les raies aigles est disponible dans Lawrence et al. (2016, p.71).

Indicateurs observables de perturbation

⁹ En janvier 2023, toujours inscrite comme *Manta alfredi* dans les Annexes de la CMS. Conformément à la référence standard de la CMS pour les poissons, toutes les espèces de la famille Mobulidae ont été incluses dans le genre *Mobula*. (Voir Eschmeyer, W.N., Fricke, R. et Van der Laan, R. (eds). 2017. Catalog of Fishes: genera, species, references. Consulté le 22 janvier 2023 à l'adresse suivante : <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>)

- Tactiques d'évitement : changements de vitesse et de direction de la nage, mouvements brusques
- Changement d'activité : départ de la zone (par exemple, station de nettoyage)
- Changement d'état comportemental : interruption du comportement actuel (par exemple, alimentation)

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de raies mobulidées

1. Entrer dans l'eau calmement et approcher les animaux lentement, en évitant les bruits et les éclaboussures avec les palmes.
2. Approcher par le côté, en laissant à la raie une voie libre devant elle.
3. Ne pas stationner directement au-dessus ou au-dessous des animaux afin de laisser la colonne d'eau libre pour les manœuvres.
4. Ne pas nager au-dessus des stations de nettoyage et promouvoir l'utilisation d'attaches, de structures de retenue benthiques ou pélagiques aux stations de nettoyage afin de réduire les perturbations causées par la présence et les mouvements des participants.
5. Les plongeurs restent immobiles, sur le côté, éventuellement sur ou près du fond, et à distance pour éviter de déranger les animaux ou de modifier les conditions d'alimentation.
6. Les interactions avec les chaînes d'accouplement (une femelle suivie de deux mâles ou plus) doivent être traitées avec une prudence accrue : moins de cinq participants, une durée plus courte et une distance d'au moins 10 mètres.
7. Pour les interactions se déroulant dans l'obscurité, la méthode du « feu de camp », selon laquelle les participants humains (plongeurs sous-marins, avec tuba, ou les deux) coordonnent leur éclairage pour créer une zone centrale éclairée (feu de camp) de la colonne d'eau, est recommandée pour la sécurité de la raie manta et des participants.

Considérations et lignes directrices spécifiques aux espèces inscrites sur les listes de la CMS

Healy et al. (2020) font état de l'existence d'interactions avec le **poisson-scie trident** (*Pristis pectinata*), espèce en danger critique selon l'UICN, dans les Bahamas, un habitat important pour l'espèce (Guttridge et al., 2015). Aucune donnée n'est actuellement disponible sur les effets des interactions sur l'espèce. Une évaluation spécifique utilisant la matrice d'évaluation de la vulnérabilité place les *Pristidae* en situation de faible risque par rapport aux activités récréatives marines existantes ou potentielles sur la [Grande Barrière de Corail \(Australie\)](#). Bien que les interactions dans l'eau ne constituent pas une menace principale pour l'espèce, leur interdiction contribuerait à la conservation de l'espèce en réduisant les perturbations anthropiques cumulées auxquelles elle est exposée.

Autres raies

Les *Dasyatidae* et d'autres espèces de raies sont au cœur des interactions dans l'eau, qui impliquent souvent des pratiques inadaptées et illégales telles que le toucher et l'approvisionnement (Healy et al., 2020). On ne sait pas exactement comment les animaux réagissent à ces interactions, mais il semble que les raies présentent des changements de comportement lorsqu'elles sont nourries et attirées. **La Pastenague américaine** (*Hypanus*

americana) a fait l'objet de nombreuses activités commerciales et récréatives (la plus connue étant Stingray City Sandbar, aux îles Caïmans), ainsi que de nombreuses recherches (par exemple, Hoopes et al., 2020; Vaudo et al., 2017; Shackley, 1998). Les interactions impliquant une alimentation complémentaire ont été associées à des changements dans les taux de compétition intraspécifique, les schémas d'activité diurne (avec des différences entre les sexes), la résidence et la distribution spatiale (par exemple, Corcoran et al., 2013; Gaspar et al., 2008; Newsome et al., 2004 ; Lewis et Newsome, 2003). Il est également prouvé que le fait de nourrir les raies a des effets néfastes importants sur l'écologie alimentaire des animaux (Hoopes et al., 2020), l'état physiologique et corporel, la charge parasitaire et le risque de blessure (par exemple, Semeniuk et Rothley, 2008; Semeniuk et al., 2007, 2009). En outre, l'alimentation des raies a été associée à des effets sur la communauté au sens large, avec des changements dans la densité et la distribution des tailles d'autres espèces de poissons (par exemple, le mérrou sombre. Milazzo et al., 2005) et les caractéristiques de l'habitat (par exemple, les excréments des raies, Milazzo et al., 2005; augmentation de la matière organique dans l'eau).

Un modèle dynamique de système intégré développé par Semeniuk et al. (2010) pour Stingray City Sandbar a prédit que les stratégies, y compris la réduction de la densité des visiteurs, la limitation des interactions avec les raies et l'imposition d'une redevance modique, faciliteraient un scénario de résultat optimal pour la vie sauvage et les humains sur une période de 25 ans. Les réglementations mises en place sur le site pour réduire les effets sur les raies comprennent des limites établies sur le nombre de touristes et de bateaux autorisés, les périodes d'activité commerciale, les façons dont les raies peuvent être manipulées, et la quantité et les types de nourriture qui peuvent être fournis (rapporté dans Vaudo et al., 2017).

Les situations dans lesquelles les interactions ne sont pas gérées (par exemple, les espèces de *Dasyatis* à Hamelin Bay, en Australie) sont particulièrement préoccupantes non seulement pour les effets sur la vie sauvage, mais aussi pour la sécurité des visiteurs (par exemple, les comportements à risque, les abats attirant les requins) (Newsome et al., 2004). Un effort décisif pour améliorer l'interprétation et l'éducation sur le site, faire respecter les réglementations et développer des pratiques de gestion du site (par exemple, le zonage, l'emplacement de la position d'alimentation) et des visiteurs (par exemple, le nombre, la taille du groupe et la durée du séjour, les droits d'entrée) est recommandé pour cette population (Newsome et al., 2004 ; Lewis et Newsome, 2003). En outre, il est suggéré d'adopter des accords de licence pour les opérations commerciales et un programme d'alimentation géré réglementant la quantité, le type et la fréquence de l'alimentation (DeLorenzo et Techera, 2018).

Dans l'ensemble, les impacts du tourisme de raies et des activités récréatives sont peu étudiés et les recherches disponibles sont si limitées qu'une première étape, cruciale et recommandée, consiste à lancer et à maintenir des programmes de surveillance de la population ciblée (Healy et al., 2020; DeLorenzo et Techera, 2018; Vaudo et al., 2017). Voir la boîte à outils du provisionnement responsable dans Lawrence et al. (2016) pour des références supplémentaires. Un exemple de code de conduite pour les interactions avec les raies se trouve dans Lawrence et al. (2016, p.69).

Indicateurs observables de perturbation

- Changement d'activité : attirance pour les humains et/ou les navires, compétition agressive, modification des schémas diurnes et des schémas d'utilisation de l'habitat
- Modification de l'état comportemental : interruption du comportement d'alimentation, comportement agonistique à l'égard des congénères et des humains

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de raies

1. Ne pas toucher, manipuler ou sortir de l'eau.
2. Ne pas retourner les raies pour induire une immobilité tonique.
3. Ne pas se tenir sur les raies.
4. Ne pas bloquer les voies de fuite.
5. Ne pas nager au-dessus des stations de nettoyage et promouvoir l'utilisation d'attaches, de structures de retenue benthiques ou pélagiques aux stations de nettoyage afin de réduire les perturbations causées par la présence et les mouvements des participants.
6. Interdire le nourrissage direct et autoriser d'autres formes d'attraction, telles que les attractifs olfactifs, et l'approvisionnement uniquement dans le cadre d'un programme contrôlé et réalisé par des professionnels en possession des licences nécessaires.
7. Limiter l'utilisation et, dans tous les cas, réglementer strictement la consommation d'appâts lors des opérations d'approvisionnement : n'utiliser que des aliments locaux et naturels, réduire à la portion congrue l'utilisation une fois que les raies ont été attirées et garantir des périodes sans approvisionnement afin d'éviter la survenue d'un conditionnement.

Autres poissons

Bien qu'un certain nombre de poissons osseux fassent l'objet d'un tourisme, deux groupes sont particulièrement importants ici. Les poissons lune (Molidae) font partie des espèces les plus souvent ciblées par l'interaction dans l'eau, mais on sait très peu de choses sur les impacts potentiels du tourisme (voir une revue dans Nyegaard et al., 2020). Par exemple, les plongeurs peuvent observer le **poisson-lune de Ramsay** (*Mola ramsayi*) dans les stations de nettoyage de Nusa Penida et Nusa Lembongan (Bali, Indonésie). Dans le premier cas, la coopération entre les organisations locales a permis de créer un [code de conduite](#) spécifique pour les plongeurs et les opérateurs, qui a été adopté dans [l'aire marine protégée de Nusa Penida](#). Toutefois, compte tenu des pressions accrues exercées par le tourisme de plongée, des recherches supplémentaires sur le comportement de l'espèce sont nécessaires pour élaborer les stratégies de gestion les plus efficaces (Thys et al., 2016).

Des interactions sont également signalées sur le **marlin rayé** (*Kajikia audax*) qui se nourrit de boules d'appât à [Baja California Sur \(Mexique\)](#). Une initiative communautaire impliquant des voyageurs locaux, des prestataires de services touristiques et des organisations à but non lucratif a été lancée en 2019 et a conduit à la création d'une [proposition de code de conduite et de programme de conservation et de gestion](#) pour les interactions dans l'eau avec l'espèce.

2.4 OISEAUX DE MER

Il s'agit d'un groupe d'espèces pour lesquelles les interactions dans l'eau sont rares. Alors que certaines espèces peuvent être observées de manière opportuniste sous l'eau lors de la plongée sous-marine ou de la plongée avec tuba (par exemple, les puffins, les alques, les manchots tels que le **manchot du Cap** (*Spheniscus demersus*) et le **cormoran du Cap** (*Phalacrocorax capensis*) lors de la plongée sous-marine pendant la course de sardines du KwaZulu-Natal sur la côte sauvage de l'Afrique du Sud), les interactions dédiées dans l'eau sont rares et proviennent principalement de cinéastes qui tentent de filmer des oiseaux en

train de plonger après des poissons. Dans ces circonstances, les activités de recherche de nourriture peuvent être perturbées et les oiseaux à la surface forcés de fuir. Ces actions peuvent entraîner la perte de possibilités d'alimentation ou inciter les oiseaux à avaler des poissons qu'ils auraient autrement donnés à leurs oisillons.

