



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
INSTITUTO DE ECOLOGÍA

IDENTIFICACIÓN DE UMBRALES CRÍTICOS EN SISTEMAS
SOCIO-ECOLÓGICOS: OBSERVACIÓN DE BALLENAS EN
OJO DE LIEBRE, MÉXICO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:
EMILIO ARTURO RODRÍGUEZ IZQUIERDO

Dr. LUIS ANTONIO, BOJÓRQUEZ TAPIA (TUTOR PRINCIPAL)
INSTITUTO DE ECOLOGÍA

Dr. ALONSO, AGUILAR IBARRA (MIEMBRO DEL COMITÉ TUTOR)
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS

Dr. PABLO, PADILLA LONGORIA (MIEMBRO DEL COMITÉ TUTOR)
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MATEMÁTICAS

Dr. GABRIEL, RAMOS FERNÁNDEZ (REVISOR)
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MATEMÁTICAS

Dra. DIANE, GENDRON LANIEL (REVISORA)
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS (CICIMAR-I.P.N.)

Dr. RUBÉN, FOSSION (REVISOR)
INSTITUTO DE CIENCIAS NUCLEARES

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, DICIEMBRE 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/992/19
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

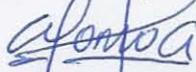
Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su quincuagésima sesión del 10 de septiembre del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **DOCTOR EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, del alumno **Rodríguez Izquierdo Emilio Arturo** con número de cuenta **516017033** con la tesis titulada "Identificación de umbrales críticos en sistemas socio-ecológicos: observación de ballenas en Ojo de Liebre, México", bajo la dirección del Dr. Luis Antonio Bojórquez Tapia.

PRESIDENTE: DR. GABRIEL RAMOS FERNÁNDEZ
VOCAL: DRA. DIANE GENDRON LANIEL
SECRETARIO: DR. ALONSO AGUILAR IBARRA
VOCAL: DR. RUBÉN FOSSION
VOCAL: DR. PABLO PADILLA LONGORIA

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 2 de diciembre de 2019.



Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

AGRADECIMIENTOS

Al posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), por ofrecerme la oportunidad de realizar mis estudios de doctorado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico para la realización de mi proyecto de doctorado y por la Beca de Movilidad Nacional 2018 que me permitió hacer una estancia de investigación en La Paz, Baja California Sur (CVU: 724551)

Al Programa de Apoyo a Estudiantes de Posgrado (PAEP), por el apoyo económico para la participación en los congresos de “*Conference on Complex Systems*” en 2016 y 2017.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR) en La Paz, Baja California Sur, por brindarme la oportunidad de realizar una estancia de investigación durante el mes de mayo de 2018, y en particular al Dr. César Augusto Salinas Zavala y la Dra. Verónica Morales Zárate por su amabilidad y por sus contribuciones y observaciones que enriquecieron este trabajo.

A mi tutor principal, el Dr. Luis A. Bojórquez-Tapia y a los miembros del comité tutor, el Dr. Alonso Aguilar Ibarra y el Dr. Pablo Padilla Longoria, por su tiempo y dedicación.

A los miembros del jurado, el Dr. Gabriel Ramos Fernández, la Dra. Chantal Diane Gendron Laniel y el Dr. Rubén Yvan Maarten Fossión por sus comentarios y observaciones que mejoraron esta disertación escrita. Agradezco su disponibilidad y amabilidad.

Índice

<i>Resumen</i>	1
<i>Abstract</i>	2
<i>Capítulo 1</i>	3
1.1 <i>Introducción</i>	3
1.2 <i>Fundamentos conceptuales y teóricos</i>	6
<i>Capítulo 2</i>	16
2.1 <i>Diseño de la investigación</i>	16
2.2 <i>Área de estudio</i>	17
2.3 <i>Método</i>	24
<i>Capítulo 3</i>	52
3.1 <i>Resultados</i>	52
3.2 <i>Resultados la evaluación del riesgo ecológico</i>	52
3.3 <i>Resultados de la estimación de la utilidad del objeto de frontera</i>	64
<i>Capítulo 4</i>	72
4.1 <i>Discusión</i>	72
<i>Capítulo 5</i>	78
5.1 <i>Conclusión</i>	78
<i>Referencias</i>	80
<i>Anexos</i>	94

Lista de figuras

Figura 1. Tres formas en que el estado de un sistema puede variar en respuesta a cambios en las condiciones. A) cambio lineal; B) cambio abrupto sin cambio de régimen; y C) cambio abrupto entre dos estados estables alternativos o regímenes (adaptado de Andersen et al., 2009; y Scheffer et al., 2001).....	11
Figura 2. Diagrama de dimensiones de incertidumbre según el nivel (adaptado de Kwakkel et al., 2010).	13
Figura 3. Complejo Lagunar Ojo de Liebre en Baja California Sur, México.	18
Figura 4. Indicadores de rezago social para el municipio de Mulegé y la localidad de Guerrero Negro, para el año 2010 (Fuente: CONEVAL, 2010).....	21
Figura 5. Áreas de observación oficiales (en azul) y no oficial (punteada) en Ojo de Liebre.	22
Figura 6. Diagrama de flujo que representa los mecanismos a través de los cuales se afecta la integridad funcional del hábitat reproductivo y de crianza de la ballena gris.	23
Figura 7. Diagrama conceptual del modelo de sistemas dinámico. (+) indica una relación positiva entre las variables y (-) una relación negativa.....	26
Figura 8. Simplificación del modelo de acervos y flujos para el cambio en la abundancia de ballenas; las cajas blancas corresponden a los acervos (variables de estado), los óvalos grises a los flujos (tasas), las nubes blancas a fuentes o sumideros, y el texto conectado por flechas a constantes o a variables auxiliares.	27
Figura 9. Distancias de observación y de espera establecidas en el Anexo 1 de la NOM-131-SEMARNAT-2010 para el caso, entre otras especies, de la ballena gris (D.O.F., 2011).	29
Figura 10. Representación de cómo se simula la pérdida hábitat disponible en el modelo de simulación dinámica. El cuadrado de la izquierda representa el hábitat disponible inicial (s_0) el cual se ve reducido por el efecto de las embarcaciones (círculos blancos en los cuadrados del medio y derecho); el hábitat disponible restante (ϕ_t) en un tiempo de simulación (t) y en otro tiempo de simulación posterior ($t+n$) es el resultado de restarle a s_0 el área de disturbio de cada embarcación.	30
Figura 11. Simplificación del modelo de acervos y flujos para el cambio en el número de embarcaciones y turistas; las cajas blancas corresponden a los acervos (variables de estado), los óvalos grises a los flujos (tasas), las nubes blancas a fuentes o sumideros, y el texto conectado por flechas a constantes o a variables auxiliares.	32
Figura 12. Resultados promedios (estrategia laissez-faire) por quinquenio para: A) abundancia de ballenas; B) embarcaciones de observación de ballenas; C) turistas; y D) oferta turística.	52
Figura 13. Resultados promedios (estrategia laissez-faire) por quinquenio para el número de turistas y el ingreso por la observación de ballenas (en dólares de los Estados Unidos).....	53
Figura 14. Cambio en la abundancia de ballenas respecto a la tasa de pérdida de hábitat disponible simulados cada 25 años, para la estrategia laissez-faire. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100. La línea negra horizontal y discontinua indica el 20% de disminución de la abundancia media inicial.	54

Figura 15. Cambio en la abundancia de ballenas respecto al hábitat disponible simulados cada 25 años, para la estrategia laissez-faire. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100.....	55
Figura 16. Diagrama de Tornado para el parámetro objetivo de abundancia de ballenas al final de la simulación.	56
Figura 17. Cambio en la abundancia de ballenas respecto a la tasa de pérdida de hábitat disponible y sus correspondientes intervalos de confianza, simulados cada 25 años, para la estrategia laissez-faire. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100. La línea negra horizontal y discontinua indica el 20% de disminución de la abundancia media inicial.	58
Figura 18. Curvas de ajuste de los resultados de las 50,000 simulaciones de Monte Carlo cada 25 años, para la estrategia laissez-faire. La línea gris corresponde a los resultados para el año 25; la verde al año 50; la amarilla al año 75; y la azul al año 100.	60
Figura 19. Relación entre el promedio de la abundancia de ballenas (A) y el promedio del número de embarcaciones de observación (B) cada quinquenio para la estrategia laissez-faire. La línea roja discontinua vertical indica el umbral ecológico crítico.	61
Figura 20. Resultados promedios (estrategia intervención del gobierno) por quinquenio para: A) abundancia de ballenas; B) embarcaciones de observación de ballenas; C) turistas; y D) oferta turística.	62
Figura 21. Cambio en la abundancia de ballenas respecto a la tasa de pérdida de hábitat disponible simulados cada 25 años, para la estrategia de intervención del gobierno. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100. La línea negra horizontal y discontinua indica el 20% de disminución de la abundancia media inicial.....	63
Figura 22. Percepción del grado de afectación a las ballenas por su interacción con las embarcaciones de observación.	65
Figura 23. Percepción sobre si la observación de ballenas en Ojo de Liebre es sostenible (nota: una de las respuestas no fue computada pues el participante puso que no sabía).	65
Figura 24. Percepción de la aportación de mi investigación al conocimiento de los participantes sobre la posible afectación de la observación de ballenas a la ballena gris.	66
Figura 25. Percepción de la pertinencia, claridad y satisfacción con el modelo de simulación dinámica, la parametrización y el análisis de riesgo de mi investigación.	68

Lista de tablas

Tabla 1. Abundancia de ballenas (número total de los conteos máximos de ballenas observadas en los censos) en Ojo de Liebre para el período de 1996 a 2010.....	19
Tabla 2. Variables simuladas, sus rangos y distribuciones de probabilidad asociadas para las simulaciones de Monte Carlo del modelo de sistemas dinámico de la interacción entre las embarcaciones de observación y la ballena gris en Ojo de Liebre.....	39
Tabla 3. Valores base (mediana de las simulaciones) para las diez variables de entrada utilizados en el método de Tornado.....	43
Tabla 4. Lista de participantes en la reunión con académicos y representantes de organizaciones de la sociedad civil.....	50
Tabla 5. Lista de participantes en la reunión con funcionarios públicos de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno.....	51
Tabla 6. Porcentaje de explicación de la variación en cinco parámetros objetivo de las variables de entrada del modelo.	57
Tabla 7. Coeficientes de variación (CV) para la variable de estado (abundancia de ballenas, w) y la variable forzante (tasa de pérdida de hábitat disponible, s) calculados cada 25 años de las 50,000 simulaciones estocásticas.	58
Tabla 8. Valores de los cocientes entre los coeficientes de variación de la variable de estado (abundancia de ballenas, w) y la variable forzante (tasa de pérdida de hábitat disponible, s) entre tiempos de simulación contiguos (calculados cada 25 años).	59
Tabla 9. Ecuaciones polinómicas de ajuste y sus coeficientes de determinación cada 25 años.....	59
Tabla 10. Probabilidad, cada 25 años, de reducir la abundancia de ballenas a 1,000 individuos o menos, para la estrategia laissez-faire.	61
Tabla 11. Probabilidad, cada 25 años, de reducir la abundancia de ballenas a 1,000 individuos o menos, para la estrategia laissez-faire y de intervención del gobierno.	63

Lista de anexos

Anexo I. Hoja de información para participantes de las reuniones con actores relevantes.....	94
Anexo II. Formulario de consentimiento informado para participantes de las reuniones con actores relevantes.....	97
Anexo III. Cuestionario para participantes de las reuniones con actores relevantes.....	99
Anexo IV. Artículo de requisito.....	102

Resumen

Un desafío fundamental para la sostenibilidad es la prevención de cambios no deseados en sistemas socio-ecológicos (SSEs). Estos cambios se producen cuando se cruza un umbral crítico y tienen consecuencias trascendentales y negativas para la calidad ambiental y el sustento de la sociedad. En este momento se dice coloquialmente que el “sistema se colapsa”, es decir, que pierde las funciones que son benéficas para el medio ambiente y la sociedad. Así, la identificación de umbrales ecológicos críticos es una pieza fundamental para el diseño de políticas públicas ya que separa condiciones ambientales y socioeconómicas de un SSE de otras condiciones significativamente distintas. A pesar de la relevancia de prevenir cambios no deseados en los SSEs, el conocimiento sobre cuándo y cómo se cruzarán los umbrales de SSEs es limitado. Un claro ejemplo de ello son los esfuerzos por armonizar la observación de ballenas con la conservación de la población nororiental del Pacífico Norte de ballena gris (*Eschrichtius robustus*) en Ojo de Liebre, México. En este caso, la regulación de la actividad ecoturística —a través de permisos para las embarcaciones de observación de ballenas— debe afrontar el desafío de la falta de información científica respecto a los efectos a largo plazo de las embarcaciones sobre las ballenas. En este proyecto de investigación propongo un enfoque metodológico para hacer frente al reto de diseñar políticas públicas preventivas y demostrar con ello cómo la identificación de umbrales ecológicos críticos puede aplicarse en la gestión de la conservación de especies protegidas. De manera que este enfoque metodológico permite examinar diferentes cursos de acción y contribuye a que las políticas públicas pueden estar motivadas científicamente a pesar de las condiciones de incertidumbre profunda que rodean a la formulación de políticas públicas.

Abstract

A fundamental challenge for sustainability is the prevention of undesired changes in socio-ecological systems (SES). These changes occur when a critical threshold is crossed and have fundamental and negative consequences on the quality of the environment and the society's sustainability. Colloquially these events are referred to as "system's collapses", that is, a system loses the functions that are beneficial for the environment and society. Thus, the identification of critical ecological thresholds is a fundamental piece in the design of public policies because it differentiates SES's environmental and socioeconomic conditions from other, significantly different, SES conditions. Despite the importance of preventing undesired changes in SES, knowledge about when and how SES's thresholds will be crossed is limited. A clear example of the above are the efforts to harmonize whale watching with the conservation of the Eastern North Pacific population of gray whale (*Eschrichtius robustus*) in Ojo de Liebre, Mexico. In this case, the regulation of this type of ecotourism —through permits for whale watching boats— faces the challenge of the lack of scientific information regarding the long-term effects of the boats on whales. In this research project I propose a methodological approach to face the challenge of designing preventive public policies, and to demonstrate how the identification of critical ecological thresholds could be applied in the conservation management of protected species. Therefore, this methodological approach allows examining different courses of action and contributes to scientifically motivate public policies despite the conditions of deep uncertainty surrounding policy-making processes.

Capítulo 1

1.1 Introducción

La investigación sobre umbrales de sistemas socio-ecológicos (SSEs) es fundamental para poder transitar hacia la sostenibilidad (Kates et al. 2001; Berkes et al. 2003; Walker y Meyers 2004). Conocer los umbrales críticos —límites abstractos para distinguir dos estados bien diferenciados de un sistema— posibilita gestionar los cambios de comportamiento de un sistema, ya sea para prevenir o bien para facilitar estos cambios (Scheffer, 2009). Así, la determinación de umbrales críticos de SSEs es importante ya que rebasarlos tiene consecuencias para la calidad ambiental y el sustento de la sociedad (Blythe, 2015).

Típicamente, se piensa que los cambios de estado en los SSEs suelen ser graduales y continuos, sin embargo, cuando se cruza un umbral crítico estos cambios pueden ser rápidos e inesperados (Blythe, 2015; Scheffer, 2009). Los cambios bruscos de estado se conocen como cambios catastróficos y pueden ser negativos —si se pasa a estados no deseados— o positivos —si se abre una oportunidad para transitar hacia estados más sostenibles— (Scheffer, 2009; Scheffer et al., 2001). La mayoría de la investigación sobre umbrales de SSEs se lleva a cabo cuando ya se han cruzado los umbrales críticos. Así, este tipo de investigación resulta poco relevante para prevenir cambios de estado no deseados en SSEs (Foley et al., 2015; Kelly et al., 2015). En consecuencia, se necesitan desarrollar enfoques metodológicos que incorporen la determinación de umbrales de SSEs para que tanto los tomadores de decisión como la sociedad civil puedan actuar a tiempo y prevenir cambios catastróficos no deseados (Kelly et al., 2015).

El desarrollo de políticas ambientales generalmente se lleva a cabo en condiciones de incertidumbre profunda —en condiciones en las que no se sabe o no hay consenso entre los expertos de: a) cómo se comporta el sistema y su delimitación; b) qué modelo es más apropiado para describir las interacciones entre las variables que componen al sistema; y/o c) cuál es la importancia relativa de las alternativas posibles (Marchau et al., 2019). Es decir, en un contexto de tal complejidad que no existe un acuerdo sobre el enfoque de modelación más apropiado para informar la formulación de las políticas ambientales (Lempert et al., 2002; Walker et al., 2013). En estas condiciones, la toma de decisiones no puede basarse únicamente en experiencias previas o pronosticando el futuro más probable (p.ej. Blanco,

2013; Kwakkel et al., 2010; Walker, 2000). Así, el caso de la observación de la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) en la Reserva de la Biosfera Complejo Lagunar Ojo de Liebre, México (en adelante: Ojo de Liebre), subsume los desafíos de la elaboración de regulaciones gubernamentales para armonizar el ecoturismo con la conservación de especies protegidas en condiciones de incertidumbre profunda.

La respuesta de ballenas a los disturbios causados por las embarcaciones de observación varía entre especies y localidades, lo cual dificulta la evaluación de las posibles consecuencias a largo plazo (Lusseau y Bejder, 2007; Senigaglia et al., 2016). A pesar de que diversos estudios indican que la observación de ballenas tiene efectos negativos en las especies objetivo (Higham et al., 2016), sigue habiendo alta incertidumbre sobre los peligros y los impactos subletales de estas actividades (Parsons et al., 2015). De hecho, las opiniones de expertos varían entre los que creen que estas actividades no tienen impactos significativos hasta los que las consideran equivalentes a la caza de ballenas (New et al., 2015). Es un problema tan actual y relevante que la Comisión Ballenera Internacional (CBI) tenía como prioridad en 2017 desarrollar un proyecto para “modelar y evaluar los impactos de la observación de ballenas” (MAWI, por sus siglas en inglés). Cabe resaltar que como punto de partida, la CBI proponía contactar a los expertos mundiales para identificar las preguntas más relevantes respecto a los impactos de la observación de ballenas en grandes ballenas (International Whaling Commission, 2017). A pesar de esta falta de conocimiento sobre estos impactos, los funcionarios públicos que regulan y manejan la observación de ballenas deben continuar trabajando sin la información científica suficiente que garantice que estas actividades son gestionadas debidamente (Senigaglia et al., 2016).

Precisamente, el manejo de la observación de ballena en México no es una excepción. Por ello, la gestión de estas actividades se ha visto obstaculizada por la falta de acuerdo y evidencia sobre si las embarcaciones de observación tienen un impacto negativo a largo plazo en la abundancia de las ballenas. En particular, una meta difícil de alcanzar ha sido desarrollar un método que permita determinar el número máximo de embarcaciones de observación de ballenas, o la capacidad de carga, que se puede permitir operar sin que ello afecte gravemente a la abundancia de ballenas. Ejemplo de ello ha sido la observación de ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) en Bahía Banderas. En este caso, hubo un crecimiento acelerado de esta actividad acompañado de un incremento en el número de permisos otorgados, en

particular entre los años 2004 a 2007 (Chávez-Ramírez y de la Cueva-Salcedo, 2009), a lo que además hay que añadirle el incremento en el número de embarcaciones que realizan estas actividades sin tener permiso (Avila-Foucat et al., 2013). Por ello, existe una necesidad de enfoques metodológicos para desarrollar la información científica suficiente que sustente la formulación de políticas ambientales en un contexto de incertidumbre profunda.

Ahora bien, ¿por qué es este un problema de sostenibilidad y no un problema que deban abordar otras disciplinas como las Ciencias Biológicas o las Ciencias Ambientales? Si fuera una tesis de las Ciencias Biológicas, la investigación buscaría determinar, por ejemplo, cuál es la afectación biológica (entendida como los efectos fisiológicos, o como una caracterización de respuestas en la conducta animal, etc.) de las actividades humanas a cierta especie en particular. Si fuera una tesis de las Ciencias Ambientales entonces la investigación podría estar enfocada a analizar las variables climáticas, de calidad del agua o de temperatura del agua, que pudieran afectar a las poblaciones de ballenas. Sin embargo, esta tesis busca aportar información sobre un problema de decisión real que requiere de conocimientos que abarcan más de una disciplina científica y, por lo tanto, no puede ser abordado de forma disciplinaria. Para ello, utilizo diversos enfoques teóricos y herramientas analíticas que permitirán entender las implicaciones de distintas decisiones con relación a un umbral que, de ser rebasado, tendría consecuencias transcendentales y negativas para la calidad ambiental y el sustento de la sociedad. Es por ello que esta tesis se encuentra enmarcada en la línea de investigación del Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad sobre “límites, trayectorias y transición a la sostenibilidad”. Además, el caso de estudio no limita la aplicabilidad del enfoque metodológico propuesto. Al contrario, este enfoque podría servir para otros casos en los que se necesite conciliar las actividades humanas con la conservación de especies protegidas.

En mi proyecto de investigación busco desarrollar un enfoque metodológico para identificar umbrales ecológicos críticos de manera que se pueda generar información científica acerca de estos umbrales. En particular, generaré la información científica necesaria para establecer la capacidad de carga legal —es decir, el número máximo de embarcaciones de observación de ballenas— en condiciones de incertidumbre profunda. Para ello, en mi investigación, la capacidad de carga está asociada a un umbral ecológico crítico. Un umbral ecológico crítico es un límite abstracto que sirve para distinguir dos condiciones

ambientales bien diferenciadas (p.ej. Bojórquez-Tapia et al., 2016; Groffman et al., 2006; Muradian, 2001). Esto es, el umbral ecológico es un valor de una condición ambiental —en este caso, un número de abundancia de ballenas— a partir del cual dicha condición ambiental cambiaría drásticamente. La idea es que, si no se cuenta con la información adecuada para limitar el número de embarcaciones de observación, ese umbral podría sobrepasarse, lo que tendría consecuencias muy negativas para la abundancia de ballena gris en Ojo de Liebre. Con todo ello pretendo demostrar cómo la identificación de umbrales críticos en sistemas socio-ecológicos puede aplicarse en la gestión de la conservación de especies protegidas.

1.2 Fundamentos conceptuales y teóricos

Esta tesis pertenece al cuerpo de conocimiento de las Ciencias de la Sostenibilidad (p.ej. Kates et al., 2001; Clark y Dickson, 2003; Clark, 2007) dado que en esta investigación se aborda una de las cuestiones fundamentales —la determinación de umbrales de sistemas socio-ecológicos— identificadas por Kates y colaboradores (2001) para poder transitar hacia la sostenibilidad. Las Ciencias de la Sostenibilidad, a través del trabajo transdisciplinario —i.e. la integración de diversas formas de conocimiento tanto práctico como académico (Lang et al., 2012; Scholz y Steiner, 2015)—, busca generar el conocimiento que permita cumplir con los postulados del desarrollo sostenible, en particular, la protección de los sistemas de soporte de la vida en el planeta, el derecho de la sociedad a una buena calidad de vida, la participación en los procesos de decisión y el acceso a los recursos naturales, considerando las necesidades de las generaciones futuras.

En esta disertación escrita propongo partir del enfoque de sostenibilidad y utilizar diversos enfoques teóricos y herramientas analíticas para poder determinar umbrales que sean científicamente significativos. En concreto voy a utilizar: el enfoque de resiliencia, los objetos de frontera, la teoría de sistemas complejos, la teoría de los sistemas dinámicos, la modelación exploratoria y la evaluación del riesgo ecológico. A continuación, y en secciones subsiguientes, daré una idea general de estos enfoques y áreas de conocimiento, explicaré cómo esta tesis se relaciona a ellos, e identificaré los vacíos de conocimiento en los que se enfocará esta tesis.

1.2.1 Las Ciencias de la Sostenibilidad y la teoría de la resiliencia

Se habla de dictaduras resilientes, pero no de dictaduras sostenibles (Anderies et al., 2013, p. 8). Con esta afirmación, Anderies y colaboradores (2013) resumen la idea de que la resiliencia es un rasgo del sistema –que no siempre tiene que ser algo positivo¹– mientras que la sostenibilidad es un fin en sí mismo. Una dictadura se opone al concepto normativo de la sostenibilidad puesto que las Ciencias de la Sostenibilidad abordan la cuestión ética² de cómo deben vivir los seres humanos. Por ello, en las Ciencias de la Sostenibilidad se investiga qué acciones pueden dirigir las relaciones entre la sociedad y la naturaleza hacia un mayor bienestar de lo humano y lo no-humano. Estas relaciones –y en particular la relación con las generaciones futuras– dependen en gran medida de la calidad ambiental del planeta. De esta manera, las Ciencias de la Sostenibilidad abordan la triple relación entre seres humanos contemporáneos, las generaciones futuras y la naturaleza, en busca del bienestar de toda la comunidad (Becker, 2012; Burkhardt, 1989).

En esta tesis, la resiliencia no es un concepto sobre la resistencia a las perturbaciones, sino que es un enfoque para identificar y entender las características de un sistema (resiliencia entendida como un rasgo del sistema) y el efecto que tienen ciertas acciones o intervenciones (resiliencia entendida como un proceso o conjunto de procesos) en el sistema (Moser et al., 2019). Esta interpretación se ajusta al argumento de Janssen y Anderies (2007) de que la resiliencia ecológica enfatiza las condiciones de un sistema cuando está lejos de cualquier estado estable estacionario (estado en que las características del sistema no varían con el tiempo), donde las perturbaciones pueden cambiar al sistema de un estado (régimen) a otro. En general, esta visión de la resiliencia considera las actividades humanas como perturbaciones del sistema ecológico (Janssen y Anderies, 2007; Turner, 2010). Por otro lado, la resiliencia ingenieril supone que los sistemas están cerca de su estado estacionario estable, de forma que la resiliencia mide la habilidad del sistema de regresar al estado original después de una perturbación (Eakin y Luers, 2006; Janssen y Anderies, 2007). En particular, en esta tesis se adopta la concepción de la resiliencia ecológica. Ello se debe a que la resiliencia

¹ Ver la discusión sobre trampas de rigidez y de pobreza en Gunderson y Holling (2002, pp. 95-98).

² Un comportamiento ético es una conducta consistente en valores, virtudes, deberes, reglas y principios compartidos en la sociedad (Bojórquez-Tapia, 2015).

ecológica lleva implícito la noción de que los cambios en los sistemas socio-ecológicos son no lineales (no proporcionales) y las respuestas del sistema están muy marcadas por los procesos de retroalimentación —mecanismo por el cual el comportamiento del sistema influye en su mismo comportamiento en el futuro (Berkes et al., 2003, p.29)— que rigen las dinámicas del sistema (Reyers et al., 2018). De hecho, esta es la idea que subyace bajo el concepto de *panarquía*, desarrollado por Gunderson y Holling (2002), y que plantea que las diferentes etapas de la dinámica de un sistema son parte de un ciclo adaptativo —un modelo heurístico que divide en cuatro fases las dinámicas internas de los sistemas socio-ecológicos (Folke et al., 2010). Con ello, se busca hacer explícitas las dinámicas de los sistemas y resaltar la importancia de las interacciones a distintas escalas (Folke, 2006; Lambin, 2005).

Dado que la resiliencia no es una meta pero la sostenibilidad sí lo es, la ética de la sostenibilidad (Becker, 2012) permite justificar los valores que determinan qué acciones son sostenibles. Por ello, en esta tesis se propone partir del enfoque de sostenibilidad para concebir qué futuro es más deseable para la mayoría y a través del enfoque de resiliencia guiar las dinámicas de los SSEs hacia esa meta. Es decir, en lugar de optar por uno de los dos enfoques, la propuesta es dirigir los esfuerzos a identificar estrategias para incrementar la resiliencia de sistemas sostenibles (*sensu* Redman, 2014). De este modo, combinar los enfoques de sostenibilidad y resiliencia permite entender las implicaciones de las decisiones y acciones individuales para el futuro de los sistemas socio-ecológicos (Anderies et al., 2013).

1.2.2 Objetos de frontera para la toma de decisiones

Leach y colaboradores (2010) plantean la idea de que elegir un futuro específico es un proceso político que conlleva dejar de lado otras posibles opciones. Lo ideal es que la elección de qué opciones se dejan de lado y qué futuro específico se prefiere se haga de forma informada. En este sentido, para facilitar un entendimiento común sobre las consecuencias de las decisiones y acciones individuales se requieren herramientas —objetos de frontera— que permitan una comunicación efectiva entre diversos actores (*sensu* Bojórquez-Tapia et al., 2011). Un objeto de frontera (OF) es una herramienta que sirve para traducir a un lenguaje neutral —sin tecnicismos o argot— la información, de forma que sea clara para todos los actores y que, además, se mantenga coherente en el tiempo y el espacio —que sea

transportable— (Star y Griesemer, 1989; Fujimura, 1992). De esta manera, el conocimiento puede ser compartido entre los actores relevantes de forma transparente (Cash et al., 2003). Por ello, con los resultados del modelo de simulación dinámica buscaré conformar un OF que, en la medida de lo posible, constituya lo que se conoce como un *punto de paso obligatorio*, es decir, un elemento de interés común para los actores pues puede beneficiar a todos (Callon, 1986). Por ende, el OF debería contribuir a aclarar qué opciones son desechadas por la mayoría de actores abriendo el espacio para la discusión sobre qué futuro es más conveniente y, con ello, mi investigación se convertiría en un punto de paso obligatorio por la información que aporta a los actores relevantes. De esta forma, se podría llegar a un *traslapamiento del consenso* en el sentido de Rawls (1995), es decir, lo que se puede hacer porque la mayoría está de acuerdo que es el mejor curso de acción dadas las circunstancias del caso (Bojórquez-Tapia et al., 2016). Así, teóricamente el OF podría influir en las percepciones de los actores respecto a cómo prevenir cambios no deseados en un sistema socio-ecológico.

Al descartar opciones potenciales y dirigir la discusión sobre un único futuro específico Leach y colaboradores (2010) consideran que se está “cerrando la toma de decisiones”. Es decir, “cerrar” equivale a proponer una sola opción como válida y definitiva a pesar de las condiciones de incertidumbre e ignorancia que típicamente rodean a la toma de decisiones (Stirling, 2010). En contraposición a esta vía, Leach y colaboradores (2010) proponen “abrir la toma de decisiones” —es decir, reflejar la pluralidad de perspectivas y examinar diferentes opciones— y destacar así nuevas opciones (Leach et al., 2010b, p.105). Con ello, se busca que el conocimiento científico sea plural y condicionado, pues no se trata de que el experto decida por el tomador de decisiones o, como argumenta Stirling (2010), que se genere sólo la información que el político quiere ver para justificar que hay un único curso de acción.

El enfoque metodológico que propongo se sintetiza en un objeto de frontera que, si se convierte en un punto de paso obligatorio para los actores relevantes, puede contribuir a generar un entendimiento común respecto a cómo prevenir cruzar umbrales críticos en sistemas socio-ecológicos. Con ello, postulo que estaría generando conocimiento para que sea útil en los procesos de toma de decisiones (Matson et al., 2016). De manera que este enfoque metodológico busca ser una mezcla entre lo que Miller (2013) denomina un enfoque de “conocimiento primero” —donde se tiene la perspectiva de que el conocimiento es un

factor limitante en la capacidad de tomar decisiones y por ello, la ciencia trata de generar el conocimiento necesario para que la toma de decisiones sea un proceso informado— y un enfoque “orientado a procesos” —donde el foco de atención se centra más en construir un proceso social en el que varias perspectivas y valores puedan unirse para definir la sostenibilidad. Así, la evidencia científica generada sobre diversos cursos de acción podría ser usada para conducir la toma de decisiones hacia una política de manejo “satisficiente” (Simon, 1997). Es decir, en lugar de buscar la mejor opción —o la más óptima— se elige una opción que es satisfactoria, en cuanto responde a las necesidades del tomador de decisiones, y suficiente, en cuanto es un curso de acción aceptado por la mayoría de los actores relevantes (i.e. hay un traslapamiento del consenso). Por tanto, el objeto de frontera podría propiciar un equilibrio reflexivo amplio, es decir, un acuerdo amplio sobre qué futuro específico prefiere la mayoría de los actores relevantes (Bojórquez-Tapia et al., 2016; Stein y Harper, 2003).

1.2.3 Teoría de sistemas complejos y teoría de los sistemas dinámicos

La teoría de sistemas complejos permite unificar diversas disciplinas para describir las dinámicas de un sistema —originadas por procesos no-lineales y de retroalimentación entre sus componentes— de forma que los diferentes estados estacionarios (o regímenes) de un SSE están separados por umbrales (Mitchell, 2009; Steffen et al., 2018). Así, la teoría de sistemas complejos enfatiza la noción de estudiar el comportamiento de sistemas partiendo de una perspectiva dinámica y aceptando la inevitabilidad de cierta incertidumbre irreducible (Leach et al., 2010b; Matson et al., 2016).

Dado que los SSEs están cambiando continuamente puede llegar un momento en que el sistema cruce un umbral crítico y se dé un cambio catastrófico —cambio brusco por el cual un sistema empieza a comportarse de manera significativamente distinta (Walker y Salt, 2006, p.11). La base para el estudio de los umbrales en los SSEs proviene de la teoría de los sistemas dinámicos (Scheffer, 2009). Esta teoría surge de una rama de las matemáticas y describe las formas en que los sistemas pueden cambiar y comportarse (Mitchell, 2009, p.16). Por ello, el estudio de los umbrales de SSEs retoma la investigación sobre los mecanismos que explican ciertas dinámicas de sistemas para tratar de entender qué procesos pueden originar cambios catastróficos en los SSEs (Scheffer, 2009).

Los cambios catastróficos son difíciles de predecir y suceden cuando hay un cambio brusco en una propiedad del SSE debido a que se supera un valor crítico de una variable independiente, de forma que el sistema pasa de una condición ambiental a otra condición diferente (Scheffer y Carpenter, 2003). Los cambios en el estado del sistema pueden suceder de tres formas diferentes (**Figura 1**) al variar las condiciones (p.ej. frecuencia de incendios, pérdida de hábitat, incremento de temperatura): a) cuando hay un cambio lineal en el estado del sistema (**Figura 1-A**); b) cuando hay un cambio en el estado del sistema debido a procesos no-lineales en los que se rebasa un umbral crítico (**Figura 1-B**); y c) cuando un sistema con histéresis³ cambia de un estado a otro estado estacionario estable (i.e. hay un cambio de régimen) debido a que se rebasa un umbral crítico (**Figura 1-C**), de forma que puede ser muy difícil de revertir el cambio de estado (Andersen et al., 2009). En esta investigación, el tipo de cambio catastrófico que se busca prevenir correspondería al representado por el cambio abrupto sin cambio de régimen (**Figura 1-B**).

La teoría de los sistemas dinámicos ha permitido avanzar en el conocimiento de umbrales en sistemas ecológicos pequeños y controlados, pero sigue siendo un reto ampliar este conocimiento a SSEs para poder predecir cuándo nos acercamos a un umbral crítico (*sensu* Scheffer et al., 2012). De hecho, Walker y Salt (2006, 2012) afirman que la sostenibilidad en los SSEs depende de la capacidad de manejar los sistemas con relación a sus umbrales. Por ello, la existencia de umbrales ecológicos críticos es una característica clave de los SSEs que se debería tener en cuenta en la gestión ambiental (Muradian, 2001).

