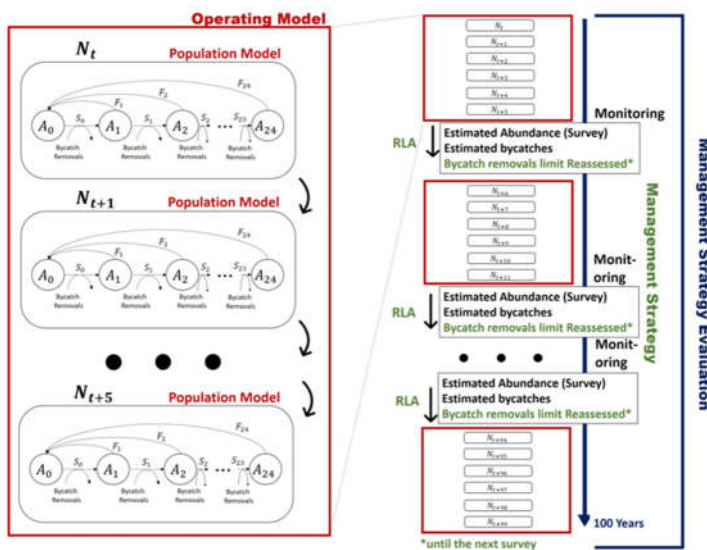


Evaluation des stratégies de gestion des captures accidentelles de mammifères marins : déterminer des seuils de mortalité additionnelle soutenable

Note technique - février 2022

Matthieu Authier
Mathieu Genu
Jérôme Spitz



Le but de la présente note est d'exposer les principes à une méthode issue des sciences halieutiques pour déterminer des seuils de captures/prélèvements soutenable pour des populations exploitées directement ou indirectement. Cette méthode s'appelle « Evaluation des stratégies de gestion » ou 'Management Strategy Evaluation' (MSE) en anglais.

Cette méthode a été développée au cours des années 1990, à un moment où le calcul scientifique (et l'estimation de modèles complexes par 'Markov Chain Monte Carlo' ou MCMC) est devenu accessible et peu coûteux. En effet, elle s'appuie sur la possibilité de simuler une dynamique de population et de tester numériquement les conséquences de différentes actions de gestion sur cette population afin d'identifier les actions les plus performantes vis-à-vis d'un ou plusieurs objectifs de conservation. Un point crucial de la méthode est de baser la gestion uniquement sur les données disponibles et mobilisables maintenant, tout en tenant compte des incertitudes et des biais possibles dans ces données. En cela, la méthode est robuste et précautionneuse.

La méthode a été notamment développée par la Commission Baleinière Internationale afin de déterminer des quotas de prélèvements soutenable de grandes baleines en vue de la fin du moratoire instauré dans les années 1980. Dans ce cadre, la méthode permet de gérer les captures ciblées ('catch' en anglais). Elle peut également être utilisée pour gérer les captures non-intentionnelles ('bycatch' en anglais) à la différence notable que les données disponibles sur ces dernières sont en général de bien moindre qualité et moins nombreuses que dans le cas de captures ciblées. Appliquée aux captures non intentionnelles de petits cétacés, cette méthode a donné des outils comme le PBR ('Potential Biological Removal') ou le RLA ('Removals Limit Algorithm').

Cette note est issue d'un travail publié en collaboration avec de nombreux collègues de différentes institutions en Europe et en Amérique du Nord :

<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.795953>

L'ensemble des outils numériques développés pour mettre en œuvre PBR et RLA sont disponibles dans le dépôt :

<https://gitlab.univ-lr.fr/pelaverse/RLA>

Principes sous-jacents d'une évaluation des stratégies de gestion

Mener correctement une évaluation des stratégies de gestion des prises d'une population exploitée nécessite de se conformer à quelques principes.