Les opérations en cours dans l'eau visent le **manchot du Cap** (*Spheniscus demersus*) en Afrique du Sud et le **manchot des Galápagos** (*Spheniscus mendiculus*) – deux espèces qui ont le plus grand besoin de mesures de conservation (Boersma et al., 2020) – et le **manchot papou** (*Pygoscelis papua*) dans les îles Falkland (Falkland Islands/Islas Malvinas). Alors que la recherche s'est surtout concentrée sur les effets de l'observation terrestre (par exemple, Scheun et al., 2021; Lynch et al., 2019; Walker et al., 2005) et a recommandé le développement de la planification du tourisme terrestre en tant qu'action hautement prioritaire pour réduire les impacts négatifs sur l'espèce (Boersma et al., 2020), aucune étude n'a abordé les perturbations potentielles liées aux interactions dans l'eau dans le cadre du tourisme ou des activités de loisir (Steven et al., 2011).

Indicateurs observables de perturbation

- Changement d'activité : distraction, concentration sur le stimulus à l'approche, agression, inclinaison de la tête, évitement de l'habitat de recherche de nourriture, de repos ou de reproduction
- Tactiques d'évitement : changements de vitesse et de direction de la nage, mouvements brusques

Lignes directrices applicables à toutes les espèces de manchots

1. Ne pas approcher à moins de la distance minimale, soit la longueur du corps de l'animal ou 3 m, la plus grande des deux étant retenue.
2. Ne pas intercepter la direction de déplacement.
3. Ne pas provoquer oiseaux et ne pas les agacer.

Considérations et lignes directrices spécifiques aux espèces inscrites sur les listes de la CMS

Le **manchot de Humboldt** (*Spheniscus humboldtii*) est particulièrement sensible aux perturbations, qui ont été associées à une baisse du succès de la reproduction (e.g. Ellenberg et al., 2006). En application du principe de précaution, les interactions dans l'eau avec l'espèce devraient être interdites.

Le **manchot du Cap** (*Spheniscus demersus*) est actuellement exposé à un tourisme d'observation terrestre intense dans deux colonies situées sur le continent en Afrique du Sud, Boulders Beach dans le parc national de Table Mountain et Stony Point. Il n'existe aucune possibilité de baignade guidée, mais les touristes qui se rendent à Boulders Beach peuvent accéder à une plage fréquentée par les pingouins, ce qui n'est pas du tout surveillé. Les informations sur les effets de la fréquentation étant limitées et compte tenu du statut «en danger» de l'espèce selon l'UICN, il est fortement recommandé de restreindre de manière décisive les perturbations causées par le public et d'améliorer le suivi et le contrôle des activités touristiques.

Matériel supplémentaire

SELECTION DE RESSOURCES ET CODES DE CONDUITE

Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive, ni d'une liste des « meilleurs codes ». Il s'agit d'une collection d'exemples tirés de différentes études de cas, limitée à la fois par la langue et par l'accessibilité en ligne de ces codes.

Vie sauvage marine

Règles et réglementations régissant la conduite des interactions touristiques liées à la faune et à la flore marines aux Philippines (2020): <https://law.upd.edu.ph/wp-content/uploads/2021/04/DOT-DA-DILG-DENR-Joint-Memorandum-Circular-No-01-Series-of-2020.pdf>

Code de conduite pour l'interaction avec la vie sauvage marine (Marine Wildlife Watch of the Philippines): <https://drive.google.com/file/d/1Nf4bYUXQJgkwp4RtJivYOUQhpC9RPzIE/view>

Code de la vie sauvage marine et côtière : conseils aux visiteurs (ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales, Royaume-Uni, 2023): <https://www.gov.uk/government/publications/marine-and-coastal-wildlife-code/marine-and-coastal-wildlife-code-advice-for-visitors>

Code de conduite promouvant les meilleures pratiques pour la rencontre avec la vie marine en Cornouailles (Royaume-Uni) par le Cornwall Wildlife Trust : <https://www.cornwallwildlifetrust.org.uk/sites/default/files/2019-03/Cornwall%20Marine%20and%20Coastal%20Code%20Guidelines.pdf>

Mammifères marins

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Ressource et source
Lion de mer australien <i>Neophoca cinerea</i>	Australie	Recommandations sur https://annamartinez.info/download/Swimming_With_Sealions_Summary.pdf
Cétacés	Australie	Lignes directrices nationales australiennes pour l'observation des baleines et des dauphins, 2017 https://www.awe.gov.au/environment/marine/publications/australian-national-guidelines-whale-and-dolphin-watching-2017 Autorité du parc marin du récif de la Grande Barrière https://www.gbrmpa.gov.au/about-us/legislation-regulations-and-policies/whale-and-dolphin-watching-regulations
Cétacés	Açores	Rapporté dans Cecchetti et al., 2019
Cétacés	Colombie	Guide sur l'observation responsable de mammifères aquatiques en Colombie https://www.minambiente.gov.co/documento-entidad/guia-de-avistamiento-responsable-de-mamiferos-acuaticos-en-colombia/
Cétacés	Colombie	Guide touristique pour l'observation des baleines en Colombie. Ministère de l'Industrie, du Commerce et du Tourisme, vice-ministère du Tourisme, direction de la qualité et du développement durable du tourisme de Colombie.

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Ressource et source
		https://www.academia.edu/26920595/Guia_de_avistamiento_de_ballenas_en_Colombia Tourist Guide of Whalewatching in Colombia
Cétacés	Monde entier	Commission baleinière internationale : Principes généraux pour l'observation des baleines https://iwc.int/document_3744.download Commission baleinière internationale et CMS : Guide pour l'observation des baleines https://wwhandbook.iwc.int/fr/
Cétacés	Monde entier	Carlson 2012. Examen des lignes directrices et des réglementations relatives à l'observation des baleines https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/wwhandbook/guideline-documents/IWC-2012-Compendium-of-whale-watching-Regulations-English.pdf
Cétacés	Zone ACCOBAMS (mer Noire, mer Méditerranée et zone Atlantique adjacente)	Aperçu https://accobams.org/fr/actions_de_conservations/observation-cetaces/ Lignes directrices pour la gestion des activités d'observation des cétacés dans la zone ACCOBAMS (Annexe à la Résolution ACCOBAMS 8.19) https://accobams.org/wp-content/uploads/2023/01/MOP8.Doc31_Annex13_Res8.19.pdf Lignes directrices pour l'observation commerciale des cétacés dans la mer Noire, la mer Méditerranée et la zone Atlantique adjacente. https://www.accobams.org/wp-content/uploads/2018/09/GL_commercial_cetacean-watching.pdf Lignes directrices pour la mise en œuvre d'un label Pelagos/ACCOBAMS pour les activités commerciales d'observation des baleines. https://www.accobams.org/wp-content/uploads/2018/09/GL_PelagosACCOBAMS_label.pdf Certification de haute qualité pour l'observation des baleines http://www.whale-watching-label.com/label
Cétacés	États-Unis	Dolphin SMART https://sanctuaries.noaa.gov/dolphinmart/ ; https://nmssanctuaries.blob.core.windows.net/sanctuaries-prod/media/archive/dolphinmart/pdfs/turtle_guide.pdf
Cétacés	Monde entier	World Cetacean Alliance et ClubMed https://whaleheritagesites.org/wp-content/uploads/2021/12/WCA-Global-Best-Practice-Guidance-for-responsible-whale-and-dolphin-watching-ENGLISH.pdf
Cétacés	Monde entier	Conservation des baleines et des dauphins https://whales.org/wp-content/uploads/sites/6/2019/05/wdc-responsible-whale-watching-guide-2019.pdf (Ludewig et Williams-Grey, 2019)
Cétacés	Îles du Pacifique	Fonds international pour la protection des animaux, Programme régional océanien de l'environnement, Opération Cétacés https://www.sprep.org/att/publication/000647_whale_watch_guidelines_en.pdf
Cétacés	Bimini, Bahamas	Projet de communication sur les dauphins. https://www.wildquest.com/wp-content/uploads/CodeOfConduct.pdf
Cétacés, Dugong <i>Dugong dugon</i>	Australie	Parc marin de Ningaloo https://parksaustralia.gov.au/marine/pub/scientific-publications/archive/ningaloo-visitors-info.pdf

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Ressource et source
Dugong <i>Dugong dugon</i>	Vanuatu	Société des sciences de l'environnement du Vanuatu https://www.vanuatuconservation.org/wp-content/uploads/2018/09/Poster-Dugong-GLines-Swimming-Diving-WEB.pdf https://www.vanuatuconservation.org/wp-content/uploads/2018/09/Tourists-Guide-for-Interacting-with-Dugongs-WEB.pdf
Dugong <i>Dugong dugon</i>	Australie	Projet de tourisme pour les dugongs et les tortues http://dugongturtletourism.org/docs/CodeOfPractice_www.pdf
Dugong <i>Dugong dugon</i>	Australie	Autorité du parc marin de la Grande Barrière de corail https://www.gbrmpa.gov.au/about-us/legislation-regulations-and-policies/policies-and-position-statements/guidelines-for-commercial-dugong-watching
Lamantin de Floride <i>Trichechus manatus latirostris</i>	États-Unis	Service américain de la pêche et de la faune sauvage (US Fish and Wildlife Service) https://www.fws.gov/refuge/Crystal_River/Three_Sisters_Springs_Manatee_Information.html ; https://www.youtube.com/playlist?list=PLZb5DyVcCk94Z-FNzg6vR1sPr6N4yGizB ; https://www.fws.gov/southeast/pdf/tearsheet/crystal-river-national-wildlife-refuge.pdf
Baleines à bosse <i>Megaptera novaeangliae</i>	Australie	Programme de gestion des interactions avec les baleines à bosse le long de la côte de Ningaloo (Australie occidentale) https://www.dpaw.wa.gov.au/management/marine/marine-wildlife/552-swimming-with-humpback-whales Queensland, rapporté dans Stack et al., 2021.
Baleines à bosse <i>Megaptera novaeangliae</i>	Tonga	Réglementations des Tonga http://www.tourismtonga.gov.to/wp-content/uploads/2015/08/WhaleWatchingandSwimmingRegulations2013English-2.pdf
Mammifères marins	Nouvelle-Zélande	Réglementations sur la protection des mammifères marins https://www.legislation.govt.nz/regulation/public/1992/0322/latest/whole.html?search=ts_act%40bill%40regulation%40deemedreg_marine+mammals_resel_25_a&p=1#DLM168286
Baleine de Minke <i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Australie	Parc marin de la Grande Barrière de Corail. http://minkewhaleproject.org/wp-content/uploads/2018/08/code-of-practice.pdf ; http://minkewhaleproject.org/management/code-of-practice-sww-endorsed-operators/
Orque <i>Orcinus orca</i>	Norvège	Code de conduite recommandé https://www.visittromso.no/seasons/winter/in-water-activities-with-whale#overlay-context=no/node/1223 (Bertella et Acquarone, 2017)
Dauphin à long bec <i>Stenella longirostris</i>	Égypte	Réglementation au récif de Samadai. https://hepca.org/projects/project/86 (Notarbartolo di Sciara et al., 2009)