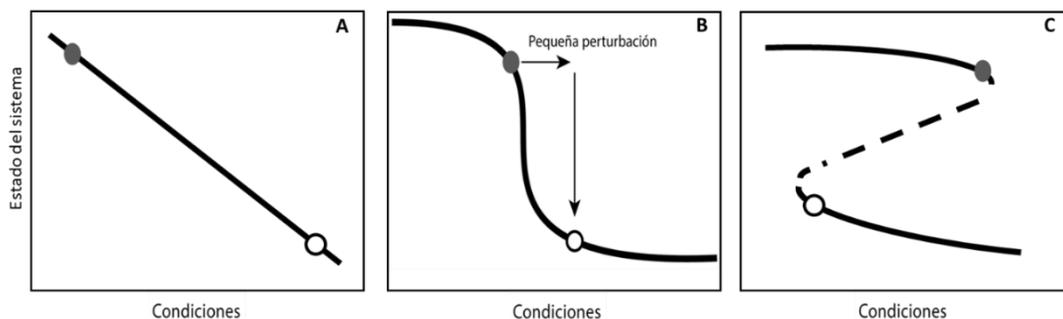


Figura 1. Tres formas en que el estado de un sistema puede variar en respuesta a cambios en las condiciones. A) cambio lineal; B) cambio abrupto sin cambio de régimen; y C) cambio abrupto entre dos estados estables alternativos o regímenes (adaptado de Andersen et al., 2009; y Scheffer et al., 2001)

³ Proceso por el cual un sistema regresa a su estado original después de haber experimentado un cambio de régimen (Beisner et al., 2003; Polhill et al., 2016)

1.2.4 Modelación exploratoria, incertidumbre profunda y evaluación del riesgo ecológico

El conocimiento limitado sobre cómo se dan las interacciones entre los subsistemas ecológicos y socio-económicos de los SSEs dificulta saber cuándo y cómo se cruzaran los umbrales de estos sistemas (Foley et al., 2015). Por ello, una forma de enfrentar esta incertidumbre es a través de la modelación de sistemas socio-ecológicos (Schlüter et al., 2012; Martín y Schlüter, 2015). En particular, el enfoque de la modelación exploratoria —llevar a cabo experimentos computacionales que revelen cómo se comportaría un sistema si un conjunto de conjeturas formales fuera correcto (Bankes, 1993)— es útil para generar escenarios de posibles cursos de acción con los que los tomadores de decisión puedan afrontar la incertidumbre de manera práctica. De hecho, en general, la modelación de los SSEs está más enfocada a servir como un instrumento para facilitar la toma de decisiones estratégica (Parrott et al., 2012). Por ello, en esta tesis se aborda a través de la modelación exploratoria los desafíos de determinar el número máximo de embarcaciones de observación de ballenas en Ojo de Liebre.

Hay diferentes tipos de incertidumbre y se diferencian según el nivel, la naturaleza o la fuente de la incertidumbre (Maier et al., 2016). Así, con base en el nivel de incertidumbre, se pueden distinguir cuatro dimensiones de incertidumbre que van desde la incertidumbre mínima hasta la ignorancia total (**Figura 2**). De acuerdo con la naturaleza de la incertidumbre, se diferencia entre: la óptica o aleatoria —debida a la variabilidad natural— y la epistémica —debida a la falta de conocimiento o la existencia de múltiples visiones sobre un fenómeno determinado. Por último, con respecto a la fuente de incertidumbre, esta típicamente se debe a la calidad de la información, las variables y la estructura de los modelos (Maier et al., 2016).

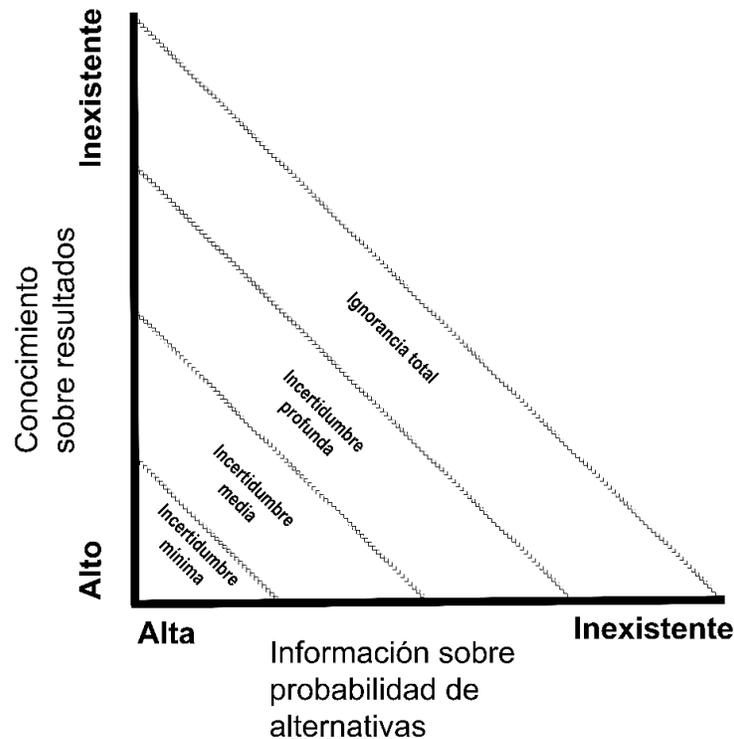


Figura 2. Diagrama de dimensiones de incertidumbre según el nivel (adaptado de Kwakkel et al., 2010).

Cuando la incertidumbre es mínima se pueden detallar diferentes alternativas o futuros posibles y especificar las probabilidades de que estas alternativas ocurran. En los casos en que la incertidumbre es media, se pueden detallar diferentes alternativas o futuros posibles y especificar qué probabilidades que ocurra cada alternativa se perciben. Cuando hay incertidumbre profunda se pueden establecer diferentes alternativas pero no se puede priorizar cuáles son más plausibles (i.e. no se pueden especificar unas probabilidades). Cuando hay ignorancia total, no se conocen cuáles pueden ser las alternativas (Kwakkel et al., 2010). De acuerdo con Maier y colaboradores (2016), cuando se tienen los niveles de incertidumbre profunda o de ignorancia total, se tiene que lidiar con la incertidumbre *Knightiana* —incertidumbre en que se carece de cualquier conocimiento cuantificable sobre la posibilidad de ocurrencia y por ello no se puede establecer una medida de riesgo. Con ello, se está aceptando que hay un grado fundamental de ignorancia que impide que se puedan predecir futuros eventos. La diferencia entre la incertidumbre profunda y la ignorancia total estriba en que en el primer tipo no se pueden asignar probabilidades a los futuros posibles, mientras que en el segundo tipo se admite que no todos los futuros posibles son conocidos.

En el caso de la observación de ballena gris en Ojo de Liebre hay incertidumbres aleatorias y epistémicas (Hallegatte et al., 2012; Maier et al., 2016). Por un lado, debido a la complejidad intrínseca al SSE y a la variabilidad natural, las incertidumbres aleatorias son inherentemente irreducibles. Por otro lado, la incertidumbre epistémica surge debido a la existencia de múltiples visiones sobre el grado de impacto de las actividades de observación de ballenas. Es decir, la opinión de los expertos no sólo difiere en cuanto a cuáles son los mecanismos y las relaciones funcionales que subyacen a la interacción entre el ecoturismo y la conservación de ballenas, sino también en cuanto a cuáles son las variables y modelos que pueden representar mejor los impactos de la observación de ballenas. Por ello, se puede afirmar que este contexto se corresponde a lo que Hallegatte y colaboradores (2012) definen como incertidumbre profunda dado que la observación de ballenas en Ojo de Liebre se caracteriza por: a) incertidumbre Knightiana de las condiciones futuras de la población de ballena gris; b) divergencia en cuanto a visiones, valores y criterios de éxito entre actores sociales; y c) procesos interdependientes de toma de decisiones que llevan a los actores sociales a adaptarse a condiciones futuras inciertas.

A pesar de la escasez de datos disponibles y los diferentes niveles de incertidumbre, la elaboración de regulaciones ambientales requiere estar motivada por información rigurosa (Polasky et al., 2011; Walker, 2000). En estos contextos, la modelación exploratoria es útil para abordar situaciones complejas donde surgen múltiples visiones de los valores e intereses de los diferentes actores (Walker y Haasnoot, 2011). Por tanto, el uso de la modelación exploratoria para guiar el desarrollo de experimentos computacionales puede servir para generar información científica sólida que permita tener una toma de decisiones más informada. Una toma de decisiones más informada en el sentido de que se contemple la mejor evidencia disponible para entender las posibles consecuencias de diferentes cursos de acción y se consideren diversos puntos de vista (Jones et al., 2014) y que, además, respete el marco normativo y legal que rige en la elaboración de regulaciones ambientales.

Una herramienta ampliamente utilizada para informar la toma de decisiones es la evaluación del riesgo ecológico (Cura, 1998; Lackey, 1997). En general, este tipo de evaluación se divide en tres etapas: formulación del problema, análisis, y caracterización del riesgo (Cura, 1998; Suter II, 2006). En la primera etapa se genera la hipótesis y se desarrolla un modelo conceptual. De acuerdo a Lackey (1997) esta etapa es la más delicada puesto que,

necesariamente, el problema tiene que ser definido de forma concreta para atender un problema real de la toma de decisiones. Por ello, en línea con lo que apunta Leach y colaboradores (2010), la formulación del problema debería estar definida con base en los valores y preferencias de la sociedad (Lackey, 1997). La siguiente etapa (análisis) está dirigida a identificar futuros eventos que puedan afectar negativamente al medio ambiente. La última etapa (caracterización del riesgo) está enfocada a estimar que tan probables y severos sean los efectos negativos de los eventos potenciales (Cura, 1998; Suter II, 2006). Con base en los resultados de la evaluación, el manejo del riesgo finalmente consiste en tomar una decisión sobre las acciones que se requieren para prevenir los efectos negativos al medio ambiente (Suter II, 2006). La mayor crítica a esta herramienta es que dada la falta de conocimiento sobre los procesos que caracterizan a un SSE, no es posible caracterizar suficientemente los riesgos y, por tanto, se pierde demasiado tiempo en cuantificar estos riesgos cuando los esfuerzos deberían estar dirigidos a eliminarlos (Cura, 1998). Para efectos de esta tesis, la utilidad de la evaluación del riesgo ecológico es que permite hacer notorias las consecuencias de traspasar un umbral crítico. Así, esta herramienta permite vincular de forma directa la información científica a las necesidades de los tomadores de decisión. En particular, la determinación del número máximo de embarcaciones de observación de ballena gris en la laguna Ojo de Liebre.

Capítulo 2

2.1 Diseño de la investigación

Esta investigación buscó desarrollar un enfoque metodológico para identificar y prevenir cruzar umbrales ecológicos críticos. Para ello desarrollé un modelo de sistemas dinámico y estocástico que me permitió explorar los efectos negativos de las embarcaciones de observación de ballena para distintos parámetros inciertos pero plausibles. Así, a través de un caso de estudio busqué responder la siguiente pregunta de investigación:

¿En qué grado la determinación de un umbral ecológico crítico hace visible la necesidad de prevenir cambios no deseados?

De esta pregunta general se derivaron las siguientes preguntas más específicas:

¿En qué medida la modelación de sistemas socio-ecológicos puede contribuir a generar información útil para la conservación de especies protegidas bajo condiciones de incertidumbre profunda?

¿Cómo se puede hacer patente para los actores relevantes la importancia de los umbrales ecológicos críticos para prevenir cambios catastróficos no deseados?

El caso de estudio correspondió a la laguna costera Ojo de Liebre, en la Península de Baja California, México, donde se llevan a cabo actividades de observación de la ballena gris. Esta laguna es uno de los principales hábitats de reproducción y crianza de la ballena gris del Pacífico nororiental. La ballena gris es una especie amenazada que está protegida por tratados internacionales y por la legislación ambiental mexicana (Salvadeo et al., 2015, 2013). Las actividades de observación de ballenas tienen una derrama económica importante para las poblaciones que viven alrededor de esta laguna (Brenner et al., 2016). De manera que, si se sobrepasa un umbral crítico, decaería abruptamente la abundancia de ballenas en la laguna lo que se traduciría en la pérdida de viabilidad socioeconómica y ambiental de esta actividad ecoturística.

Los tres objetivos específicos (OP) que guiaron mi investigación sobre el desarrollo de un enfoque metodológico fueron:

OP1: Desarrollar un modelo (computacional) de sistemas dinámico que represente la interacción entre las embarcaciones dedicadas a la actividad de observación y las ballenas en la laguna Ojo de Liebre.

OP2: Establecer el umbral ecológico crítico.

OP3: Medir el grado en que la determinación del umbral ecológico crítico contribuye a resaltar la importancia de no sobrepasar una capacidad de carga de embarcaciones de observación de ballenas.

Con base en lo anterior, el objetivo general de mi proyecto de investigación fue desarrollar un enfoque metodológico para generar información científica acerca de umbrales ecológicos críticos que permitiera prevenir cambios no deseados en sistemas socio-ecológicos. Así, el enfoque metodológico que desarrollé ilustra cómo se puede generar información para el manejo adaptativo basado en la ciencia bajo condiciones de incertidumbre profunda.

2.2 Área de estudio

El área de estudio está localizada en la Reserva de la Biosfera Complejo Lagunar Ojo de Liebre, en Baja California Sur (D.O.F., 2016). Esta laguna costera tiene una extensión de 36,600 ha y también forma parte de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (CONANP, 2018; **Figura 3**). Ojo de Liebre es uno de los principales hábitat de reproducción y crianza de la población nororiental del Pacífico Norte de ballena gris (Salvadeo et al., 2015, 2013). San Ignacio y Bahía Magdalena son las otras dos lagunas costeras a las que esta población de ballena gris llega principalmente. Además, Ojo de liebre es la laguna costera que tienen la mayor concentración de ballena gris en invierno (Pérez- Cortés et al., 2004; Urbán et al., 2003).



Figura 3. Complejo Lagunar Ojo de Liebre en Baja California Sur, México.

De acuerdo con datos oficiales correspondientes al programa de monitoreo de la ballena gris en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (REBIVI), la abundancia de ballenas varía de un año a otro. Estos datos de abundancia corresponden al total de los conteos máximos de madres con crías y adultos o juveniles solitarios observados durante los censos que se realizan cada año como parte del programa de monitoreo. De los registros de observaciones que se tienen para el período de 1996 a 2010, la abundancia mínima fue de 573 individuos (en el año 2010) mientras que la máxima abundancia (en el año 2004) fue de 2,011 individuos (**Tabla 1**; CONANP, 2010). Salvadeo y colaboradores (2015) argumentan que los cambios en la temperatura del agua del mar asociados a El Niño-Oscilación del Sur afectan a la distribución invernal de la población nororiental de ballena gris en sus hábitats de reproducción y crianza. Ello, podría explicar las variaciones más drásticas en la abundancia de ballenas en Ojo de Liebre (años 1999-2001 y 2010 de la **Tabla 1**). No obstante, todavía se requiere mayor investigación en relación al tamaño y tendencias de la población de ballena gris (Cooke, 2018).

Tabla 1. Abundancia de ballenas (número total de los conteos máximos de ballenas observadas en los censos) en Ojo de Liebre para el período de 1996 a 2010.

Año	Individuos
1996	1,237
1997	1,569
1998	1,461
1999	750
2000	721
2001	603
2002	1,198
2003	1,175
2004	2,011
2005	1,960
2006	1,931
2007	942
2008	1,192
2009	ND*
2010	573

*ND= no disponible.

Fuente: CONANP 2010

La ballena gris es una especie migratoria amenazada sujeta a protección especial en México (D.O.F., 2010). Se encuentra dentro de la lista roja de especies amenazadas que elabora la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Reilly et al., 2008). Esta lista incluye todas aquellas especies (de animales y plantas) que están en riesgo de extinción. Las dos poblaciones de las que se compone la población de ballena gris en el mundo se encuentran sólo en el Pacífico Norte. La población occidental tiene tan sólo alrededor de 140 individuos (clasificada en la lista roja de especies amenazadas como posiblemente extinta), mientras que la población oriental (clasificada en la lista roja de especies amenazadas como de menor preocupación) es mucho más numerosa (Pérez- Cortés et al., 2004; Salvadeo et al., 2015) y se estima que está compuesta por aproximadamente 22,000 individuos (Punt y Wade, 2012). Sin embargo, aproximadamente un tercio de la población oriental —hembras embarazadas,

individuos adultos y algunos jóvenes— llegan a aguas mexicanas en invierno para reproducirse y criar (Salvadeo et al., 2013).

Las actividades de observación de ballenas en Ojo de Liebre son una fuente de ingreso importante para los habitantes de Guerrero Negro y alrededores (Brenner et al., 2016; Salvadeo et al., 2013). Las actividades económicas principales del municipio de Mulegé son la pesca, acuacultura y minería. En Guerrero Negro destaca la minería de sal. Aunque el turismo no es la actividad más importante del municipio, en el Plan Municipal de Desarrollo 2015-2018 se destaca la relevancia del ecoturismo y en particular del turismo relacionado con la observación de la ballena gris. Además, en el Plan Municipal de Desarrollo se señala el aumento de la infraestructura hotelera que, en el quinquenio 2005-2010, registró un incremento en el número de cuartos (se pasó de 886 habitaciones a 1,164 habitaciones).

Guerrero Negro tiene una población de 13,054 habitantes de los cuales el 41% es población económicamente activa si bien más de la mitad de los habitantes está en el rango de edad comprendido entre los 15-64 años (INEGI, 2010). De hecho el grado de rezago social, en 2010, fue bajo (CONEVAL, 2010). Los indicadores de Guerrero Negro que mayor diferencia presentaron respecto al municipio fueron los de “Población de 15 años y más con educación básica incompleta” y “Viviendas que no disponen de drenaje” que fueron mayores en la localidad que en el municipio, y “Viviendas que no disponen de agua entubada de la red pública” que fue menor en la localidad que en el municipio. El peor indicador tanto para el municipio como para Guerrero Negro fue el de “Población de 15 años y más con educación básica incompleta”, si bien para el caso de la localidad este indicador representaba más de la mitad de la población mayor a 15 años (**Figura 4**; CONEVAL, 2010).

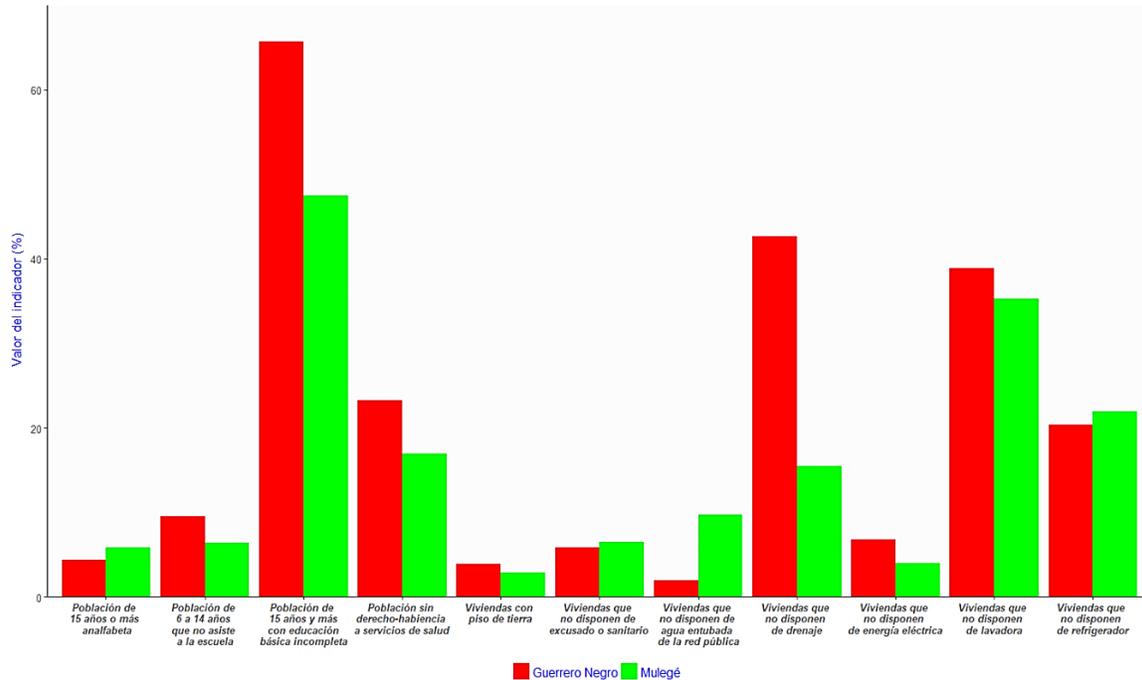


Figura 4. Indicadores de rezago social para el municipio de Mulegé y la localidad de Guerrero Negro, para el año 2010 (Fuente: CONEVAL, 2010).

Las actividades de observación de ballenas en México están reguladas por la NOM-131-SEMARNAT-2010 que establece las guías y especificaciones para llevar a cabo estas actividades. En la sección 4.5 de esta norma se establece que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) debe establecer áreas de observación de ballenas—zonas, con potencial para la observación de ballenas, determinadas por la concurrencia y distribución de ballenas— y las zonas restringidas (D.O.F., 2011). En Ojo de Liebre hay dos áreas oficiales de observación de ballenas (decretadas en la NOM-EM-074-ECOL-1996) y una tercera no oficial que se propuso como zona de observación temporal en 2004 por la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP] pero que nunca ha sido decretada (**Figura 5**).

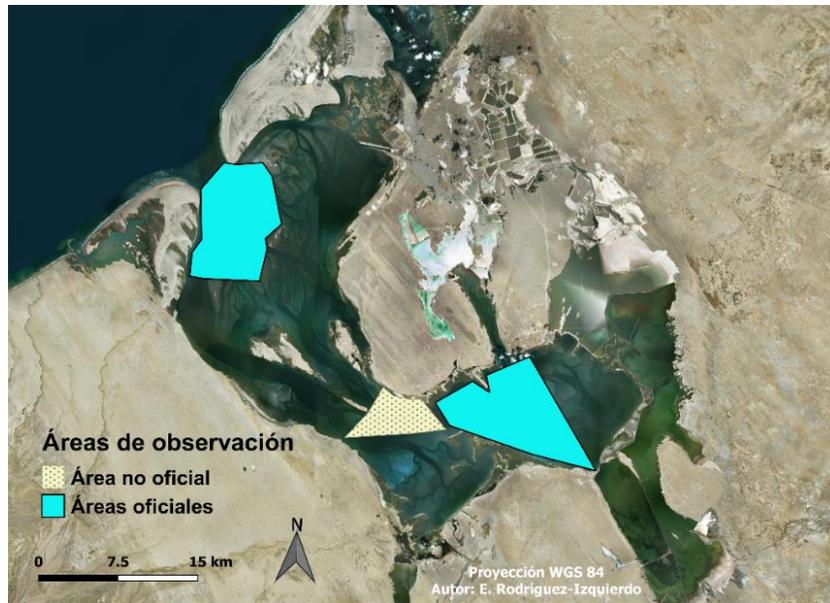


Figura 5. Áreas de observación oficiales (en azul) y no oficial (punteada) en Ojo de Liebre.

2.2.1 Antecedentes

2.2.1.1 Trabajos previos en la determinación del número máximo de embarcaciones de observación de ballenas

Los estudios previos sobre los impactos de la actividad de observación de cetáceos han utilizado modelos estadísticos o modelos basados en agentes para cuantificar los impactos a corto plazo (New et al., 2015; Pirodda et al., 2014). Otras investigaciones han tratado de traducir los efectos a corto plazo en costos fisiológicos para evaluar los efectos a largo plazo en la dinámica poblacional (New et al., 2014), o bien han abordado la relación entre la masificación de embarcaciones y la satisfacción de los turistas (Avila-Foucat et al., 2017; Bentz et al., 2016; Needham et al., 2011), también ha habido estudios que han indicado la necesidad de determinar la capacidad de carga de turistas para prevenir efectos adversos al ambiente (Hoyt, 2005).

Para el caso particular de la observación de ballena gris en México, existe un estudio del 2016 sobre el límite de cambio aceptable y la capacidad de carga para las actividades turístico-recreativas que se realizan dentro de la REBIVI (Gómez-Gallardo Unzueta et al., 2016). En este estudio la capacidad de carga se divide en una capacidad de carga física —entendida como el área disponible por embarcación en la laguna— y una capacidad de

carga biológica —entendida como la relación entre el promedio de ballenas en las áreas de observación y el número de embarcaciones permitidas alrededor de una ballena o grupo de ballenas. La conclusión principal de este estudio es que no se recomienda incrementar el número de permisos en ninguna de las dos lagunas costeras que incluye la REBIVI. A pesar de ello sigue habiendo barreras importantes para determinar de forma sistemática el número máximo, o capacidad de carga, de embarcaciones de observación de ballenas.

2.2.1.2 Programa de Ordenamiento Ecológico Marino y Regional del Pacífico Norte

Los estudios técnicos para el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino y Regional del Pacífico Norte (POEMRPN) se empezaron a desarrollar en 2012 (D.O.F., 2018). En particular, como parte de la etapa de pronóstico, se tuvieron reuniones sobre la observación de ballena gris con diversos expertos en febrero de 2013. Con base en estas reuniones se desarrolló un modelo de simulación dinámica que representaba la interacción entre el turismo de naturaleza (i.e. observación de ballenas) y la población de ballena gris (**Figura 6**).

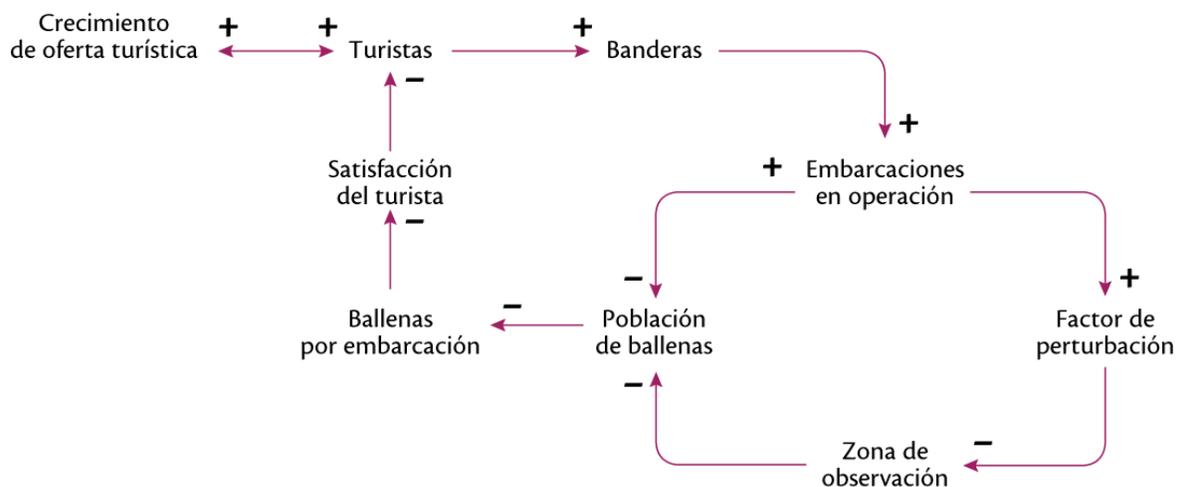


Figura 6. Diagrama de flujo que representa los mecanismos a través de los cuales se afecta la integridad funcional del hábitat reproductivo y de crianza de la ballena gris.

El modelo original plantea en el primer flujo, que la demanda por servicios de observación de ballena gris (número de turistas) depende del número de ballenas observadas (ballenas por embarcación), del beneficio que los turistas hayan tenido en el pasado (satisfacción del turista), y del número de cuartos disponibles en el destino turístico (crecimiento de oferta

turística). Así, el incremento en la demanda por servicio de observación de ballena gris genera un mayor número de solicitudes de permisos (banderas) y la autoridad responde a estas solicitudes cuando el número de turistas satura la capacidad de los prestadores de servicios. De manera que, en el segundo flujo, el incremento de los permisos (banderas) se traduce en un aumento en las embarcaciones que realizan actividades de observación simultáneamente (embarcaciones en operación) y el tránsito de embarcaciones genera ruido que afecta la integridad funcional del hábitat para ballena gris (factor de perturbación). La afectación o pérdida de la integridad funcional del hábitat de reproducción y crianza (zona de observación) se manifiesta en una reducción de la población de ballena gris (población de ballenas). Finalmente, en el tercer flujo, se representa que el beneficio que recibe el turista está asociado al número de ballenas grises que es posible observar en un viaje (ballenas por embarcación), de forma que el número de ballenas por embarcación depende de cuántas embarcaciones estén prestando el servicio de observación simultáneamente (embarcaciones en operación), lo cual depende del número de los permisos correspondientes (banderas). Este modelo fue el que retomé para el desarrollo de mi tesis.

2.3 Método

El enfoque metodológico que propongo desarrollar ilustrará cómo se puede generar información científica clara y transparente en condiciones de incertidumbre profunda. A través del caso de estudio desarrollaré la información necesaria para establecer la capacidad de carga legal —es decir, el número máximo de embarcaciones de observación de ballenas. Así, en mi investigación, la capacidad de carga está asociada a un umbral ecológico crítico. En particular, el método implica: a) desarrollar un modelo de sistemas dinámico; b) determinar el umbral ecológico crítico del SSE; y c) caracterizar el riesgo ecológico con relación al umbral ecológico crítico. Además, este enfoque metodológico se sintetiza en un objeto de frontera —entendido como el modelo y los resultados.

2.3.1 Modelación de sistemas dinámicos

En esta parte de la disertación presentaré todo el desarrollo del modelo lo que incluye el modelo conceptual y las ecuaciones matemáticas. En esta etapa de mi investigación abordé

mi primer objetivo particular (desarrollar un modelo de sistemas dinámico que represente la interacción entre las embarcaciones dedicadas a la actividad de observación y las ballenas en Ojo de Liebre).

Para desarrollar el modelo de sistemas dinámico se siguió el formato de axioma-definición-teorema (Bunge, 2001). Los principales rasgos de la axiomática son el rigor (se muestra la lógica subyacente, así como los supuestos) y la sistematicidad (porque todos los predicados son coherentes en virtud de la relación de implicación). Así, el modelo se basa en los siguientes axiomas:

1. La Reserva de la Biosfera Complejo Lagunar Ojo de Liebre es hábitat de reproducción y crianza de la población nororiental de ballena gris del Pacífico Norte.
2. La actividad de observación de ballenas se realiza en embarcaciones.
3. Las ballenas son sensibles a la operación de embarcaciones.
4. La abundancia de ballenas en la laguna depende, en parte, de la calidad del hábitat.
5. La actividad de observación de ballenas está regulada a través de permisos y zonificación.

De estos axiomas, se desprenden los siguientes teoremas:

1. A menor calidad del hábitat, menor abundancia de ballenas en la laguna (axiomas 1 y 4).
2. La operación de embarcaciones modifica la calidad del hábitat (axiomas 2, 3 y 4)
3. La calidad del hábitat se mantiene limitando el número de permisos en la zona de observación (axioma 5; teorema 2).

El modelo de sistemas dinámico está compuesto por dos subsistemas que interactúan de forma dinámica: el socioeconómico y el ambiental (**Figura 7**). En el subsistema socioeconómico se simula la relación entre la inversión turística, medida en número de cuartos y el número de embarcaciones de observación de ballenas. En el subsistema ambiental se simula el impacto de las embarcaciones en la calidad del hábitat (disponible) para la reproducción y crianza de la ballena gris y su efecto en la abundancia de ballenas en la laguna. El subsistema socioeconómico afecta al ambiental a través del efecto subletal de las embarcaciones —el efecto subletal se refiere a los cambios en comportamiento, respuestas estrés agudas o efectos a largo plazo (p.ej. crecimiento retrasado, desarrollo de enfermedades)

que debilitan el estado físico de los individuos y puede conllevar efectos negativos a nivel poblacional (Wilson et al., 2014). El subsistema ambiental interactúa con el socioeconómico mediante la satisfacción del turista (i.e. la relación entre el número de embarcaciones y la abundancia de ballenas). Este modelo se implementó como un modelo de acervos y flujos (*stock and flow*, en inglés) y dado que es un modelo de sistemas, se desarrolló con el objetivo de describir el comportamiento colectivo, no el de elementos individuales y, por esta razón, se planteó a través de características medias del colectivo.

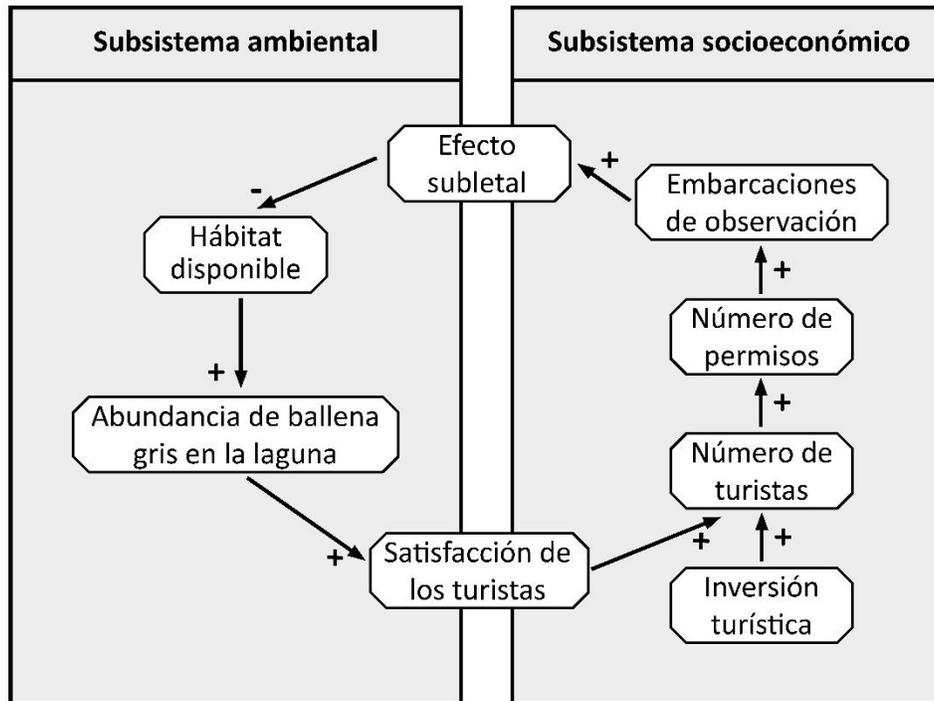


Figura 7. Diagrama conceptual del modelo de sistemas dinámico. (+) indica una relación positiva entre las variables y (-) una relación negativa.