Le principe de réalisme : ce principe exige d'inclure autant de réalisme biologique que possible dans la modélisation, c'est-à-dire d'utiliser au mieux les connaissances actuelles afin de traduire en langage mathématique au mieux la réalité (un modèle est nécessairement une simplification de la réalité ; il s'agit ici de rester simple sans devenir simpliste ni d'embrasser des complexifications inutiles). Différents modèles existent pour décrire la dynamique de population des mammifères (Punt 2016). L'utilisation d'un modèle plutôt qu'un autre va dépendre des données disponibles pour informer ce modèle. Une distinction importante ici peut-être fait entre les modèles structurés en âge ('age-structured model' ou 'age-disaggregated model') et les modèles où l'âge des individus n'est pas pris en compte de manière explicite. Les premiers permettent d'intégrer des données sur la survie et la maturité sexuelle spécifique à une population particulière alors que les seconds ne supposeront pas que de telles données soient disponibles. En pratique, les premiers modèles sont plus réalistes car ils tiennent compte de différences entre individus d'âge différents ou de susceptibilité différentes à la capture d'individus en fonction de leur âge. La contrepartie à ce réalisme accru est la nécessité de disposer des données nécessaires. Si ces données ne sont pas disponibles actuellement, une stratégie de gestion ne peut être évaluée car cette évaluation serait comme un château construit sur du sable : les résultats obtenus ne pourraient pas être utilisés puisque ceux-ci dépendent fortement sur des hypothèses fortes qui ne peuvent être évaluées faute de données pertinentes ou des données qui ne pourront être mobilisées au moment de calculer le seuil nécessaire.

Le principe de réalité : ce principe impose de ne baser les décisions de gestion que sur la base de données empiriques disponibles actuellement et ne pas supposer que certaines données inaccessibles aujourd'hui le deviendront automatiquement dans le futur sans préciser le(s) mécanisme(s) par le(s)quel(s) celles-ci seraient collectées. Ce principe exige ainsi de ne pas supposer que la gestion s'améliorera automatiquement, en considérant que ces certaines données deviendront accessibles plus tard. En d'autres termes, ce principe impose de ne pas parier sur des innovations à venir, innovations hypothétiques qui ne sont pas définies et dont on ne sait pas la probabilité d'advenir.

Le principe de précaution : ce principe impose de considérer de manière frontale les biais et incertitudes qui existent dans les données ou les connaissances et de ne pas les ignorer (Mangel et al. 1996). Il exige, en outre, de choisir lorsque plusieurs actions de gestion alternatives sont possibles, celle qui garantit les meilleures performances. Ce principe invite à un pessimisme raisonné, par opposition à un optimisme débridé, sur le résultat final. C'est également ce principe qui permet de rendre une stratégie robuste : seule la prise en compte explicite des incertitudes permet de prévenir dans une certaine mesure le gestionnaire de mauvaises surprises. Cela étant dit, la meilleure approche consiste à engagé le dialogue avec les différents acteurs afin de définir les scénarios plausibles à tester et ceux à exclure faute de réalisme.

Les étapes d'une évaluation

Celles-ci sont au nombre de cinq.

1) Définir l'objectif de conservation

Cet objectif correspond à l'état désiré de la population et doit être univoque et quantitatif afin de pouvoir être évalué correctement et sans ambiguïté. Par exemple, l'énoncé suivant « garantir le maintien de la population sur le long terme » est un objectif de conservation qui n'est pas encore opérationnel. Ce que représente l'expression « le long terme » n'est pas défini, et l'idée de maintenir une population présuppose que l'on connaisse son état actuel et que l'on en soit en mesure de s'assurer avec un risque jugé acceptable que celui-ci ne se détériore pas mais ces notions restent vagues (risque acceptable, non détérioration) car non définies de manière quantitative. Un objectif de conservation précis est celui du 'Marine Mammal Protection Act' (MMPA) des Etats Unis d'Amérique : une population de mammifères marins doit être à son Optimum Durable Populationnel ('Optimal Sustainable Population' ou OSP) avec une probabilité de 95% au bout de 100 ans en dépit de captures non-intentionnelles. Le MMPA définit qu'une population est à son OSP si elle atteint son Maximum de Productivité Net qui est supposé à 50 % de sa capacité de charge¹ (Taylor & DeMaster 1993). Cet objectif fait référence à des concepts d'écologie (capacité de charge) et de dynamique de population (maximum de productivité net) qui vont être mobilisés dans la modélisation. A l'inverse, l'objectif intermédiaire de l'ASCOBANS de maintenir ou restaurer une population de mammifères marins à un niveau d'au moins 80% de la capacité de charge du milieu² est incomplet car il manque un horizon temporel et la définition d'un risque jugé acceptable (une probabilité) de ne pas atteindre l'objectif.