Tortues marines

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Code et source
Tortue verte <i>Chelonia mydas</i> , Tortue imbriquée <i>Eretmochelys imbricata</i> , Tortue caouanne <i>Caretta caretta</i>	Mexique	Commission nationale des zones nationales protégées (CONANP). https://www.gob.mx/conanp/prensa/se-reanuda-nado-con-tortugas-en-akumal
	Australie	Projet de tourisme pour les dugongs et les tortues. http://dugongturtletourism.org/docs/CodeOfPractice_www.pdf
	États-Unis	Agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA) https://nmssanctuaries.blob.core.windows.net/sanctuaries-prod/media/archive/dolphinmart/pdfs/turtle_guide.pdf
	Maldives	Projet Olive Ridley. https://oliveridleyproject.org/wp-content/uploads/2019/07/Code-of-Conduct-Sea-Turtles-Olive-Ridley-Project.pdf
	Philippines	Surveillance de la vie sauvage marine des Philippines. https://drive.google.com/file/d/1Nf4bYUXQJgkwp4RtJivYOUQhpC9RPzIE/view
	Colombie	Guide sur la conservation et l'observation de tortues marines dans les parcs naturels nationaux de Colombie . Ministère de l'Environnement et du Développement durable et Desarrollo Sostenible y WWF-Colombia, 3e ed. Cali.

Poissons

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Code et source
Requin pèlerin <i>Cetorhinus maximus</i>		Shark Trust. Code de conduite https://www.sharktrust.org/basking-shark-project
Grand requin blanc <i>Carcharodon carcharias</i> , plongée en cage	Afrique du Sud	Gouvernement de l'Afrique du Sud. https://www.environment.gov.za/sites/default/files/legislations/mlra_whitesharkcage_g31211rg8919gon724_0.pdf
Grand requin blanc <i>Carcharodon carcharias</i> , plongée en cage	Île Guadalupe	Code de conduite https://horizoncharters.com/code-conduct-great-white-shark-cage-diving-guadalupe-island/

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Code et source
Grand requin blanc <i>Carcharodon carcharias</i> , plongée en cage	Île Guadalupe	Code de conduite https://horizoncharters.com/code-conduct-great-white-shark-cage-diving-guadalupe-island/
Raies mobulidées		Manta Pacific https://www.mantapacific.org/manta-tour-participant-guidelines ; https://www.mantapacific.org/manta-tour-operator-standards
Raies mobulidées		Manta Trust. https://swimwithmantas.org/
Raies mobulidées	Raja Ampat, Indonésie	Code de conduite pour les plongeurs avec tuba https://rajaampat-seacentre.org/wp-content/uploads/2019/12/COC-Snorkellers-2.jpg et les plongeurs sous-marins https://rajaampat-seacentre.org/wp-content/uploads/2019/12/COC-Divers.jpg
Raies mobulidées	Bali	Code de conduite https://bali.com/code-of-conduct-scuba-diving/
Raies mobulidées	Manta Sandy, Raja Ampat, Indonésie	Règlementations et code de conduite pour les interactions commerciales https://birdsheadseascape.com/diving/diving-manta-sandy-heres-need-know-meidiarti-kasmidi-nikka-amandra-gunadharna/
Raies mobulidées	Hawaï, États-Unis	Division de la navigation et de la récréation océanique, Zone de gestion de la récréation océanique d'Hawaï Ouest. Proposition de règles administratives pour l'observation des mantas. https://dlnr.hawaii.gov/dobor/files/2013/08/MantaDiveSitesManagementPlan-9.9.16.pdf
Raies mobulidées, requin-baleine <i>Rhincodon typus</i>	Parc marin de Ningaloo	Gouvernement d'Australie. Informations pour les visiteurs https://parksaustralia.gov.au/marine/pub/scientific-publications/archive/ningaloo-visitors-info.pdf
Raie manta océanique <i>Mobula birostris</i>	La Reina, Mexique	Code de conduite (en espagnol) https://static1.squarespace.com/static/5de7ab07465f7953ae1b53db/t/6008ceebc7161c330c64697e/1611189999200/MANTA+PACIFIC+CODIGO_manual+DIG+20200824_.pdf
Requin gris <i>Carcharhinus plumbeus</i>	Italie	Université de Palerme, Groupe d'écologie marine et de conservation. Code de conduite pour les opérations touristiques https://medpan.org/code-of-conduct-for-responsible-tourism-to-protect-the-sandbar-shark-carcharhinus-plumbeus/
Requins		Recommandations du Global Shark Attack File https://sharkattackfile.net/recommendations.htm
Requins		Recommandations du International Shark Attack File au Musée d'histoire naturelle de Floride. Conseils de sécurité aux nageurs https://www.floridamuseum.ufl.edu/shark-attacks/reduce-risk/swimmers/ ; Conseils de sécurité aux plongeurs https://www.floridamuseum.ufl.edu/shark-attacks/reduce-risk/divers/

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Code et source
Requins	Açores	Code de conduite rapporté dans Bentz et al., 2014
Requins, plongée en cage	Nouvelle-Zélande	Code de pratiques pour la plongée en cage https://www.doc.govt.nz/Documents/conservation/marine-and-coastal/shark-cage-diving/code-of-practice.pdf
Requins, raies mobolidées, raies		Lawrence et al., 2016. Tourisme responsable autour des requins et des raies : un guide des meilleures pratiques. https://sharks.panda.org/images/PDF/Best_Practice_Guide/shark_andrays_bestpracticeguide_2017_lores.pdf
Requins, raies mobolidées, raies	Colombie	Code de bonnes pratiques pour le Sanctuaire de faune et de flore de Malpelo https://www.fundacionmalpelo.org/wp-content/uploads/2022/02/Codigo-de-Buenas-Practicas-en-SFF-Malpelo-FundacionMalpelo.pdf
Requin-baleine (<i>Rhincodon typus</i>)	Tous les pays	Code de conduite général pour nager et plonger avec des requins-baleines dans tous les pays (élaboré à l'origine par Simon J. Pierce, Marine Megafauna Foundation et adapté de Scuba Mozambique.) https://www.galapagoswhaleshark.org/whale-sharks/code-of-conduct/#:~:text=Divers%20must%20treat%20all%20whale,with%20its%20tail%20or%20fins.
Requin-baleine (<i>Rhincodon typus</i>)	Australie	Département des parcs et de la vie sauvage. Gestion des requins-baleines, en particulier dans le parc marin de Ningaloo https://www.dpaw.wa.gov.au/images/documents/conservation-management/marine/20130277_Whale_Shark_management_-_Ningaloo_FINAL_small.pdf
Requin-baleine <i>Rhincodon typus</i>	Belize	Southern Environmental Association. Lignes directrices en matière d'interaction https://web.archive.org/web/20111002165342/http://seabelize.org/whale_sharks.html
Requin-baleine (<i>Rhincodon typus</i>)	Mexique	Parc national de Revillagigedo, Mexique. Code de conduite pour la nage et la plongée avec les requins-baleines. https://static1.squarespace.com/static/5de7ab07465f7953ae1b53db/t/630e9837f1f4223c7f4023f0/1661900861010/Code_Conduct_TIBURON+BALLENA_Revillagigedo_ENG_DIG+2022-08-30.pdf

Oiseaux de mer

Espèce / Groupe d'espèces	Localisation	Code et source
Oiseaux en général	Afrique du Sud	BirdLife South Africa : Code de déontologie des ornithologues https://www.birdlife.org.za/wp-content/uploads/2018/01/BLSA-Code-of-Conduct-Eng.pdf