En relación al subsistema ambiental (**Figura 8**), la abundancia de ballena gris se simuló utilizando el modelo estándar de crecimiento logístico con cosecha (Hilborn y Walters, 1992; Schaefer, 1991):

$$\frac{dw}{dt} = r_b w_t \left(1 - \frac{w_t}{K_l}\right) - h_t, \quad [1]$$

donde w es la abundancia de ballena gris, r_b es la tasa intrínseca de crecimiento, K_l es la capacidad de carga de la laguna Ojo de Liebre (es decir, el número máximo de ballenas que,

biológicamente, podría albergar la laguna), h_t es el factor de cosecha y b , l , y t son los índices que corresponden a ballenas, laguna y tiempo, respectivamente.

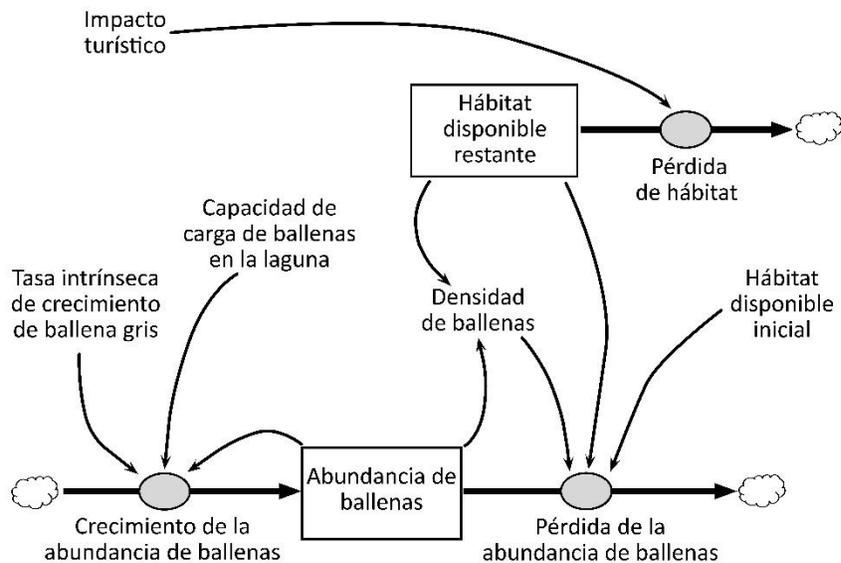


Figura 8. Simplificación del modelo de acervos y flujos para el cambio en la abundancia de ballenas; las cajas blancas corresponden a los acervos (variables de estado), los óvalos grises a los flujos (tasas), las nubes blancas a fuentes o sumideros⁴, y el texto conectado por flechas a constantes o a variables auxiliares.

En la **ecuación 1** se resume la biología de la ballena gris. Tanto la tasa intrínseca de crecimiento (r_b) como la capacidad de carga de la laguna Ojo de Liebre (K_l) son parámetros con un alto nivel de incertidumbre. Cabe destacar que se requieren más estudios sobre el tamaño de la población y las tendencias poblacionales (Cooke, 2018). Así, no es de extrañar que para la r_b no existe prácticamente información. Punt y Wade (2012) estimaron, a través de métodos Bayesianos, que la tasa de crecimiento para el caso de la población nororiental de ballena gris del Pacífico Norte era de entre 5.7-6.8%. Sin embargo, los mismos autores reconocen que sus estimaciones teóricas eran mayores que la tasa de crecimiento observada. En relación con la capacidad de carga de la laguna K_l no hay, hasta la fecha, ningún estudio.

⁴ Las fuentes y los sumideros son acervos que se encuentran fuera de los límites del modelo y se utilizan para mostrar que un acervo fluye desde una fuente o hacia un sumidero.

Respecto al factor de cosecha de la **ecuación 1**, cabe resaltar que, de forma general, este factor simula la extracción de biomasa que conlleva el desarrollo de una actividad. Sin embargo, en este caso, la cosecha se conceptualizó como la reducción en la abundancia de ballenas causada por el efecto subletal de la observación de ballenas (axioma 3 y teorema 2, referidos anteriormente). Esta conceptualización se basa en el posible disturbio, a largo plazo, originado por el ruido que causan las embarcaciones de observación de ballenas y que puede conllevar que las ballenas estén sujetas a un estrés crónico (Parsons, 2012; Parsons et al., 2015). Este efecto subletal, puede originar que a largo plazo se disminuya la condición física de las ballenas afectadas (Lusseau y Bejder, 2007; Wright et al., 2007).

El conocimiento sobre la posible afectación por ruido de cada embarcación es muy limitado. Entre los estudios realizados al respecto, cabe destacar que Richter y colaboradores (2006) detectaron que los cachalotes (*Physeter macrocephalus*) cambiaban su dirección de nado al encontrarse con las embarcaciones de observación de ballenas. Esto es algo que no se observa en el caso de la ballena gris en Ojo de Liebre, la cual parece tener un comportamiento amistoso, particularmente con las pequeñas embarcaciones turísticas con motores fuera borda (Dedina, 2000). Sin embargo, Richter y colaboradores (2006) destacan que los cachalotes residentes eran menos propensos a este comportamiento evasivo, lo que podría indicar cierta habituación. Pero quizá el estudio más relevante para este caso fue el realizado por Sánchez Pacheco (1997) en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. En este estudio se buscaba determinar el número máximo simultáneo de embarcaciones considerando, precisamente, que el cambio en la dirección de movimiento de la ballena era un indicador de perturbación. Así, Sánchez Pacheco (1997) proponía un total de 12 embarcaciones para la Laguna Ojo de Liebre.

Con base en lo anterior, se decidió representar el efecto subletal de cada embarcación de forma espacial. Así, en el modelo, el efecto subletal se considera proporcional a la pérdida en la calidad del hábitat de reproducción y crianza. Esta pérdida es permanente y, por tanto, acumulativa. Dado que el disturbio de cada embarcación es consecuencia del ruido, se considera que cada embarcación tiene una área de disturbio a su alrededor. Para ello, se retoma la conceptualización propuesta en la NOM-131-SEMARNAT-2010 (Norma Oficial Mexicana que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat). En esta

Norma Oficial, se establece una distancia de observación (60m para embarcaciones menores) y de espera (240m para cualquier embarcación) que viene delimitada por el área de una circunferencia (**Figura 9**).

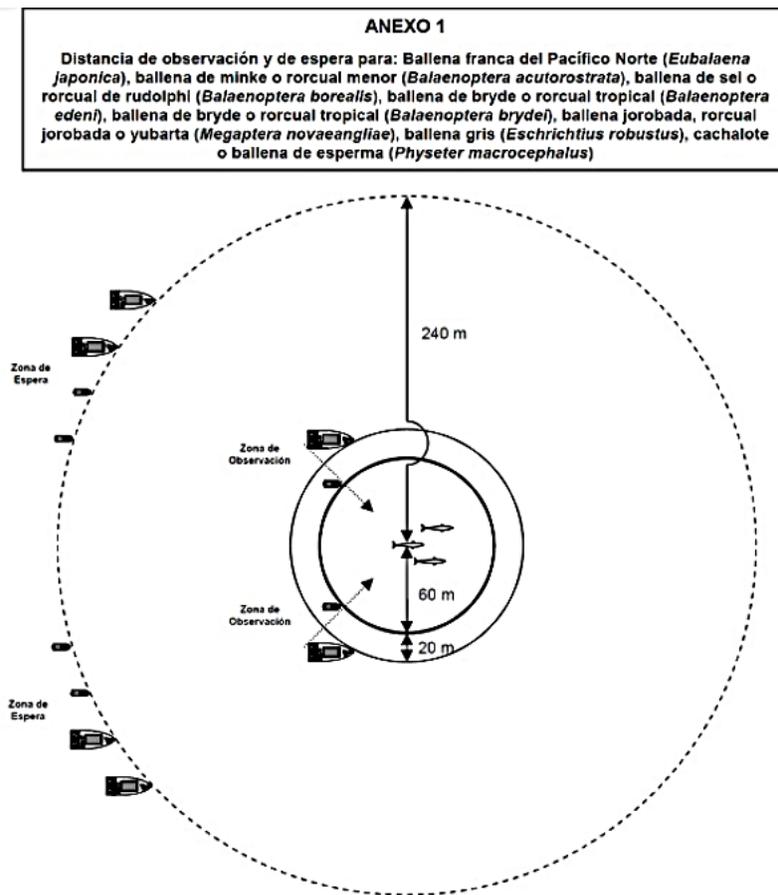


Figura 9. Distancias de observación y de espera establecidas en el Anexo 1 de la NOM-131-SEMARNAT-2010 para el caso, entre otras especies, de la ballena gris (D.O.F., 2011).

En consecuencia, el efecto subletal se representa como el área alrededor de cada embarcación de observación que disminuye la calidad del hábitat disponible (**Figura 10**). Esto implica que el efecto subletal es sensible al tamaño inicial del hábitat disponible. El hábitat disponible inicial corresponde al área total de las áreas de observación oficiales y *de facto* en Ojo de Liebre (**Figura 5**). Con ello, se busca minimizar la posibilidad de subestimar el impacto de la observación de ballenas al representar el máximo efecto posible en las áreas donde la actividad está autorizada, dado que son zonas de la laguna elegidas por la concurrencia y

distribución de ballenas (D.O.F., 2011). En la primera iteración del modelo, el área de disturbio de cada embarcación se resta al área del hábitat disponible inicial, de manera que el área remanente corresponde al hábitat disponible restante (**Figura 10**). Por tanto, a mayor número de embarcaciones, menor será el hábitat disponible restante (y a la inversa).

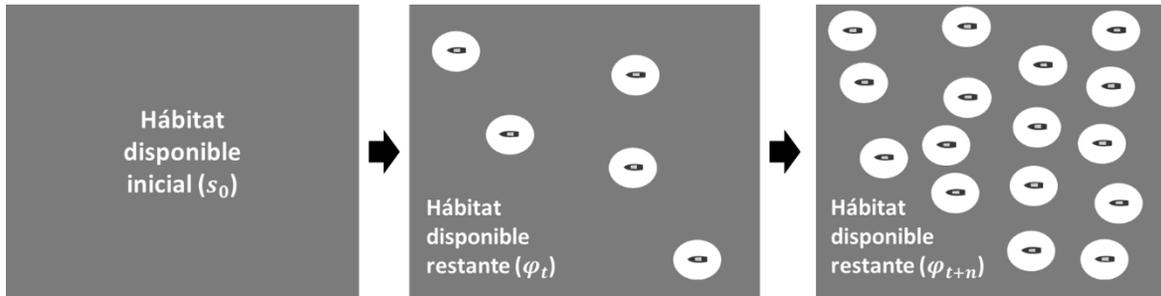


Figura 10. Representación de cómo se simula la pérdida hábitat disponible en el modelo de simulación dinámica. El cuadrado de la izquierda representa el hábitat disponible inicial (s_0) el cual se ve reducido por el efecto de las embarcaciones (círculos blancos en los cuadrados del medio y derecho); el hábitat disponible restante (φ_t) en un tiempo de simulación (t) y en otro tiempo de simulación posterior ($t+n$) es el resultado de restarle a s_0 el área de disturbio de cada embarcación.

De modo que el efecto subletal (es decir, el factor de cosecha en la **ecuación 1**), se calcula de la siguiente forma:

$$\frac{dh}{dt} = (s_0 - \varphi_t) \rho_t, \quad [2]$$

donde s_0 es el hábitat disponible inicial, φ es el hábitat disponible restante, ρ es la densidad de ballenas en la laguna Ojo de Liebre, y el índice θ corresponde al inicio de la simulación. Esta **ecuación 2** es una función de transferencia que relaciona, mediante la densidad de ballenas en la laguna, el área afectada por la observación de ballenas y la disminución en la abundancia de ballenas en la laguna.

El hábitat disponible restante (φ) corresponde a una variable de estado en el modelo (**Figura 8**). Así, a través de la representación espacial (en términos de pérdida de hectáreas) se operacionaliza el concepto del efecto subletal. De hecho, lo que se está tratando de representar es una competencia por el espacio entre las embarcaciones y las ballenas. Es decir, las ballenas no pueden llevar a cabo, sin ser molestadas, sus funciones naturales de reproducción y crianza en esas zonas de la laguna, por eso, es que se representa que las

embarcaciones disminuyen el hábitat disponible para las ballenas. El cálculo de φ es de la siguiente forma:

$$\varphi_t = - \int s dt + s_0 , \quad [3]$$

donde s es la pérdida de hábitat disponible debida a la observación de ballenas, y s_0 es el hábitat disponible inicial.

La tasa de pérdida del hábitat disponible viene dada por:

$$\frac{ds}{dt} = [\pi \mu^2] \beta_t f , \quad [4]$$

donde μ es el radio de influencia de cada embarcación, β es el número de embarcaciones (con permiso) de observación de ballenas y f es la intensidad del impacto de la observación de ballenas. En la **ecuación 4**, la operación entre corchetes es donde se calcula el área (unitaria) de disturbio alrededor de una embarcación y que corresponde al área de una circunferencia. Es decir, que todas las embarcaciones tienen el mismo área de disturbio. Por eso, esa área unitaria se multiplica por el número de embarcaciones de observación de ballenas en operación (y que tienen un permiso). Siguiendo lo planteado por Bojórquez-Tapia y colaboradores (1998) para calcular un impacto se necesitan tres criterios básicos: la magnitud o intensidad, la extensión espacial y la duración (MED, por sus siglas en inglés). Pues bien, con los tres primeros parámetros de la **ecuación 4** (i.e. $[\pi \mu^2] \beta_t$) se está representando la extensión espacial del impacto de la observación de ballenas. Como cada iteración del modelo simula una temporada de avistamiento, ya se está incorporando la duración del impacto; por último a través de f se representa la intensidad del impacto de la observación de ballenas. Este parámetro sirve para representar el grado de afectación de la actividad, y es una caja negra, en el sentido de que con ello se engloban todo un conjunto (indefinido) de impactos del turismo —como la descarga de aguas residuales u otras fuentes de polución.

En relación con el subsistema socioeconómico (**Figura 7**), en esta parte del modelo se simula la relación entre la oferta turística y el número de embarcaciones de observación de ballenas (**Figura 11**). En el modelo, hay dos cosas que la autoridad puede hacer, regular el turismo o regular el número de permisos para limitar el número de embarcaciones de observación de ballenas. Ahora bien, con base a las atribuciones de la autoridad ambiental, lo que realmente puede regular la autoridad ambiental es el número de permisos. Sin

embargo, si no hubiera demanda turística, la actividad de observación de ballenas no tendría razón de ser (puesto que no sería una actividad económica viable). Por tanto, el mecanismo que desencadena la actividad de observación de ballenas es el turismo.

El crecimiento de la oferta turística (θ), medido en el incremento anual del número de cuartos de hoteles/hostales, se calcula a través de un modelo de crecimiento logístico:

$$\frac{d\theta}{dt} = r_{\theta} \theta_t \left(1 - \frac{\theta_t}{K_{\theta}}\right), \quad [5]$$

donde θ es la oferta turística, K_{θ} es la capacidad de carga turística y r_{θ} es la tasa intrínseca de crecimiento turístico.

Una versión simplificada de flujos y acervos en el subsistema socioeconómico sirve para ilustrar cómo se modeló el cambio en el número de embarcaciones de observación de ballenas en respuesta al turismo (**Figura 11**).

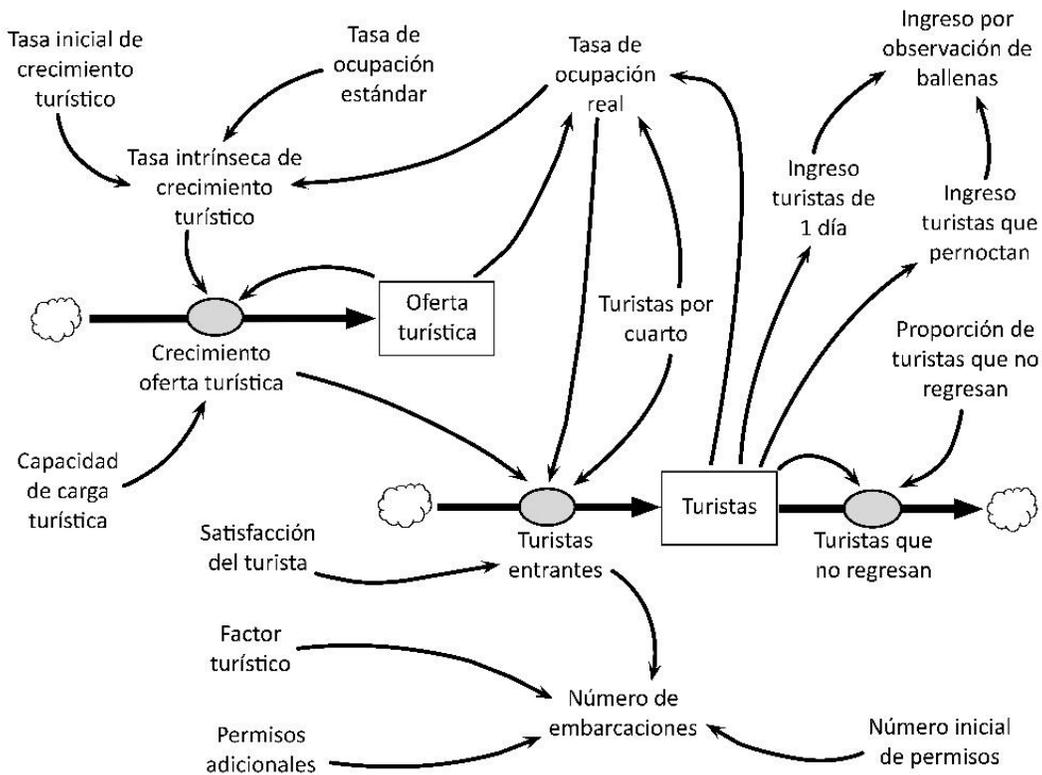


Figura 11. Simplificación del modelo de acervos y flujos para el cambio en el número de embarcaciones y turistas; las cajas blancas corresponden a los acervos (variables de estado), los óvalos grises a los flujos (tasas), las nubes blancas a fuentes o sumideros, y el texto conectado por flechas a constantes o a variables auxiliares.

La tasa intrínseca de crecimiento turístico (r_θ) viene dada por:

$$r_\theta = \frac{r_0 \gamma}{\varrho}, \quad [6]$$

donde r_0 la tasa inicial de crecimiento turístico, γ es la tasa de ocupación real y ϱ es la tasa de ocupación estándar. En la **ecuación 6**, se establece la relación entre la ocupación real (influenciada por la satisfacción del turista) y la ocupación esperada (ϱ). Al principio la ocupación real, en general, es mayor que la esperada porque el número de turistas totales suele ser mayor que el número de turistas que pernoctan (excepto cuando se considera un número inicial de turistas mínimo, que entonces el número total de turistas es casi el mismo que el de turistas que pernoctan). Ello hace que al inicio haya un crecimiento rápido de la oferta turística (donde $r_\theta > r_0$). La tasa de ocupación esperada se considera que es del 80% y es un parámetro que se mantiene constante en el modelo porque si se considerara que la ocupación esperada es baja, no tendría sentido aumentar la oferta turística. Si ϱ se remueve del modelo las tendencias siguen siendo las mismas. Sin embargo, se optó por mantenerlo porque este parámetro hace que haya un crecimiento más alto de la oferta turística (aunque plausible). Ello sirve para hacer más hincapié en el papel del turismo en el incremento de la actividad de observación de ballenas.

La oferta turística (θ_t), es otra de las variables de estado del modelo (**Figura 11**) y viene dada por:

$$\theta_t = \int \theta dt + \theta_0, \quad [7]$$

donde θ_0 es la oferta turística inicial. A través de la DENU (en INEGI.org.mx) se obtuvo que, en 2017, había 16 hoteles y hostales en Guerrero Negro. Se consideró que cada establecimiento tenía 6 habitaciones, por lo que se redondeó a un valor inicial (θ_0) de 100 cuartos.

Los turistas entrantes (τ) se calculan mediante la conversión del crecimiento de la oferta turística a número de turistas nuevos que llegan a la laguna cada temporada. De forma que el número de turistas entrantes viene dado por:

$$\frac{d\tau}{dt} = \theta_t \gamma \varepsilon \alpha, \quad [8]$$

donde ε es el número de turistas por habitación y α la satisfacción de los turistas (**Figura 7 y Figura 11**). Así, el número de turistas entrante no sólo se ve afectado por el número de cuartos disponibles (i.e. la oferta turística) sino que también está afectado por la experiencia en la observación de ballenas (la satisfacción de los turistas).

El número total de turistas (ζ) en Ojo de Liebre cada temporada viene dado por:

$$\zeta_t = \tau_t - \eta_t, \quad [9]$$

donde η es el número de turistas que no regresan a Ojo de Liebre. Este número de turistas, a su vez, viene dado por:

$$\frac{d\eta}{dt} = \zeta_t \Gamma, \quad [10]$$

donde Γ es la proporción de turistas que no regresan. Este parámetro es una constante en el modelo y representa que una pequeña porción de los turistas no regresará otro año a la laguna o no lo recomendará a otros turistas.

La tasa de ocupación real (γ) relaciona el número total de turistas con la oferta turística y el número de turistas por cuarto, y viene dada por:

$$\gamma_t = \frac{\zeta_t}{\varepsilon \theta}. \quad [11]$$

La satisfacción de los turistas está basada en el concepto de la congestión de embarcaciones (*boat crowding*, en inglés) alrededor de una ballena o grupo de ballenas (Avila-Foucat et al., 2017, 2013). En la literatura, se ha identificado que los turistas prefieren que haya pocas embarcaciones alrededor de las ballenas y que el número de ballenas avistadas no es tan importante. De manera que, la satisfacción de los turistas (α) viene dada por:

$$\frac{d\alpha}{dt} = 1 - \delta_t, \quad [12]$$

donde δ_t es la relación entre el número de embarcaciones de observación de ballenas y la abundancia de ballenas en la laguna. El valor de la satisfacción de los turistas se encuentra normalizado entre 0 y 1, donde 1 es lo ideal y 0 el anti-ideal. De forma que, si la abundancia de ballenas fuera constante, a mayor número de embarcaciones menor sería la satisfacción

de los turistas. Cabe destacar que la satisfacción de los turistas no afecta directamente al número de embarcaciones pero sí afecta directamente al número de turistas entrante (**ecuación 8**). Por lo tanto, si la experiencia es satisfactoria, se tiene una retroalimentación positiva que hace que el número de turistas aumente, de lo contrario, el número de turistas entrantes no incrementa sin importar que siga aumentando la oferta turística. Ahora bien, de acuerdo con la NOM-131-SEMARNAT-2010 no puede haber más de cuatro embarcaciones alrededor de una ballena o grupo de ballenas, y el resto de embarcaciones tienen que estar en la zona de espera, a una distancia de 240m para el caso de la ballena gris (**Figura 9**). Aunque hay ballenas solitarias o madres con crías, se supuso que las ballenas en la laguna están en grupos de tres ballenas pues el apareamiento suele ocurrir en grupos de tres ballenas, una hembra y dos machos⁵. Con ello, se busca saber la relación que hay entre el número de grupos de embarcaciones que hay operando (numerador de la **ecuación 13**) en esa temporada y los grupos potenciales de embarcaciones (considerando el máximo permitido legalmente) por grupo de ballenas (denominador de la **ecuación 13**). Así, la relación entre embarcaciones y la abundancia de ballenas en la laguna (δ) viene dada por la siguiente expresión:

$$\frac{d\delta}{dt} = \frac{(\beta_t/4)}{[(w_t/g)/4]}, \quad [13]$$

donde w_t es la abundancia de ballena gris, g son el número de ballenas por grupo (este es un valor constante de tres ballenas por grupo) y β_t es el número de embarcaciones de observación de ballenas en operación. El valor de cuatro corresponde al número máximo de embarcaciones que legalmente pueden estar alrededor de una ballena o grupos de ballenas.

El número de embarcaciones de observación de ballenas incrementa en relación al número de turistas entrantes cada temporada (**Figura 7** y **Figura 11**). Así, los nuevos permisos sólo se dan si hay la suficiente demanda turística. Es decir, se considera que no hay presión sobre la autoridad ambiental para dar más permisos si la actividad turística no crece. Para simular esta relación se utiliza la variable denominada factor turístico (v) que representa el incremento mínimo necesario en el número de turistas para que exista la presión sobre la autoridad para dar nuevos permisos e incrementar así la flota de embarcaciones de

⁵ Accedido el 02/03/2018 en <http://marinebio.net/marinescience/05nektion/GWlagoons.htm>

observación de ballenas en la laguna. De modo que, el incremento en el número de embarcaciones de observación de ballenas (β) viene dado por:

$$\frac{d\beta}{dt} = \beta_0 + \psi ; \quad [14]$$

si $\tau_t \geq v_t$ entonces $1 \leq \psi \leq 3$, de lo contrario $\psi = 0$,

donde β_0 es el número inicial de permisos, ψ es el número de permisos adicionales (es decir, el número de embarcaciones que se añaden a la flota existente) que se añaden cada año y v es el factor turístico. Para este factor turístico no existen datos, pero la idea es que por ejemplo, un factor pequeño simula una autoridad que da nuevos permisos fácilmente. Así, en este ejemplo, a un pequeño incremento de la actividad turística, la autoridad responde ampliando el número de embarcaciones. Además, no sólo se simula la facilidad con la que responde la autoridad a la presión turística sino en qué grado responde. Para ello se varía el número de nuevos permisos que otorgaría la autoridad cada temporada. Nótese que se puede variar el valor tanto de v como ψ pero que el valor elegido al inicio de la simulación permanece constante para todas las iteraciones del modelo. Es decir, si por ejemplo, se considera una autoridad que necesita mucha presión turística (i.e. $v = 500$ turistas) para dar nuevos permisos pero que cuando accede, da muchos permisos (i.e. $\psi = 3$ permisos), entonces cada temporada (cada iteración del modelo) estas dos variables tienen siempre estos dos valores elegidos al inicio (500 turistas y tres permisos nuevos).

Finalmente, añadí un indicador de los ingresos económicos derivados de la observación de ballenas en Ojo de Liebre (**Figura 11**). Con base al estudio de Brenner y colaboradores (2016) diferencié entre turistas que pernoctan (87%) y los turistas que sólo van hasta Guerrero Negro para hacer la observación de ballenas (13%) pero no se quedan más tiempo. En este estudio se calculó que los turistas que pernoctan (κ) tienen un gasto promedio de 23 dólares (de Estados Unidos) y que tienen una estancia promedio de 3 días; mientras que los turistas de un día (v) tienen un gasto promedio de 35 dólares (de Estados Unidos). De manera que, el total de ingresos económicos por observación de ballenas (Ω) en Ojo de Liebre cada temporada viene dado por:

$$\Omega = v + \kappa , \quad [15]$$

donde:

$$v = \zeta_t * 0.13 * 35, \text{ y} \quad [16]$$

$$\kappa = \zeta_t * 0.87 * 23. \quad [17]$$

Todo este modelo se desarrolló utilizando el software Vensim PLE[®] utilizando un tiempo de simulación de 100 iteraciones, donde cada iteración correspondía a una temporada, es decir a un año. La versión de este modelo (en inglés) está accesible en:

https://github.com/13Emilio/GrayWhale_Model.git

2.3.2 Evaluación del riesgo ecológico

Una vez desarrollado el modelo de simulación dinámica, a través de experimentos computacionales se puede llegar a establecer el umbral ecológico crítico y hacer visible las consecuencias de sobrepasar una capacidad de carga de embarcaciones. Para ello, primero añadí aleatoriedad al modelo a través de simulaciones de Monte Carlo y llevé a cabo un análisis de sensibilidad. Con ello, busqué dar respuesta a la pregunta de: ¿en qué medida la modelación de sistemas socio-ecológicos puede contribuir a generar información útil para la conservación de especies protegidas bajo condiciones de alta incertidumbre? A continuación, determiné el umbral ecológico crítico a través de un análisis de las varianzas y por último caractericé el riesgo ecológico. Con ello, busqué dar respuesta a la pregunta de: ¿en qué medida el número de permisos de avistamiento de ballena gris conlleva implícito el significado del concepto capacidad de carga de un SSE? Todo ello lo realicé para dos estrategias de manejo: una estrategia simulaba que no había intervención del gobierno, y que por tanto fuera el mercado el que estableciera el número máximo de embarcaciones de observación; en la otra estrategia simulaba la intervención de la autoridad ambiental para establecer un límite máximo de permisos. Así, en esta etapa de mi investigación abordé mi segundo objetivo particular (establecer el umbral ecológico crítico).

2.3.2.1 Simulaciones de Monte Carlo

Este tipo de simulaciones permite que los parámetros del modelo puedan variar su valor de forma aleatoria. Así, el resultado de las simulaciones puede variar de una simulación a otra, es decir el modelo no es determinístico, sino que es probabilístico o estocástico (Shiflet y Shiflet, 2014). Dado que se tiene un conocimiento limitado para varios parámetros del modelo y que incluso para algunos ni siquiera hay datos, el poder variar el valor que toma cada parámetro dentro de un rango determinado, permite hacer frente a la incertidumbre de manera más sistemática. Así, se pueden explorar diferentes opciones de forma rigurosa y, a través, del análisis de los resultados identificar tendencias en el comportamiento del modelo a pesar de la aleatoriedad en los valores que toman los parámetros del modelo.

Las simulaciones se generaron a través de variar el radio de influencia de cada embarcación (μ), en un rango de los 50-250 metros, en combinación con diferentes rangos y funciones de distribución de los parámetros del modelo (**Tabla 2**). Para ello, se hicieron 50,000 simulaciones (series de tiempo) con 100 iteraciones (pasos) para cada simulación. El modelo se corrió 50,000 veces para asegurar que había una representación suficiente de las combinaciones de valores posibles de los parámetros. De esta manera, la estocasticidad está en la elección de las condiciones iniciales de cada simulación, es decir, en el valor de los parámetros al inicio de cada simulación y ya luego el modelo se comporta de forma determinística. Para ello, se utilizó el software de Crystal Ball[®]. En consecuencia, el modelo de simulación dinámica se tuvo que trasladar a Microsoft Excel.

Para establecer los posibles valores de cada parámetro se utilizaron tres tipos de distribuciones de probabilidad: triangular, uniforme y uniforme discreta. La distribución de probabilidad triangular se utiliza típicamente en contextos de incertidumbre o datos limitados. Este tipo de distribución requiere especificar un valor mínimo, un máximo y un valor más probable (Back et al., 2000). La distribución de probabilidad uniforme es continua y simétrica, de forma que todos los valores entre el mínimo y el máximo son igualmente probables. La distribución discreta uniforme es también simétrica pero en este caso sólo hay un número finito de valores que son igualmente probables de ser observados.

Tabla 2. Variables simuladas, sus rangos y distribuciones de probabilidad asociadas para las simulaciones de Monte Carlo del modelo de sistemas dinámico de la interacción entre las embarcaciones de observación y la ballena gris en Ojo de Liebre.

Variable	Rango	Distribución de probabilidad
Abundancia inicial de ballena gris, w_0 (individuos) ^a	573-1,240-2,107	Triangular
Tasa intrínseca de crecimiento de las ballenas ^b , r_b	0.025-0.032	Uniforme
Capacidad de carga de la laguna Ojo de Liebre, K_l (individuos)	2,100-2,550-3,000	Triangular
Número de permisos adicionales, ψ (permisos/año)	1-3	Discreta uniforme
Número inicial de turistas, ζ_0 (turistas) ^c	6,700-9,547-10,800	Triangular
Capacidad de carga turística, K_θ (cuartos)	160-500-800	Triangular
Intensidad del impacto de la observación de ballenas, f	0.001-0.05	Uniforme
Tasa intrínseca de crecimiento turística, r_θ	0.01-0.05-0.10	Triangular
Factor turístico, v (turistas)	100-300-500	Triangular

^a CONANP (2010); ^b Bradford et al. (2008); ^c Brenner et al. (2016)

Para el radio de influencia de cada embarcación (μ) se utilizó como referencia lo establecido por la Norma Oficial Mexicana (NOM-131-SEMARNAT-2010) —que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas— respecto a la distancia mínima para la zona de observación (60m) y la distancia mínima para la zona de espera (240m) para las embarcaciones de observación de ballena gris (**Figura 9**). Utilicé una distribución de probabilidad discreta uniforme para explorar cinco valores diferentes de μ (50, 100, 150, 200 y 250). Así, cada uno de los cinco valores posibles de μ tenía la misma probabilidad de ser observado en las 50,000 simulaciones que se realizaron. La abundancia inicial de ballenas (w_0) proviene de una serie de tiempo de 14 años

de datos oficiales correspondientes al programa de monitoreo de la ballena gris en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno para el período de 1996 a 2010 (**Tabla 1**). Estos datos de abundancia corresponden al total de los conteos máximos de madres con crías y adultos o juveniles solitarios observados durante los censos que se realizan cada año como parte del programa de monitoreo. De estos datos se obtuvo la abundancia mínima y la máxima (573 y 2,107 individuos, respectivamente). Para este parámetro utilicé una función de distribución triangular. Así, además del mínimo y el máximo, se requería establecer cuál era el valor más probable, para ello se consideró la media (1,237 individuos; intervalo de confianza al 95%: 951-1,524 individuos) redondeada a 1,240 individuos. Con respecto a la tasa intrínseca de crecimiento de las ballenas (r_b) se utilizó los datos reportados por Bradford y colaboradores (2008) que estimaron que la tasa de crecimiento para la población noroccidental de ballena gris estaba entre el 2.5 y el 3.2%. Para este parámetro se empleó una distribución continua, de forma que todos los valores entre 2.5 y 3.2 eran igualmente posibles. Existe un estudio de Punt y Wade (2012) que estima, a través de métodos Bayesianos, que la tasa de crecimiento para la población nororiental de ballena gris está entre 5.7 y 6.8% (el doble que la considerada en este estudio). Sin embargo, los mismos autores reconocen sus estimaciones teóricas de la tasa de crecimiento son mayores a las tasas observadas. Por ello, opté por un valor más conservador de la tasa de crecimiento de ballenas. La capacidad de carga de ballenas de la laguna Ojo de Liebre (K_l) se derivó del valor máximo de abundancia de ballena gris en la laguna. Utilicé una distribución triangular, donde el mínimo (2,100 individuos) correspondía a la abundancia máxima registrada en el período 1996-2010; el valor máximo se estableció en 3,000 individuos y estuvo basado en una estimación, no oficial, de abundancia de alrededor de 2,700 individuos en el año 2012 (Brenner et al., 2016). Para el valor más probable se eligió la media entre el mínimo y el máximo (2,550 individuos). El número de permisos adicionales (ψ) es una constante que puede variar entre uno y tres permisos por año. Mediante pruebas de ensayo-error observé que los resultados de las simulaciones en que se consideraba el valor de tres permisos por año eran ya muy diferentes a los resultados de las simulaciones considerando un permiso nuevo por año. Por ello, el rango de valores lo establecí entre uno y tres permisos por año, y utilicé una distribución discreta uniforme para que los tres valores (1, 2 o 3 permisos/año) fueran igualmente probables de ser observados. Respecto al número inicial de turistas (ζ_0) se utilizó la información sobre turistas en Ojo de

Liebre reportada por Brenner y colaboradores (2016) para el período de 1996 a 2014. Utilicé una distribución triangular con el mínimo (6,700 turistas) y el máximo (10,800 turistas) de la serie de datos antes mencionada y la media (9,547 turistas) como el valor más probable. Además, para este parámetro, como tenía datos empíricos para 18 años, comparé los resultados del modelo al utilizar la distribución triangular y al utilizar una distribución logarítmica normal. La distribución logarítmica normal (LogNorm) se utiliza en situaciones en las que los valores se sesgan positivamente (donde la mayoría de valores están cerca del valor mínimo). En el caso del número inicial de turistas (ζ_0), los datos están sesgados negativamente o a la izquierda. Aún así, al utilizar una distribución LogNorm (con media de 9,547 turistas y desviación estándar de 1,067 turistas), los resultados del modelo fueron prácticamente idénticos. Respecto al parámetro de la capacidad de carga turística (K_θ) utilicé una distribución triangular. El valor mínimo de la distribución lo establecí como la capacidad de carga actual, que estimé en 160 cuartos. De acuerdo con la información de la *DENUÉ* en 2017, había 16 hoteles y hostales en Guerrero Negro, de forma que supuse que cada establecimiento podría tener hasta 10 habitaciones. Para establecer el máximo de la distribución, consideré que la capacidad de carga turística podía llegar a ser hasta cinco veces mayor al valor actual (800 cuartos). El valor más probable para la capacidad de carga turística fue la media, redondeada a 500 cuartos, entre el mínimo y el máximo. La intensidad del impacto de la observación de ballenas (f) sirve para representar el grado de afectación de la actividad, y es una caja negra, en el sentido de que con ello se engloban todo un conjunto (indefinido) de impactos —como la descarga de aguas residuales u otras fuentes de polución— relacionados a la observación de ballenas. Un valor de 0.1% corresponde a un escenario donde los efectos adicionales del turismo son mínimos. A través de pruebas de ensayo-error determiné que con un impacto adicional del 5% los resultados de las simulaciones ya eran notablemente diferentes. Así, para este parámetro utilicé una distribución uniforme donde todos los valores entre 0.1 y 5% eran igualmente probables. Para la tasa intrínseca de crecimiento turístico (r_θ) se consideró un rango entre el 1 y el 10%. Una tasa de crecimiento turístico del 1% representa que, de los 100 cuartos que hay originalmente, el número de cuartos disponibles aumentaría 1 cuarto/año; mientras que una tasa del 10% representaría un crecimiento de 10 cuartos/año. Para este parámetro utilicé una distribución triangular con la media, redondeada a 5%, como el valor más probable. Por último, para el

factor turístico (v) utilicé una distribución triangular donde el valor mínimo lo establecí en 100 turistas. De acuerdo con Brenner y colaboradores (2016) la mayoría (87%) de turistas pernoctan (una media de 3 días) pero sólo toman un tour y gastan en promedio 23 dólares americanos, el otro 13% gastan un promedio de 35 dólares americanos. De forma que 100 turistas nuevos (en un año) corresponderían a un ingreso adicional de casi 50,000 pesos mexicanos⁶. Dado que el factor turístico representa el incremento mínimo necesario en el número de turistas (con respecto al año anterior) para que exista la presión sobre la autoridad para dar nuevos permisos, consideré que menos de 100 turistas no conllevaría un ingreso adicional suficiente para llevar a los prestadores de servicio a pedir más permisos. El valor máximo lo establecí en 500 turistas (i.e. cinco veces el valor mínimo), y el valor más probable corresponde a la media (300 turistas) entre el mínimo y el máximo.