2) Définir un modèle opérationnel pour simuler des dynamiques de populations

Ce modèle opérationnel est un algorithme, c'est-à-dire une succession d'opérations logiques qui va traduire l'état de nos connaissances actuelles sur une espèce ou une population d'une espèce donnée. Par exemple, un modèle simple mais réaliste (qui va considérer le phénomène de densité-dépendance via le paramètre z et K) va énoncer que l'abondance d'une espèce au temps t (N_t) dépend de l'abondance au temps $t-1$ (N_{t-1}), du taux d'accroissement ($R_{\max} \left(1 - \left(\frac{N_{t-1}}{K}\right)^z\right)$), intégrant de manière implicite les naissances et les morts naturelles), d'éventuelles captures non-intentionnelles (C_t) qui se seraient produites entre $t-1$ et t :

$$N_t = N_{t-1} \times \left(1 + R_{\max} \left(1 - \left(\frac{N_{t-1}}{K}\right)^z\right)\right) - C_t$$

Ce modèle est simple (mais pas simpliste) car il tient compte du phénomène de densité dépendance. Cependant, il ne distingue pas les individus d'âge différents ('age-aggregated model'). Un tel modèle ('age-disaggregated model') tiendrait compte que le terme N_t est égal à la somme des individus d'âge différents dans la population au temps $t-1$ qui ont survécu entre $t-1$ et t , plus les nouveaux nés qui sont issus de la reproduction de la fraction mature de ces mêmes individus. C'est ainsi qu'il est possible de tenir compte de la survie et de la maturité en fonction de l'âge : en modélisant explicitement l'âge. Bien entendu, cela nécessite de

¹ https://fr.wikipedia.org/wiki/Capacit%C3%A9_porteuse

² <https://www.ascobans.org/en/species/threats/bycatch>

disposer des données correspondantes, c'est-à-dire de données sur les taux vitaux (survie etc.) pour chaque classe d'âge de la population.

Le modèle opérationnel traduit ainsi l'état des connaissances actuelles sur une espèce ou une population d'intérêt et va pouvoir être utilisé pour simuler des trajectoires démographiques en fonction de différentes actions de gestion possibles. La possibilité de simuler ces trajectoires démographiques va permettre d'évaluer les conséquences des différentes actions de gestion possible et de déterminer lesquelles aboutissent le plus souvent à remplir l'objectif de conservation défini en (1).

3) Définir les actions de gestion possibles

Le but d'une évaluation est de comparer différentes actions de gestion. Celles-ci vont se traduire en objectifs de gestion, objectifs quantitatifs qui pourront se résumer en une formule mathématique correspondant à un seuil. De manière cruciale, le calcul du seuil ne va dépendre que de données disponibles au gestionnaire (principe de réalité) ou que l'on est en mesure de collecter actuellement avec les techniques disponibles actuelles. Dans le cas des mammifères marins, il est ainsi plausible et raisonnable de supposer que les données dont nous disposerons les gestionnaires seront des données d'abondances, à fréquence d'une estimation tous les 6 ans (cycle DCSMM) voire tous les dix ans (cycle SCANS). Il peut être supposé également que des données quantifiant les captures non-intentionnelles de mammifères marins seront disponibles (observateurs embarqués, échouages, etc.).

Différentes règles de calcul ('control rule' ou 'harvest rule') existent et peuvent donner des seuils différents :

(i) Un pourcentage fixe de l'abondance

Cette règle est simple et ne nécessite pas de calcul : elle énonce que la mortalité additionnelle par prélèvement ne doit pas excéder x% de la meilleure estimation d'abondance disponible :

$$\text{seuil} = N_{\text{best}} \times x$$

Cette règle n'intègre aucune incertitude ou biais dans les données.