REFERENCES

- Abernathy BE. (1995a). Human presence and sexual activity of West Indian manatees (*Trichechus manatus*) at Crystal River, Florida. M.S. Thesis, Department of Biology, Florida Atlantic University, Boca Raton, FL.
- Abernathy J. (1995 b). Time-activity budgets and displacement rates in Florida manatees (*Trichechus manatus*) in the absence and presence of humans. M.S. Thesis, Department of Biology, Florida Atlantic University, Boca Raton, FL.
- Abrantes KG, Brunnschweiler JM, Barnett A. (2018). You are what you eat: Examining the effects of provisioning tourism on shark diets. *Biological Conservation* 224:300–308.
- ACCOBAMS (2004). Guidelines for commercial cetacean-watching in the Black Sea, the Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area.
- ACCOBAMS (2007). Guidelines for implementing a Pelagos/ACCOBAMS label for commercial whale watching activities.
- ACCOBAMS (2020). Draft Guidelines for the management of cetacean watching activities in the ACCOBAMS Area.
- Acevedo-Gutiérrez A, Acevedo L, Boren L. (2011). Effects of the presence of official-looking volunteers on harassment of New Zealand fur seals. *Conservation Biology* 25:623-627.
- Allen, A. C., Sattelberger, D. C., & Keith, E. O. (2014). The People vs. the Florida manatee: A review of the laws protecting Florida's endangered marine mammal and need for application. *Ocean and coastal management* 102: 40-46.
- Alves LC, Orams M, Andriolo A, de Freitas Azevedo A. (2011). The growth of 'botos feeding tourism', a new tourism industry based on the boto (Amazon river dolphin) *Inia geoffrensis* in the Amazonas State, Brazil. *Sitientibus: Série Ciências Biológicas* 11: 8-15.
- Alves LC, Zappes CA, Oliveira RG, Andriolo A, Azevedo ADF. (2013) Perception of local inhabitants regarding the socioeconomic impact of tourism focused on provisioning wild dolphins in Novo Airão, Central Amazon, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85:1577–1591.
- Anderson RC, Adam MS, Kitchen-Wheeler A-M, Stevens G. (2011). Extent and economic value of manta ray watching in Maldives. *Tourism in Marine Environments* 7:15-27
- Araujo G, Lucey A, Labaja J, So CL, Snow S, Ponzó A. (2014). Population structure and residency patterns of whale sharks, *Rhincodon typus*, at a provisioning site in Cebu, Philippines. *PeerJ* 2:e543.
- Araujo G, Labaja J, Snow S, Huveneers C, Ponzó A. (2020). Changes in diving behaviour and habitat use of provisioned whale sharks: implications for management. *Scientific Reports* 10:1-12.
- Avila, I.C., Ortega, L.F., Pretel, C. and Mayor, G. (2021). A decade of whale watching in an important tourist destination in the Pacific coast of Colombia: Challenges for proper management. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 16(1): 23-32. <https://doi.org/10.5597/lajam00267>
- Bach L, Burton M. (2017). Proximity and animal welfare in the context of tourist interactions with habituated dolphins. *Journal of Sustainable Tourism* 25:181-197.
- Baird RW & Burkhart SM. (2000). Bias and variability in distance estimation on the water: implications for the management of whale watching. IWC Meeting Document SC/52/WW1.
- Barnett A, Payne NL, Semmens JM, Fitzpatrick R. (2016). Ecotourism increases the field metabolic rate of whitetip reef sharks. *Biological Conservation* 199:132–136.
- Barra T, Bejder L, Dalleau M, Delaspre S, Landes AE, Harvey M, Hoarau L. (2020). Social media reveal high rates of agonistic behaviors of humpback whales in response to swim-with activities off Reunion Island. *Tourism in Marine Environments* 15:191-209.
- Becerril-García EE, Hoyos-Padilla EM, Micarelli P, Galván-Magaña F, Sperone E. (2020). Behavioural responses of white sharks to specific baits during cage diving ecotourism. *Scientific Reports* 10:11152.
- Bejder L, Dawson SM, Harraway JA. (1999). Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Marine Mammal Science* 15: 738-750.
- Bejder L, Samuels A. (2003). Evaluating the effects of nature-based tourism on cetaceans. In Gales N, Hindell M, Kirkwood R (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*, pp. 229–255, CSIRO Publishing.
- Bejder L, Samuels A, Whitehead H, Gales N, Mann J, Connor R, Heithaus M, Watson-Capps J, Flaherty C. (2006). Decline in relative abundance of Bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology* 20:1791–1798.
- Bejder L, Higham JES, Lusseau D. (2022). Tourism and Research Impacts on Marine Mammals: A Bold Future Informed by Research and Technology. In Notarbartolo di Sciara G, Würsig B (Eds.), *Marine Mammals: the Evolving Human Factor*, pp. 255-276, Springer.

- Bentz, J., Dearden, P., Ritter, E., & Calado, H. (2014). Shark diving in the Azores: challenge and opportunity. *Tourism in Marine Environments* 10:71-83.
- Bertella G, Acquarone M. (2017). Reply to “Swim encounters with Killer Whales (*Orcinus orca*) off Northern Norway: interactive behaviours directed towards human divers and snorkellers obtained from opportunistic underwater video recordings.” *Journal of Ecotourism* 17: 184–191.
- Bessa E, Silva F, Sabino J. (2017). Impacts of Fish Tourism. In Blumstein DT, Geffroy B, Samia DSM, Bessa E (Eds.), *Ecotourism's Promise and Peril: A Biological Evaluation*, pp. 59–72, Springer.
- Birtles A, Curnock M, Dobbs K, Smyth D, Arnold P, Marsh H, Valentine P, Limpus C, Hyams W, Dunstan A, Charles D, Gatley C, Mangott A, Miller D, Hodgson A, Emerick S, Kendrick A. (2005). Code of Practice for the Sustainable Management of Dugong and Marine Turtle Tourism in Australia. Rapport. James Cook University.
- Birtles A, Arnold P, Curnock M, Salmon S, Mangott A, Sobotzick S, Valentine P, Caillaud A, Rumney J. (2008). Code of Practice for dwarf minke whale interactions in the Great Barrier Reef World Heritage Area. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, QLD, Australia.
- Boersma PD, Borboroglu PG, Gownaris NJ, Bost CA, Chiaradia A, Ellis S, ..., Wienecke B. (2020). Applying science to pressing conservation needs for penguins. *Conservation Biology* 34:103-112.
- Booth, C. G., Sinclair, R. R., and Harwood, J. (2020). Methods for monitoring for the population consequences of disturbance in marine mammals: a review. *Frontiers in Marine Science* 7:115.
- Boren LJ, Gemmell NJ, Barton KJ. (2008). The role and presence of a guide: preliminary findings from swim with seal programs and land-based seal viewing in New Zealand. *Tourism in Marine Environments* 5:187–199.
- Bradley D, Papastamatiou YP, Caselle JE. (2017). No persistent behavioural effects of SCUBA diving on reef sharks. *Marine Ecology Progress Series* 567:173-184.
- Brena PF, Mourier J, Planes S, Clua E. (2015). Shark and ray provisioning: functional insights into behavioral, ecological and physiological responses across multiple scales. *Marine Ecology Progress Series* 538:273–283.
- Bruce BD, Bradford RW. (2013) The effects of shark cage-diving operations on the behavior and movements of white sharks, *Carcharodon carcharias*, at the Neptune Islands, South Australia. *Marine Biology* 160:889-907.
- Bruce BD. (2015). A review of Cage Diving Impacts on White Shark Behaviour and Recommendations for Research and Industry's Management in New Zealand. Report to the Department of Conservation, New Zealand, CSIRO Publishing, Hobart, Tasmania.
- Brunnschweiler JM & Baensch H. (2011). Seasonal and longterm changes in relative abundance of bull sharks from a tourist shark feeding site in Fiji. *PLOS ONE* 6: e16597.
- Brunnschweiler JM & Barnett A. (2013). Opportunistic visitors: long-term behavioral response of bull sharks to food provisioning in Fiji. *PLOS ONE* 8:e58522.
- Brunnschweiler JM, Abrantes KG, Barnett A. (2014). Longterm changes in species composition and relative abundances of sharks at a provisioning site. *PLOS ONE* 9:e86682.
- Buckingham CA, Lefebvre LW, Schaefer JM, and Kochman HI. (1999). Manatee response to boating activity in a thermal refuge. *Wildlife Society Bulletin* 27:514–522
- Burgess GH. (1998) Diving with elasmobranchs: a call for restraint. *IUCN Shark Specialist Group. Shark News* 11:1–4.
- Button, C., Schofield, M., & Croft, J. (2016). Distance perception in an open water environment: Analysis of individual differences. *Attention, Perception, & Psychophysics* 78: 915-922.
- Campagna C, Guevara D. (2022). “Save the Whales” for Their Natural Goodness. In Notarbartolo di Sciara G, Würsig B (Eds.), *Marine Mammals: the Evolving Human Factor*, pp. 397-424, Springer.
- Carlson C. (2012). A review of whale watch guidelines and regulations around the world version 2012. Report to the International Whaling Commission.
- Catlin J, Jones R. (2010). Whale shark tourism at Ningaloo Marine Park: a longitudinal study of wildlife tourism. *Tourism Management* 31:386–394.
- Catlin J, Jones R, Jones T. (2011). Revisiting Duffus and Dearden's wildlife tourism framework. *Biological Conservation* 144:1537-1544.
- Catlin J, Jones T, Jones R. (2012). Balancing commercial and environmental needs: licensing as a means of managing whale shark tourism on Ningaloo reef. *Journal of Sustainable Tourism* 20:163–178.
- Cecchetti A, Stockin KA, Gordon J, Azevedo J. (2019). A first assessment of operator compliance and dolphin behavioural responses during swim-with-dolphin programs for three species of Delphinids in the Azores. *Arquipélago-Life and Marine Sciences* 36: 23-37.

- Christiansen F, McHugh KA, Bejder L, Siegal EM, Lusseau D, McCabe EB,..., Wells RS. (2016). Food provisioning increases the risk of injury in a long-lived marine top predator. *Royal Society Open Science* 3:160560.
- Christie, S. 1998. Learning to live with giants: elephant seals get the right of way at Piedras Blancas. *California Coast and Oceans* 14:11–14.
- Cisneros-Montemayor AM, Becerril-García EE, Berdeja-Zavala O, Ayala-Bocos A. (2020). Shark ecotourism in Mexico: Scientific research, conservation, and contribution to a Blue Economy. *Advances in Marine Biology* 85:71-92.
- Clarke CR, Lea JSE, Ormond RFG. (2011). Reef-use and residency patterns of a baited population of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in the Red Sea. *Marine and Freshwater Research* 62:668–675.
- Clarke CR, Lea JSE, Ormond RFG. (2013). Changing relative abundance and behaviour of silky and grey reef sharks baited over 12 years on a Red Sea reef. *Marine and Freshwater Research* 64:909-919.
- CMS (1979). Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. Convention text available at <https://www.cms.int/en/convention-text>
- Constantine, R. (1999). Effects of tourism on marine mammals in New Zealand. *Science for Conservation*: 106. Wellington, New Zealand: Department of Conservation.
- Constantine R. (2001). Increased avoidance of swimmers by wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) due to long-term exposure to swim-with-dolphin tourism. *Marine Mammal Science* 17:689-702.
- Corcoran MJ, Wetherbee BM, Shivji MS, Potenski MD, Chapman DD, Harvey GM. (2013) Supplemental feeding for ecotourism reverses diel activity and alters movement patterns and spatial distribution of the southern stingray, *Dasyatis americana*. *PLOS ONE* 8:e59235.
- Cowling M, Kirkwood R, Boren LJ, Scarpaci C. (2014). The effects of seal-swim activities on the New Zealand fur seal (*Arctophoca australis forsteri*) in the Bay of Plenty, New Zealand, and recommendations for a sustainable tourism industry. *Marine Policy* 45:39-44.
- Cubero-Pardo P, Herrón P, González-Pérez F. (2011). Shark reactions to scuba divers in two marine protected areas of the Eastern Tropical Pacific. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:239–246.
- Curtin S, Garrod B. (2008). Vulnerability of marine mammals to diving tourism activities. In Garrod B, Gössling S (Eds.), *New Frontiers in Marine Tourism: Diving Experiences, Sustainability, Management*, pp. 115-136, Routledge.
- Curtin S, Richards S, Westcott S. (2009). Tourism and grey seals in south Devon: management strategies, voluntary controls and tourists' perceptions of disturbance. *Current Issues in Tourism* 12:59-81.
- D’Cruze N, Machado FC, Matthews N, Balaskas M, Carder G, Richardson V, Vieto R. (2017). A review of wildlife ecotourism in Manaus, Brazil. *Nature Conservation* 22: 1-16.
- Damas J, Hughes GM, Keough KC, Painter CA, Persky NS, Corbo M, Hiller M, Koepfli KP, Pfenning AR, Zhao H, Genereux DP, Swofford R, Pollard KS, Ryder OA, Nweeia MT, Lindblad-Toh K, Teeling EC, Karlsson EK, Lewin HA. Broad host range of SARS-CoV-2 predicted by comparative and structural analysis of ACE2 in vertebrates. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2020 Sep 8;117(36):22311-22322. doi: 10.1073/pnas.2010146117. Epub 2020 Aug 21. PMID: 32826334; PMCID: PMC7486773.
- Dans SL, Crespo EA, Coscarella MA. (2017). Wildlife tourism: Underwater behavioral responses of South American sea lions to swimmers. *Applied Animal Behaviour Science* 188:91-96.
- Dearden P, Topelko KN, Ziegler J. (2008). Tourist interactions with sharks. In Higham JES, Lück M (Eds.), *Marine wildlife and tourism management: Insights from the natural and social sciences*, pp. 66–90, CABI.
- Deepak V, Gupta R, Jadhav V, Singh D, Farooq S. (2019). Pinniped Zoonoses: A Review. *International Journal of Livestock Research* 9:1-11.
- DeLorenzo, J., & Techera, E. J. (2019). Ensuring good governance of marine wildlife tourism: a case study of ray-based tourism at Hamelin Bay, Western Australia. *Asia Pacific Journal of Tourism Research* 24:121-135.
- Dobson J. (2006). Sharks, Wildlife Tourism, and State Regulation. *Tourism in Marine Environments* 3:15-23.
- DPAW (Department of Parks and Wildlife (2013). Whale shark management with particular reference to Ningaloo Marine Park. *Wildlife Management Plan no 57*, Department of Parks and Wildlife, Perth, Western Australia.
- Duffus DA, Dearden P. (1990). Non-Consumptive Wildlife-Oriented Recreation: A Conceptual Framework. *Biological Conservation* 53:213–231.
- Duffus DA, Dearden P. (1993). Recreational use, valuation, and management, of killer whales (*Orcinus orca*) on Canada's Pacific coast. *Environmental conservation* 20: 149-156.