2.3.2.2 Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad se utilizó para determinar la relevancia de cada parámetro en el resultado final del modelo. Este tipo de análisis sirve para explorar el modelo ya que se puede caracterizar en qué grado varían las salidas del modelo con respecto a cambios en los parámetros de entrada (Uusitalo et al., 2015). Para ello, se modifican los valores de los parámetros de entrada del modelo y se estudian los cambios subsecuentes en las salidas del modelo. Este análisis sirve para responder a la pregunta de: ¿qué parámetros son más importantes en la determinación de la incertidumbre en la salida del modelo? (Saltelli et al., 2004; Uusitalo et al., 2015). Así, este análisis contribuye a mejorar la comprensión de las relaciones entre las entradas y salidas del modelo y permite concentrarse en los factores que influyen en el resultado del modelo y omitir factores irrelevantes.

Para el análisis de sensibilidad utilicé el diagrama de Tornado (Ragsdale, 2011). En este análisis probé cada variable de entrada una por una, de manera independiente, con respecto a un parámetro objetivo específico (salidas del modelo). Para cada variable de entrada se necesitaba un estimado de cuál sería el resultado menor, mayor y el base (para el resultado base utilicé el valor de la mediana de las simulaciones); de forma que el parámetro de salida

⁶ $(87 \text{ turistas} \times \$23) + (13 \text{ turistas} \times \$35) = \$2,456 \text{ (dólares)} \times \$20 \text{ (pesos)} = \$49,120 \text{ pesos mexicanos}$

lo modelé como un valor incierto mientras que los demás valores se mantenían en su valor base (**Tabla 3**). Así, en este análisis ordené las variables de entrada en un diagrama de Tornado —un gráfico de barras donde cada categoría se representa de forma vertical, de forma que las barras más grandes aparecen en la parte superior, y las más pequeñas en la parte inferior — con base al grado de afectación al resultado del parámetro objetivo (qué tanto afectaban a la variabilidad del resultado final).

Tabla 3. Valores base (mediana de las simulaciones) para las diez variables de entrada utilizados en el método de Tornado.

Parámetros de entrada	Valor base
Tasa intrínseca de crecimiento turístico, r_{θ}	0.05
Intensidad del impacto de la observación de ballenas, f	0.03
Radio de influencia de cada embarcación, μ (metros)	150.00
Capacidad de carga turística, K_{θ} (cuartos)	489.85
Factor turístico, v (turistas)	300.00
Número inicial de turistas, ζ_0 (turistas)	9,115.85
Tasa intrínseca de crecimiento de las ballenas, r_b	0.03
Abundancia inicial de ballena gris, w_0 (individuos)	1,291.53
Capacidad de carga de la laguna Ojo de Liebre, K_l (individuos)	3,077.50
Número de permisos adicionales, ψ (permisos/año)	2.00

Los parámetros objetivo fueron: a) la abundancia de ballenas; b) la tasa de pérdida de hábitat disponible; c) el número de embarcaciones en operación; d) el hábitat disponible restante; y e) el número de turistas. Dado que el modelo es dinámico, las salidas en un instante determinado dependen del comportamiento de las entradas en momentos anteriores. Para solventar este problema, consideré que la sensibilidad era independiente del tiempo, de forma que centré la atención a instantes fijos (Norton, 2015). En otras palabras, hice el análisis para

las salidas cada 25 años, es decir, para los resultados de cada parámetro objetivo en el tiempo de simulación 25, 50, 75 y 100 (final de la simulación). Además, el número de variables consideradas en el análisis lo fui aumentando poco a poco (repetía el análisis de sensibilidad añadiendo una variable de entrada cada vez) hasta considerar las diez variables de entrada a los que apliqué distribuciones de probabilidad para las simulaciones de Monte Carlo (**Tabla 2**). Con ello busqué identificar si el efecto combinado de los parámetros afectaba a las salidas del modelo.

2.3.2.3 Análisis de las varianzas

En la literatura sobre cambios catastróficos o transiciones críticas (**Figura 1**) ya se han establecido métodos para identificar señales de alerta temprana de umbrales ecológicos críticos (p.ej. Carpenter y Brock, 2006; Dakos et al., 2015; Dakos y Bascompte, 2014; Scheffer et al., 2012). En particular, se ha identificado que cuando se está cerca de un umbral crítico, un pequeño cambio en la variable forzante conlleva grandes cambios en la variable de estado (Bauch et al., 2016; Scheffer, 2009; Scheffer et al., 2009). Con base en estos métodos propongo identificar el umbral ecológico crítico mediante la comparación entre la varianza en la abundancia de ballena gris en la laguna (variable de estado) y la varianza en la tasa de pérdida de hábitat disponible (variable forzante).

Dado que la variable de estado y la forzante tienen unidades de medida distintas, utilicé los coeficientes de variación para poder compararlas. Así, obtuve los coeficientes de variación de la tasa de pérdida de hábitat (s) y de la abundancia de ballenas (w) cada 25 años, es decir, para los tiempos de simulación: 25, 50, 75 y 100. Para ello, primero obtuve los promedios (\bar{w}_t y \bar{s}_t) y las desviaciones estándar (σ_{w_t} y σ_{s_t}) de las 50,000 simulaciones en cada uno de los cuatro tiempos de simulación (representado por el índice t). De forma que el coeficiente de variación (CV) de cada variable en cada uno de los tiempos de simulación viene dado por:

$$CV_{w_t} = \frac{\sigma_{w_t}}{\bar{w}_t} \quad \text{y} \quad CV_{s_t} = \frac{\sigma_{s_t}}{\bar{s}_t}. \quad [15]$$

Una vez obtenidos los coeficientes de variación, obtuve la relación entre ellos para cada tiempo de simulación (CV_{w_t}/CV_{s_t}) y comparé donde se producía el mayor cambio entre tiempos de simulación contiguos, es decir:

$$\frac{CV_{w_{50}}/CV_{s_{50}}}{CV_{w_{25}}/CV_{s_{25}}}; \frac{CV_{w_{75}}/CV_{s_{75}}}{CV_{w_{50}}/CV_{s_{50}}}; \text{ y } \frac{CV_{w_{100}}/CV_{s_{100}}}{CV_{w_{75}}/CV_{s_{75}}}. \quad [16]$$

De forma que el cociente de mayor valor correspondía al umbral ecológico crítico puesto que es donde se produce el mayor cambio en la variable de estado respecto a un cambio pequeño en la variable forzante.

Además, siguiendo lo propuesto por Lindegren y colaboradores (2012) y para corroborar la determinación del umbral ecológico crítico, ajusté los resultados de la simulaciones para la abundancia de ballenas y la tasa de pérdida de hábitat disponible utilizando un modelo aditivo generalizado (package ggpmisc; Aphalo, 2016; RStudio versión 1.1.419). Un modelo aditivo generalizado (GAM, por sus siglas en inglés) es una técnica de regresión lineal donde la relación entre la variable independiente y la variable dependiente no necesariamente tiene que ser lineal. De hecho, no se necesita saber qué tipo de función predictiva se requiere. De forma que las variables predictivas se ajustan a través de funciones diferenciables continuas (*smooth functions*, en inglés) que, dependiendo de los patrones subyacentes en los datos, pueden ser no lineales. Una función diferenciable continua es una herramienta que sirve para resumir la tendencia en una variable dependiente Y en función de una o más variables independientes (x_1, \dots, x_p). Lo más importante es que la función diferenciable continua es no-paramétrica y no supone una dependencia estricta entre la variable dependiente y la(s) variable(s) independiente(s), por lo que la forma de la función de predicción está sólo determinada por los datos en lugar de por un conjunto definido de parámetros. Todo ello hace que los GAM sean útiles, principalmente, por su fácil interpretación y porque el uso de predictores flexibles puede revelar patrones no evidentes en los datos (Larsen, 2015).

Mediante el GAM obtuve las ecuaciones polinómicas de ajuste del análisis de regresión. Con ello, identifiqué la mayor tasa de cambio entre tiempos de simulación contiguos. Es decir, determiné donde estaba el mayor cociente entre las pendientes de las curvas de ajuste en tiempos consecutivos (pendiente $t+1$ / pendiente t). Así, el uso de análisis de tendencias

permite detectar cuándo se da un pequeño incremento en la tasa de cambio (pendiente) antes de que se cruce el umbral crítico (Lindegren et al., 2012).

Este análisis de varianzas no lo utilicé para la estrategia de intervención del gobierno. Ello es debido a que en este caso el modelo de sistemas dinámico estaba restringido a un número máximo de embarcaciones de observación de ballenas. Así, se limitaban las retroalimentaciones entre el subsistema socioeconómico y ambiental, de forma que el turismo ya no influía en el número de permisos finales.

2.3.2.4 Caracterización del riesgo ecológico

Las evaluaciones del riesgo ecológico buscan generar información que sea útil para la toma de decisiones (Suter II, 2006). La determinación del umbral ecológico crítico me permitió identificar el número de embarcaciones de observación de ballenas antes de cruzar dicho umbral. No obstante, para que este umbral ecológico crítico sea relevante para la toma de decisiones se debe ligar el número de embarcaciones antes y después de cruzar el umbral a un riesgo. Para ello, definí el riesgo como la combinación entre la severidad y la probabilidad de tener efectos negativos en la abundancia de ballenas en la laguna al incrementar el número de embarcaciones de observación de ballenas.

Esta investigación tiene una perspectiva pragmática, en la cual el enfoque de la investigación está en el problema de política pública que se busca abordar. Bajo esta perspectiva, mi investigación busca ser contextualmente relevante y enfocada a las consecuencias de la toma de decisiones (Harper y Stein, 2006). Por ello, el riesgo ecológico lo consideré como un concepto intersubjetivo, modelable y cuantitativo (Aven et al., 2011) que permitía establecer la capacidad de carga legal de embarcaciones de observación de ballenas.

En consecuencia, fijé el nivel de riesgo inaceptable en el 5% de probabilidad de reducir la abundancia de ballenas en la laguna a 1,000 individuos o menos. Partiendo de los datos oficiales de abundancia de ballenas en Ojo de Liebre, el valor de la abundancia media inicial en el modelo es de 1,240 individuos (**Tabla 1**). Por lo tanto, una abundancia de ballenas de 1,000 individuos conlleva una disminución del 20% en la abundancia, es decir, una pérdida promedio de un quinto de la abundancia de ballenas inicial. Por ende, consideré que una

disminución del 20% en la abundancia de ballenas equivalía a reducir severamente la abundancia de ballena gris en Ojo de Liebre. Así, establecí que una probabilidad del 5% de disminuir la abundancia de ballenas a 1,000 individuos (es decir, una disminución del 20%) se debería considerar como un riesgo inaceptable dado que la ballena gris es una especie amenazada.

2.3.3 Estimación de la utilidad del objeto de frontera

El enfoque metodológico que propongo se sintetiza en un objeto de frontera –entendido como el modelo y los resultados– con el que busco comprobar si se hace más visible la relevancia de determinar un umbral ecológico crítico. En concreto, el objeto de frontera se plasmó en una presentación en la que resumía todo el enfoque metodológico y que sirvió para traducir a un lenguaje neutral la información, de forma que fuera clara para todos los actores y que además se mantuviera coherente en el tiempo y el espacio. Así, el conocimiento podía ser compartido entre los actores relevantes de forma transparente (Cash et al., 2003).

Para dar respuesta al tercer objetivo particular de la investigación (medir el grado en que la determinación del umbral ecológico crítico contribuye a resaltar la importancia de no sobrepasar una capacidad de carga de embarcaciones de observación de ballenas), se llevaron a cabo reuniones con actores relevantes de la sociedad civil, academia y gobierno. En estas reuniones, busqué dar respuesta a la pregunta de: ¿cómo se puede hacer patente para los actores relevantes la importancia de los umbrales críticos para prevenir cambios catastróficos no deseados? En particular, busqué comprobar si el objeto de frontera hacía más visible la relevancia de determinar un umbral ecológico crítico para prevenir cambios no deseados.

Siguiendo el esquema propuesto por Callon (1986) para el estudio del papel que juega la ciencia y la tecnología en el establecimiento de las relaciones de poder, en esta etapa de mi investigación entraba en lo que Michel Callon denomina fase de *interposición*, que consiste en una fase de consulta en donde, a través de las reuniones, busqué determinar si los actores aceptaban la *problematización* de mi proyecto de investigación (¿se puede determinar una capacidad de carga para las embarcaciones de observación de ballenas?). Si los actores aceptaban el enfoque metodológico de mi tesis, entonces pasaría a la fase de *reclutamiento*, por la cual se produce una jerarquización, en el sentido de que la protección de las ballenas sería más importante que la actividad de observación de ballenas. De forma que, si el enfoque

metodológico que propongo se convierte en un elemento de interés común para los actores (i.e. lo aceptan como punto de paso obligatorio), entonces mi objeto de frontera puede contribuir a generar un entendimiento común respecto a cómo prevenir cruzar umbrales críticos en sistemas socio-ecológicos.

2.3.3.1 Cuestiones éticas de la investigación con personas

Todos los participantes de las reuniones fueron informados del objetivo y propósitos de la investigación antes de que se llevaran a cabo las reuniones y respondieran a los cuestionarios. Todos los participantes de la reunión con académicos y representantes de organizaciones de la sociedad civil leyeron y se quedaron una copia de la hoja de información (**Anexo I**), además, rellenaron la hoja de consentimiento informado (**Anexo II**) para participar en este estudio y donde también se les pedía permiso para grabar el audio. Una persona rehusó dar su consentimiento informado por escrito y no accedió a que grabara el audio de la reunión. Sin embargo, dio su consentimiento verbal a participar en la reunión de forma que todos los participantes me dieron permiso para utilizar los resultados de la reunión para mi tesis de doctorado y otras publicaciones potenciales. Además, todos los participantes que dieron su consentimiento por escrito me dieron permiso para usar sus nombres.

En el caso de la reunión con funcionarios públicos de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, el consentimiento informado lo obtuve de forma verbal antes de iniciar la reunión. Todos los participantes me dieron permiso para utilizar los resultados de la reunión y sus nombres para mi tesis de doctorado y otras publicaciones potenciales. En este caso no hubo oportunidad de aplicar los cuestionarios. Obtener el consentimiento escrito para participar en la reunión no era viable porque esto habría aumentado la duración de la reunión (lo que hubiera disminuido significativamente sus ganas de participar).

En ambas reuniones enfatiqué que el estudio era para mi tesis doctoral, que cursaba en el Posgrado de C. de la Sostenibilidad de la UNAM, que podían dar por finalizada (o abandonar) la reunión en cualquier momento y que podían rechazar contestar a cualquiera de mis preguntas. Además, acordaba con todos los participantes la dinámica de la reunión antes de iniciar la misma.

2.3.3.2 Reuniones con actores relevantes

Mediante reuniones con actores relevantes busqué comprobar si el objeto de frontera facilitaba la construcción de un entendimiento común sobre la prevención de cambios no deseados. Un objeto de frontera es una herramienta que sirve para traducir a un lenguaje neutral la información, de forma que sea clara para todos los actores y que además se mantenga coherente en el tiempo y el espacio –i.e. que sea transportable– (Star y Griesemer, 1989; Fujimura, 1992). Uno de los principios de las Ciencias de la Sostenibilidad es ligar el conocimiento a la toma de decisiones (Cash et al., 2003; Clark y Dickson, 2003). Es decir, la idea es que para alcanzar un desarrollo sostenible se debe generar conocimiento para que sea útil en los procesos de toma de decisiones (Matson et al., 2016). Por tanto, el objeto de frontera que propuse fue una presentación en la que resumía todo el enfoque metodológico y los principales resultados de mi investigación, de forma que esta presentación fuera la misma para todos los actores. Así, aunque era una presentación formal, con ella no buscaba profundizar en los conceptos teóricos y métodos que sustentan mi investigación. Además, desarrollé un cuestionario autoadministrado (**Anexo III**) de siete preguntas, compuesto por una mezcla de preguntas abiertas, preguntas con cuatro opciones (siguiendo la escala de tipo Likert) y preguntas de sí/no. Consideré que un cuestionario era la mejor opción pues permite obtener una descripción numérica de actitudes y opiniones de forma rápida y económica (Bernard, 2006; Creswell, 2009).

El cuestionario lo dividí en dos partes. La primera parte del cuestionario la entregué antes de iniciar la presentación para determinar: a) si el participante percibía que había algún riesgo para las ballenas por su interacción con las embarcaciones; b) si se tenía conocimiento sobre la regulación de las embarcaciones de observación de ballenas; y c) qué grado de severidad del impacto se percibía. La segunda parte del cuestionario la entregaba justo después de terminar la presentación y antes de iniciar una sesión de preguntas y discusión. En esta segunda parte buscaba comprobar si el objeto de frontera hacía más visible la relevancia de determinar un umbral ecológico crítico.

Llevé a cabo dos reuniones: una reunión con académicos y representantes de organizaciones de la sociedad civil (OSCs) de la región y otra reunión con funcionarios públicos de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. En la primera reunión, además de una

presentación de unos 30 minutos apliqué un cuestionario autoadministrado (**Anexo III**). En la segunda reunión no pude aplicar el cuestionario por la limitación del tiempo de que disponían los participantes.

En mi estancia de investigación durante el mes de mayo de 2018 en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), en La Paz (BCS), aproveché las instalaciones del Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad-Espejo Noroeste (LANCIS-Espejo Noroeste) para organizar la primera reunión con actores relevantes. Con el apoyo de dos investigadores del CIBNOR elaboré una lista de actores relevantes de la academia y OSCs. En total envié, vía correo electrónico, 20 invitaciones en las que explicaba el motivo de la reunión y adjuntaba la hoja de información (**Anexo I**). Cuatro personas me respondieron que no les era posible participar, y tres aceptaron participar. Para hacer frente a esta situación, realicé visitas personales a los potenciales participantes que no habían respondido a mi invitación por correo electrónico. Al final, aceptaron asistir a la reunión, en las instalaciones del LANCIS-Espejo Noroeste, nueve personas, de las que finalmente asistieron seis personas (**Tabla 4**) y una de ellas no dio consentimiento para utilizar su nombre.

Tabla 4. Lista de participantes en la reunión con académicos y representantes de organizaciones de la sociedad civil.

Nombre	Organización	Afiliación
Dra. Diane Gendron Laniel	CICIMAR-IPN	Investigadora en el área de manejo y conservación de mamíferos marinos
Dr. Víctor Hugo Cruz Escalona	CICIMAR-IPN	Investigador en el área de ecología de peces
Dr. Ismael Sánchez Brito	CIBNOR	Investigador en el área de la subcoordinación de gestión y seguimiento
Dra. Rocío Marcín Medina	AICMMARH A.C.	Directora en AICMMARH
Biol. Esbaide Elosa García	WWF	Especialista técnico en especies marinas prioritarias

Para organizar la reunión con funcionarios públicos de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (REBIVI) realicé varias visitas a las oficinas de la Reserva en Guerrero Negro. Además, como mi tutor principal, el Dr. Luis Bojórquez-Tapia, anteriormente había realizado trabajos en esta zona, me proporcionó el contacto de un prestador de servicios de observación de ballenas con el que me puse en contacto para tratar de organizar una reunión con los prestadores de servicio. Este contacto me sugirió que era mejor organizar esa reunión a través de los funcionarios de la REBIVI pues así se acostumbraba a hacer allí estas convocatorias. Al final sólo pude realizar la reunión con tres funcionarios de la REBIVI (**Tabla 5**) implicados directamente en la gestión de las actividades de observación de ballenas en Ojo de Liebre. Los tres participantes me dieron su consentimiento verbal para utilizar sus nombres, grabar el audio de la reunión y utilizar los resultados de la reunión para mi tesis y otras publicaciones potenciales. La reunión consistió en una presentación de unos 30 minutos seguida de una sesión de preguntas y discusión sobre mi investigación.

Tabla 5. Lista de participantes en la reunión con funcionarios públicos de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno.

Nombre	Organización	Afiliación
M.C. Everardo Mariano Meléndez	CONANP	Director de la REBIVI
Celerino Montes García	CONANP	Subdirector de la REBIVI
Marisol Aguilar Aguilar	CONANP	Responsable del Subconsejo de Turismo

Capítulo 3

3.1 Resultados

En esta sección presentaré los resultados obtenidos en la evaluación del riesgo ecológico así como los resultados de la estimación de la utilidad del objeto de frontera. Como parte de la evaluación del riesgo ecológico exploré dos estrategias de manejo: una estrategia (estrategia *laissez-faire*) simulaba que no había intervención del gobierno, y que por tanto era el mercado el que establecía el número máximo de embarcaciones de observación; en la otra estrategia (estrategia de intervención) simulaba que la autoridad ambiental intervenía para establecer un límite máximo de permisos. Así, los resultados de la evaluación del riesgo ecológico los dividí en dos apartados, en el primer apartado expondré los resultados de la estrategia *laissez-faire* y en un segundo apartado mostraré los resultados de la estrategia de intervención.

3.2 Resultados la evaluación del riesgo ecológico

3.2.1 Resultados para la estrategia de *laissez-faire*

En general, los resultados de la 50,000 simulaciones estocásticas sugirieron una tendencia decreciente en la abundancia de ballena gris al incrementar el número de embarcaciones de observación. La tendencia decreciente en la abundancia de ballenas se traducía, también, en una disminución del número de turistas a pesar de que la oferta turística seguía aumentando (**Figura 12**).

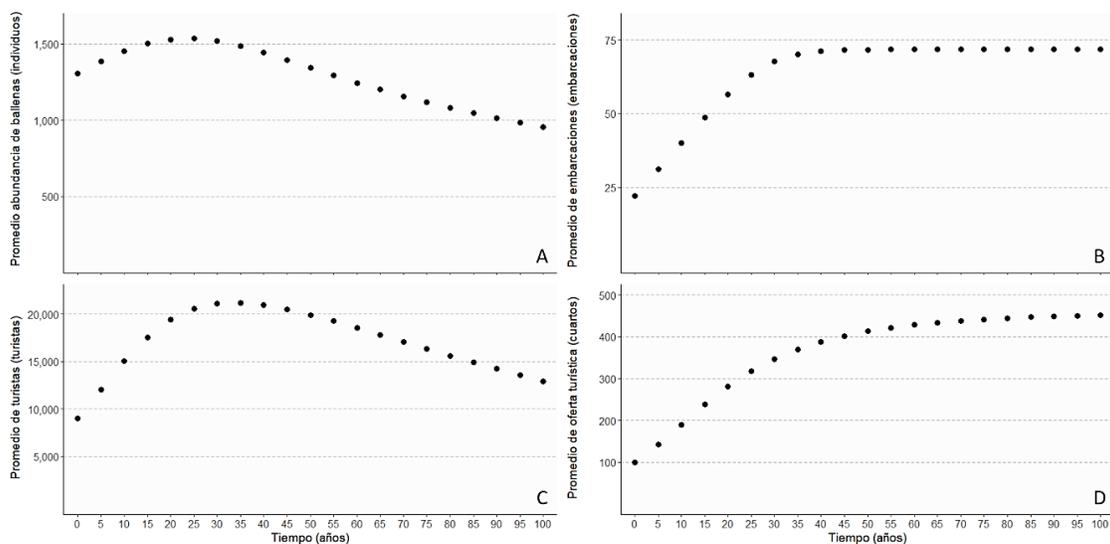


Figura 12. Resultados promedios (estrategia *laissez-faire*) por quinquenio para: A) abundancia de ballenas; B) embarcaciones de observación de ballenas; C) turistas; y D) oferta turística.

Además, el descenso en el número de turistas conllevaba una disminución en los ingresos totales derivados de la observación de ballenas en Ojo de Liebre (**Figura 13**).

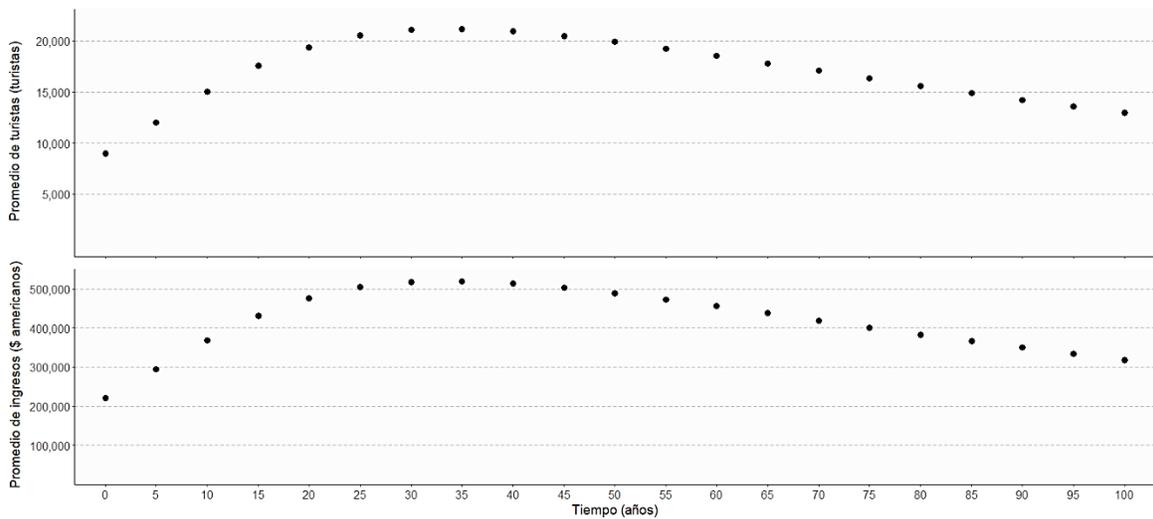


Figura 13. Resultados promedios (estrategia laissez-faire) por quinquenio para el número de turistas y el ingreso por la observación de ballenas (en dólares de los Estados Unidos).

Al comparar la variable de estado (abundancia de ballenas) con la variable forzante (tasa de pérdida de hábitat disponible), los resultados de las simulaciones mostraban que después de 25 años —cada año es una iteración del modelo— la abundancia de ballenas experimentaba una fuerte disminución. De hecho, hacia el final de las simulaciones aumentaba el número de casos (5% de los casos en el año 75 y 18% de los casos al final de la simulación) en los que se alcanzaba una abundancia nula (i.e. que las ballenas ya no regresaban a la laguna Ojo de Liebre; **Figura 14**).

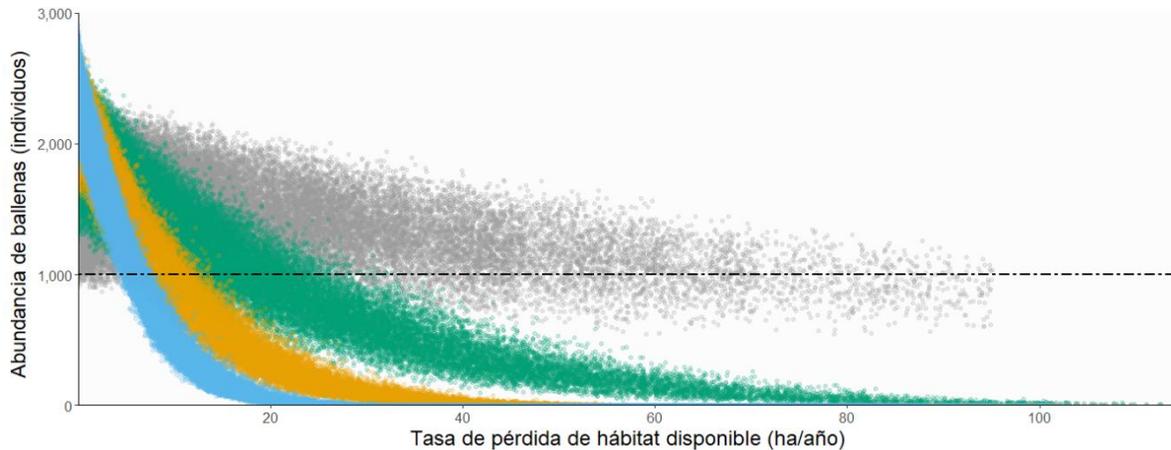


Figura 14. Cambio en la abundancia de ballenas respecto a la tasa de pérdida de hábitat disponible simulados cada 25 años, para la estrategia laissez-faire. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100. La línea negra horizontal y discontinua indica el 20% de disminución de la abundancia media inicial.

El cambio en la abundancia de ballenas se veía más claramente al comparar el cambio en el número de individuos respecto al hábitat disponible restante en la laguna (**Figura 15**). El efecto subletal de las embarcaciones en el modelo estaba simulado a través de la pérdida de hábitat disponible como un efecto acumulativo —es decir, una vez se ha perdido una parte del hábitat, esa parte ya no se recupera. Así, al representar la abundancia de ballenas con respecto al hábitat disponible restante, se podía observar que después de 25 años los efectos de las embarcaciones en la abundancia de ballenas eran mucho más patentes. Además, en estos resultados se podía intuir que en el modelo, la abundancia de ballenas era muy sensible al hábitat disponible, pues cuando el hábitat disponible llegaba a las 15,000 ha (i.e. se perdía menos de un quinto del hábitat disponible) la abundancia de ballenas ya era mínima. Cabe destacar, además, que en las **Figura 14** y **Figura 15** se puede observar que hubo algunos resultados de la simulaciones en los cuales no se perdía hábitat por lo que la abundancia de ballenas aumentaba con el tiempo.

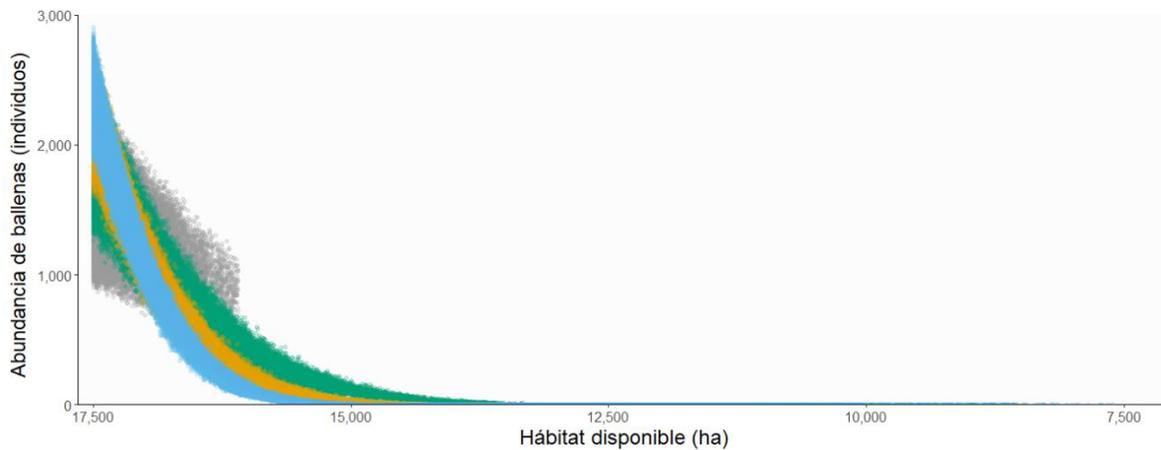


Figura 15. Cambio en la abundancia de ballenas respecto al hábitat disponible simulados cada 25 años, para la estrategia *laissez-faire*. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100.

El análisis de sensibilidad para cinco parámetros objetivo del modelo reveló que el modelo no era sensible a la tasa intrínseca de crecimiento de las ballenas (r_b), ni a la abundancia inicial de ballena gris (w_0), ni a la capacidad de carga de la laguna Ojo de Liebre (K_l). En la **Figura 16** se muestra un ejemplo de los diagramas de Tornado que se obtuvieron en el análisis de sensibilidad para los diferentes parámetros objetivo del modelo (abundancia de ballenas para el ejemplo). En esta figura se puede visualizar que cada parámetro de entrada se representa de forma vertical, de forma que las barras más grandes aparecen en la parte superior y las más pequeñas en la parte inferior, con base al grado de afectación al resultado del parámetro objetivo (i.e. qué tanto afectaban a la variabilidad del resultado final en la abundancia de ballenas).