(ii) Le PBR ou 'Potential Biological Removal'

Cette règle est celle retenue dans le MMPA et inclut une estimation minimale de l'abondance N_{min} ($N_{\text{min}} \leq N_{\text{best}}$), l'adjectif 'minimale' étant compris comme "fournissant une garantie raisonnable que l'effectif numérique vrai de la population est égale ou plus grand que l'estimation minimale" ; une estimation du maximum théorique ou estimé du taux de productivité nette R_{max} (le même paramètre que dans l'équation (a) ci-dessus et qui sera divisé par 2 par principe de précaution); et un facteur de rétablissement de la population F_r , compris entre 0,0 et 1,0 ; et égal 0,5 par défaut (c'est-à-dire en l'absence d'information sur l'état actuel de la population).

$$\text{seuil} = N_{\text{min}} \times \frac{R_{\text{max}}}{2} \times F_r$$

Cette règle intègre l'incertitude sur l'estimation d'abondance : plus cette estimation sera précise, plus N_{min} sera proche de N_{best} et plus élevé sera le seuil. En cela le PBR récompense la collecte de données précises.

Le facteur de rétablissement offre aussi la possibilité de moduler le seuil en fonction de l'état actuel de la population.

(iii) Le RLA ou 'Removals Limit Algorithm'

$$\text{seuil} = N_{\text{best}} \times r \times \max(0, D - \text{IPL})$$

Cette règle est celle retenue par la Commission Baleinière International (CBI) dans son outil 'RMP' ('revised management procedure'). Elle nécessite de pouvoir estimer en plus de l'abondance, le taux actuel d'accroissement r de la population et le taux courant de déplétion D (relatif à la capacité de charge K). L'estimation de ces deux paramètres nécessitent de disposer d'une série temporelle d'abondance et d'une autre série temporelle ininterrompue de prélèvements (c'est-à-dire d'avoir une estimation des prélèvements pour chaque année). Cette règle intègre dans son calcul le plus de données par rapport aux deux autres règles précédentes. L' IPL est un paramètre appelé 'Internal Protection Level' qui permet de fixer le seuil à zéro si le niveau de déplétion de la population devient trop bas. La CBI fixe $\text{IPL} = 0.54$.

Le tableau 1 résume les trois règles exposées ci-dessus :

Control rule	Modèle Opérationnel	Incertitude	Nombre d'estimation d'abondance requis	Nombre d'estimation de prélèvements requis	Taux vitaux	Référence
Pourcentage fixe	Déterministe, Age-agrégé	Ignorée	1	0	0	IWC/ASCOBANS 2000
PBR		Prise en compte			Rmax	Wade 1998 Genu et al. 2021
RLA	Stochastique, Structuré en âge	Prise en compte	> 1	>1	survie, maturité, taux de natalité	Hammond et al. 2019 Genu et al. 2021

Tableau 1 : Comparaison des besoins en données et des règles de contrôles pour fixer des seuils de prélèvements.

4) Définir des métriques de performances afin de comparer les actions de gestion

Afin de pouvoir comparer différentes actions de gestion (qui se traduisent par des seuils différents), il faut enfin définir des métriques de performances qui vont juger l'adéquation de la règle de contrôle (3) à l'objectif de conservation (1) à partir des simulations réalisées avec le modèle opérationnel (2). Par exemple, dans le cas du 'RMP', la CBI utilise comme règle de contrôle un 'Catch Limit Algorithm' avec un modèle opérationnel structuré en âge. La performance du CLA est jugée sur trois métriques (Hammond and Donovan, 2003):

- « to ensure an acceptable risk that a stock not be depleted below 54% of K , at a probability level set to allow stocks to recover to 72% of K , so that the risk of extinction of the stock is not seriously increased by exploitation;
- to ensure the highest possible continuing yield from the stock;
- to ensure stability of catch limits, desirable for the orderly development of the whaling industry ».