- Dwyer SL, Pawley MDM., Clement DM, Stockin KA. (2020). Modelling habitat use suggests static spatial exclusion zones are a non-optimal management tool for a highly mobile marine mammal. *Marine Biology* 167:62.
- Ellenberg U, Mattern T, Seddon PJ, Jorquera GL. (2006). Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: the need for species-specific visitor management. *Biological Conservation* 133:95-106.
- Evans, P.G.H., 1996. Human disturbance of cetaceans. In Taylor VJ, Dunstone N (Eds.), *The Exploitation of Mammal Populations*, pp.376-394, Springer.
- Filby NE, Stockin KA, Scarpaci C. (2014). Long-term responses of Burrnun dolphins (*Tursiops australis*) to swim-with dolphin tourism in Port Phillip Bay, Victoria, Australia: a population at risk. *Global Ecology and Conservation* 2:62–71.
- Filby NE, Stockin KA, Scarpaci C. (2015). Social science as a vehicle to improve dolphin-swim tour operation compliance? *Marine Policy* 51: 40–47.
- Filby, N. E., Christiansen, F., Scarpaci, C., & Stockin, K. A. (2017). Effects of swim-with-dolphin tourism on the behaviour of a threatened species, the Burrnun dolphin *Tursiops australis*. *Endangered Species Research* 32: 479-490.
- Fiori L, Martinez E, Orams MB, Bollard B. (2019). Effects of whale-based tourism in Vava'u, Kingdom of Tonga: Behavioural responses of humpback whales to vessel and swimming tourism activities. *PLOS ONE* 14:e0219364.
- Fiori L, Martinez E, Orams MB, Bollard B. (2020). Using Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) to assess humpback whale behavioral responses to swim-with interactions in Vava'u, Kingdom of Tonga. *Journal of Sustainable Tourism* 28: 1743-1761.
- Flanagan P. (1996). Why interacting with marine mammals in the wild can be harmful. *Soundings* 21:26–30.
- Foroughirad V, Mann J. (2013). Long-term impacts of fish provisioning on the behavior and survival of wild bottlenose dolphins. *Biological Conservation* 160:242–249.
- Frohoff, T. G. 2000. Behavioral indicators of stress in odontocetes during interactions with humans: a preliminary review and discussion. *SC/52/WW2*.
- Fumagalli M, Cesario A, Costa M, Harraway J, Notarbartolo di Sciara G, Slooten E. (2018). Behavioural responses of spinner dolphins to human interactions. *Royal Society Open Science* 5:172044.
- Fumagalli M, Cesario A, Costa M, Notarbartolo di Sciara G, Harraway J, Slooten E. (2019). Population ecology and the management of whale watching operations on a data-deficient dolphin population. *Ecology and Evolution* 9:10442-10456.
- Fumagalli M, Guerra M, Brough T, Carome W, Constantine R, Higham J, ..., Dawson S. (2021). Looking back to move forward: Lessons from three decades of research and management of cetacean tourism in New Zealand. *Frontiers in Marine Science* 8:7.
- Gallagher AJ, Vianna GMS, Papastamatiou YP, Macdonald C, Guttridge TL, Hammerschlag N. (2015). Biological effects, conservation potential, and research priorities of shark diving tourism. *Biological Conservation* 184:365–379.
- Gallagher AJ, Huvneers CPM. (2018). Emerging challenges to shark-diving tourism. *Marine Policy* 96:9–12.
- Garrod B, Fennell DA. (2004). An analysis of whalewatching codes of conduct. *Annals of Tourism Research* 31:334–352.
- Gaspar C, Chateau O, Galzin R. (2008). Feeding sites frequentation by the pink whipray *Himantura fai* in Moorea (French Polynesia) as determined by acoustic telemetry. *Cybiurn* 32:153-164.
- Germanov ES, Bejder L, Chabanne DB, Dharmadi D, Hendrawan IG, Marshall AD, ..., Loneragan NR. (2019). Contrasting habitat use and population dynamics of reef manta rays within the Nusa Penida marine protected area, Indonesia. *Frontiers in Marine Science* 215.
- Gero S, Pace S, Kaufman G, Parsons E, Ritter F, Sironi M, Rose NA. (2016). Initial survey of global commercial swim-with-whale operations. *Journal of Cetacean Research Management* SC/66b/WW/02.
- González-Mantilla PG, Gallagher AJ, León CJ, Vianna GM. (2021). Challenges and conservation potential of shark-diving tourism in the Macaronesian archipelagos. *Marine Policy* 131:104632.
- Granquist SM, Nilsson P. (2016). Who's watching whom? An interdisciplinary approach to studying seal watching tourism in Iceland. *Journal of Cleaner Production* 111:471–478.
- Griffin LP, Brownscombe JW, Gagné TO, Wilson ADM, Cooke SJ, Danylchuk AJ. (2017). Individual-level behavioral responses of immature green turtles to snorkeler disturbance. *Oecologia* 183:909–917.
- Guttentag DA. (2010). Virtual reality: Applications and implications for tourism. *Tourism management* 31:637-651.

- Guttridge TL, Gulak SJB, Franks BR, Carlson JK, Gruber SH, Gledhill KS,..., Grubbs RD. (2015). Occurrence and habitat use of the critically endangered smalltooth sawfish *Pristis pectinata* in the Bahamas. *Journal of Fish Biology* 87: 1322-1341.
- Hammerschlag N, Gallagher AJ, Wester J, Luo J, Ault JS. (2012). Don't bite the hand that feeds: assessing ecological impacts of provisioning ecotourism on an apex marine predator. *Functional Ecology* 26:567–576.
- Hammerschlag N, LGutowsky LFG, Gallagher AJ, Matich P, Cooke SJ. (2017). Diel habitat use patterns of a marine apex predator (tiger shark, *Galeocerdo cuvier*) at a high use area exposed to dive tourism. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 495:24–34.
- Hartel EF, Constantine R, Torres LG. (2014). Changes in habitat use patterns by bottlenose dolphins over a 10-year period render static management boundaries ineffective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 701–711.
- Haskell PJ, MCGowan A, Westling A, Méndez-Jiménez A, Rohner CA, Collins K, Rosero-Caicedo M, Salmund J, Monadjem A, Marshall AD, Pierce SJ. (2015) Monitoring the effects of tourism on whale shark *Rhincodon typus* behaviour in Mozambique. *Oryx* 49:492-499.
- Hayes CT, Baumbach DS, Juma D, Dunbar SG. (2016). Impacts of recreational diving on hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) behaviour in a marine protected area. *Journal of Sustainable Tourism* 9582:1–17.
- Healy TJ, Hill NJ, Barnett A, Chin A. (2020). A global review of elasmobranch tourism activities, management and risk. *Marine Policy* 118:103964.
- Heenehan H, Basurto X, Bejder L, Tyne J, Higham JES, Johnston DW. (2015). Using Ostrom's common-pool resource theory to build toward an integrated ecosystem-based sustainable cetacean tourism system in Hawaii. *Journal of Sustainable Tourism* 23: 536-556.
- Heide T. (2020). Assessing the sustainability of seal tourism at Duiker Island, Hout Bay. MSc dissertation, Faculty of Science, Department of Biological Sciences. University of Cape Town, SA.
- Heinrich DD, Huveneers C, Houslay TM, Dhellemmes F, Brown C. (2022). Shark habituation to a food-related olfactory cue. *Animal Behaviour* 187:147-165.
- Hendrix T & Rose N. (2014). Swim-with-whales tourism—an updated review of commercial operations. Paper presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Higham JES, Lusseau D. (2007). Defining critical habitats: the spatio-ecological approach to managing tourism – wildlife interactions. In Higham JES (Ed.), *Critical issues in ecotourism: understanding a complex tourism phenomenon*, pp. 256-269, Routledge.
- Higham JES, Bejder L, Lusseau D. (2009). An integrated and adaptive management model to address the long-term sustainability of tourist interactions with cetaceans. *Environmental Conservation* 35:294–302.
- Higham JES, Bejder L, Williams R. (2014). Time to rethink: fostering the nascent “sustainability paradigm”. In Higham JES, Bejder L and Williams R (Eds.), *Whale-watching: Sustainable tourism and ecological management*, pp. 365-378, Cambridge University Press.
- Higham JES, Bejder L, Allen SJ, Corkeron P, Lusseau D. (2016). Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *Journal of Sustainable Tourism* 24:73–90.
- Hoarau L, Dalleau M, Delaspre S, Barra T, Landes AE. (2020). Assessing and mitigating humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) disturbance of whale-watching activities in Reunion Island. *Tourism in Marine Environments* 15: 173-189.
- Hofman K, Walters G, Hughes K. (2022). The effectiveness of virtual vs real-life marine tourism experiences in encouraging conservation behaviour. *Journal of Sustainable Tourism* 30:742-766.
- Hoopes LA, Clauss TM, Browning NE, Delaune AJ, Wetherbee BM, Shivji M, Harvey JC, Harvey GCM. (2020). Seasonal patterns in stable isotope and fatty acid profiles of southern stingrays (*Hypanus americana*) at Stingray City Sandbar, Grand Cayman. *Scientific Reports* 10:1-14.
- Horrocks JA, Richardson KA, Krueger BH. (2007). Impacts of the “Swim with the Turtles” attractions on endangered green turtles (*Chelonia mydas*) in Barbados. Technical Report. Barbados Sea Turtle Project.
- Howes L, Scarpaci C, Parsons ECM. (2012). Ineffectiveness of a marine sanctuary zone to protect burrunan dolphins (*Tursiops australis* sp. nov.) from commercial tourism in Port Phillip Bay, Australia. *Journal of Ecotourism* 11: 188-201.
- Hoyt E. (2007). A blueprint for dolphin and whale watching. Humane Society International.
- Hoyt E. (2012). *Whale Watching Blueprint I. Setting up a Marine Ecotourism Operation*. North Berwick: Nature Editions.
- Hoyt E. (2018). Tourism. Pages 1010–1014 in Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (Eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*, pp. 1010-1014, Academic Press.