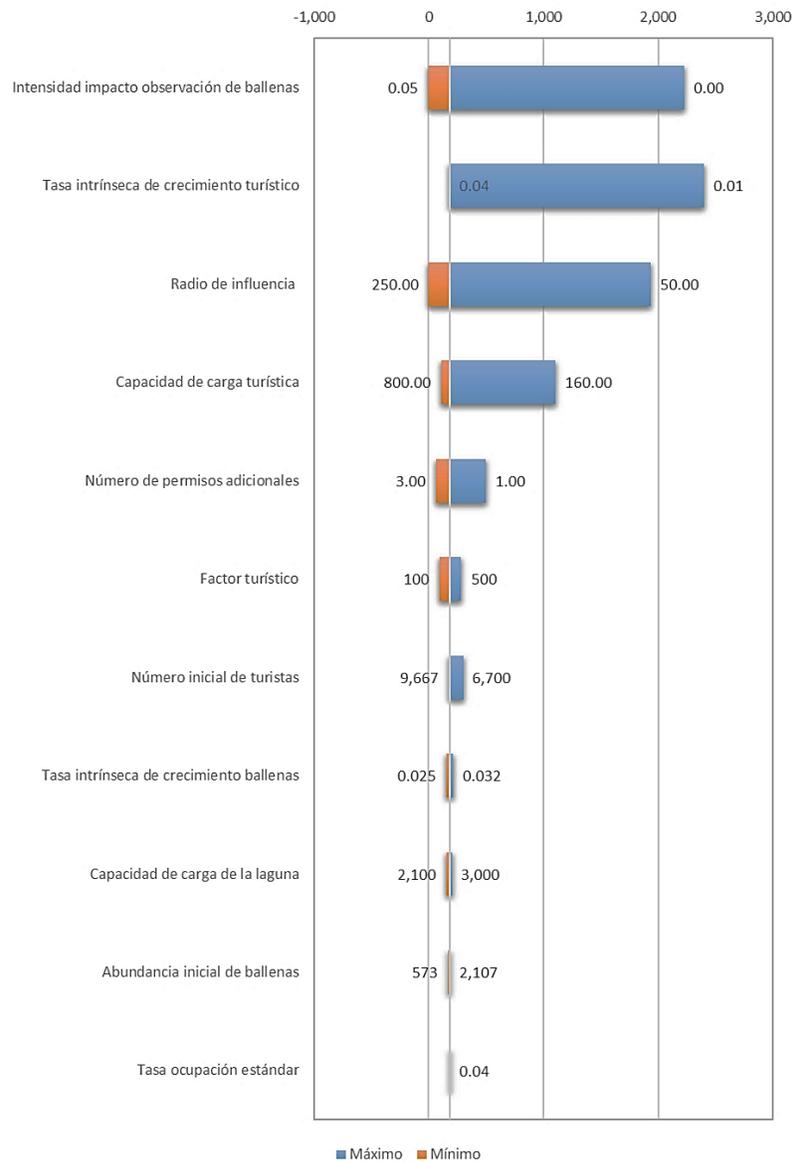


Figura 16. Diagrama de Tornado para el parámetro objetivo de abundancia de ballenas al final de la simulación.

El modelo era especialmente sensible —las variables de entrada explicaban el 20% o más de alguno de los cinco parámetros objetivo— al radio de influencia de cada embarcación (μ); a la intensidad del impacto de la observación de ballenas (f) y a la tasa intrínseca de crecimiento turística (r_θ ; **Tabla 6**). Las dos primeras variables (μ y f) tenían incidencia en el subsistema ambiental del modelo, mientras que la r_θ afectaba a los dos subsistemas. Además, el subsistema socioeconómico del modelo era también sensible a la capacidad de carga turística (K_θ), el número inicial de turistas (ζ_0) y al factor turístico (v).

Tabla 6. Porcentaje de explicación de la variación en cinco parámetros objetivo de las variables de entrada del modelo.

Variables de entrada del modelo	Parámetros objetivo				
	<i>Abundancia de ballenas</i>	<i>Tasa de pérdida de hábitat disponible</i>	<i>Hábitat disponible restante</i>	<i>Turistas</i>	<i>Embarcaciones</i>
Radio de influencia de cada embarcación, μ	$\geq 20\%$	$\geq 20\%$	$\geq 20\%$		
Intensidad del impacto de la observación de ballenas, f	$\geq 20\%$	$\geq 20\%$	$\geq 20\%$		
Tasa intrínseca de crecimiento turístico, r_θ	$\geq 20\%$	$\geq 5\%$	$\geq 5\%$	$\geq 20\%$	$\geq 20\%$
Capacidad de carga turística, K_θ		$\geq 5\%$	$\geq 5\%$	$\geq 20\%$	$\geq 20\%$
Número inicial de turistas, ζ_0				$\geq 10\%$	
Factor turístico, v					$\geq 10\%$
Número de permisos adicionales, ψ					$\geq 10\%$

Con base en las simulaciones estocásticas, determiné que el umbral ecológico crítico estaba entre el año 25 y 50 de las simulaciones. Para determinar el umbral ecológico crítico llevé a cabo un análisis de las varianzas de la variable de estado (abundancia de ballenas) con respecto a la variable forzante (tasa de pérdida de hábitat disponible). Así, el umbral ecológico crítico correspondía al punto donde un pequeño cambio en la tasa de pérdida de hábitat disponible (variable forzante) se traduciría en un gran cambio en la abundancia de ballenas (variable de estado). En la **Figura 17** se puede ver la representación gráfica de este análisis a través de los intervalos de confianza (IC) cada 25 años (tiempos de simulación). A pesar de que ambas variables tienen unidades de medida distinta, gráficamente (**Figura 17**) se puede intuir como un incremento en el IC de la variable forzante del año 25 al 50 (líneas horizontales gris y verde, respectivamente) se traduce en un gran incremento en el IC de la variable de estado del año 25 al 50 (líneas verticales gris y verde, respectivamente).

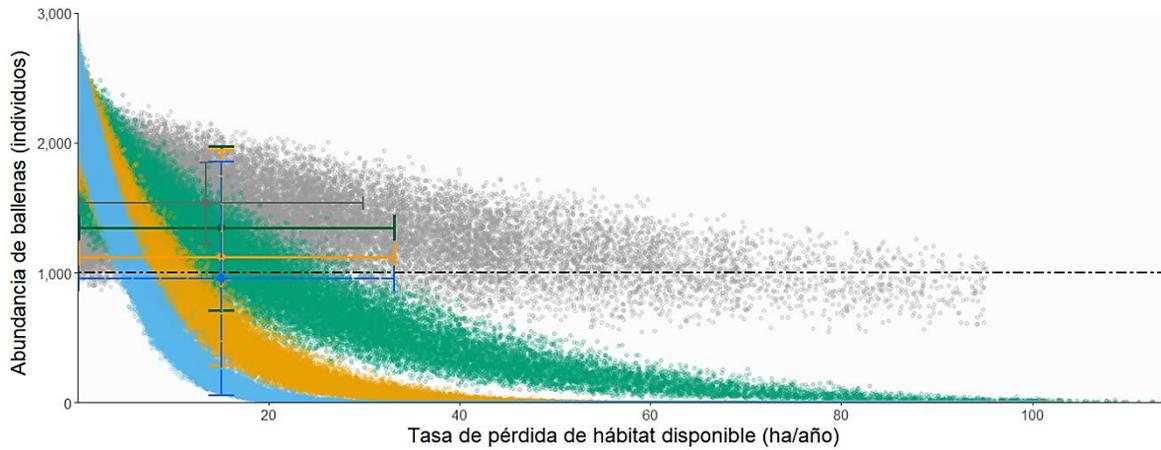


Figura 17. Cambio en la abundancia de ballenas respecto a la tasa de pérdida de hábitat disponible y sus correspondientes intervalos de confianza, simulados cada 25 años, para la estrategia laissez-faire. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100. La línea negra horizontal y discontinua indica el 20% de disminución de la abundancia media inicial.

Para llevar a cabo el análisis de varianzas, dado que las variables tenían unidades de medida distintas, calculé sus coeficientes de variación (CV) para así poder compararlas (**Tabla 7**). Una vez obtenidos los coeficientes de variación, obtuve la relación entre ellos para cada tiempo de simulación (CV_{w_t}/CV_{s_t}).

Tabla 7. Coeficientes de variación (CV) para la variable de estado (abundancia de ballenas, w) y la variable forzante (tasa de pérdida de hábitat disponible, s) calculados cada 25 años de las 50,000 simulaciones estocásticas.

Año de simulación	CV_w	CV_s	CV_{w_t}/CV_{s_t}
25	0.21	1.22	0.17
50	0.47	1.21	0.39
75	0.74	1.21	0.62
100	0.95	1.21	0.78

A continuación, analicé dónde se producía el mayor cambio entre tiempos de simulación contiguos (ver **ecuación 16**). Este análisis reveló que el mayor valor (2.31) correspondía al cociente entre los CV de los años 50 y 25 (**Tabla 8**).

Tabla 8. Valores de los cocientes entre los coeficientes de variación de la variable de estado (abundancia de ballenas, w) y la variable forzante (tasa de pérdida de hábitat disponible, s) entre tiempos de simulación contiguos (calculados cada 25 años).

Intervalos de los tiempos de simulación	$\frac{CV_{w_{t+1}}/CV_{s_{t+1}}}{CV_{w_t}/CV_{s_t}}$
25-50	2.31
50-75	1.58
75-100	1.27

Este resultado fue consistente con el resultado del análisis de regresión que realicé utilizando los valores de ajuste de las curvas mediante un modelo aditivo generalizado (GAM, por sus siglas en inglés). Así, al comparar las pendientes (segundo término en las ecuaciones polinómicas de ajuste) de las curvas de ajuste, el mayor valor (2.3) del cociente entre pendientes de tiempos de simulación contiguos se daba, efectivamente, entre el año 25 y 50 (**Tabla 9**).

Tabla 9. Ecuaciones polinómicas de ajuste y sus coeficientes de determinación cada 25 años.

Año de simulación	Ecuación polinómica de ajuste	R ²
25	$y = 1,680 - 10.7x$	0.3
50	$y = 1,810 - 31.2x$	0.8
75	$y = 1,680 - 37.3x$	0.7
100	$y = 1,500 - 36.1x$	0.5

Gráficamente, pude observar que la pendiente de la curva de ajuste de las simulaciones en el año 50 era más pronunciada que la curva del año 25 (**Figura 18**). Aunque la pendiente de las curvas de ajuste aumenta con el tiempo, el cambio en la inclinación de la pendiente es más pronunciado del año 25 al 50.

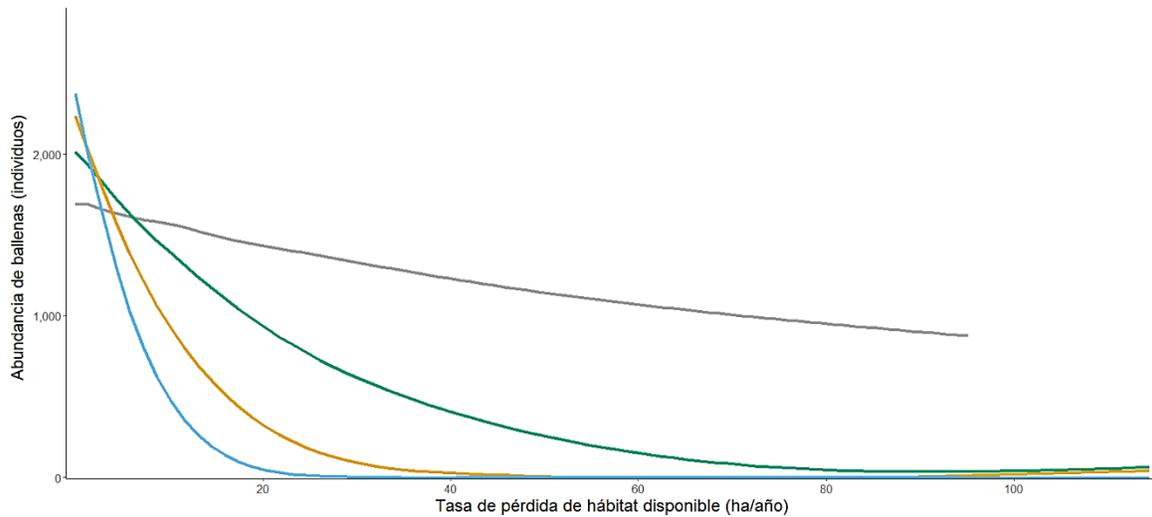


Figura 18. Curvas de ajuste de los resultados de las 50,000 simulaciones de Monte Carlo cada 25 años, para la estrategia *laissez-faire*. La línea gris corresponde a los resultados para el año 25; la verde al año 50; la amarilla al año 75; y la azul al año 100.

Con base en la determinación del umbral ecológico crítico pude identificar el número de embarcaciones de observación de ballenas antes de cruzar dicho umbral. Así, los resultados de las simulaciones mostraban que antes de cruzar el umbral (i.e. en el año 25 de las simulaciones), en promedio, el número de embarcaciones de observación de ballenas correspondía a 60 embarcaciones (**Figura 19-B**). Además, se podía observar cómo la abundancia de ballenas disminuía una vez que se cruzaba el umbral ecológico crítico (**Figura 19-A**). Sin embargo, al no haber una intervención del gobierno, en promedio, el número de embarcaciones de observación seguía incrementando hasta alcanzar un máximo (72 embarcaciones) alrededor del año 45 de las simulaciones (**Figura 19-B**).

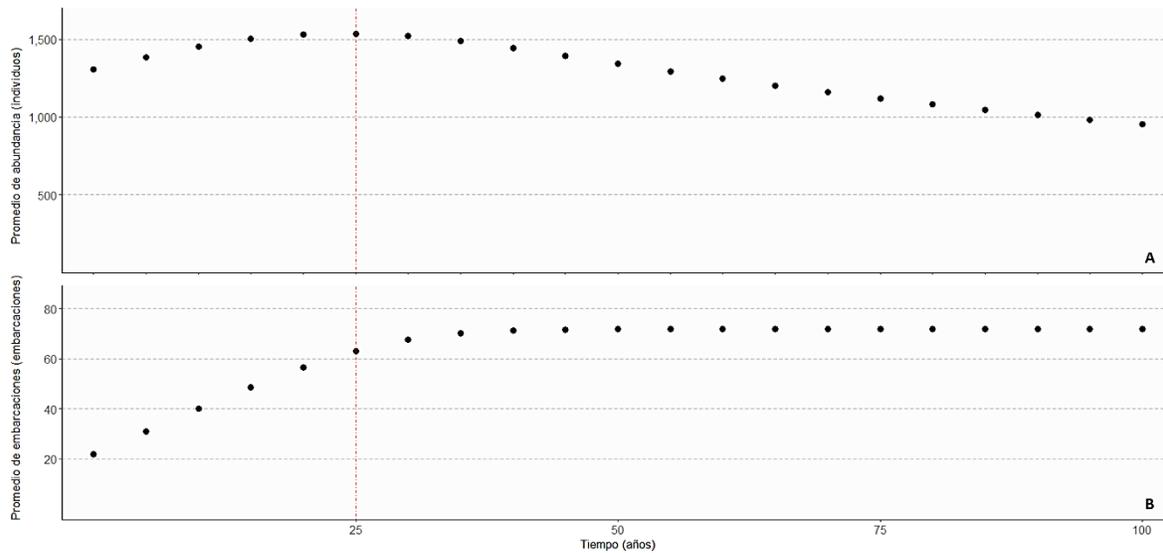


Figura 19. Relación entre el promedio de la abundancia de ballenas (A) y el promedio del número de embarcaciones de observación (B) cada quinquenio para la estrategia laissez-faire. La línea roja discontinua vertical indica el umbral ecológico crítico.

Para tratar de que este umbral ecológico crítico fuera relevante para la toma de decisiones el número de embarcaciones antes y después de cruzar el umbral lo asocié a un riesgo ecológico. Así, determiné que a los 25 años se alcanzaba un nivel de riesgo inaceptable (**Tabla 10**) que correspondía a un promedio de 60 embarcaciones de observación de ballenas. Además, mediante el análisis de riesgo ecológico comprobé cómo al cruzar el umbral se incrementaba —por seis veces en el año 50 de simulación— la probabilidad de reducir severamente la abundancia de ballenas en Ojo de Liebre, de forma que, al final de la simulaciones, más de la mitad de los casos resultaban en una abundancia de 1,000 ballenas o menos (**Tabla 10**).

Tabla 10. Probabilidad, cada 25 años, de reducir la abundancia de ballenas a 1,000 individuos o menos, para la estrategia laissez-faire.

Año de simulación	Probabilidad (%)
25	5
50	30
75	46
100	56

3.2.2 Resultados para la estrategia de intervención del gobierno

Para explorar esta estrategia de manejo en la que hay una intervención del gobierno, al modelo de simulación dinámica le puse la restricción de que no podía haber más de 30 embarcaciones de observación de ballenas (**Figura 20-B**). Este número máximo de embarcaciones es la mitad del número de embarcaciones que se alcanzan, en promedio, antes de cruzar el umbral ecológico crítico bajo la estrategia *laissez-faire*.

En general, los resultados de las 50,000 simulaciones también sugirieron una tendencia decreciente en la abundancia de ballena gris al incrementar el número de embarcaciones de observación (**Figura 20**), ahora bien, esta tendencia era mucho más leve que en la estrategia anterior (**Figura 12**). También, la tendencia decreciente en la abundancia de ballenas se traducía en una disminución del número de turistas a pesar de que la oferta turística seguía aumentando (**Figura 20**), pero el número de turistas máximo promedio fue mayor al de la estrategia anterior a pesar de que la oferta turística fue muy parecida.

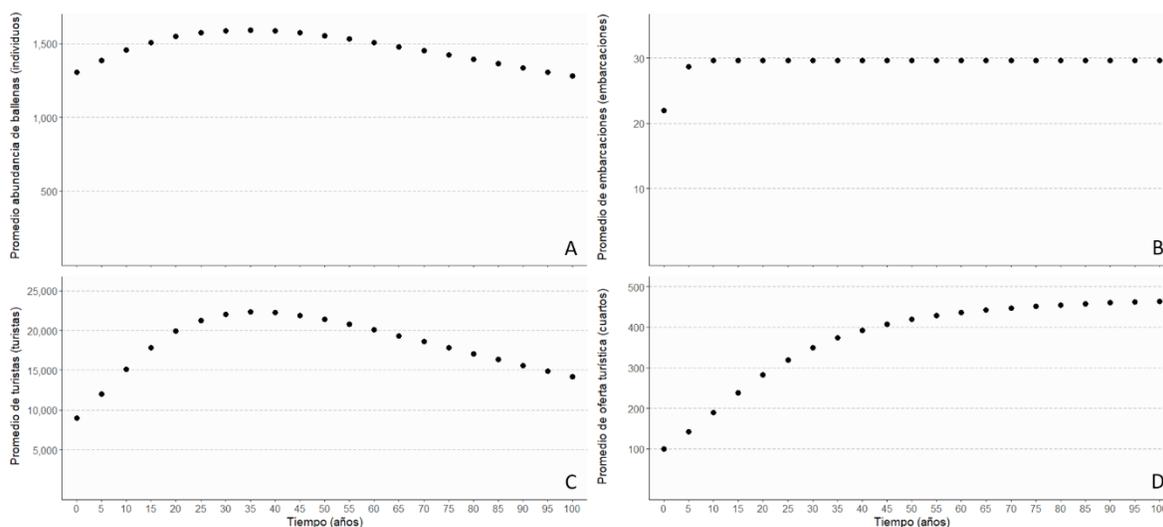


Figura 20. Resultados promedios (estrategia intervención del gobierno) por quinquenio para: A) abundancia de ballenas; B) embarcaciones de observación de ballenas; C) turistas; y D) oferta turística.

Los resultados de las simulaciones para la estrategia de intervención del gobierno mostraban que después de 25 años, la abundancia de ballenas decrecía más suavemente (**Figura 21**) que en la estrategia anterior (**Figura 14**). De hecho, sólo al final de la simulación se daban casos (3% de los casos) en los que se alcanzaba una abundancia nula (**Figura 21**).

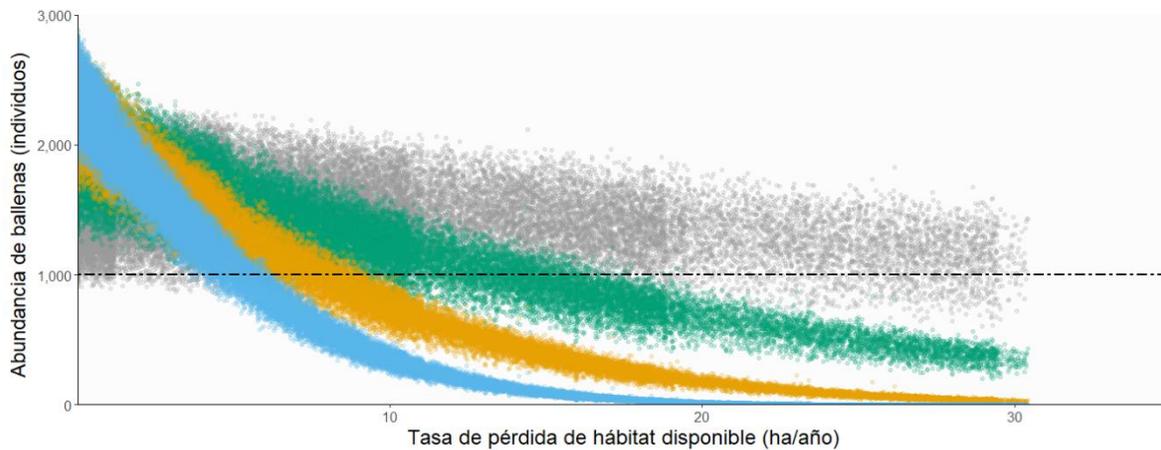


Figura 21. Cambio en la abundancia de ballenas respecto a la tasa de pérdida de hábitat disponible simulados cada 25 años, para la estrategia de intervención del gobierno. Los puntos corresponden a los resultados en diferentes tiempos de simulación: los puntos grises corresponden a los resultados para el año 25; verdes al año 50; amarillos al año 75; y azules al año 100. La línea negra horizontal y discontinua indica el 20% de disminución de la abundancia media inicial.

A diferencia de la estrategia *laissez-faire*, bajo una intervención del gobierno en el año 25 de simulación todavía no se alcanzaba un nivel inaceptable de riesgo y, además, la probabilidad de disminuir severamente la abundancia de ballenas se reducía a la mitad (**Tabla 11**). Incluso bajo una estrategia de intervención del gobierno, el riesgo aumentaba —por cinco— del año 25 al 50 de simulación. Sin embargo, se observaba que los valores mínimos de abundancia de ballenas alcanzados en el año 50 bajo una intervención del gobierno eran superiores a los alcanzados en la estrategia anterior (**Figura 21**).

Tabla 11. Probabilidad, cada 25 años, de reducir la abundancia de ballenas a 1,000 individuos o menos, para la estrategia *laissez-faire* y de intervención del gobierno.

Año de simulación	<i>Laissez-faire</i> (%)	Intervención del gobierno (%)
25	5	3
50	30	17
75	46	31
100	56	39

3.3 Resultados de la estimación de la utilidad del objeto de frontera

Mediante reuniones con actores relevantes busqué comprobar si el objeto de frontera facilitaba la construcción de un entendimiento común sobre la prevención de cambios no deseados. Para ello, realicé dos reuniones: una reunión con académicos y representantes de organizaciones de la sociedad civil (OSCs) de la región y otra reunión con funcionarios públicos de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (REBIVI).

3.3.1 Reunión con académicos y representantes de OSCs

Esta fue mi primera reunión y tuvo lugar en La Paz, BCS, en las instalaciones del LANCIS-Espejo Noroeste el día 23 de mayo de 2018, y tuvo una duración de casi dos horas. Asistieron seis personas, tres representantes de asociaciones de la sociedad civil y tres representantes de la academia. La reunión consistió, previo acuerdo con los participantes, en el llenado de un cuestionario autoadministrado (**Anexo III**) antes de iniciar la presentación. Una presentación de unos 30 minutos, sin interrupciones, seguida del llenado de un segundo cuestionario. Todo ello ocupó la primera hora de la reunión. El resto del tiempo se dedicó a una discusión en la que los participantes me hicieron preguntas y se discutió la relevancia del método y los resultados. Un participante no dio consentimiento para utilizar su nombre ni grabar el audio de la sesión, además, tampoco quiso rellenar el cuestionario.

En la primera parte del cuestionario buscaba determinar: a) si el participante percibía que había algún riesgo para las ballenas por su interacción con las embarcaciones; b) si se tenía conocimiento sobre la regulación de las embarcaciones de observación de ballenas; y c) qué grado de severidad del impacto se percibía. En general, los asistentes a la reunión consideraban que había cierto riesgo para las ballenas por su interacción con las embarcaciones de observación de ballenas (**Figura 22**).

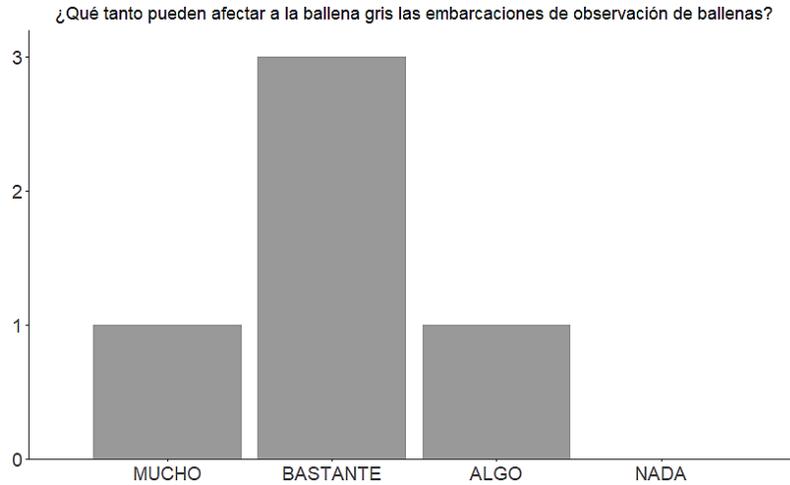


Figura 22. Percepción del grado de afectación a las ballenas por su interacción con las embarcaciones de observación.

Ninguno de los participantes sabía cuál era el número de permisos de observación de ballenas en Ojo de Liebre, pero percibían que existía cierto peligro de impacto de la actividad ecoturística (**Figura 23**) aunque las razones para ello fueron variadas.

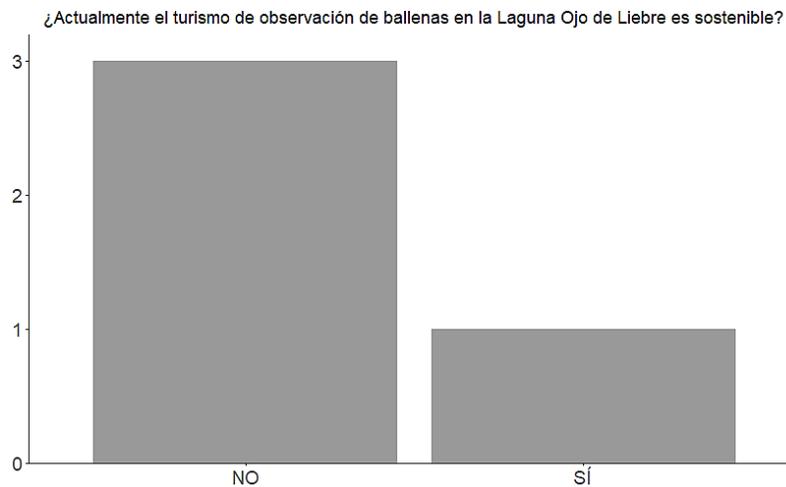


Figura 23. Percepción sobre si la observación de ballenas en Ojo de Liebre es sostenible (nota: una de las respuestas no fue computada pues el participante puso que no sabía).

Algunos participantes opinaron que la actividad de observación podía tener ciertos impactos y de ahí la necesidad de regular la actividad:

“A veces no siguen la Norma de observación de ballenas y no hay una buena vigilancia. Sé que les falta personal de la CONANP y PROFEPA para hacer esta vigilancia.”

“La derrama que la especie provee a las comunidades turísticas como en Laguna Ojo de Liebre es muy grande, pero es necesario mejorar las prácticas de avistamiento.”

Otros participantes, sin embargo, no percibían que el impacto de la actividad fuera tan grave:

“Es una actividad que se ha desarrollado de forma ordenada. Sin embargo, es importante contar con diagnósticos actualizados sobre la capacidad de carga.”

“No he visto la forma de observación de los capitanes de esta laguna. Es un área protegida por lo que creo que existe a la larga una cierta sostenibilidad.”

La segunda parte del cuestionario la entregué al terminar la presentación y antes de iniciar una sesión de preguntas y discusión. En esta segunda parte busqué comprobar si el objeto de frontera hacía más visible la relevancia de determinar un umbral ecológico crítico. En general, los participantes consideraban que el objeto de frontera contribuía a mejorar el conocimiento sobre la relevancia de la prevención de cambios no deseados. Después de la presentación, los participantes consideraban que tenían un mejor conocimiento sobre la posible afectación de las embarcaciones de observación a la ballena gris (**Figura 24**).

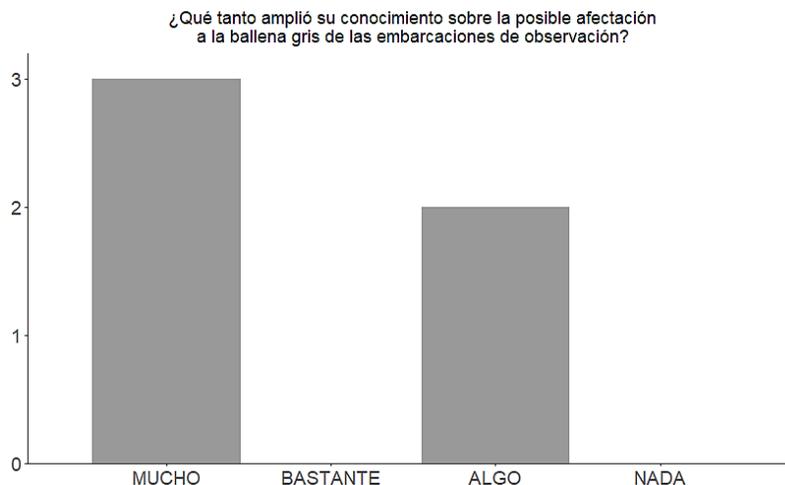


Figura 24. Percepción de la aportación de mi investigación al conocimiento de los participantes sobre la posible afectación de la observación de ballenas a la ballena gris.

En particular, los participantes parecían asimilar la noción de capacidad de carga de embarcaciones como mecanismo para prevenir cambios no deseados. Por ejemplo, a la

pregunta de cómo había ampliado su conocimiento sobre la posible afectación a la ballena gris de las embarcaciones de observación, algunas respuestas fueron que:

“Respecto a la capacidad de carga de embarcaciones en la laguna.”

“Conocer el número máximo de embarcaciones y de permisos. No pasar de 30.”

“Actualización de información. Los escenarios de simulación al considerar varios factores que repercuten en la actividad. Da un panorama claro de la posible respuesta del recurso.”

En general, los resultados del modelo fueron considerados como importantes para la regulación de la observación de ballenas:

“Son muy relevantes puesto que los estudios de este tipo son escasos o muy arcaicos. Al conocer un estimado del impacto del turismo en una población, se puede impulsar el decreto de nuevas restricciones para la prevención de la biodiversidad, no sólo con ballena gris, sino con otras especies.”

“Creo que es muy relevante, sin embargo se debe tomar en cuenta otros factores en el futuro. Relevante ya que algunos parámetros fueron datos reales (# ballenas/año y #turistas). 30 embarcaciones (permisos) se asemeja al # permisos actual. Me pregunto cuántos permisos se han dado en el tiempo y por qué no tomarlo en cuenta.”

Tanto el modelo de simulación dinámica como la parametrización (variables y parámetros) fueron considerados como bastante pertinentes, claros y satisfactorios. Además, el análisis de riesgo fue percibido como bastante pertinente y muy claro y satisfactorio (**Figura 25**).

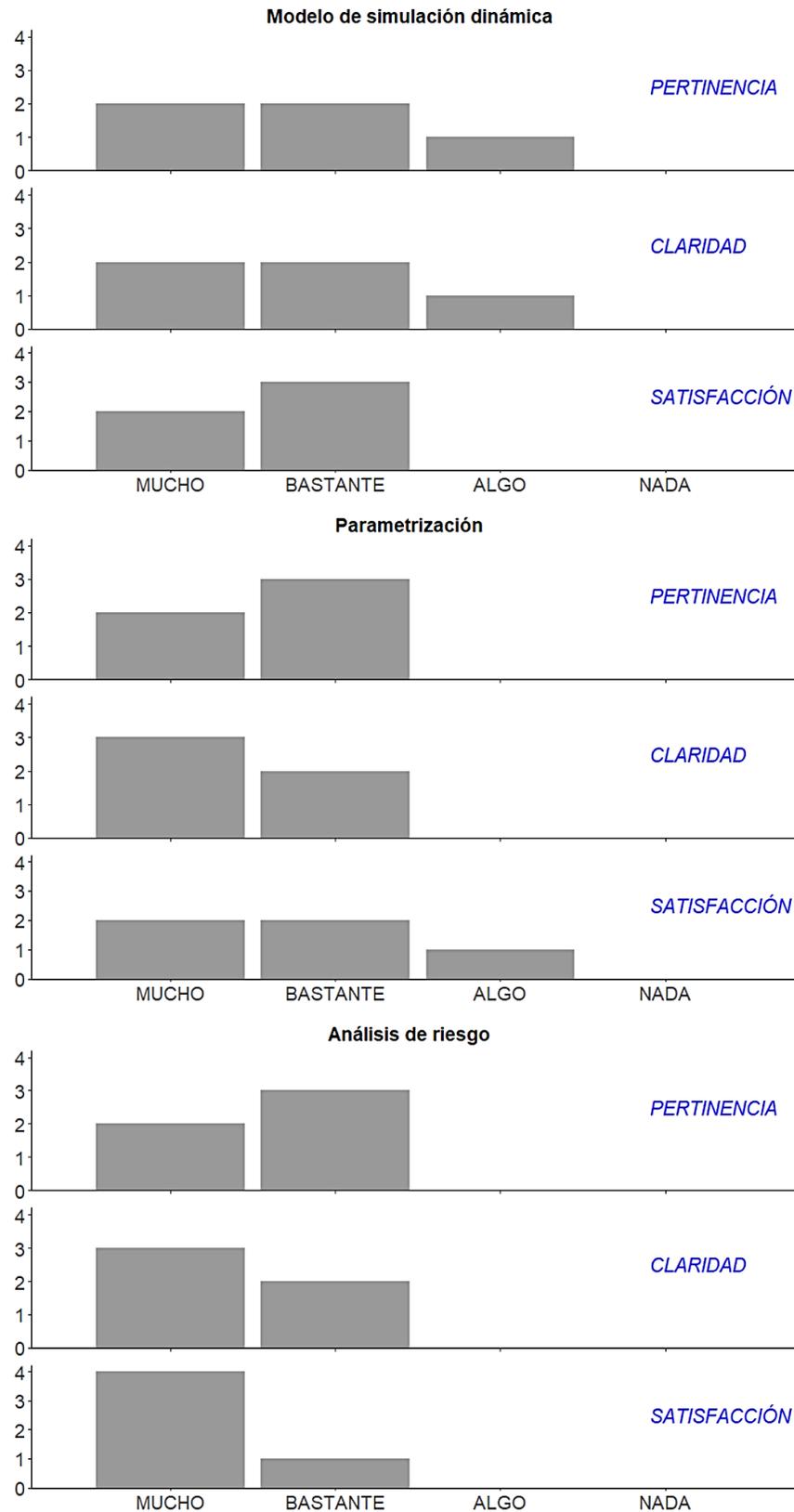


Figura 25. Percepción de la pertinencia, claridad y satisfacción con el modelo de simulación dinámica, la parametrización y el análisis de riesgo de mi investigación.