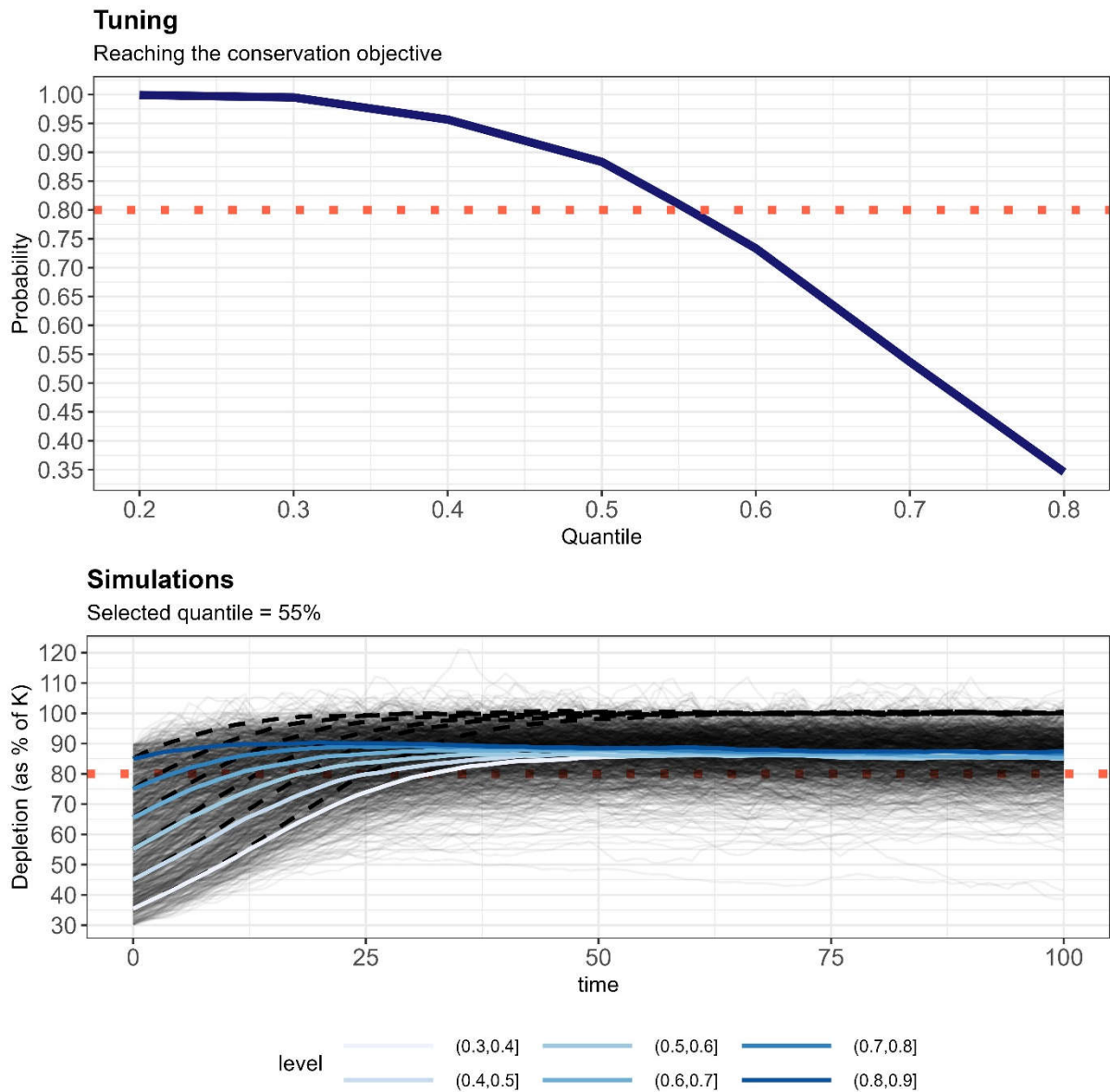
La performance du CLA demande donc de préserver le stock de baleines tout en maximisant les prélèvements et en cherchant à ce que ces derniers soient le moins variables afin de favoriser le développement d'une industrie. Ces desiderata ne sont pas transposables au cas de la gestion de captures non-intentionnelles d'espèces protégées, et dans ce dernier cas, les métriques performances doivent être adaptées au contexte. La métrique immédiatement disponible est de compter le nombre de simulations qui permettent d'atteindre l'objectif de conservation et de sélectionner la règle de contrôle la plus simple qui remplit cet objectif avec un risque jugée acceptable.