- Huveneers C, Rogers PJ, Beckmann C, Semmens JM, Bruce BD, Seuront L. (2013). The effects of cage-diving activities on the fine-scale swimming behaviour and space use of white sharks. *Marine Biology* 160:2863–2875.
- Inman A, Brooker E, Dolman S, McCann R, Wilson AMW. (2016). The use of marine wildlife-watching codes and their role in managing activities within marine protected areas in Scotland. *Ocean and coastal management* 132:132-142.
- Kessler M, Harcourt R, Heller G. (2013). Swimming with whales in Tonga: Sustainable use or threatening process? *Marine Policy* 39: 314-316.
- King JM, Heinen JT. (2004). An assessment of the behaviors of overwintering manatees as influenced by interactions with tourists at two sites in central Florida. *Biological Conservation* 117:227–234.
- Kirkwood R, Boren L, Shaughnessy P, Szteren D, Mawson P, Hückstädt L, Hofmeyr G, Oosthuizen H, Schiavini A, Campagna C, Berris M. (2003). Pinniped-focused tourism in the Southern Hemisphere: a review of the industry. In Gales N, Hindell M, Kirkwood R (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*, pp. 257-276, CSIRO Publishing.
- Kornblith AE, Budak JZ, Simeone CA, Nuckton TJ. (2019). Severe sea lion bites in urban cold-water swimmers. *The Journal of Emergency Medicine* 57:859-865.
- Kyngdon, D. J., E. O. Minot, and K. J. Stafford. 2003. Behavioural responses of captive common dolphins *Delphinus delphis* to a “Swim-with-Dolphin” programme. *Applied Animal Behaviour Science* 81:163–170.
- Lammers, M.O., Pack, A.A., Lyman, E.G. and Espiritu, L., 2013. Trends in collisions between vessels and North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hawaiian waters (1975– 2011). *Journal of Cetacean Research and Management*, 13(1), pp.73-80.
- Landry MS, Taggart CT. (2010). “Turtle watching” conservation guidelines: green turtle (*Chelonia mydas*) tourism in nearshore coastal environments. *Biodiversity and Conservation* 19:305.
- Laroche RK, Kock AA, Dill LM, Oosthuizen WH. (2007.) Effects of provisioning ecotourism activity on the behaviour of white sharks *Carcharodon carcharias*. *Marine Ecology Progress Series* 338:199–209.
- Lawrence AJ, Budziak A, Campbell I, Cornish A, Ender I, Jeffries B, ..., Ward-Paige CA. (2016). Responsible shark and ray tourism: A guide to best practice. Gland, Switzerland: WWF, and Rancho Santa Margarita, USA: Project AWARE and Dorset, UK: Manta Trust.
- Lewis A, Newsome D. (2003) Planning for stingray tourism at Hamelin Bay, Western Australia: the importance of stakeholder perspectives. *International Journal of Tourism Research* 5:331-46.
- Ludwig UC, Williams-Grey V. (2019). A guide to responsible whale watching. Whale and Dolphin Conservation. <https://whales.org/wp-content/uploads/sites/6/2019/05/wdc-responsible-whale-watching-guide-2019.pdf>
- Lundquist D, Markowitz TM. (2009). Effects of tourism on behaviour and movement patterns of dusky dolphin groups monitored from shore stations. In Markowitz TM, DuFresne S, Würsig B (Eds.), *Tourism Effects on Dusky Dolphins at Kaikoura, New Zealand*, pp. 9-22, Department of Conservation.
- Lundquist D, Sironi M, Würsig B, Rowntree V, Martino J, Lundquist L. (2013). Response of southern right whales to simulated swim-with-whale tourism at Península Valdés, Argentina. *Marine Mammal Science* 29:E24-E45.
- Lynch MA, Youngflesh C, Agha NH, Ottinger MA, Lynch HJ. (2019). Tourism and stress hormone measures in Gentoo Penguins on the Antarctic Peninsula. *Polar Biology* 42:1299-1306.
- Machernis AF, Powell JR, Engleby L, Spradlin TR. (2018). An updated literature review examining the impacts of tourism on marine mammals over the last fifteen years (2000-2015) to inform research and management programs. NOAA Technical Memorandum NMFS-SER-7.
- Maljkovi A & Côté IM. (2011). Effects of tourism-related provisioning on the trophic signatures and movement patterns of an apex predator, the Caribbean reef shark. *Biological Conservation* 144: 859–865.
- Mann J, Connor RC, Barr LM, Heithaus MR. (1998). Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*): life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioural Ecology* 11: 210–219.
- Mann, J., and C. Kemps. 2003. The effects of provisioning on maternal care in wild bottlenose dolphins, Shark Bay, Australia. Pages 304–320 in M. Hindell and R. Kirkwood, editors. *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*. CSIRO Publishing.
- Mann J, Senigaglia V, Jacoby A, Bejder L. (2018). A comparison of tourism and food-provisioning free-ranging dolphins at Monkey Mia and Bunbury, Australia. In Carr N, Broom DM (Eds), *Tourism and Animal Welfare*, pp. 85-96, CABI Publishing.
- Markham RB, Polk BF. (1979). Seal finger. *Reviews of infectious diseases* 1: 567-569.

- Markowitz TM, Dans SL, Crespo EA, Lundquist DJ, Duprey NM. (2010). Human interactions with dusky dolphins: harvest, fisheries, habitat alteration, and tourism. In Würsig B, Würsig M (Eds.), *The Dusky Dolphin*, pp. 211-244, Academic Press.
- Martin RA. (2007). A review of shark agonistic displays: comparison of display features and implications for shark–human interactions. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 40:3-34.
- Martinez E, Orams MB, Stockin KA. (2010). Swimming with an endemic and endangered species: effects of tourism on Hector's dolphins in Akaroa Harbour, New Zealand. *Tourism Review International* 14: 99-115.
- Mazzoldi C, Bearzi G, Brito C, Carvalho I, Desiderà E, Endrizzi L, ..., MacDiarmid A. (2019). From sea monsters to charismatic megafauna: Changes in perception and use of large marine animals. *PLOS ONE* 14:e0226810.
- Meadows D. (2004). Behavior of green sea turtles in the presence and absence of recreational snorkellers. *Marine Turtle Newsletter* 103:1–4.
- Meissner AM, Christiansen F, Martinez E, Pawley MD, Orams MB, Stockin KA. (2015). Behavioural effects of tourism on oceanic common dolphins, *Delphinus* sp., in New Zealand: the effects of Markov analysis variations and current tour operator compliance with regulations. *PLOS ONE* 10:e0116962.
- Meyer CG, Dale JJ, Papastamatiou YP, Whitney NM, Holland KN. (2009). Seasonal cycles and long-term trends in abundance and species composition of sharks associated with cage diving ecotourism activities in Hawaii. *Environmental Conservation* 36: 104–111.
- Meyer L, Pethybridge H, Beckmann C, Bruce B, Huvaneers C. (2019). The impact of wildlife tourism on the foraging ecology and nutritional condition of an apex predator. *Tourism Management* 75:206-215.
- Meyer L, Whitmarsh SK, Nichols PD, Revill AT, Huvaneers C. (2020). The effects of wildlife tourism provisioning on non-target species. *Biological Conservation* 241:108317.
- Meyer L, Apps K, Bryars S, Clarke T, Hayden B, Pelton G, ..., Huvaneers C. (2021a). A multidisciplinary framework to assess the sustainability and acceptability of wildlife tourism operations. *Conservation Letters* 14:e12788.
- Meyer L, Barry C, Araujo G, Barnett A, Brunnschweiler JM, Chin A, ..., Huvaneers C. (2021 b). Redefining provisioning in marine wildlife tourism. *Journal of Ecotourism*: 10.1080/14724049.2021.1931253.
- Milazzo M, Badalamenti, F, Vega Fernández T, Chemello R. (2005). Effects of fish feeding by snorkellers on the density and size distribution of fishes in a Mediterranean marine protected area. *Marine Biology* 146:1213-1222.
- Muir SF, Barnes DK, Reid K. (2006). Interactions between humans and leopard seals. *Antarctic Science* 18:61-74.
- Murray MH, Becker DJ, Hall RJ, Hernandez SM. (2016). Wildlife health and supplemental feeding: A review and management recommendations. *Biological Conservation* 204:163–174.
- Mustika PLK, Birtles A, Everingham Y, Marsh H. (2012). The human dimensions of wildlife tourism in a developing country: Watching spinner dolphins at Lovina, Bali, Indonesia. *Journal of Sustainable Tourism* 20:1–23.
- Nazimi L, Robbins WD, Schilds A, Huvaneers C. (2018). Comparison of industry-based data to monitor white shark cage-dive tourism. *Tourism Management* 66:263-273.
- Neumann DR, Orams MB (2006). Impacts of ecotourism on short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in Mercury Bay, New Zealand. *Aquatic Mammals* 32: 1-9.
- Newsome D, Lewis A, Moncrieff D. (2004). Impacts and risks associated with developing, but unsupervised, stingray tourism at Hamelin Bay, Western Australia. *International Journal of Tourism Research* 6:305–323.
- Newsome D, Rodger K. (2008). Impacts of tourism on pinnipeds and implications for tourism management. In Higham JES, Lück M (Eds.), *Marine wildlife and tourism management: Insights from the natural and social sciences*, pp. 182-205, CABI.
- Newsome D, Rodger K. (2008). To feed or not to feed: a contentious issue in wildlife tourism. In Lunney D, Munn A, Meikle W (Eds.), *Too close for comfort: contentious issues in human-wildlife encounters*, pp. 255–270, Royal Zoological Society of New South Wales.
- Niella Y, Udyawer V, Drew M, Simes B, Pederson H, Huvaneers C. (2023). Multi-year effects of wildlife tourism on shark residency and implications for management. *Marine Policy*, Volume 147.
- Notarbartolo di Sciara G, Hanafy MH, Fouda MM, Afifi A, Costa M. (2009). Spinner dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat in Samadai Reef (Egypt, Red Sea) protected through tourism management. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89:211–216.
- Notarbartolo di Sciara G, Würsig B. (2022). Helping Marine Mammals Cope with Humans. In Notarbartolo di Sciara G, Würsig B (Eds.), *Marine Mammals: the Evolving Human Factor*, pp. 425-450, Springer.