3.3.2 Reunión con funcionarios de la REBIVI

Esta reunión tuvo lugar en Guerrero Negro, BCS, en las instalaciones de la REBIVI de la CONANP, el día 28 de mayo de 2018, y tuvo una duración de una hora. Asistieron tres funcionarios de la CONANP, el director, el subdirector de la REBIVI y la responsable de coordinar al Subconsejo de Turismo. La reunión consistió, en una presentación de unos 30 minutos, sin interrupciones, seguida de una discusión sobre la relevancia del método y los resultados. En esta reunión no pude aplicar el cuestionario por la limitación del tiempo de que disponían los participantes.

En general, la investigación fue bien recibida a pesar de que antes de la reunión había cierto recelo pues la REBIVI le había encargado un estudio similar a la UABCS (Gómez-Gallardo Unzueta et al., 2016). Así, Everardo Mariano Meléndez, director de la REBIVI, resaltó la importancia de la investigación a pesar de que ya había otros estudios:

“Te comentaba pues de que la información que nos presentas es de gran utilidad, mucha relevancia en el trabajo y te comentábamos sobre todo pues que no hay mucha información y con eso nos enfrentamos cada día nosotros. De ahí que tomar decisiones a veces basadas en esta poca información es también un poco riesgoso. Afortunadamente, pues sí ha habido algunos trabajos ya, aquí en la Reserva [...] también pues la urgencia y necesidad de nosotros por definir esta capacidad de carga, nos llevó a que el año pasado y el antepasado, estuviésemos trabajando en ello, porque la presión obviamente de quienes quieren obtener un permiso es muy, muy alta y muy fuerte. Entonces, además digo, sabemos que hay un efecto y el no hacer nada pues eso nos da un riesgo muy alto.”

De forma similar, la percepción de Celerino Montes García, subdirector de la REBIVI, fue que el enfoque metodológico propuesto podía ser de utilidad en la gestión para la conservación de recursos naturales:

“A mí se me hacía muy interesante la cuestión de que esto podría constituir, no sólo para este caso de movimiento de permisos de ballenas sino quizá para otros temas, un estilo de administración muy moderno, muy científico, donde tu modelas por año teniendo todas las variables que requieres y dices ok, para este año vamos a tomar tales decisiones de manejo tal apartado.”

Respecto a la utilidad del objeto de frontera la percepción fue que era útil aunque tanto el director como el subdirector de la REBIVI comentaron que quizá se deberían considerar otras variables en el modelo:

“Otras variables que también suenan interesantes es tomar en cuenta el cambio climático. O sea, estas variaciones a largo plazo también han afectado o no, puede ser que no, ¿se han mantenido constantes las variaciones? Bueno, eso habrá que verlo, y eso va a dar pie a tener un modelo mucho más robusto [...] Lo que me parece muy interesante de tu estudio es porque al final de cuentas es el mismo mensaje que nosotros hemos tratado de darles es que hay un momento en el que tiene que haber como cierto límite, no? Es decir, lo que quisiéramos es que se desarrollara más y vinieran más turistas y... pero el ecosistema no te da para tener toda esa capacidad. Entonces, el tener este límite no es solamente por prohibición, no? Si no es por precaución, que el ecosistema te siga aportando, no? Entonces, esto nos da pie, mucho con lo que dijiste, y eso me agradó mucho esas gráficas que nos mostraste ahí.”

“Me gustó mucho el enfoque, sabiendo que es limitado, sabiendo que no se pueden meter tantas variables, pero sí como una posibilidad de herramienta de manejo, se me hace muy visual.”

Además, se destacó que los resultados de mi estudio sustentaban el trabajo que se había venido haciendo en la REBIVI. Por ejemplo, Everardo Mariano Meléndez afirmó que:

“Entonces me llama la atención porque el número muy conservador también, que es el que nosotros hemos visto, son muy similares. Al final si bien dices, hay tres más tres menos pero, va muy cercano a esta cifra de cómo lo hemos percibido nosotros también [...] Cuando vemos el otro estudio que te comentaba es muy similar, no? Entonces eso me parece que nos da fortaleza de esta decisión que tenemos, porque finalmente, este número que estamos proponiendo se va a quedar ya en el programa de manejo, en el que estamos actualizando, y entonces pues va a ser oficial, eso es algo muy bueno.”

Cabe destacar que, además de los comentarios positivos acerca del estudio, me solicitaron poder incorporar al nuevo programa de manejo de la REBIVI los resultados de mi investigación. Por ello, el objeto de frontera fue útil para traducir la información de manera clara y generar conocimiento útil para la toma de decisiones, de forma que los resultados del estudio fueron percibidos —por los funcionarios que participaron— como valiosos para la gestión de la observación de ballenas en Ojo de Liebre.

Capítulo 4

4.1 Discusión

Existen métodos ya establecidos para la determinación de umbrales críticos (p.ej. Fossion et al., 2013; Guttal y Jayaprakash, 2008; Scheffer et al., 2001), sin embargo, el uso de estos métodos en contextos de incertidumbre profunda y en combinación con la modelación exploratoria y la evaluación del riesgo ambiental para la conservación de especies protegidas ha sido escasamente abordado. Además, los estudios previos sobre los impactos de la actividad de observación de cetáceos en general, así como el estudio de Gómez-Gallardo Unzueta y colaboradores (2016) sobre el límite de cambio aceptable y la capacidad de carga para las actividades turístico-recreativas en la REBIVI, en particular, no permiten abordar de forma sistemática la barrera epistemológica de cómo determinar el número máximo de embarcaciones de observación de ballenas. Por ello, en el enfoque metodológico que propongo, utilicé la modelación exploratoria y la evaluación de riesgo ambiental para comparar dos estrategias de manejo de la observación de ballena gris en Ojo de Liebre respecto a un umbral ecológico crítico. Con ello exploré dos visiones contrapuestas respecto a la gravedad de los impactos de la actividad de observación de ballenas así como respecto a la idoneidad de establecer una capacidad de carga legal. Así, esta investigación ejemplifica cómo abordar metodológicamente la conservación de especies protegidas a pesar de la incertidumbre profunda que afrontan los tomadores de decisión en el manejo de recursos naturales.

Se han hecho diversos estudios con diferentes herramientas estadísticas (test no paramétricos, modelos lineales generalizados, modelos bayesianos jerárquicos, etc.) enfocados a explorar los impactos a corto plazo de la embarcaciones de observación en el comportamiento de diferentes cetáceos (New et al., 2015). También se ha utilizado la modelación basada en agentes como herramienta de soporte para la toma de decisiones en un área natural protegida marina en Canadá (Chion et al., 2013; Parrott et al., 2011), pero en este caso, se requería una gran cantidad de información para alimentar al modelo. En México, como precedente para determinar la capacidad de carga de embarcaciones, está el estudio de Gómez-Gallardo Unzueta y colaboradores (2016). Tanto mi investigación como el estudio mencionado coinciden que debe haber un límite del número de permisos que si se sobrepasa

afectaría a la calidad del hábitat de reproducción y crianza. La principal aportación de mi investigación es que es un estudio sistémico y dinámico que además identifica el riesgo asociado al incremento en el número de permisos con el tiempo. De esta forma, en mi estudio se considera el impacto acumulativo de las embarcaciones de observación de ballenas en Ojo de Liebre.

En particular, los resultados de las simulaciones mostraban que bajo la estrategia *laissez-faire* —en la cual el mercado establece el límite de embarcaciones sin importar las consecuencias para la ballena gris— la abundancia de ballenas se veía severamente afectada antes de que se llegara al número máximo (autorregulado) de embarcaciones de observación de ballenas. De hecho, llegar a este número máximo de embarcaciones (un promedio de 72 embarcaciones) conllevaba que la autoridad ambiental tendría que aceptar, por lo menos, una probabilidad del 30% de reducir (a 1,000 ballenas o menos) la abundancia de ballenas en la laguna. Es más, incluso si la capacidad de carga se establecía en el número de embarcaciones antes de cruzar el umbral ecológico crítico (es decir, 60 embarcaciones en promedio), habría una probabilidad del 5% de reducir severamente la abundancia de ballenas en Ojo de Liebre. Este nivel de riesgo debería ser inaceptable dado que Ojo de Liebre es un área natural protegida y la ballena gris es una especie amenazada y sujeta a protección especial (D.O.F., 2010). Además, a ese nivel de riesgo habría que añadirle la incertidumbre sobre los impactos que puede tener el cambio climático, y en particular, los cambios en la temperatura del agua del mar debidos a El Niño-Oscilación del Sur, en la distribución y abundancia de ballena gris en sus hábitats de reproducción y crianza (Salvadeo et al., 2015). Por otro lado, bajo una estrategia de intervención del gobierno —en la cual el gobierno establece el límite de embarcaciones— los resultados de las simulaciones mostraban que el decrecimiento en la abundancia de ballenas era menos pronunciado. Así, bajo un escenario *laissez-faire*, al final de las simulaciones casi un quinto de los resultados (18%) correspondía a una abundancia nula mientras que bajo un escenario de intervención del gobierno el número de casos que alcanzaban una abundancia de ballenas nula era del 3%. En consecuencia, la opción de regular el número de permisos para mantener el número de embarcaciones lejos de las 60 embarcaciones prevendría cruzar el umbral ecológico crítico.

Entre las limitaciones de este enfoque metodológico cabe destacar la orientación hacia la identificación del umbral ecológico crítico. Los resultados mostraban que después de cruzar

el umbral el número de embarcaciones permanecía constante. Este comportamiento del modelo fue consecuencia de dos suposiciones: 1) considerar la demanda turística como la causa principal que llevaba a dar nuevos permisos de observación; y 2) considerar como insignificantes los costos económicos derivados de la disminución de la demanda turística. De hecho, el análisis de sensibilidad puso de manifiesto que el modelo era especialmente sensible al radio de influencia de cada embarcación (μ); a la intensidad del impacto de la observación de ballenas (f) y a la tasa intrínseca de crecimiento turística (r_θ). Es decir que tanto la forma en que estaba representado el impacto como la suposición de que el principal causante del incremento en el número de embarcaciones era la demanda turística afectaban al resultado final de las simulaciones. Estas suposiciones me permitieron abordar el problema de los tomadores de decisión sin tener que añadir más complejidad e incertidumbre al modelo al incorporar más variables socioeconómicas.

Si bien la modelación de sistemas dinámico me permitió representar cómo se afectaban entre sí las diferentes partes del sistema socioecológico, esta forma de modelación no sirve para ver qué ocurre a un nivel individual, es decir, de forma más detallada (Martin y Schlüter, 2015; Polhill et al., 2016). Por eso, en el modelo, la abundancia de ballenas en la laguna no distingue entre adultos o juveniles solitarios de las parejas madre-ballenato. No obstante, las simulaciones estocásticas me permitieron lidiar con la incertidumbre sobre los datos disponibles. Por ejemplo, en lugar de utilizar un único valor de abundancia de ballena gris, utilicé los datos oficiales para incorporar la variabilidad de la población en Ojo de Liebre. Además, la perturbación ocasionada por las embarcaciones consideré que era homogénea en todo el hábitat disponible, aunque existe evidencia de que las embarcaciones pueden tener consecuencias locales que luego causan reordenamientos espaciales (Pirotta y Lusseau, 2015). A pesar de lo anterior, y de acuerdo a lo planteado por Hovmand (2014), el análisis de sensibilidad reveló que en realidad era más la estructura del modelo la que determinaba cómo se comporta el sistema socioecológico simulado. Así, conocer con exactitud la tasa intrínseca de crecimiento de las ballenas (r_b) o la abundancia inicial de ballena gris (w_0) tiene poca repercusión en el comportamiento del sistema simulado. Por tanto, la modelación de sistemas dinámicos me permitió enfocarme en los efectos a largo plazo de la observación de ballenas en el hábitat disponible en relación con la abundancia de ballena gris en Ojo de Liebre. No obstante, para incorporar el efecto de cada una de las embarcaciones en cada

individuo de ballena gris en la laguna, en el futuro, se podría explorar el uso de modelos híbridos que combinan la modelación de sistemas dinámicos con la modelación basada en agentes (Martin y Schlüter, 2015).

Los resultados de la estimación de la utilidad del objeto de frontera sugieren que la investigación fue bien recibida por los académicos, organizaciones de la sociedad civil y funcionarios del gobierno que participaron en el estudio. De hecho, cabe resaltar el interés de los funcionarios para incluir los resultados de mi investigación en el nuevo plan de manejo de la REBIVI. De los resultados de la encuesta realizada en la reunión con investigadores y representantes de organizaciones de la sociedad civil, se desprende que la percepción del grado de importancia de determinar un umbral ecológico crítico varió de bastante importante a muy importante. Sin embargo, dado el número tan pequeño de participantes, los resultados no son estadísticamente significativos y, por lo tanto, no se puede concluir que el objeto de frontera fuera útil para todos los actores relevantes. En general, la identificación y priorización de los actores que van a participar en una investigación requiere de tiempo para con ello construir una relación de confianza con los actores clave (Reed et al., 2009). La escasa participación que obtuve pone de manifiesto que en la planificación de mi trabajo de campo debí considerar tener más tiempo tanto para darme a conocer mejor, como para tener mayor interacción con los actores sociales y, sobre todo, para poder lograr la participación de los prestadores de servicio. A pesar de que el trabajo previo de mi asesor principal en esta zona y el apoyo que me brindaron los investigadores y técnicos del CIBNOR fueron clave para poder llevar a cabo las reuniones en La Paz y Guerrero Negro, hay ciertas dinámicas sociales que yo desconocía y que son importantes para poder realizar las reuniones que había considerado en mi investigación. Así, por ejemplo, se me hizo ver que para convocar a los prestadores de servicio a una reunión, el canal adecuado era hacerlo a través del responsable de ese ámbito en la REBIVI. Pero para ello, debía primero darme a conocer y explicar de qué trataba mi investigación a los funcionarios de la REBIVI, lo cual consumió gran parte del tiempo que tenía para realizar las reuniones en Guerrero Negro.

La idea de utilizar un objeto de frontera para presentar mi investigación a los actores relevantes era alcanzar lo que Callon (1986) denomina fase de reclutamiento. Es decir, las reuniones con actores eran una herramienta para llegar a un entendimiento común respecto a la gestión de la actividad de observación de ballenas. No obstante, varios de los comentarios

expresados en la reunión que tuve con los funcionarios públicos de la REBIVI, podrían indicar que mi investigación fue bien recibida porque justificaba lo que ellos ya pensaban, pero no necesariamente porque lo consideraran como un estudio creíble —es decir, un estudio que incluye una explicación científica adecuada del impacto de las embarcaciones de observación de ballenas (*sensu* Cash et al., 2003). A pesar de que los actores que participaron en mi proyecto parecían aceptar la problematización de mi proyecto de investigación (¿se puede determinar una capacidad de carga para las embarcaciones de observación de ballenas?), como no me pude reunir con todos los actores relevantes, no queda claro que la investigación fuera realmente un punto de paso obligatorio —esto es, un elemento de interés común para los actores relevantes (Callon, 1986). Por tanto, no se puede concluir que consiguiera pasar realmente a una fase de reclutamiento en la que se reconociera de forma generalizada que la protección de las ballenas es más importante que la actividad de observación de ballenas. En este sentido, aunque mi investigación buscaba ser una mezcla entre un enfoque orientado a procesos y un enfoque de conocimiento primero (Miller, 2013), realmente parecería que se quedó más como lo último. Es decir, un enfoque metodológico con el que se generó el conocimiento necesario para que la toma de decisiones sobre la gestión de la actividad de observación de ballenas pueda ser un proceso informado.

En México, de acuerdo con el artículo 16 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, todo acto de autoridad debe estar fundado y motivado (D.O.F., 2018). Además, ligar el conocimiento a la toma de decisiones es uno de los principios de las Ciencias de la Sostenibilidad (Cash et al., 2003; Clark y Dickson, 2003). En el caso de la conservación de especies protegidas bajo condiciones de incertidumbre profunda, se tiene como antecedente el caso de la protección de la tortuga amarilla (*Caretta caretta*) en el Golfo de Ulloa, México, desarrollado por Bojórquez-Tapia y colaboradores (2016). En esta investigación se exploraron dos visiones contrapuestas del manejo de la observación de ballenas de forma que los actores no sólo conocieran los resultados del análisis del riesgo ecológico, sino que pudieran saber las posibles consecuencias de cada opción de manejo y evaluar más críticamente esos resultados (Cash et al., 2006). Así, esta investigación ilustra cómo abordar metodológicamente la conservación de especies protegidas a pesar de la incertidumbre profunda que afrontan los tomadores de decisión. De hecho, la percepción general de los actores que participaron en mi investigación fue que este enfoque metodológico puede

contribuir a que el establecimiento de una capacidad de carga legal para los permisos de observación de ballenas tenga un sustento técnico (i.e. que esté motivado con información científica), y propiciar así que el manejo de esta actividad ecoturística tenga una política de manejo “satisficiente” (Simon, 1997).

Marten Scheffer (2009) señalaba la dificultad de convencer a los tomadores de decisión para que previnieran cambios no deseados en SSEs puesto que típicamente son cambios invisibles. Por ello, el aporte de mi investigación es de tipo metodológico y busca hacer visibles estos cambios no deseados partiendo de conceptos y herramientas analíticas previamente desarrolladas en diversos campos de conocimiento, en particular, en las ciencias de la complejidad y en la teoría de la resiliencia. Así, el enfoque metodológico que he desarrollado permite abordar la barrera epistemológica de cómo incorporar la determinación de umbrales de SSEs a la formulación de políticas públicas preventivas. De forma que este enfoque se podría aplicar tanto a otros casos de observación de cetáceos u otras especies marinas como el tiburón blanco, como en la conservación de especies protegidas terrestres. En concreto, los resultados de esta investigación abordan la cuestión del establecimiento de un número máximo legal de embarcaciones de observación de ballenas y proporcionan información técnica clave para la gestión de la observación de ballenas en Ojo de Liebre. Además, los resultados subrayan el papel esencial de la noción de umbral ecológico críticos para justificar las regulaciones con respecto a la capacidad de carga de las embarcaciones de observación de ballenas.

Capítulo 5

5.1 Conclusión

El caso de la observación de ballena gris en Ojo de Liebre corrobora la importancia de la investigación sobre umbrales de SSEs para poder transitar hacia la sostenibilidad. En general, la regulación de la actividad de observación de ballenas en México ha carecido de la motivación técnica necesaria para justificar el establecimiento de una capacidad de carga legal de embarcaciones (Chávez-Ramírez y de la Cueva-Salcedo, 2009). El escaso conocimiento sobre los impactos a largo plazo de la observación de ballenas (p.ej. New et al., 2015; Parsons et al., 2015; Senigaglia et al., 2016), la falta de información sobre la población nororiental de ballena gris del Pacífico Norte (Cooke, 2018), unido al incremento de la variabilidad ambiental y la falta de acuerdo sobre los mecanismos y las relaciones funcionales entre el ecoturismo y la conservación de las ballena gris, así como sobre las variables y los modelos que mejor predicen los impactos de la observación de ballenas, ha impedido que se pudiera establecer una capacidad de carga legal con base en una motivación técnica clara y transparente. Basado en mi experiencia con este enfoque metodológico para la determinación de un umbral ecológico crítico en Ojo de Liebre, postulo que la información generada se ajustó a los requerimientos de la autoridad ambiental para poder manejar adecuadamente la observación de ballenas a la vez que se aseguraba la protección de la ballena gris. Prueba de ello fue la petición expresa del director de la REBIVI de poder incluir los resultados de mi investigación en el nuevo plan de manejo de esta Área Natural Protegida.

Para enfrentar la escasez de información y la incertidumbre en los parámetros del modelo de sistemas dinámico, utilicé simulaciones Monte Carlo. Al añadir estocasticidad al modelo pude explorar los diferentes rangos de valores posibles de cada uno de los parámetros. Además, incorporar la determinación del umbral ecológico crítico a la evaluación del riesgo ecológico hizo más visible la importancia de prevenir cambios no deseados. Así, determiné tanto la severidad como la probabilidad de reducir la abundancia de ballenas en Ojo de Liebre. De forma que el umbral ecológico crítico permitió establecer un riesgo ecológico a partir del cual las autoridades ambientales mexicanas se verían obligadas por ley a proteger la viabilidad, a largo plazo, de la población nororiental de ballena gris del Pacífico Norte. En concreto, para prevenir cruzar el umbral ecológico crítico, se recomienda que la autoridad

ambiental regule el número de permisos en Ojo de Liebre y mantenga el número de embarcaciones muy por debajo de las 60 embarcaciones.

Por todo ello, este enfoque metodológico aporta evidencia empírica de cómo la modelación de sistemas socio-ecológicos puede contribuir a generar información útil que haga patente la importancia de prevenir cambios catastróficos no deseados y asegurar así la conservación de especies protegidas bajo condiciones de incertidumbre profunda. En lo general, esta investigación abordó una de las preguntas fundamentales propuestas por Kates y colaboradores (2001) sobre si se pueden definir umbrales científicamente significativos que sirvan para advertir del riesgo de incurrir en una seria degradación de los sistemas socio-ecológicos. En lo particular, esta investigación puede contribuir a que el manejo de la actividad de observación de ballenas tenga la motivación técnica que requiere la autoridad ambiental mexicana para gestionar esta actividad ecoturística y consolidar así la conservación de la ballena gris en Ojo de Liebre.

Referencias

- Anderies, J.M., Folke, C., Walker, B., Ostrom, E., 2013. Aligning key concepts for global change policy: Robustness, resilience, and sustainability. *Ecol. Soc.* 18, 8. <https://doi.org/10.5751/ES-05178-180208>
- Andersen, T., Carstensen, J., Hernández-García, E., Duarte, C.M., 2009. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends Ecol. Evol.* 24, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.014>
- Aphalo, P. J. 2016. Learn R ...as you learnt your mother tongue. Leanpub, Helsinki.
- Aven, T., Renn, O., Rosa, E.A., 2011. On the ontological status of the concept of risk. *Saf. Sci.* 49, 1074–1079. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2011.04.015>
- Avila-Foucat, V.S., Gendron, D., Revollo-Fernandez, D., Popoca, E.I., Ramírez, A., 2017. Determinants of the potential demand for whale watching in Loreto Bay National Park. *Mar. Policy* 81, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.006>
- Avila-Foucat, V.S., Sánchez Vargas, A., Frisch Jordan, A., Ramírez Flores, O.M., 2013. The impact of vessel crowding on the probability of tourists returning to whale watching in Banderas Bay, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* 78, 12–17. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.03.002>
- Back, W.E., Boles, W.W., Fry, G.T., 2000. Defining Triangular Probability Distributions from Historical Cost Data. *J. Constr. Eng. Manag.* 126, 29–37.
- Bankes, S., 1993. Exploratory Modeling for Policy Analysis. *Oper. Res.* 41, 435–449. <https://doi.org/10.1287/opre.41.3.435>
- Bauch, C.T., Sigdel, R., Pharaon, J., Anand, M., 2016. Early warning signals of regime shifts in coupled human-environment systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 201604978. <https://doi.org/10.1073/pnas.1604978113>
- Becker, C.U., 2012. Sustainability ethics and sustainability research. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2285-9>
- Beisner, B.E., Haydon, D.T., Cuddington, K., 2003. Alternative stable states in ecology. *Front Ecol Env.* 1, 376–382.

9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2

- Bentz, J., Lopes, F., Calado, H., Dearden, P., 2016. Enhancing satisfaction and sustainable management: Whale watching in the Azores. *Tour. Manag.* 54, 465–476. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2015.11.016>
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (Eds.), 2003. *Navigating Social-Ecological Systems. Building Resilience for Complexity and Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511541957>
- Bernard, H.R., 2006. *Research methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Approaches*, 4th ed, *Research Methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Approaches.* AltaMira Press, Oxford.
- Blanco, J.A. (Ed.), 2013. *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales.* OmniaScience, Pamplona. <https://doi.org/10.3926/oms.60>
- Blythe, J.L., 2015. Resilience and social thresholds in small-scale fishing communities. *Sustain. Sci.* 157–165. <https://doi.org/10.1007/s11625-014-0253-9>
- Bojórquez-Tapia, L.A., 2015. Sustainability as Moral Fact: Philosophical Underpinnings of Sustainability Science and Assessment. Escrito no publicado.
- Bojórquez-Tapia, L.A., Ezcurra, E., García, O., 1998. Appraisal of Environmental Impacts and Mitigation Measures Through Mathematical Matrices. *J. Environ. Manage.* 53, 91–99. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0191>
- Bojórquez-Tapia, L.A., Luna-González, L., Cruz-Bello, G.M., Gómez-Priego, P., Juárez-Marusich, L., Rosas-Pérez, I., 2011. Regional environmental assessment for multiagency policy making: Implementing an environmental ontology through GIS-MCDA. *Environ. Plan. B Plan. Des.* 38, 539–563. <https://doi.org/10.1068/b36129>
- Bojórquez-Tapia, L.A., Pedroza, D., Ponce-Díaz, G., Díaz de León, A.J., Lluch-Belda, D., 2016. A continual engagement framework to tackle wicked problems: curtailing loggerhead sea turtle fishing bycatch in Gulf of Ulloa, Mexico. *Sustain. Sci.* 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11625-016-0405-1>
- Bradford, A.L., Weller, D.W., Wade, P.R., Burdin, A.M., Brownell, R.L., 2008. Population

- abundance and growth rate of western gray whales *Eschrichtius robustus*. *Endanger. Species Res.* 6, 1–14. <https://doi.org/10.3354/esr00106>
- Brenner, L., Mayer, M., Claudia, S., 2016. The economic benefits of whale watching in El Vizcaíno Biosphere. *Econ. Soc. y Territ.* XVI, 429–457.
- Bunge, M., 2001. *Diccionario de filosofía*. Siglo veintiuno, México D.F.
- Burkhardt, J., 1989. The morality behind sustainability. *J. Agric. Ethics* 2, 113–128. <https://doi.org/10.1007/BF01826927>
- Callon, M., 1986. Some elements of a sociology of translation: Domestication of the scallops and the fishermen of St Brieuc Bay, in: Law, J. (Ed.), *Power, Action and Belief: A New Sociology of Knowledge?* Routledge & Kegan Paul, London, pp. 196–223.
- Carpenter, S.R., Brock, W.A., 2006. Rising variance: a leading indicator of ecological transition. *Ecol. Lett.* 9, 308–315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00877.x>
- Cash, D.W., Borck, J.C., Patt, A.G., 2006. Countering the Loading-Dock Approach to Linking Science and Decision Making. *Sci. Technol. Hum. Values* 31, 465–494. <https://doi.org/10.1177/0162243906287547>
- Cash, D.W., Clark, W.C., Alcock, F., Dickson, N.M., Eckley, N., Guston, D.H., Jäger, J., Mitchell, R.B., 2003. Knowledge systems for sustainable development. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 100, 8086–8091.
- Chávez-Ramírez, R., de la Cueva-Salcedo, H., 2009. Sustentabilidad y regulación de la observación de ballenas en México. *Rev. Legis. Estud. Soc. y Opinión Pública* 2, 231–262.
- Chion, C., Cantin, G., Dionne, S., Dubeau, B., Lamontagne, P., Landry, J.-A., Marceau, D., Martins, C.C. a., Ménard, N., Michaud, R., Parrott, L., Turgeon, S., 2013. Spatiotemporal modelling for policy analysis: Application to sustainable management of whale-watching activities. *Mar. Policy* 38, 151–162. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.031>
- Clark, W.C., 2007. Sustainability science: a room of its own. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 1737–1738. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611291104>

- Clark, W.C., Dickson, N.M., 2003. Sustainability science: the emerging research program. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 100, 8059–8061. <https://doi.org/10.1073/pnas.1231333100>
- Cooke, J.G., 2018. *Eschrichtius robustus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T8097A50353881. Accedido el 26 de noviembre 2018 en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T8097A50353881.en>
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2010. Resultados del conteo de la Ballena Gris. 1996 a 2010, documento no publicado, CONANP, México.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2018. Monitoreo de la Ballena Gris (*Eschrichtius robustus*) en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. Accedido el 26 de noviembre 2018 en: https://simec.conanp.gob.mx/ficha_monitoreo.php?menu=1&id=5
- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social), 2010. Índice de Rezago Social 2010 a nivel municipal y por localidad. Accedido el 22 de noviembre de 2017 en: <https://www.coneval.org.mx/Medicion/IRS/Paginas/%c3%8dndice-de-Rezago-social-2010.aspx>
- Creswell, J.W., 2009. Research Design: Qualitative, Quantitative and Mixed Approaches, 3rd ed. SAGE Publications, Thousand Oaks. <https://doi.org/10.2307/1523157>
- Cura, J.J., 1998. Ecological risk assessment. Water Environ. Res. 70. <https://doi.org/10.1577/1548-8446-19-9>
- Dakos, V., Bascompte, J., 2014. Critical slowing down as early warning for the onset of collapse in mutualistic communities. Proc. Natl. Acad. Sci. 111, 17546–17551. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406326111>
- Dakos, V., Carpenter, S.R., van Nes, E.H., Scheffer, M., 2015. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 370. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0263>
- Dedina, S., 2000. Saving the Gray Whale: People, Politics, and Conservation in Baja California. The University of Arizona Press, Tucson.

- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 1996. NORMA Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-074-ECOL-1996, Por la que se establecen los lineamientos y especificaciones para la regulación de actividades de avistamiento en torno a la ballena gris y su hábitat, así como las relativas a su protección y conservación. Diario Oficial de la Federación, México, 1996.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, México, 2010.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2011. NORMA Oficial Mexicana NOM-131-SEMARNAT-2010, Que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat. Diario Oficial de la Federación, México, 2011.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2016. ACUERDO por el que se da a conocer el Resumen del Programa de Manejo del Área Natural Protegida con carácter de Reserva de la Biosfera Complejo Lagunar Ojo de Liebre. Diario Oficial de la Federación, México, 2016.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2018. ACUERDO por el que se da a conocer el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino y Regional del Pacífico Norte. Diario Oficial de la Federación, México, 2016.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2018. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación, México, 2018.
- Eakin, H., Luers, A.L., 2006. Assessing the Vulnerability of Social-Environmental Systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 31, 365–394. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144352>
- Foley, M.M., Martone, R.G., Fox, M.D., Kappel, C. V., Mease, L.A., Erickson, A.L., Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Taylor, P., Scarborough, C., 2015. Using Ecological Thresholds to Inform Resource Management: Current Options and Future Possibilities. *Front. Mar. Sci.* 2, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00095>

- Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Glob. Environ. Chang.* 16, 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Folke, C., Carpenter, S.R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., Rockström, J., 2010. Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecol. Soc.* 15, 62–68. <https://doi.org/10.1038/nnano.2011.191>
- Fossion, R., Hartasánchez, D.A., Resendis-Antonio, O., Frank, A., 2013. Criticality, adaptability and early-warning signals in time series in a discrete quasispecies model. *Front. Biol. (Beijing)*. 8, 247–259. <https://doi.org/10.1007/s11515-013-1256-0>
- Fujimura, J.H., 1992. Crafting Science: Standardized Packages, Boundary Objects, and “Translation,” in: Pickering, A. (Ed.), *Science as Practice and Culture*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 168–211.
- Gómez-Gallardo Unzueta, E.A., Paredes-Lozano, L., Leyva-Aguilera, J.C., 2016. Estudio de Límite de Cambio Aceptable mediante el Análisis Integral de la actividad turística de observación de la ballena gris (*Eschrichtius Robustus*) en Laguna Ojo de Liebre y Laguna San Ignacio, B.C.S.
- Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D., Poff, N.L., Rejeski, D.W., Reynolds, J.F., Turner, M.G., Weathers, K.C., Wiens, J., 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z>
- Gunderson, L.H., Holling, C.S. (Eds.), 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, D.C.
- Guttal, V., Jayaprakash, C., 2008. Changing skewness: An early warning signal of regime shifts in ecosystems. *Ecol. Lett.* 11, 450–460. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01160.x>
- Hallegatte, S., Shah, A., Lempert, R., Brown, C., Gill, S., 2012. Investment Decision Making Under Deep Uncertainty: Application to Climate Change. *Policy Res. Work. Pap.* 41. <https://doi.org/doi:10.1596/1813-9450-6193>

- Harper, T.L., Stein, S.M., 2006. A dialogical planning approach, in: *Dialogical Planning in a Fragmented Society*. pp. 135–156.
- Higham, J.E.S., Bejder, L., Allen, S.J., Corkeron, P.J., Lusseau, D., 2016. Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *J. Sustain. Tour.* 24, 73–90. <https://doi.org/10.1080/09669582.2015.1062020>
- Hilborn, R., Walters, C.J. (Eds.), 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Springer US.
- Hovmand, P.S., 2014. *Community Based System Dynamics: Lessons from The Field*. Springer Science+Business Media New, New York.
- Hoyt, E., 2005. *Marine protected areas for whales, dolphins, and porpoises: a world handbook for cetacean habitat conservation*. Earthscan, Sterling, VA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2010. *Censo de Población y Vivienda*. Accedido el 22 de febrero 2017 en: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>
- International Whaling Commission, 2017. *Report of the Scientific Committee. Annex N. Report of the Sub-Committee on whalewatching*. *J. Cetacean Res. Manag.* 18, 387–397.
- Janssen, M.A., Anderies, J.M., 2007. Robustness Trade-offs in Social-Ecological Systems. *Int. J. Commons* 1, 43. <https://doi.org/10.18352/ijc.12>
- Jones, R.N., Patwardhan, A., Cohen, S.J., Dessai, S., Lammel, A., Lempert, R.J., Mirza, M.M.Q., von Storch, H., 2014. *Foundations for Decision Making*. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379.007>
- Kates, R.W., Clark, W.C., Corell, R., Hall, J.M., Jaeger, C.C., Lowe, I., McCarthy, J.J., Schellnhuber, H.J., Bolin, B., Dickson, N.M., Faucheux, S., Gallopín, G.C., Grübler, A., Huntley, B., Jill Jäger, N., Svedin, U., 2001. *Sustainability Science*. *Science*. 292, 641–642. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/cbo9780511780288.008>

- Kelly, R.P., Erickson, A.L., Mease, L.A., Battista, W., Kittinger, J.N., Fujita, R., 2015. Embracing thresholds for better environmental management. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0276>
- Kwakkel, J.H., Walker, W.E., Marchau, V.A.W.J., 2010. Classifying and communicating uncertainties in model-based policy analysis. *Int. J. Technol. Policy Manag.* 10, 299. <https://doi.org/10.1504/IJTPM.2010.036918>
- Lackey, R.T., 1997. Perspective: If ecological risk assessment is the answer, what is the question? *Hum. Ecol. Risk Assess.* 3, 921–928. <https://doi.org/10.1080/10807039709383735>
- Lambin, E.F., 2005. Conditions for sustainability of human-environment systems: Information, motivation, and capacity. *Glob. Environ. Chang.* 15, 177–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2005.06.002>
- Lang, D.J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., Swilling, M., Thomas, C.J., 2012. Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. *Sustain. Sci.* 7, 25–43. <https://doi.org/10.1007/s11625-011-0149-x>
- Leach, M., Scoones, I., Stirling, A., 2010a. *Dynamic sustainabilities: technology, environment, social justice.* Earthscan, New York.
- Leach, M., Scoones, I., Stirling, A., 2010b. *Dynamic sustainabilities: technology, environment, social justice.*
- Lempert, R., Popper, S., Bankes, S., 2002. Confronting Surprise. *Soc. Sci. Comput. Rev.* 20, 420–440. <https://doi.org/10.1177/089443902237320>
- Lindgren, M., Dakos, V., Gröger, J.P., Gärdenmark, A., Kornilovs, G., Otto, S.A., Möllmann, C., 2012. Early detection of ecosystem regime shifts: A multiple method evaluation for management application. *PLoS One* 7, 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038410>
- Lusseau, D., Bejder, L., 2007. The Long-term Consequences of Short-term Responses to Disturbance Experiences from Whalewatching Impact Assessment. *Int. J. Comp. Psychol.* 20, 228–236.