5) Robustesse

La dernière étape d'une évaluation est d'établir la robustesse d'une règle de contrôle à différents biais ou incertitudes. Cette étape nécessite d'établir des scénarios plausibles et réalistes afin de permettre aux gestionnaires d'avoir une démarche pro-active et non plus réactive. Considérer ces biais et incertitudes permet également de prévenir le risque de ne pas atteindre l'objectif de conservation. Par exemple, un scénario serait d'envisager que les estimations d'abondances soient biaisées et aboutissent à des surestimations. Dans ce cas, le seuil appliqué en supposant que les estimations d'abondance soient justes va être trop élevé. Un autre scénario est d'envisager la possibilité d'un événement de mortalité indépendant (épizootie) qui aboutirait à une diminution soudaine de la population. Ces scénarios permettent de rester précautionneux et d'anticiper d'éventuels problèmes tous en garantissant que l'objectif de conservation sera atteint avec une probabilité suffisamment élevée.

Les cinq étapes ci-dessus résument une évaluation de stratégie de gestion. Le résultat de cette évaluation est d'aboutir à une formule mathématique permettant de fixer un seuil de prélèvement soutenable (objectif de gestion) en dessous duquel un objectif de conservation sera atteint avec une certaine probabilité. Il est important de noter que ce seuil est recalculé à chaque fois qu'une nouvelle estimation d'abondance devient disponible : il est adaptatif en ce sens. Une hypothèse implicite est également celle concernant la surveillance des prélèvements : il faut en effet pouvoir disposer d'une estimation des prélèvements pour comparer ce dernier au seuil.

Le graphique 1 ci-dessous montre en exemple d'évaluation pour la population de marsouin commun (*Phocoena phocoena*) en Mer du Nord en supposant un modèle opérationnel structuré en âge et le RLA. Aucun biais dans les données n'est supposé dans ce scénario ('base case scenario').



Graphique 1 : Exemple d'évaluation de stratégie de gestion de captures non-intentionnelles de marsouins communs en Mer du Nord. Le graphique du bas montre l'ensemble de 1 200 simulations du niveau de déplétion (axe des y) sur 100 ans (axe des x). Pendant ces 100 années, la population est soumise à des captures non-intentionnelles qui ne doivent pas excéder le seuil fixé par RLA. Ce seuil est déterminé comme le quantile à 55% de la quantité calculée en (iii). Le graphique du haut montre que pour le choix de ce quantile, la population atteint 80% de la capacité de charge dans 80% des simulations. Les différentes simulations intègrent l'incertitude sur le niveau initial de déplétion de la population au moment de la mise en place du seuil ($t = 0$) : cette déplétion est supposée comprise entre 30% et 90% de K . D'après Genu et al. (2021).

Conclusion

Cette note expose brièvement et de manière non-technique le cadre méthodologique pour évaluer des stratégies de gestion de prélèvements d'une population exploitée indirectement. Ce cas correspond à celui des captures non-intentionnelles d'espèces protégées comme les petits cétacés. Genu et al. (2021) fournit deux exemples d'évaluation de stratégie de gestion des captures non-intentionnelles de mammifères marins avec l'objectif de conservation de l'ASCOBANS (interprété par le Groupe OSPAR d'Experts sur le Mammifères Marins).

Le cadre méthodologique repose sur la simulation de dynamique de population, et sur de nombreuses simulations (de l'ordre de plusieurs dizaines voire centaines de milliers). En pratique, cela signifie des temps de calculs incompressibles et donc un délai certain, le temps de réaliser l'ensemble des simulations. Il est également important de réaliser qu'une évaluation est nécessairement contingente au choix des objectifs de conservation (et des métriques de performance). Toute modification de ces objectifs nécessite de recommencer une évaluation.