- Nowacek DP, Christiansen F, Bejder L, Goldbogen JA, Friedlaender AS. (2016). Studying cetacean behaviour: new technological approaches and conservation applications. *Animal Behaviour* 120: 235–244.
- Nuckton TJ, Simeone CA, Phelps RT. (2015). California sea lion (*Zalophus californianus*) and harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) bites and contact abrasions in open-water swimmers: a series of 11 cases. *Wilderness and Environmental Medicine* 26:497-508.
- Nunny L, Simmonds MP. (2019). A Global Reassessment of Solitary-Sociable Dolphins. *Frontiers in Veterinary Science* 5:331.
- Nyegaard M, García-Barcelona S, Phillips ND, Sawai E. (2020). Fisheries interactions, distribution modelling and conservation issues of the ocean sunfishes. In Thys TM, Hays GC, Jonathan D. R. Houghton JDR (Eds.), *The Ocean Sunfishes*, pp. 216-242, CRC Press.
- O'Shea TJ. (1995). Waterborne recreation and the Florida manatee. In Knight RL, Gutzwiller KJ (Eds.), *Wildlife and Recreationists: Coexistence through Management and Research*, pp. 297-311, Island Press.
- O'Malley MP, Lee-Brooks K, Medd HB. (2013). The global economic impact of manta ray watching tourism. *PLOS ONE* 8:e65051
- Öqvist EL, Granquist SM, Burns GL, Angerbjörn A. (2018). Seal Watching: an Investigation of Codes of Conduct. *Tourism in Marine Environments* 13:1–15.
- Orams, M. B., G. J. E. Hill, and A. J. Baglioni Jr. 1996. "Pushy" behavior in a wild dolphin feeding program at Tangalooma, Australia. *Marine Mammal Science* 12:107–117.
- Orams MB. (2002). Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. *Tourism Management* 23:281–293.
- Orams M. (2004). Why dolphins may get ulcers: Considering the impacts of cetacean-based tourism in New Zealand. *Tourism in Marine Environments* 1:17-28.
- Pagel CD. (2021). The relevance of skilled in-water guides in swim-with wildlife tours. *Tourism in Marine Environments* 16:195-204.
- Papafitsoros K, Panagopoulou A, Schofield G. (2021). Social media reveals consistently disproportionate tourism pressure on a threatened marine vertebrate. *Animal Conservation* 24:568–579.
- Parsons, E.C.M., & Woods-Ballard, A. (2003). Acceptance of voluntary whalewatching codes of conduct in West Scotland: The effectiveness of governmental versus industry-led guidelines. *Current Issues in Tourism* 6:172-182.
- Parsons ECM, Fortuna CM, Ritter F, Rose NA, Simmonds MP, Weinrich M, Williams R, Panigada S (2006) Glossary of whalewatching terms. *Journal of Cetacean Research and Management* 8(Suppl):249-251
- Parsons E.C.M. (2012). The negative impacts of whale-watching. *Journal of Marine Biology* 2012: 807294.
- Patroni J, Simpson G, Newsome D. (2018). Feeding wild fish for tourism—A systematic quantitative literature review of impacts and management. *International Journal of Tourism Research* 20:286–298.
- Pierce SJ, Méndez-Jiménez A, Collins K, Rosero-Caicedo M, Monadjem A. (2010). Developing a Code of Conduct for whale shark interactions in Mozambique. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20:782–788.
- Pirotta E, Booth CG, Costa DP, Fleishman E, Kraus SD, Lusseau D,... & Harwood J. (2018). Understanding the population consequences of disturbance. *Ecology and Evolution* 8: 9934-9946.
- Pirotta E, Thomas L, Costa DP, Hall AJ, Harris CM, Harwood J,... & Tyack P. (2022). Understanding the combined effects of multiple stressors: A new perspective on a longstanding challenge. *Science of the Total Environment* 153322.
- Ponnampalam LS, Keith-Diagne L, Marmontel M, Marshall CD, Reep RL, Powell J, Marsh H. (2022). Historical and current interactions with humans. In Marsh E. (Ed.), *Ethology and Behavioral Ecology of Sirenia*, pp. 299-349, Springer.
- Powell JR, Wells RS. (2011). Recreational fishing depredation and associated behaviors involving common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 27: 111–129.
- Quiros AL. (2007). Tourist compliance to a Code of Conduct and the resulting effects on whale shark (*Rhincodon typus*) behavior in Donsol, Philippines. *Fisheries Research* 84:102–108.
- Reisinger RR, Penfold M, Steenkamp G, Bester MN. (2020). Seal bites at sub-Antarctic Marion Island: Incidence, outcomes and treatment recommendations. *Journal of the South African Veterinary Association* 91:1-6.
- Reynolds PC, Braithwaite D. (2001). Towards a conceptual framework for wildlife tourism. *Tourism Management* 22:31–42.

- Rocha D, Marley SA, Drakeford B, Potts J, Gullan A. (2023). Effects of dolphin-swim activities on the behaviour of an Indo-Pacific bottlenose dolphin population off the south coast of Mozambique. *Biological Conservation* Volume 279 (2023) 109949.
- Samuels A, Bejder L., Heinrich S. (2000). *A review of the literature pertaining to swimming with wild dolphins*.
- Samuels A, Bejder L, Constantine R, Heinrich S. (2003). Swimming with wild cetaceans, with a special focus on the Southern Hemisphere. In Gales N, Hindell M, Kirkwood R (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*, pp. 277-303, CSIRO Publishing.
- Samuels, A., and L. Bejder. 2004. Chronic interaction between humans and free-ranging bottlenose dolphins near Panama City Beach, Florida, USA. *Journal of Cetacean Research and Management* 6:69–77.
- Santana-Morales O, Hoyos-Padilla EM, Medellín-Ortíz A, Sepulveda C, Beas-Luna R, Aquino-Baleyto M, ..., Castillo-Géniz JL. (2021a). How much is too much? A carrying capacity study of white shark cage diving in Guadalupe Island, Mexico. *Marine Policy* 131:104588.
- Santana-Morales O, Zertuche-Chanes R, Hoyos-Padilla EM, Sepúlveda C, Becerril-García EE, Gallo-Reynoso JP, ..., Beas-Luna R. (2021 b). An exploration of the population characteristics and behaviours of the white shark in Guadalupe Island, Mexico (2014–2019): Observational data from cage diving vessels. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(12), 3480-3491.
- Santos, M. C. d. O. 1997. Lone sociable bottlenose dolphin in Brazil: human fatality and management. *Marine Mammal Science* 13:355–356
- Sanzogni RL, Meekan MG, Meeuwig JJ. (2015) Multi-year impacts of ecotourism on whale shark (*Rhincodon typus*) visitation at Ningaloo Reef, Western Australia. *PLOS ONE* 10:e0127345.
- Scarpaci C, Dayanthi N, Corkeron PJ. (2003). Compliance with regulations by “swim-with-dolphins” operations in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Environmental Management* 31:0342-0347.
- Scarpaci C, Nuggeoda D, Corkeron PJ. (2005). Tourists swimming with Australian fur seals (*Arctocephalus pusillus*) in Port Phillip Bay, Victoria, Australia: are tourists at risk?. *Tourism in Marine Environments* 1:89-95.
- Scheer M. (2010). Review of self-initiated behaviors of free-ranging cetaceans directed towards human swimmers and waders during open water encounters. *Interaction Studies* 11:442–466.
- Scheer M, Alves LCPdS, Ritter F, Azevedo AF, Andriolo A. (2014). Behaviors of botos and short-finned pilot whales during close encounters with humans: Management implications derived from ethograms for food-provisioned versus unhabituated cetaceans. In Samuels JB (Ed.), *Dolphins: Ecology, behavior and conservation strategies*, pp. 1–36, Nova Science.
- Scheer M. (2020). Behaviors of grey seals (*Halichoerus grypus*) addressed towards human swimmers during experimental open water encounters off Heligoland (German Bight, North Sea). *Tourism in Marine Environments* 15:159-171.
- Scheun J, Miller RJ, Ganswindt A, Waller LJ, Pichegru L, Sherley RB, Maneveldt GW. (2021). Urofaecal glucocorticoid metabolite concentrations in African penguin (*Spheniscus demersus*) chick populations experiencing different levels of human disturbance. *Conservation Physiology* 9: coab078.
- Schleimer A, Araujo G, Penketh L, Heath A, McCoy E, Labaja J, Lucey A, Ponzio A. (2013). Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. *PeerJ* 3:e1452.
- Schofield G, Scott R, Katselidis KA, Mazaris AD, Hays GC. (2015). Quantifying wildlife-watching ecotourism intensity on an endangered marine vertebrate. *Animal Conservation* 18:517–528.
- Seideman, D. 1997. Swimming with trouble. *Audubon* 99:76–82.
- Semeniuk CAD, Speers-Roesch B, Rothley KD. (2007). Using fatty-acid profile analysis as an ecologic indicator in the management of tourist impacts on marine wildlife: a case of stingray feeding in the Caribbean. *Environmental*
- Semeniuk CAD, Rothley KD. (2008). Costs of group-living for a normally solitary forager: effects of provisioning tourism on southern stingrays *Dasyatis Americana*. *Marine Ecology Progress Series* 357:271–282.
- Semeniuk CAD, Bourgron S, Smith SL, Rothley KD. (2009). Hematological differences between stingrays at tourist and non-visited sites suggest physiological costs of wildlife tourism. *Biological Conservation* 142:1818–1829.
- Semeniuk CAD, Haider W, Cooper A, Rothley KD. (2010). A linked model of animal ecology and human behavior for the management of wildlife tourism. *Ecological Modelling* 221:2699–2713.
- Senigaglia V, Christiansen F, Bejder L, Gendron D, Lundquist D, Noren DP, Schaffar A, Smith JC, Williams R, Martinez E, Stockin K, Lusseau D. (2016). Meta-analyses of whale-watching impact studies: comparisons of cetacean responses to disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 542: 251-263.