- Maier, H.R., Guillaume, J.H.A., van Delden, H., Riddell, G.A., Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., 2016. An uncertain future, deep uncertainty, scenarios, robustness and adaptation: How do they fit together? *Environ. Model. Softw.* 81, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.014>
- Marchau, V.A.W.J., Walker, W.E., Bloemen, P.J.T.M., Popper, S.W. (Eds.), 2019. *Decision Making under Deep Uncertainty: from theory to practice*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-05252-2>
- Martin, R., Schlüter, M., 2015. Combining system dynamics and agent-based modeling to analyze social-ecological interactions—an example from modeling restoration of a shallow lake. *Front. Environ. Sci.* 3, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00066>
- Matson, P., Clark, W.C., Andersson, K., 2016. *Pursuing sustainability: A guide to the science and practice*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Miller, T.R., 2013. Constructing sustainability science: emerging perspectives and research trajectories. *Sustain. Sci.* 8, 279–293. <https://doi.org/10.1007/s11625-012-0180-6>
- Mitchell, M., 2009. *Complexity: a guided tour*. Oxford University Press, New York.
- Moser, S., Meerow, S., Arnott, J., Jack-Scott, E., 2019. The turbulent world of resilience: interpretations and themes for transdisciplinary dialog. *Clim. Change* 21–40. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2358-0>
- Muradian, R., 2001. Ecological thresholds: A survey. *Ecol. Econ.* 38, 7–24. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00146-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00146-X)
- Needham, M.D., Szuster, B.W., Bell, C.M., 2011. Encounter norms, social carrying capacity indicators, and standards of quality at a marine protected area. *Ocean Coast. Manag.* 54, 633–641. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.06.004>
- New, L.F., Clark, J.S., Costa, D.P., Fleishman, E., Hindell, M.A., Klanjšček, T., Lusseau, D., Kraus, S., McMahon, C.R., Robinson, P.W., Schick, R.S., Schwarz, L.K., Simmons, S.E., Thomas, L., Tyack, P., Harwood, J., 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 496, 99–108. <https://doi.org/10.3354/meps10547>

- New, L.F., Hall, A.J., Harcourt, R., Kaufman, G., Parsons, E.C.M., Pearson, H.C., Cosentino, A.M., Schick, R.S., 2015. The modelling and assessment of whale-watching impacts. *Ocean Coast. Manag.* 115, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.006>
- Norton, J., 2015. An introduction to sensitivity assessment of simulation models. *Environ. Model. Softw.* 69, 166–174. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.020>
- Parrott, L., Chion, C., Gonzalès, R., Latombe, G., 2012. Agents, individuals, and networks: Modeling methods to inform natural resource management in regional landscapes. *Ecol. Soc.* 17. <https://doi.org/10.5751/ES-04936-170332>
- Parrott, L., Chion, C., Martins, C.C.A., Lamontagne, P., Turgeon, S., Landry, J.A., Zhens, B., Marceau, D.J., Michaud, R., Cantin, G., Ménard, N., Dionne, S., 2011. A decision support system to assist the sustainable management of navigation activities in the St. Lawrence River Estuary, Canada. *Environ. Model. Softw.* 26, 1403–1418. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.08.009>
- Parsons, E.C.M., 2012. The Negative Impacts of Whale-Watching. *J. Mar. Biol.* 1–9. <https://doi.org/10.1155/2012/807294>
- Parsons, E.C.M., Baulch, S., Bechshoft, T., Bellazzi, G., Bouchet, P., Cosentino, A.M., Godard-Codding, C.A.J., Gulland, F., Hoffmann-Kuhnt, M., Hoyt, E., Livermore, S., MacLeod, C.D., Matrai, E., Munger, L., Ochiai, M., Peyman, A., Recalde-Salas, A., Regnery, R., Rojas-Bracho, L., Salgado-Kent, C.P., Slooten, E., Wang, J.Y., Wilson, S.C., Wright, A.J., Young, S., Zwamborn, E., Sutherland, W.J., 2015. Key research questions of global importance for cetacean conservation. *Endanger. Species Res.* 27, 113–118. <https://doi.org/10.3354/esr00655>
- Pérez- Cortés, H., Urban, J., Loreto, P., 2004. A note on gray whale distribution and abundance in the Magdalena Bay Complex, Mexico during the 1997 winter season. *J. Cetacean Res. Manegement* 6, 133–138.
- Pirotta, E., Lusseau, D., 2015. Managing the wildlife tourism commons. *Ecol. Appl.* 25, 729–741. <https://doi.org/10.1890/14-0986.1>
- Pirotta, E., New, L., Harwood, J., Lusseau, D., 2014. Activities, motivations and disturbance: An agent-based model of bottlenose dolphin behavioral dynamics and interactions with

- tourism in Doubtful Sound, New Zealand. *Ecol. Modell.* 282, 44–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.03.009>
- Polasky, S., Carpenter, S.R., Folke, C., Keeler, B., 2011. Decision-making under great uncertainty: Environmental management in an era of global change. *Trends Ecol. Evol.* 26, 398–404. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.04.007>
- Polhill, J.G., Filatova, T., Schlüter, M., Voinov, A., 2016. Modelling systemic change in coupled socio-environmental systems. *Environ. Model. Softw.* 75, 318–332. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.10.017>
- Punt, A.E., Wade, P.R., 2012. Population Status of the Eastern North Pacific Stock of Gray Whales in 2009. *J. Cetacean Res. Manag.* 12, 15–28.
- Ragsdale, C.T., 2011. *Spreadsheet Modeling & Decision Analysis: A Practical Introduction to Management Science*, Sixth Edit. ed. South-Western, Cengage Learning, Mason, Ohio. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Rawls, J., 1995. *Teoría de la justicia*, 2a ed. Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Redman, C.L., 2014. Should sustainability and resilience be combined or remain distinct pursuits? *Ecol. Soc.* 19. <https://doi.org/10.5751/ES-06390-190237>
- Reed, M.S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C.H., Stringer, L.C., 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *J. Environ. Manage.* 90, 1933–1949. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.001>
- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr., R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urbán, J., Zerbini, A.N., 2008. *Eschrichtius robustus*, The IUCN Red List of Threatened Species.
- Reyers, B., Folke, C., Moore, M., Biggs, R., Galaz, V., 2018. Social-Ecological Systems Insights for Navigating the Dynamics of the Anthropocene. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 1–23.
- Richter, C., Dawson, S., Slooten, E., 2006. Impacts of commercial whale watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Mar. Mammal Sci.* 22, 46–63.

<https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00005.x>

Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., Ratto, M., 2004. Sensitivity analysis in practice: A guide to assessing scientific models. John Wiley & Sons.

Salvadeo, C.J., Gómez-Gallardo U., A., Nájera-Caballero, M., Urbán, J., Lluch-Belda, D., 2015. The Effect of Climate Variability on Gray Whales (*Eschrichtius robustus*) within Their Wintering Areas. PLoS One 10, e0134655. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134655>

Salvadeo, C.J., Lluch-Cota, S., Maravilla-Chávez, M., Álvarez-Castañeda, S., Mercuri, M., Ortega-Rubio, A., 2013. Impact of climate change on sustainable management of gray whale (*Eschrichtius robustus*) populations: Whale-watching and conservation. Arch. Biol. Sci. 65, 997–1005. <https://doi.org/10.2298/ABS1303997S>

Schaefer, M.B., 1991. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Math. Biol. 53, 253–279.

Scheffer, M., 2009. Critical Transitions in Nature and Society, Princeton Studies in Complexity. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.47-1380>

Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W.A., Brovkin, V., Carpenter, S.R., Dakos, V., Held, H., van Nes, E.H., Rietkerk, M., Sugihara, G., 2009. Early-warning signals for critical transitions. Nature 461, 53–59. <https://doi.org/10.1038/nature08227>

Scheffer, M., Carpenter, S.R., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. Trends Ecol. Evol. 18, 648–656. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.002>

Scheffer, M., Carpenter, S.R., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413, 591–596. <https://doi.org/10.1038/35098000>

Scheffer, M., Carpenter, S.R., Lenton, T.M., Bascompte, J., Brock, W., Dakos, V., van de Koppel, J., van de Leemput, I.A., Levin, S.A., van Nes, E.H., Pascual, M., Vandermeer, J., 2012. Anticipating Critical Transitions. Science (80-.). 338, 344–348. <https://doi.org/10.1126/science.1225244>

- Schlüter, M., Mcallister, R.R.J., Arlinghaus, R., Bunnefeld, N., Eisenack, K., Hölker, F., Müller, B., Nicholson, E., Quaas, M., Stöven, M., 2012. New Horizons for Managing the Environment: A Review of Coupled Social-Ecological Systems Modeling. *Nat. Resour. Model.* 25, 219–272.
- Scholz, R.W., Steiner, G., 2015. Transdisciplinarity at the crossroads. *Sustain. Sci.* 10, 521–526. <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0338-0>
- Senigaglia, V., Christiansen, F., Bejder, L., Gendron, D., Lundquist, D., Noren, D.P., Schaffar, A., Smith, J.C., Williams, R., Martinez, E., Stockin, K., Lusseau, D., 2016. Meta-analyses of whale-watching impact studies: Comparisons of cetacean responses to disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 542, 251–263. <https://doi.org/10.3354/meps11497>
- Shiflet, A.B., Shiflet, G.W., 2014. Introduction to computational science: modeling and simulation for the sciences, Second. ed. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Simon, H.A., 1997. Models of bounded rationality: empirically grounded economic reason (Vol. 3). MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- Star, S.L., Griesemer, J.R., 1989. Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Soc. Stud. Sci.* 19, 387–420. <https://doi.org/10.1177/030631289019003001>
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., Donges, J.F., Fetzer, I., Lade, S.J., Scheffer, M., Winkelmann, R., Schellnhuber, H.J., 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 8252–8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Stein, S.M., Harper, T.L., 2003. Power, Trust, and Planning. *J. Plan. Educ. Res.* 23, 125–139. <https://doi.org/10.1177/0739456X03258636>
- Stirling, A., 2010. Keep it complex. *Nature* 468, 1029–1031.
- Suter II, G.W., 2006. Ecological Risk Assessment, Second Edition, 2nd ed. CRC Press, Boca Ratón.

- Turner, B.L., 2010. Vulnerability and resilience: Coalescing or paralleling approaches for sustainability science? *Glob. Environ. Chang.* 20, 570–576. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.07.003>
- Urbán, J., Rojas, L., Pérez-Cortés, H., Gómez-Gallardo, A., Swartz, S.L., Ludwig, S., Brownell Jr., R.L., 2003. A review of gray whales (*Eschrichtius robustus*) on their winter grounds in Mexican waters. *J. Cetacean Res. Manag.* 5, 281–295.
- Uusitalo, L., Lehtikoinen, A., Helle, I., Myrberg, K., 2015. An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support. *Environ. Model. Softw.* 63, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.017>
- Walker, B., Meyers, J.A., 2004. Thresholds in ecological and social-ecological systems: a developing database. *Ecol. Soc.* 9, 1–16. <https://doi.org/3>
- Walker, B., Salt, D., 2006. Resilience thinking: Sustaining ecosystems and people in a changing world. Island Press, Washington D.C.
- Walker, W., 2000. Policy Analysis: A Systematic Approach to Supporting Policymaking in the Public Sector. *J. Multi-Criteria Decis. Anal.* 9, 11–27. [https://doi.org/10.1002/1099-1360\(200001/05\)9](https://doi.org/10.1002/1099-1360(200001/05)9)
- Walker, W., Haasnoot, M., 2011. White Paper Uncertainty Analysis and Decision-making under Uncertainty with the Deltamodel. Delft.
- Walker, W.E., Lempert, R., Kwakkel, J.H., 2013. Deep Uncertainty, in: *Encyclopedia of Operations Research and Management Science*. Springer US, pp. 395–402.
- Wilson, S.M., Raby, G.D., Burnett, N.J., Hinch, S.G., Cooke, S.J., 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: Sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biol. Conserv.* 171, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.020>
- Wright, A.J., Soto, N.A., Baldwin, A.L., Bateson, M., Beale, C.M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E.F., Fernández, A., Godinho, A., Hatch, L.T., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Romero, M.L., Weilgart, L.S., Wintle, B.A., Notarbartolo di Sciara, G., Martin, V., 2007. Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise? *Int. J. Comp. Psychol.* 20, 274–316. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2010.01.002>

Anexos

Anexo I. Hoja de información para participantes de las reuniones con actores relevantes

Hoja de información para los participantes

Proyecto de investigación de tesis de doctorado:

“Identificación de umbrales de comportamiento de los sistemas socio-ecológicos en el contexto de la política ambiental de México”

[Mayo, 2018]

Emilio Rodríguez-Izquierdo,

Estudiante de doctorado del Posgrado en C. de la Sostenibilidad.

Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, UNAM.

Tercer circuito exterior, anexo al Jardín Botánico, Ciudad Universitaria, Apdo. Postal 70-275.
Ciudad de México, 04510

Tutor principal: Dr. Luis. A. Bojórquez-Tapia

Telf. de contacto: +52 56229250 extensión 81274

Email de contacto: 13emil@gmail.com

Estimado participante,

El propósito de esta carta es invitarle a participar en una reunión para mi proyecto de tesis doctoral. En este proyecto busco **identificar un umbral ecológico crítico, a través de un modelo de simulación dinámica, que sirva para determinar el número máximo de embarcaciones de observación de ballena gris, o capacidad de carga, en la laguna Ojo de Liebre, en BCS, México.** El estudio busca responder las siguientes preguntas principales:

¿En qué grado la noción de umbral ecológico crítico hace socialmente visible la prevención de cambios no deseados?

¿En qué medida el número de permisos de observación de ballena gris conlleva implícito el significado del concepto capacidad de carga de un sistema socio-ecológico?

Le invito a formar parte de este estudio. **Le pediré que responda unas cuestiones al inicio y al final de la reunión sobre la propuesta para determinar el umbral ecológico crítico y la capacidad de carga de embarcaciones de observación en la laguna Ojo de Liebre. La reunión no sobrepasará las dos horas.**

Confidencialidad

Los resultados de la investigación podrán ser utilizados en **publicaciones en forma de artículos científicos en revistas indexadas, presentaciones o conferencias.**

El formulario de consentimiento informado (se le entregará en la reunión) le preguntará si usted requiere confidencialidad o no, y cómo prefiere que se le identifique en la investigación. Si usted no requiere confidencialidad, se le pedirá que marque con un círculo el campo apropiado y, sólo entonces, su identidad será publicada.

Si usted requiere confidencialidad, entonces ningún nombre aparecerá en las transcripciones y se asignará un código alfanumérico a cada participante de la reunión, y sólo ese código u otro título especificado por usted será el que aparezca en los resultados publicados (a no ser que se haya declinado la confidencialidad como se estipula arriba).

En el caso de que haya participantes que deseen confidencialidad, los nombres reales asociados a los códigos los mantendré de forma segura, y nunca se harán públicos sin permiso de las personas involucradas.

Almacenamiento y disposición de datos

El acceso al material escrito y electrónico estará restringido a mi supervisor (Dr. Luis A. Bojórquez-Tapia) y a mí. Estos datos no se destruirán para permitir análisis a largo plazo. Todo el material escrito será almacenado en un archivo seguro y el material electrónico estará protegido con contraseña.

Los resultados obtenidos serán incluidos en mi tesis y, potencialmente, presentados en revistas indexadas, conferencias y/o presentaciones. La tesis será entregada al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad de la UNAM.

Derecho a abandono

Durante el curso de la reunión, usted tiene en todo momento el derecho a abandonar la reunión o rechazar responder a alguna pregunta(s). Puede pedir que sus respuestas sean destruidas o que no

se incluyan en el estudio. Para ello, usted debe informarme en un período no mayor a los 30 días después de la reunión.

Acceso a los resultados

Para asegurar que los resultados de esta investigación sean accesibles a todos los participantes, se hará un resumen de la investigación y será entregado a los participantes que lo soliciten.

Si usted tiene alguna pregunta sobre el proyecto, por favor no dude en contactarnos, a mi o a mi tutor principal el Dr. Luis Bojórquez-Tapia (los datos de contacto vienen proporcionados en la primera página).

Agradecemos de antemano su disponibilidad, misma que contribuirá en el éxito de este estudio.

Atentamente,

Emilio Rodríguez-Izquierdo

Anexo II. Formulario de consentimiento informado para participantes de las reuniones con actores relevantes

Formulario de consentimiento informado

Proyecto de investigación de tesis de doctorado:

“Identificación de umbrales de comportamiento de los sistemas socio-ecológicos en el contexto de la política ambiental de México”

Emilio Rodríguez-Izquierdo,

Estudiante de doctorado del Posgrado en C. de la Sostenibilidad.

Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, UNAM.

Tercer circuito exterior, anexo al Jardín Botánico, Ciudad Universitaria, C.P. 70-275

Tutor principal: Dr. Luis. A. Bojórquez-Tapia

Telf. de contacto: +52 56229250 extensión 81274

Email investigador: 13emil@gmail.com

Introducción

Para asegurar que esta investigación cumple con los estándares requeridos por comités de ética, se requiere que los participantes involucrados en esta investigación estén: 1) completamente informados de la naturaleza de la investigación; y 2) consientan participar. Este “formulario de consentimiento informado” ha sido diseñado de acuerdo con esos propósitos, para informar a todos los participantes sobre la naturaleza del proyecto y su participación en la investigación. Ello está destinado a garantizar que los participantes en la investigación están protegidos de cualquier daño potencial que pueda surgir de su participación en el proceso de investigación.

Propósito del estudio

Este estudio, para mi tesis de doctorado, está dirigido a contestar las siguientes preguntas:

¿En qué grado la determinación de umbrales críticos hace socialmente visible la prevención de cambios no deseados?

¿En qué medida el número de permisos de avistamiento de ballena gris conlleva implícito el significado del concepto capacidad de carga de un sistema socio-ecológico?

Por favor, lea la “hoja de información.”

Formato de investigación

A los participantes se les pedirá que formen parte de una reunión en una fecha, hora y lugar que les sea accesible. Además, a los participantes se les pide que den su consentimiento para obtener información de sus expectativas y opinión sobre la propuesta para determinar el umbral ecológico crítico y la capacidad de carga de embarcaciones de avistamiento en la laguna Ojo de Liebre.

Por favor haga un círculo

1. Acepto que la reunión con **Emilio Rodríguez-Izquierdo** sea (audio) grabada. Sí / No

2. Quiero que mi identidad permanezca **confidencial** Sí / No
Si usted **contestó que sí**, por favor responda el **apartado 3**, si **contestó que no** pase al **4**

3. Quiero que mi identidad aparezca como (haga un círculo en la apropiada):
 - a) Un funcionario de la organización que represento,
 - b) Un código alfanumérico,
 - c) Otro, por favor especifique

4. Doy mi consentimiento de que la información u opiniones que haya dado sean atribuidas a mi persona en cualquier informe sobre esta investigación. Sí / No

5. Comprendo que la información que proporcione será usada con el propósito descrito en la “hoja de información” y no será dado a otros sin consentimiento escrito. Sí / No

6. Entiendo que un resumen de la investigación será entregado a los participantes que lo soliciten. Sí / No

Acepto participar en esta investigación,

Nombre:

Fecha:

Firma:

Certifico que este formulario y la hoja de información dan una descripción completa y fiel de los objetivos y procesos del proyecto de investigación.

Firma de la persona que solicita su participación:

Anexo III. Cuestionario para participantes de las reuniones con actores relevantes

Reunión modelo sobre capacidad de carga de observación ballena gris

Mayo, 2018

LANCIS-Espejo Noroeste

El objetivo de esta reunión es presentarles la propuesta para determinar la capacidad de carga de embarcaciones de observación de ballenas en la Laguna Ojo de Liebre asociada al umbral ecológico crítico.

1. En su opinión, ¿qué tanto pueden afectar a la ballena gris las embarcaciones de observación de ballenas?

- Nada
- Algo
- Bastante
- Mucho

2. ¿conoce cuántos permisos hay actualmente para la observación de ballenas en la Laguna Ojo de Liebre?

- a. Sí b. No

3. En su opinión, ¿cuántas embarcaciones de observación de ballenas podrían estar operando simultáneamente en la Laguna Ojo de Liebre?

4. En su opinión, ¿actualmente el turismo de observación de ballenas en la Laguna Ojo de Liebre es sostenible?

- a. Sí b. No

¿por qué?

Reunión modelo sobre capacidad de carga de observación ballena gris

Mayo, 2018

LANCIS-Espejo Noroeste

1. ¿Qué tanto se amplió su conocimiento sobre la posible afectación a la ballena gris de las embarcaciones de observación?

- Nada
- Algo
- Bastante
- Mucho

¿De qué manera?

2. Con respecto a los resultados del modelo, ¿cómo pueden ser relevantes para la regulación de la observación de ballenas?

3. La siguiente tabla resume los aspectos más importantes que se abordaron en reunión. Para cada tema/herramienta, favor de llenar con la siguiente clave:

1: Nada/Ninguna; 2: Algo; 3: Bastante; 4: Muy /Mucho

	PERTINENCIA (el tema/ herramienta fue útil para obtener los productos)	CLARIDAD (el tema/ herramienta fue presentado con claridad)	SATISFACCIÓN (¿qué tan satisfecho estuvo con el tema/ herramienta?)	COMENTARIOS
Modelo de simulación dinámica				
Parametrización (variables y parámetros)				
Análisis de riesgo				

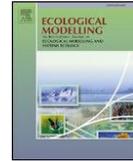
Anexo IV. Artículo de requisito

Ecological Modelling 408 (2019) 108731



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Modelling

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolmodel

Modelling approach for crafting environmental regulations under deep uncertainty: Whale watching in Ojo de Liebre, Mexico

Emilio Rodríguez-Izquierdo, Yosune Miquelajauregui, Pablo Padilla, Luis A Bojórquez-Tapia*

Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

ARTICLE INFO

Keywords:

Whale watching
Deep uncertainty
System dynamics modelling
Conservation planning

ABSTRACT

Policy-making to protect threatened species implies dealing with uncertainty and ignorance. Conservation management of the Eastern gray whale (*Eschrichtius robustus*) population through the regulation of whale watching in the lagoon Ojo de Liebre, Mexico, is a useful example of policy-making challenged by lack of scientific knowledge regarding the negative long-term effects of whale watching. We present a pragmatic approach to provide Mexican authorities the technical information they need to justify the establishment of a maximum number of boats under conditions of deep uncertainty. Operationally, our approach combines system dynamics modelling, to simulate the boats' impact on the breeding habitat, with ecological risk assessment, to determine the probability of crossing a critical ecological threshold, which is associated to a risk of severely reducing the gray whale abundance in the lagoon. Thus, our approach addresses the issue of establishing a legal maximum number of boats to protect threatened species.

1. Introduction

Crafting environmental regulations under conditions of deep uncertainty is one of the greatest challenges for the protection of threatened wildlife species from human impacts. Deep uncertainties faced by policy-makers cannot be eliminated, at least, over the short-term, due to the complex or random behavior of socio-ecological systems (Hallegatte et al., 2012). Also, increasing interactions between wildlife populations and human activities means that wildlife is especially vulnerable to human's disturbances (Pirotta et al., 2014). In such conditions, decision-making cannot be taken based solely on past experiences because decisions may affect socio-ecological systems in ways not previously experienced (e.g., Blanco, 2013; Kwakkel et al., 2010; Walker, 2000). Moreover, in light of rapid change and greater environmental variability, past management strategies might need to be revised to avoid strategies that can actually contribute to the vulnerability of wildlife populations. Even with the paucity of information available and often with limited knowledge about the extent of human's disturbances, public policies to protect threatened species require information about the consequences that would follow when a certain management strategy is adopted (Walker, 2000). Therefore, we argue that there is a need for pragmatic approaches that provide a better basis for policy choices despite conditions of uncertainty and ignorance.

The case of the Eastern North Pacific population of gray whale

(*Eschrichtius robustus*) watching in the Biosphere Reserve of Ojo de Liebre Lagoon Complex, Mexico (Ojo de Liebre, hereafter), epitomizes the challenges of crafting governmental regulations to harmonize ecotourism and conservation under deep uncertainty. Mexico is legally bound by international agreements and its environmental laws to protect the Eastern North Pacific population of gray whales (Eastern gray whales, hereafter). In particular, Mexico's bylaw of the General Law of Wildlife establishes (in article 134) that authorizations for wildlife non-extractive uses will include information regarding the activity's carrying capacity (D.O.F., 2014). Nonetheless, the protection of the Eastern gray whales has been hampered by deep uncertainties around the whale watching impacts in Ojo de Liebre. Uncertainties arise mainly due to the complexities involved on determining the long-term consequences of whale watching, the natural variability of socio-ecological systems, and the existence of multiple views about whale watching impacts. That is, experts disagree on the mechanisms and functional relationships underlying the association between ecotourism and conservation of the Eastern gray whales, as well as on the variables and models that best predict whale watching impacts. Hence, it is safe to assert that this context corresponds to Hallegatte's et al. (2012) definition of deep uncertainty (i.e. lack of quantifiable knowledge; divergent positions, values, and criteria of success amongst the stakeholders; and accelerated change that shapes decision processes). Despite this uncertain future, in Mexico, government officials from

* Corresponding author.

E-mail address: bojorquez@ecologia.unam.mx (L.A. Bojórquez-Tapia).<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108731>Received 28 March 2019; Received in revised form 26 June 2019; Accepted 27 June 2019
0304-3800/ © 2019 Elsevier B.V. All rights reserved.

CONANP (National Commission on Natural Protected Areas) have to harmonize the management strategy of whale watching in Ojo de Liebre with the protection of the Eastern gray whale.

The Eastern gray whale is a threatened species, enlisted as a least concern species in the IUCN Red List of Threatened Species (Reilly et al., 2008). As in other parts of the world, one elusive task in Ojo de Liebre has been determining the maximum number of whale watching boats, or carrying capacity, to prevent negative effects on whales' abundance. Calls for science-based adaptive management for whale-watching in general have emphasized the consideration of long-term, population-level consequences of these activities (Higham et al., 2016; New et al., 2015; Senigaglia et al., 2016). It has been shown that whales change aspects of their behavior, including increased swim speed, decreased dive times and direction of travel, with respect to the presence and distance of boats (Argüelles et al., 2016; Parsons, 2012; Richter et al., 2006; Wright et al., 2007). Nevertheless, determining long-term consequences of whale watching is challenging because whales' responses to whale watching differ between species and locations (Lusseau and Bejder, 2007; Senigaglia et al., 2016). Moreover, experts disagree whether whale watching has sublethal effects (Parsons et al., 2015), or whether its long-term effects are negligible or acute, even equivalent to whaling (New et al., 2015). Thus, decision-making is carried out without sufficient scientific information to ensure that whale watching is properly managed (Senigaglia et al., 2016).

In this paper, we address the challenges posed by deep uncertainty concerning the elicitation of the maximum number of whale watching boats in Ojo de Liebre. Our approach entailed carrying out computational experiments through exploratory modelling, a technique to depict how a system would behave if a set of formal conjectures were correct (Bankes, 1993). Exploratory models are practical for dealing with uncertain situations where multiple plausible futures and different interpretations arise from the various stakeholders' values and interests (Walker and Haasnoot, 2011). Specifically, we contrasted two management strategies: a *laissez-faire*—where the market places the limit of whale watching boats—versus a *government intervention*—where the government regulates the number of whale watching boats. We compared the outcomes of each management strategy in relation to a threshold that highlighted the potential biological consequences of whale watching activities on the Eastern gray whale abundance in Ojo de Liebre. Hence, we combined system dynamics modelling (Acevedo, 2013) and ecological risk assessment (Suter, 2006) to address the issue of establishing the maximum number of whale watching boats that could be allowed to operate without severely affecting the whales' abundance in Ojo de Liebre.

2. Methods

2.1. Study area

The study area was the Biosphere Reserve of Ojo de Liebre Lagoon Complex, Mexico, a coastal lagoon which covers an area of 36600 ha (CONANP, 2018; Fig. 1). Ojo de Liebre is a primary winter breeding habitat of the gray whale *Eschrichtius robustus* (Lilljeborg) Eastern North Pacific population (Salvadeo et al., 2015, 2013). In Mexico, Ojo de Liebre is the lagoon with the greatest abundance of Eastern gray whales (Pérez-Cortés et al., 2004) which varies greatly from year to year (based on official data from the monitoring program of the Eastern gray whales in El Vizcaino Biosphere Reserve; Appendix B).

Whale watching activities in Ojo de Liebre are an important source of income for many inhabitants around the lagoon (Brenner et al., 2016; Salvadeo et al., 2013). Whale watching activities in Mexico are regulated by a norm (NOM-131-SEMARNAT-2010; D.O.F., 2011) that establishes guidelines and specifications to carry out these activities. In the norm's section 4.5 it is stated that the Secretariat of the Environment and Natural Resources (SEMARNAT) should establish the observation areas—regions, with potential for whale watching,

determined by the concurrence and distribution of whales (D.O.F., 2011)—for each region. In Ojo de Liebre, there are two official observation areas (decreed in the NOM-EM-074-ECOL-1996; D.O.F., 1996) and a *de facto* one (an area proposed in 2004 by the Secretariat of the Environment, Natural Resources and Fisheries [SEMARNAP] as a temporary observation area but that has never been decreed; Fig. 1).

2.2. System dynamics model

The system dynamics model had two subsystems that interacted dynamically: socio-economic and environmental (Fig. 2; Appendix A). The socio-economic subsystem simulated the relationship between tourist investment, measured by the number of rooms available, and the number of whale watching boats. Environmental subsystem simulated the boats' impacts on the suitable breeding habitat for gray whales and its effect on the whale abundance in the lagoon. The socio-economic subsystem affected the environmental subsystem through the sublethal effect of whale watching—sublethal effects are changes in behavior, acute stress responses or long-term effects (e.g., delayed growth, disease development) that weaken the physical state of individuals and might have negative effects at the population level (Wilson et al., 2014). The environmental subsystem interacted with the socio-economic subsystem through the tourists' satisfaction which was a relation between the number of boats and the whale abundance.

The two interacting subsystems were implemented as a stock and flow model. Regarding the environmental subsystem (Fig. 3), gray whale abundance was simulated using a standard logistic growth model with harvesting (Hilborn and Walters, 1992; Schaefer, 1991):

$$\frac{dw}{dt} = r w \left(1 - \frac{w}{K} \right) - h_t, \quad (1)$$

where w is gray whale abundance, r is the intrinsic growth rate, K is the lagoon's carrying capacity, h_t is the harvesting factor, and b , l , and t are indexes of whales, lagoon and time, respectively.

The harvesting factor in Eq. (1) deserves further explanation. Evidently, this factor simulates the biomass extracted by an activity. In our case, harvesting was conceptualized as the reduction in whale abundance caused by the sublethal effect of whale watching. The ecological foundation for this conceptualization comes from the concern about the long-term effects of boats' noise on whales and the chronic stress induced by exposure to whale-watching (Parsons, 2012; Parsons et al., 2015) which on the long-term might diminish the whales' physical condition (Lusseau and Bejder, 2007; Wright et al., 2007). This sublethal effect was assumed to be proportional to a permanent loss in the quality of reproductive habitat. Hence, this effect was represented as the area surrounding each individual whale watching boat (Fig. 4). This implied that the sublethal effect was sensitive to the size of the initial suitable habitat.

Accordingly, the harvesting factor was calculated by:

$$\frac{dh}{dt} = (s_0 - \varphi) \rho_t, \quad (2)$$

where s_0 is the initial suitable habitat, φ is the remaining suitable habitat, ρ_t is the gray whale's density in the lagoon, and 0 is an index for the initial simulation time.

The initial suitable habitat (s_0) corresponded to the sum of the three observation areas for whale watching activities in Ojo de Liebre (Fig. 1). In this way, the model minimizes the chance of underestimating the impact of whale watching by depicting the maximum possible effect in the areas where these activities are legally allowed.

The remaining suitable habitat, a state variable in our model, was given by:

$$\varphi_t = -\int s dt + s_0, \quad (3)$$

where s is the suitable habitat loss rate due to whale watching. This

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

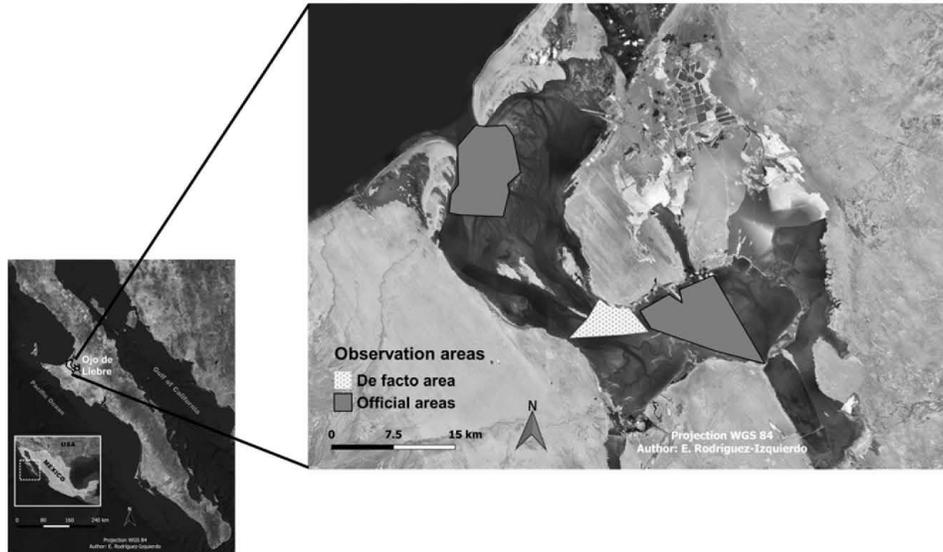


Fig. 1. Ojo de Liebre Lagoon Complex in Baja California Sur, Mexico. Official (in gray) and *de facto* (dotted) observation areas.