La règle du pourcentage fixe n'est pas précautionneuse ou robuste car elle ignore incertitudes et biais. Ainsi le chiffre de 1.7% de la meilleure estimation d'abondance (qui représente un objectif de gestion) préconiser par l'ASCOBANS (résolution 3³) est obtenu en supposant un horizon infini et aucune incertitude dans aucun paramètre. Une manière de rendre robuste cette règle simple serait de substituer N_{\min} à N_{best} dans la formule (i) et de définir N_{\min} à l'issue d'une stratégie comme celle fournie par Wade (1998).

Les règles PBR et RLA sont plus précautionneuses et robustes : elles diffèrent entre elles de part les données nécessaires pour calculer les seuils. Le PBR ne nécessite pas de disposer d'une série temporelle de prélèvements historiques, alors que le RLA l'exige. Il est à noter que ces deux règles vont aussi récompenser l'acquisition de données précises : les seuils calculés seront plus élevés (toutes autres choses restant égales par ailleurs) si les données utilisées sont précises et justes. A l'inverse, de grandes incertitudes dans les données vont aboutir à des seuils plus bas. Ce comportement est en accord avec l'idée de récompenser la collecte de données pertinentes et de l'encourager afin de fournir une incitation pour une surveillance ('monitoring') efficace.

³ https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/MOP3_2000-3_IncidentalTake_1.pdf

Bibliographie

Genu, M.; Gilles, A.; Hammond, P.; Macleod, K.; Paillé, J.; Paradinas, I. A.; Smout, S.; Winship, A. & Authier, M. (2021) Evaluating Strategies for Managing Anthropogenic Mortality on Marine Mammals: an R Implementation with the Package RLA. *Frontiers in Marine Science*, 8, 795953. doi:10.3389/fmars.2021.795953

Hammond, P. H. & Donovan, G. P. (2003) The Revised Management Procedure of the International Whaling Commission: Managing the Harvest of Mixed Stocks of Baleen Whales. Sea Mammal Research Unit, University of St Andrews, UK.

IWC/ASCOBANS (2000) Annex O - Report of the IWC-ASCOBANS Working Group on Harbour Porpoises. *Journal of Cetacean Research and Management*, 2, 297-305

Mangel, M.; Talbot, L. M.; Meffe, G. K.; Agardy, M. T.; Alverson, D. L.; Barlow, J.; Botkin, D. B.; Budowski, G.; Clark, T.; Cooke, J.; Crozier, R. H.; Dayton, P. K.; Elder, D. L.; Fowler, C. W.; Funtowicz, S.; Giske, J.; Hofman, R. J.; Holt, S. J.; Kellert, S. R.; Kimball, L. A.; Ludwig, D.; Magnusson, K.; Malayang III, B. S.; Mann, C.; Norse, E. A.; Northridge, S. P.; Perrin, W. F.; Perrings, C.; Norse, E. A.; Northridge, S. P.; Perrin, W. F.; Perrings, C.; Peterman, R. M.; Rabb, G. B.; Regier, H. A.; Reynolds III, J. E.; Sherman, K.; Sissenwine, M. P.; Smith, T. D.; Starfield, A.; Taylor, R. J.; Tillman, M. F.; Toft, C.; Twiss Jr., J. R.; Wilen, J. & Young, T. P. (1996) Principles for the Conservation of Wild Living Resources. *Ecological Applications*, 6, 338-362

Punt, A. E. (2016) Review of Contemporary Cetacean Stock Assessment Models. School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Seattle.

Taylor, B. and DeMaster D. P. (1993) Implications of Non-Linear Density-Dependence. *Marine Mammal Science*, 9(4), 360-371. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1993.tb00469.x>

Wade, P. R. (1998) Calculating Limits To the Total Allowable Human-Caused Mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14(1), 1-37. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x>