- Senigaglia V, Christiansen F, Sprogis K, Symons L, Bejder L. (2019). Food-provisioning negatively affects calf survival and female reproductive success in bottlenose dolphins. *Scientific Reports* 9:8981.
- Senigaglia V, Christiansen F, Bejder L, Sprogis KR, Cantor M. (2022). Human food provisioning impacts the social environment, home range and fitness of a marine top predator. *Animal Behaviour* 187: 291-304.
- Shackley M. (1992). Manatees and tourism in Southern Florida: Opportunity or Threat? *Journal of Environmental Management* 34:257–265.
- Shackley M. (1998). ‘Stingray City’ – managing the impact of underwater tourism in the Cayman Islands. *Journal of Sustainable Tourism* 6:328-338.
- Shane, S. H., L. Tepley, and L. Costello. 1993. Life threatening contact between a woman and a pilot whale captured on film. *Marine Mammal Science* 9:331–336
- Simmonds, M.P. and Nunny L. (2022). Marine Mammals Seeking Human Company. Chapter 10 in: *Marine Mammals: the Evolving Human Factor*. Notarbartolo di Sciara, G. and Wursig, B [Eds] Published by Springer Nature. Pp 307-335.
- Smith KR, Scarr MJ, Scarpaci C. (2010). Grey nurse shark (*Carcharias taurus*) diving tourism: tourist compliance and shark behaviour at Fish Rock, Australia. *Environmental Management* 46:699–710.
- Smith KR, Scarpaci C, Scarr MJ, Otway NM. (2014). Scuba diving tourism with critically endangered grey nurse sharks (*Carcharias taurus*) off eastern Australia: Tourist demographics, shark behaviour and diver compliance. *Tourism Management* 45:211-225.
- SMWWC (2005) A guide to best practice for watching marine wildlife. Scottish Natural Heritage, Inverness, UK
- Sorice MG, Shafer CS, Scott D. (2003). Managing Endangered Species within the Use/Preservation Paradox: Understanding and Defining Harassment of the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*). *Coastal Management* 31:319–338.
- Sorice MG, Shafer CS, Ditton RB. (2006). Managing Endangered Species Within the Use–Preservation Paradox: The Florida Manatee (*Trichechus manatus latirostris*) as a Tourism Attraction. *Environmental Management* 37:69–83.
- Spradlin, T. R., E. T. Nitta, J. K. Lewandowski, L. M. Barre, K. Brix, and B. Norberg. 2001 b. Viewing marine mammals in the wild: a workshop to discuss responsible guidelines and regulations for minimizing disturbance. 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals Vancouver, British Columbia, Canada
- Sprogis KR, Bejder L, Hanf D, Christiansen F. (2020). Behavioural responses of migrating humpback whales to swim-with-whale activities in the Ningaloo Marine Park, Western Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 522:151254.
- Stack SH, McCordic JA, Machernis AF, Olson GL, Currie JJ. (2019). Preliminary report on the impacts of swim-with-whale tourism on humpback whale behaviour in Hervey Bay, Queensland, Australia. Retrieved https://fh-sites.imgix.net/sites/759/2019/07/09225936/Stack-et-al-REVISED-SC_68A_WW_02_rev1.pdf
- Stack SH, Serra S. (2021a). Summary of swim-with-whales tourism around the globe. Paper SC/68C/WW/03 Presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Stack SH, Sprogis KR, Olson GL, Sullivan FA, Machernis AF, Currie JJ. (2021 b). The behavioural impacts of commercial swimming with whale tours on humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hervey Bay, Australia. *Frontiers in Marine Science*, 1112.
- Stafford-Bell R, Scarr M, Scarpaci C. (2012). Behavioural responses of the Australian fur seal (*Arctocephalus pusillus doriferus*) to vessel traffic and presence of swimmers in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Aquatic Mammals* 38:241-249.
- Steven R, Pickering C, Guy Castley J. (2011). A review of the impacts of nature-based recreation on birds. *Journal of Environmental Management* 92:2287–2294.
- Stewart K, Norton T, Mohammed H, Browne D, Clements K, Thomas K, Yaw T, Horrocks J. (2016). Effects of “swim with the turtles” tourist attractions on green sea turtle (*Chelonia mydas*) health in Barbados, West Indies. *Journal of Wildlife Diseases* 52:S104–S117.
- Stockin KA, Lusseau D, Binedell V, Wiseman N, Orams MB (2008) Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus* sp. in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series* 355: 287–295.
- Taquet C, Taquet M, Dempster T, Soria M, Ciccione S, Roos D, Dagorn L. (2006). Foraging of the green sea turtle *Chelonia mydas* on seagrass beds at Mayotte Island (Indian Ocean), determined by acoustic transmitters. *Marine Ecology Progress Series* 306:295–302.

- Techera EJ, Klein N. (2013). The role of law in shark-based eco-tourism: Lessons from Australia. *Marine Policy* 39:21–28.
- Thys T, Ryan JP, Weng KC, Erdmann M, Tresnati J. (2016). Tracking a marine ecotourism star: movements of the short ocean sunfish *Mola ramsayi* in Nusa Penida, Bali, Indonesia. *Journal of Marine Biology* 2016: 8750193.
- Topelko KN, Dearden P. (2005). The shark watching industry and its potential contribution to shark conservation. *Journal of Ecotourism* 4:108–128.
- Twiss S, Bishop A, Culloch R. (2022). The Gray Seal: 80 Years of insight into intrinsic and extrinsic drivers of phocid behavior. In Costa DP, McHuron EA (Eds.), *Ethology and Behavioral Ecology of Phocids*, pp. 313-360, Springer.
- Tyne J, Loneragan N, Bejder L. (2014). The use of area-time closures as a tool to manage cetacean-watch tourism. In Higham JES, Bedjer L, Williams R (Eds.), *Whale-watching. Sustainable Tourism and Ecological Management*, pp. 242–260, Cambridge University Press.
- Tyne JA, Johnston DW, Rankin R, Loneragan NR, Bejder L. (2015). The importance of spinner dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat: implications for management. *Journal of Applied Ecology* 52:621–630.
- Tyne JA, Johnston DW, Christiansen F, Bejder L. (2017). Temporally and spatially partitioned behaviours of spinner dolphins: implications for resilience to human disturbance. *Royal Society Open Science* 4:160626.
- Tyne JA, Christiansen F, Heenehan HL, Johnston DW, Bejder L. (2018). Chronic exposure of Hawaii Island spinner dolphins (*Stenella longirostris*) to human activities. *Royal Society Open Science* 5:171506.
- Vaudo JJ, Wetherbee BM, Harvey GC, Harvey JC., Prebble AJ, Corcoran MJ, ..., Shivji MS. (2017). Characterisation and monitoring of one of the world’s most valuable ecotourism animals, the southern stingray at Stingray City, Grand Cayman. *Marine and Freshwater Research* 69:144-154.
- Venables S. (2013). Short term behavioural responses of manta rays, *Manta alfredi*, to tourism interactions in Coral Bay, Western Australia. Murdoch University.
- Venables S, McGregor F, Brain L, van Keulen M. (2016) Manta ray tourism management, precautionary strategies for a growing industry: a case study from the Ningaloo Marine Park, Western Australia. *Pacific Conservation Biology* 22:295-300.
- Vermeulen E, Cammareri A, Holsbeek L. (2012). Alteration of southern right whale (*Eubalaena australis*) behaviour by human-induced disturbance in Bahía San Antonio, Patagonia, Argentina. *Aquatic Mammals* 38: 56.
- Vianna GMS, Meekan MG, Pannell DJ, Marsh SP, Meeuwig JJ. (2012). Socio-economic value and community benefits from shark-diving tourism in Palau: a sustainable use of reef shark populations. *Biological Conservation* 145: 267–277.
- Walker BG, Boersma PD, Wingfield JC. (2005). Physiological and behavioral differences in Magellanic penguin chicks in undisturbed and tourist-visited locations of a colony. *Conservation biology* 19:1571-1577.
- Waltzek, T. B., Cortés-Hinojosa, G., Wellehan, J.F. Jr., Gray, G. C. (2012). Marine mammal zoonoses: a review of disease manifestations. *Zoonoses Public Health*. 59(8): 521-35. doi: 10.1111/j.1863-2378.2012.01492.x.
- Ward-Paige CA, Davis B, Worm B. (2013). Global population trends and human use patterns of Manta and Mobula rays. *PLOS ONE* 8:e74835.
- Webb, N. G. 1978. Women and children abducted by a wild but sociable adult male bottlenose dolphin. *Carnivore* 1:89–94.
- Weiler B, Ham SH (2002). Tour guide training: A model for sustainable capacity building in developing countries. *Journal of Sustainable Tourism* 10:52–69.
- Wiener, C. S. (2015). Dolphin tourism and human perceptions: Social considerations to assessing the human-dolphin interface. In Kevin Markwell (Ed.), *Animals and tourism: Understanding diverse relationships*, pp.146-162, Channel View Publications.
- Wiley DN, Moller JC, Pace RM, Carlson C. (2008). Effectiveness of voluntary conservation agreements: case study of endangered whales and commercial whale watching. *Conservation Biology* 22:450–457.
- Wilke M, Bossley M, Doak W. Managing human interactions with solitary dolphins. (2005) *Aquatic Mammals* 31:427–33.
- Wilson, B. 1994. Review of dolphin management at Monkey Mia. Perth.
- WOAH (2022). World Organisation for Animal Health. Terrestrial Animal Health Code. Chapter 7.1.
- Ziegler JA, Dearden P, Rollins R. (2016). Participant crowding and physical contact rates of whale shark tours on Isla Holbox, Mexico. *Journal of Sustainable Tourism* 24:616–636.

- Ziegler JA, Silberg JN, Araujo G, Labaja J, Ponzo A, Rollins R, Dearden P. (2018). A guilty pleasure: Tourist perspectives on the ethics of feeding whale sharks in Oslob, Philippines. *Tourism Management* 68:264-274.
- Ziegler JA, Diamant S, Pierce SJ, Bennett R, Kiszka JJ. (2021). Economic value and public perceptions of whale shark tourism in Nosy Be, Madagascar. *Tourism in Marine Environments* 16:167-182.