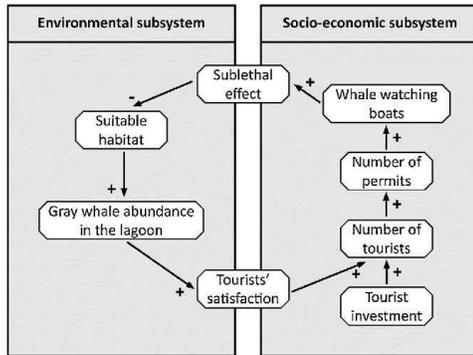


Fig. 2. Conceptual diagram of the system dynamics model. (+) indicates a direct relationship between the variables and correspondingly (-) a negative one.

remaining suitable habitat (ϕ) indicates how much habitat is still available for gray whales. Then, to calculate the gray whale's density in the lagoon (ρ) we related the gray whale abundance with that remaining suitable habitat (Fig. 3). Thus, Eq. (2) is a transfer function that relates the cumulative loss of suitable habitat ($s_0 - \phi$) with the gray whale's population in a given time. That is, the reduction in whale abundance caused by the sublethal effect of whale watching (i.e. whale survival in Fig. 3) which was assumed to be proportional to a permanent loss of the initial gray whale's suitable habitat.

The rate of suitable habitat loss was given by:

$$\frac{ds}{dt} = [\pi \mu^2] \beta_t f, \quad (4)$$

where π is a circle's circumference divided by its diameter

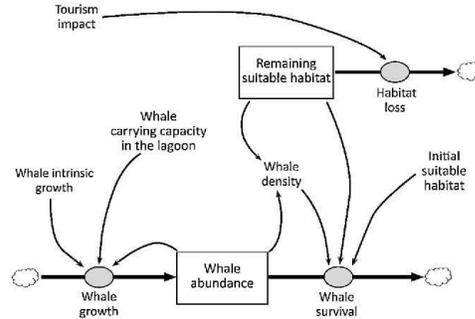


Fig. 3. Simplified stock and flow model for the change in whale abundance; white boxes correspond to stock (state) variables, gray ovals to flow (rate) variables, white clouds to sources/sinks; and text connected by arrows to auxiliary or constant variables.

(approximately 3.14), μ is the boats' radius of influence, β_t is the number of whale watching boats, f is the intensity of whale watching impact, and t is the index of time.

The socio-economic subsystem simulated the relationship between tourist offer and the number of whale watching boats (Fig. 5). The growth of the tourist offer (θ), measured as the annual increase in the number of hotel/hostel rooms, was calculated using a logistic growth model:

$$\frac{d\theta}{dt} = r_\theta \theta \left(1 - \frac{\theta}{K_\theta} \right), \quad (5)$$

where θ is the tourist offer, K_θ is the carrying capacity for tourism, and r_θ is the tourism intrinsic growth rate. We assumed that tourist demand was the driver for additional whale watching permits. Thus, we used a logistic growth model to calculate the growth of tourist offer (θ) to be

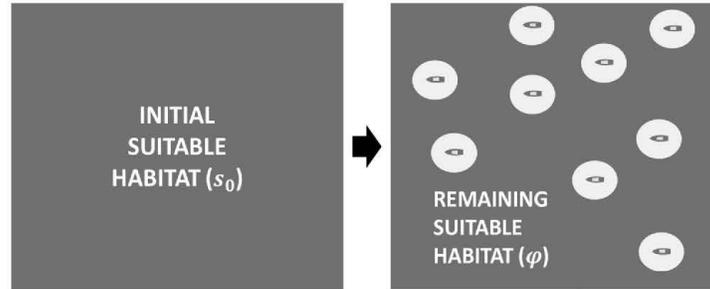


Fig. 4. Illustration of how suitable habitat loss is simulated in the whale watching model. The left-hand square represents the initial suitable habitat (s_0), which is reduced by the boat's effect (white circumferences on the right-hand side square); the remaining suitable habitat (φ) results from the subtraction of the boats' effect to s_0 .

able to explore the increase and reduction in the number of tourists related to the change in the number of whale watching boats.

A simplified stock and flow representation of the socio-economic subsystem shows how we modeled the change in whale watching boats in response to tourism (Fig. 5).

The tourism intrinsic growth rate (r_0), was given by:

$$r_0 = \frac{r_0 \gamma}{\varphi}, \tag{6}$$

where r_0 is the initial tourism growth rate, γ is the real occupancy rate, and φ is the standard occupancy.

The tourist offer (θ_t), a state variable in our model, was given by:

$$\theta_t = \int \theta dt + \theta_0, \tag{7}$$

where θ_0 is the initial tourist offer.

Incoming tourists (τ) was calculated by converting tourist offer growth into the number of new tourists that arrive to the lagoon each season. Incoming tourists was given by:

$$\frac{d\tau}{dt} = \theta_t \gamma \varepsilon \alpha, \tag{8}$$

where ε is the number of tourist per room, and α is the tourists' satisfaction (Figs. 2 and 5). Hence, the incoming tourists were not only affected by the number of rooms available (i.e. the tourist offer) but it was also affected by the whale watching experience (i.e. the tourists' satisfaction).

The total number of tourists (ζ) doing whale watching in Ojo de Liebre each season was given by:

$$\zeta_t = \tau - \eta_t, \tag{9}$$

where η is the number of non-returning tourists.

Non-returning tourists represents those tourists that would not return to the lagoon and was given by:

$$\frac{d\eta}{dt} = \zeta_t \Gamma, \tag{10}$$

where Γ is a proportion of non-returning tourists, a constant in our model.

The real occupancy rate (γ) related the total number of tourists to the tourists offer and the number of tourist per room, and was given by:

$$\gamma = \frac{\zeta_t}{\varepsilon \theta}. \tag{11}$$

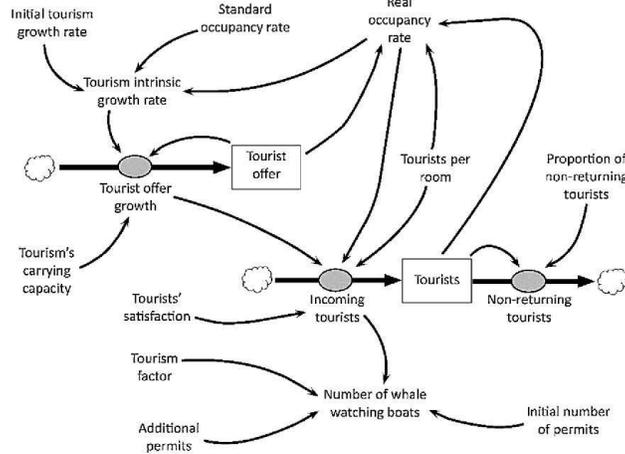


Fig. 5. Simplified stock and flow model for the change in tourists and whale watching boats numbers; white boxes correspond to stock (state) variables, gray ovals to flow (rate) variables, white clouds to sources/sinks; and text connected by arrows to auxiliary or constant variables.

Tourists' satisfaction was based on the boat crowding concept which states that tourist satisfaction is more influenced by the number of boats around a whale than by the number of whales that the tourist is able to see during the whale watching activity (Avila-Foucat et al., 2017, 2013). Thus, the change in tourists' satisfaction (α) was given by:

$$\frac{d\alpha}{dt} = \frac{\beta_t}{w_t}, \quad (12)$$

where β_t is the number of whale watching boats, and w_t is the whale abundance (Eqs. (4) and (1), respectively). Note that the tourists' satisfaction did not directly affect the number of boats, instead it only influenced the incoming tourists (Eq. (8)). In other words, if the whale watching experience was satisfactory, the number of tourists increased, otherwise, the incoming tourists did not increase, regardless of the touristic offer. Consequently, the number of whale watching boats increased in relation to the number of tourists arriving each season to the lagoon (Fig. 2). In this sense, new permits—and hence, new boats—were only added if there was enough touristic demand. To capture this relationship, we used a variable called tourism factor (v) that represented the minimum increase in the number of tourists that was needed to enlarge the number of whale watching boats. Hence, the change in the number of whale watching boats (β) was given by:

$$\frac{d\beta}{dt} = \beta_0 + \psi; \text{ if } \tau_t \geq v_t \text{ then } 1 \leq \psi \leq 3, \text{ otherwise } \psi = 0, \quad (13)$$

where β_0 is the initial number of permits, ψ is the additional number of permits (the number of boats added to the existing fleet), and v is the tourism factor. This tourism factor was meant to simulate the authority's ease to give new permits (the smaller the value of v , the easier that new permits would be granted). Thus, the authority responded to the minimum increase in the number of tourists (i.e. $\tau_t \geq v_t$) by increasing the number of vessels (i.e. $\beta_0 + \psi$). In addition, the authority's willingness to react to the tourist pressure was simulated (i.e. when $\psi = 3$ it simulated that the authority was very willing to increase the number of permits, whereas when $\psi = 1$ it simulated a more restrictive authority).

2.3. Ecological risk assessment

We justify our model on the exploratory modeling grounds proposed by Banks (1993). Accordingly, our model was not a precise image of the Ojo de Liebre socio-ecological system. Instead, it was a tool for performing computational experiments to identify the legal whale watching carrying capacity under conditions of insufficient knowledge and unresolvable uncertainties of the long-term effects on the gray whale abundance. Thus, we first added stochasticity to our model, then we did a variance analysis to identify the critical ecological threshold, and finally, we carried out a risk analysis.

2.3.1. Stochastic simulation

To deal with the paucity of data available and uncertainty on model's parameters we added stochasticity to our system dynamics model. Thus, to allow for random variation in the parameters of our model, we carried out Monte Carlo simulations. These simulations were built by varying the boats' radius of influence (μ) from 50 to 250 m in combination with different ranges and distribution functions for the model's parameters (Table 1). Using a simulation time of 100 years, we iterated the model 50000 times to make sure that we explored sufficiently representative combinations of the parameters' values. We used three types of probability distributions: triangular; uniform; and discrete uniform. A triangular probability distribution, typically used in contexts of limited data and uncertainty, requires the specification of the minimum, maximum and most likely values (Back et al., 2000). Uniform distribution is a continuous, symmetric probability distribution where all the values between the minimum and maximum are equally probable. Discrete uniform distribution is also a symmetric probability distribution but with only a finite number of values that are

equally likely to be observed (for the justification of all the parameters' range estimates and its distribution functions see Appendix B). To explore the outcomes of a laissez-faire strategy we ran the model with no restrictions on the maximum number of whale watching boats, whereas to simulate a government intervention strategy, we constrained the maximum number of whale watching boats that could be reached in the model.

2.3.2. Variance analysis

Based on well-established methods (e.g. Carpenter and Brock, 2006; Dakos et al., 2015; Dakos and Bascompte, 2014; Scheffer et al., 2012), we identified a critical ecological threshold by comparing the variance in gray whale abundance (the state variable) with the variance of the rate of habitat loss (the forcing variable). The critical ecological threshold, therefore, refers to a point where the gray whale abundance is very sensitive to a small change in the rate of habitat loss (which is caused by the number of whale watching boats). Thus, we obtained the coefficient of variation for the rate of habitat loss (s) and the gray whale abundance (w) every 25 years. We use the coefficient of variation to be able to compare the state and forcing variables that had different units.

Then, we examined the relationship between the coefficients of variation (CV whale abundance/CV rate of habitat loss) so that the critical ecological threshold corresponded to the highest value of the quotient between the state and the forcing variables. In addition, to corroborate our determination of the critical ecological threshold, we fitted the results of the simulations for whale abundance and rate of habitat loss using a generalized additive model (package ggpmisc; Aphalo, 2016; RStudio version 1.1.419). Once we had the fitted polynomial equations from the regression analysis, to find the highest rate of change every 25 years, we identified the highest quotient between the slope of the fitted curves at consecutive times ($slope_{t+1}/slope_t$).

We did not carry out the variance analysis for the government intervention strategy because we had to constrain our system dynamics model to a maximum number of whale watching boats. Hence, the feedbacks between the socio-economic and the environmental subsystem were altered, and tourism was not the main driver influencing the increase in the number of boats anymore.

2.3.3. Risk analysis

Determining the critical ecological threshold allowed us to identify the number of whale watching boats just before and after crossing the threshold. Nonetheless, we needed to link this number of boats to a risk, so that the critical ecological threshold was meaningful for policy-makers. In fact, risk assessments seek to generate information that is useful to aid decision-makers (Suter, 2006), hence, we defined risk as the combination of the severity and the probability of negative effects originated from the increase in whale watching boats.

We established the level of unacceptable risk as a 5% probability of reducing the whale's initial mean abundance to 1000 individuals or less. The whale's initial mean abundance at the lagoon, based on official data from the monitoring program of the Eastern gray whales in El Vizcaíno Biosphere Reserve, was 1240 individuals (Appendix B). Thus, reaching an abundance of 1000 individuals meant a 20% decrease on the whale abundance (i.e. losing, in average, a fifth of the initial whale abundance). We considered that a 20% decrease of the Eastern gray whale abundance was equivalent to severely reducing the Eastern gray whale abundance in the lagoon. Therefore, we established that a 5% probability of decreasing the Eastern gray whale abundance to 1000 individuals (i.e. a 20% decrease) should be considered as an unacceptable risk because Eastern gray whales are a threatened species.

3. Results

Overall, under a laissez-faire strategy, the stochastic simulation results suggested a decreasing trend in the Eastern gray whale abundance with increasing whale watching boats. Simulation results showed that

Table 1
Simulated variables, their range and associated random distribution for the Monte Carlo simulations of the interaction between whale watching boats and Eastern gray whales in Ojo de Liebre.

Variable	Range	Random distribution
Whales' initial abundance, w_0 (individuals) ^a	573-1240-2107	Triangular
Whales' intrinsic growth rate ^b , r_b	0.025-0.032	Uniform
Whales' carrying capacity in the lagoon, K_1 (individuals)	2100-2550-3000	Triangular
Additional number of permits, ψ (permit/year)	1-3	Discrete uniform
Initial tourists, t_0 (tourists) ^c	6700-9547-10800	Triangular
Tourism's carrying capacity, K_0 (rooms)	160-500-800	Triangular
Intensity of whale watching impact, f	0.001-0.05	Uniform
Tourism intrinsic growth rate, r_0	0.01-0.05-0.10	Triangular
Tourism factor, v (tourists)	100-300-500	Triangular

^a CONANP (2010).
^b Bradford et al. (2008).
^c Brenner et al. (2016).

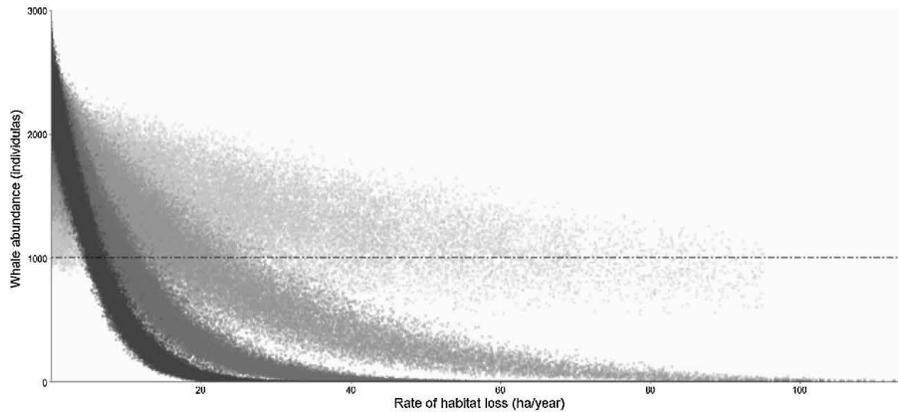


Fig. 6. Change in simulated whale abundance in relation to the rate of habitat loss every 25 years, for the laissez-faire strategy. Dots correspond to results at different simulation years: the increase on the gray intensity indicates an increase in the simulation time (the less intense gray dots correspond to a simulation time of 25 years while the more intense gray dots correspond to a simulation time of 100 years). The black dashed line indicates a 20% decline in the initial mean abundance.

after 25 years, the whale abundance suffered a sharp decrease. Moreover, there was an increase in the number of cases (5% of the cases in simulation year 75, and 18% of the cases at the end of the simulation) reaching a zero abundance (i.e. meaning that Eastern gray whales do not return to Ojo de Liebre lagoon; Fig. 6).

Based on our simulations, we determined that the critical ecological threshold was between years 25 and 50. The coefficient of variation analysis revealed that the highest value (2.48) corresponded to the quotient between simulation years 50 and 25 (Table 2). This was consistent with the analysis of the fitted values obtained in the regression analysis.

Fig. 7 shows that the slope of the fitted curve at year 50 was steeper than the slope of the fitted curve at year 25. The highest difference in steepness between contiguous slopes (2.3) was found between

Table 2
Coefficients of variation (CV) for the state variable (whale abundance) and the forcing variable (rate of habitat loss) calculated every 25 years of simulation.

Simulation year	CV whale abundance	CV rate of habitat loss
25	0.21	1.22
50	0.47	1.21
75	0.74	1.21
100	0.95	1.21

simulation years 50 and 25 (Table 3).

Simulation results showed that, just before crossing the critical ecological threshold, the number of whale watching boats corresponded to 60 boats (Fig. 8.B). Once the critical ecological threshold was crossed the average whale abundance diminished (Fig. 8.A). However, as there were no government interventions, on average, the whale watching boats kept increasing until reaching its maximum (72 boats) at simulation year 45 (Fig. 8.B).

We also ran the model with a constrain on the maximum number of boats that could be reached, to explore the outcomes of a simulated government intervention. Thus, we restrained the carrying capacity to 30 boats which was half the number of the boats before crossing the threshold under the laissez-faire strategy. Overall, when compared to the previous strategy (Fig. 6), results suggested a smoother decreasing trend in the whale abundance (Fig. 9). Simulation results for the government intervention strategy showed that after 25 years, the whale abundance suffered a less sharp decrease. Moreover, only at the end of the simulation there were cases (3% of the cases) that reached a zero abundance (Fig. 9).

Under a laissez-faire strategy, the level of unacceptable risk was reached within 25 years (Table 4) which corresponded to an average of 60 whale watching boats. Also, the risk analysis results demonstrated how crossing the critical ecological threshold increased the probability —by six times at simulation year 50— of severely reducing the whale

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

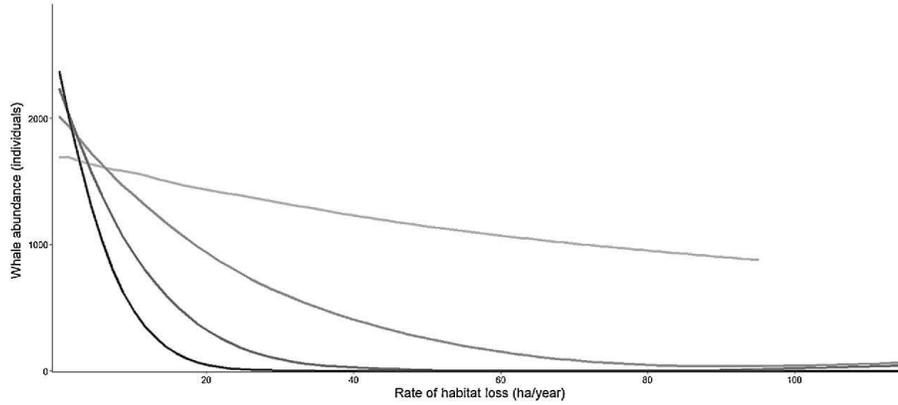


Fig. 7. Fitted curves for results of the Monte Carlo simulation every 25 years. The increase on the lines' gray intensity indicates an increase in the simulation time (the less intense gray line corresponds to the simulation time of 25 years while the more intense gray line corresponds to the simulation time of 100 years).

Table 3
Fitted polynomial equations and its coefficient of determination every 25 years.

Simulation year	Fitted polynomial equation	R ²
25	$y = 1,680 - 10.7x$	0.3
50	$y = 1,810 - 31.2x$	0.8
75	$y = 1,680 - 37.3x$	0.7
100	$y = 1,900 - 36.1x$	0.5

abundance (Table 4). Conversely, under the government intervention strategy, at year 25 the level of unacceptable risk was not reached and the probability of severely reducing the whale abundance was almost half the probability reached under the laissez-faire strategy, nonetheless, in the government intervention strategy the risk also augmented —by five times— from simulation year 25 to 50 (Table 4).

4. Discussion and conclusions

It has been widely acknowledged that policy-making is an activity carried out under conditions of deep uncertainty (e.g. Haasnoot et al., 2013; Polasky et al., 2011; Walker et al., 2003). Regulating whale watching activities is no exception. Research is still needed in relation to Eastern gray whales population size and trends (Cooke, 2018), and there are divergent opinions about the policy choices to manage whale watching activities (Higham et al., 2016; New et al., 2015). Also, to date the literature on modelling under deep uncertainty has not widely addressed the use of exploratory modelling to protect endangered species from impacts of human activities. Thus, in our approach we modeled and compared two management strategies that represented opposing views in terms of the importance of whale watching long-term impacts, as well as in relation to the need of establishing a legal maximum number of whale watching boats. In this way, the elicitation of the critical ecological threshold fitted the information needs required by CONANP to properly manage whale watching activities while protecting the threatened Eastern gray whale population in Ojo de Liebre.

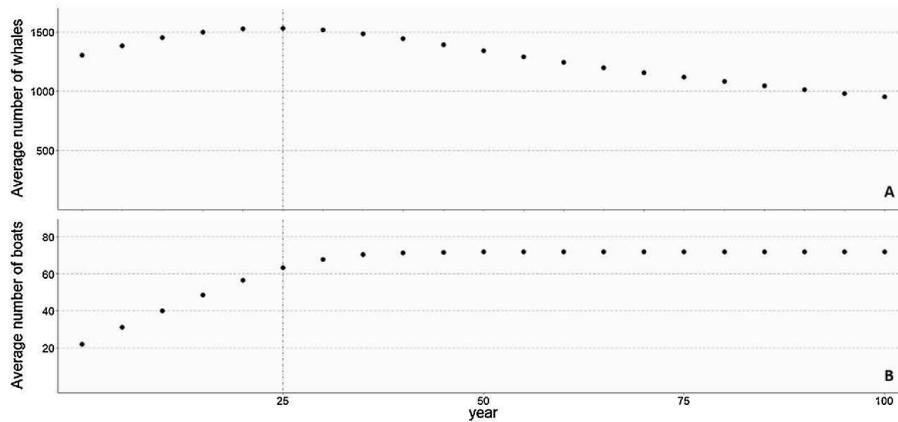


Fig. 8. Relationship between the average number of whales (A) and the average number of boats (B) every five simulation years for the laissez-faire strategy. Vertical gray dashed line indicates the critical ecological threshold.

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

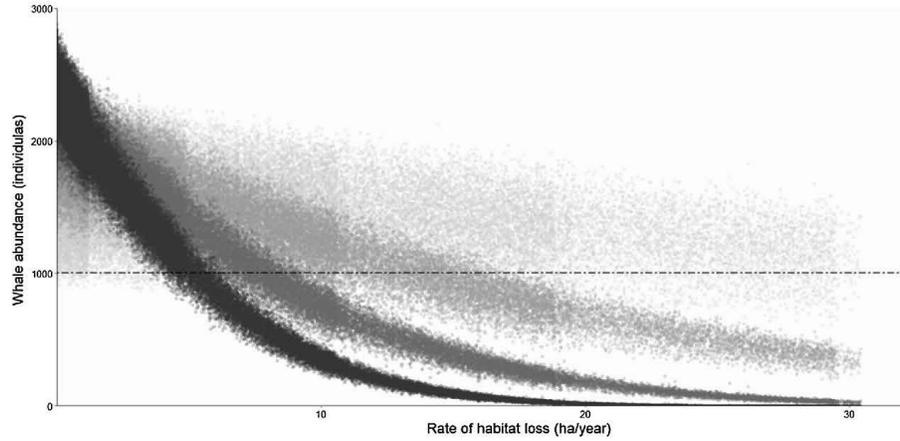


Fig. 9. Change in simulated whale abundance in relation to the rate of habitat loss every 25 years for the government intervention strategy. Dots correspond to results at different simulation years: the increase on the gray intensity indicates an increase in the simulation time (the less intense gray dots correspond to a simulation time of 25 years while the more intense gray dots correspond to a simulation time of 100 years). The black dashed line indicates a 20% decline in the initial mean abundance.

Table 4
Probability of reducing the whale abundance to 1000 individuals or less every 25 years for the laissez-faire and government intervention strategies.

Simulation year	Laissez-faire (%)	Government intervention (%)
25	5	3
50	30	17
75	46	31
100	56	39

In our modelling approach, we applied a pragmatic epistemology—it was problem-centered, contextually relevant and focused on the consequences of actions (Creswell, 2009; Harper and Stein, 2006). Thus, we deemed risk as an inter-subjective, modeled, quantitative concept (Aven et al., 2011) that helped establishing a legal maximum number of whale watching boats. Specifically, in our approach, we use the ecological risk assessment to generate an early warning signal—by eliciting both the severity and the probability of reducing the Eastern gray whale abundance in Ojo de Liebre—, at which CONANP would be compelled by law to protect the long-term viability of the Eastern gray whale population in Ojo de Liebre (Bojórquez-Tapia et al., 2016). Simulation results showed that under a laissez-faire strategy—where the market places the limit of whale watching boats regardless of the consequences for gray whales— whale abundance was severely affected before the self-regulated, maximum number of boats was reached. Thus, having a carrying capacity of 72 whale watching boats meant that policy-makers would have to accept, at least, a 30% probability of reducing the whale abundance in the lagoon to a 1000 individuals or less (which we considered as severely decreasing the whale abundance). Furthermore, even if the carrying capacity was set to the number of whale watching boats just before crossing the critical ecological threshold (i.e. 60 boats), there would be a 5% probability of severely reducing the whale abundance in Ojo de Liebre. We argue that this level of risk should be unacceptable because Ojo de Liebre is a protected area and gray whales are a threatened species. Also, results showed that under the government intervention strategy—where the government limits the number of whale watching boats— there was a smoother decreasing trend in the whale abundance. Under a laissez-faire strategy, at the end of the simulation, almost a fifth of the simulation results

reached a zero abundance whereas under a government intervention strategy only 3% of the cases reached a zero abundance. Therefore, our recommendation was to establish the legal maximum number of boats well below 60 permits to prevent crossing the critical ecological threshold.

We acknowledge, however, that one limitation of our approach was its focus on identifying the critical ecological threshold for whale watching activities. Our results show that the number of boats remained constant after the critical ecological threshold had been surpassed. This behaviour was a consequence of two assumptions: 1) that tourist demand was the driver for additional whale watching permits; and 2) that the economic costs of a decreasing tourist demand was negligible. These assumptions allowed us to address the policy-making issue, while avoiding the inherent complexity and uncertainty of modeling additional socio-economic variables. Also, system dynamics modeling allowed us to represent how different parts of the socio-ecological system affect each other, but it lacks the individual-level picture of the problem. Hence, we considered the total abundance of whales without distinguishing single adult or juvenile whales from mother-calf pairs. Nonetheless, stochastic simulations allowed us to deal with the uncertainty on the available data. For instance, instead of using a single abundance value for Eastern gray whales, we used the official data to incorporate the population variability in Ojo de Liebre. Disturbance was also considered to be homogenous in all the suitable habitat, although there is evidence that boats can have local consequences which then cause spatial rearrangements (Pirota and Lusseau, 2015). We argue that these assumptions are nevertheless acceptable because our analysis was focused on the long-term effect of whale watching on the suitable habitat in relation to the abundance of the Eastern gray whale population in Ojo de Liebre. Future work could incorporate the effect of each boat on individual whales using hybrid models that combine system dynamics modelling with agent-based modelling (Martin and Schlüter, 2015).

In our approach we explored two whale watching management strategies to indicate what could happen in the future with each policy option. In doing so, we addressed the issue of establishing a legal maximum number of whale watching boats and provided key technical information for the management of whale watching in Ojo de Liebre. Furthermore, results underscore the essential role of the notion of

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

critical ecological thresholds for justifying the regulations regarding the carrying capacity of whale watching boats. The relevance of our approach is thus twofold. While it has important implications for the Eastern gray whale's population in Ojo de Liebre our approach helps policy-makers justify regulations aimed to protect this threatened species despite a context of deep uncertainty.

Model availability

The system dynamics model is available at: https://github.com/13Emilio/GrayWhale_Model.git

Appendix A. System dynamics model and its formalism

We used the software Vensim PLE® to develop the system dynamics model of the whale watching boats potential impact on the gray whale breeding population in Ojo de Liebre (Fig. A1).

We used a simulation time of 100 years, with time steps of one year, and the Euler integration. The following table offers a detailed description of the stock and flow elements of our model:

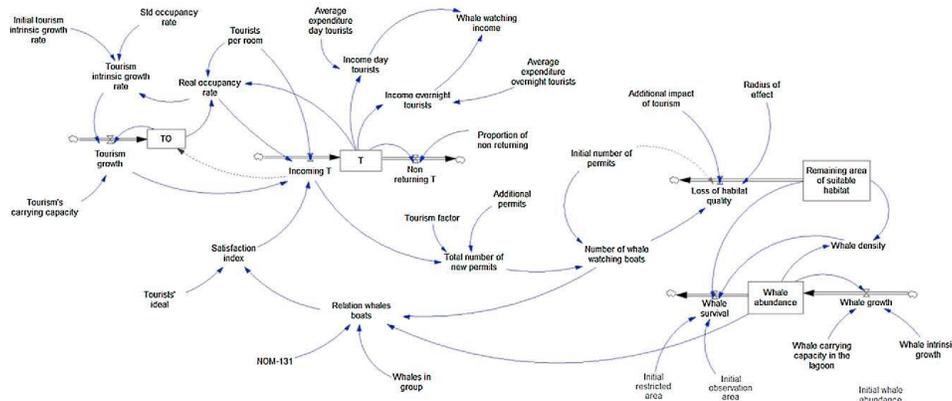


Fig. A1. Diagram of the stock and flow model of the interaction between whale watching activities and the gray whale in Ojo de Liebre.

Equation	Type	Units	[Min; Max; Increment]	Description
$Additional\ impact\ of\ tourism = 0.01$	Constant	Dimensionless	[0; 1; 0.01]	Refers to the cumulative impact of whale watching and tourism development at the lagoon. 1% corresponds to a scenario where only the boats effect on whales is considered.
$Additional\ permits = 2$	Constant	Boats	[0; 25; 1]	Number of permits (boats) that will be granted every time step due to the increase in the number of tourists.
$Average\ expenditure\ day\ tourists = 35$	Constant	\$/tourists	—	According to Brenner et al. (2016) tourist that spend the day, on average they spend 35 USD.
$Average\ expenditure\ overnight\ tourists = 23$	Constant	\$/tourists	—	According to Brenner et al. (2016) overnight tourists spend, on average, 23 USD.
$Income\ day\ tourists = (T * 0.13) * Average\ expenditure\ day\ tourists$	Auxiliary	\$	—	According to Brenner et al. (2016) tourists that only spend the day are 13% of the total (that does not consider "packages tours").
$Income\ overnight\ tourists = (T * 0.87) * Average\ expenditure\ overnight\ tourists$	Auxiliary	\$	—	According to Brenner et al. (2016) most of the visitors (87%) stay at the lagoon (an average of three days) although they only take one whale watching tour.
$Incoming\ T = Tourism\ growth * Real\ occupancy\ rate * Tourists\ per\ room * Satisfaction\ index$	Auxiliary	Tourists	—	This variable represents the number of tourists arriving at the lagoon every season (year).
$Initial\ number\ of\ permits = 22$	Constant	Boats	—	The current number of permits (i.e. boats) for whale watching in lagoon Ojo de Liebre.
$Initial\ observation\ area = 15000$	Constant	ha	—	Of the 17,500 ha (initial area of suitable habitat) we considered the two observation areas decreed in the NOM-EM-074-ECOL-1996.
$Initial\ restricted\ area = 2500$	Constant	ha	—	Of the 17,500 ha (initial area of suitable habitat) we assigned a provisional observation area (it was never decreed) proposed in 2004 by SEMARNAP in the middle of the lagoon as the restricted area, based on personal communication from a whale watching provider.

Acknowledgements

The authors are grateful to Dr. Alonso Aguilar Ibarra (UNAM) and three anonymous reviewers for helpful comments on earlier drafts of the manuscript. This research was funded by PAPIIT-UNAM (grant IV100118) and CONACYT 2018 (294714). This article is a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor in Sustainability Sciences, UNAM, of Emilio Rodríguez-Izquierdo. The first author also extends acknowledgement to the PhD Program in Sustainability Sciences, UNAM "Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México".

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

<i>Initial tourism intrinsic growth rate</i> = 0.05	Constant	Dimensionless	[0; 1; 0.01]	We assumed a 5% tourism growth rate (we explored different values with Monte Carlo simulations). From DENUÉ (at INEGI.org.mx) we know there are 16 hotels/hostels around the lagoon. We assumed 6 rooms per hotel/hostels, thus we supposed that currently there are 100 rooms in the lagoon, thus, a 5% growth rate means 5 new rooms annually.
<i>Initial whale abundance</i> = 1240	Constant	Individuals	—	The mean whale abundance in Ojo de Liebre lagoon for a period between 1996 and 2006 (there were no data for 2009). Data comes from the gray whale monitoring program in the Vizcaino Biosphere Reserve made by CONANP in 2010.
<i>Loss of habitat quality</i> = IF THEN ELSE (Number of whale watching boats > Initial number of permits, ((3.1416*Radius of influence * Radius of influence) / 10,000) * Number of whale watching boats * Additional impact of tourism, 0)	Auxiliary	ha	—	Total area (in hectares) affected by the disturbance generated by all the boats and the tourist development.
<i>"NOM-131"</i> = 4	Constant	Boats per group of individuals	[0; 10; 1]	NOM-131-SEMARNAT-2010 establishes guidelines and specifications for the development of whale watching activities, related to their protection and the conservation of their habitat. 4.11. Only a maximum number of four boats can remain around the same whale or a group of whales. Any other authorized vessel that wishes to observe the whale or group of whales, must wait at the distance specified in number 4.13.
<i>Non returning T</i> = T * Proportion of non returning	Auxiliary	tourists	—	Tourists that will not come back to the lagoon. Given that the tourists satisfaction is not a 100%, there is a proportion of tourists that will not come back.
<i>Number of whale watching boats</i> = Initial number of permits + Total number of new permits	Auxiliary	boats	—	Whale watching boats operating in the lagoon
<i>Proportion of non returning</i> = 0.01	Constant	Dimensionless	[0; 1; 0.01]	We assumed that 1% of the tourists will not come back to the lagoon. This constant modulates the tourist demand in the lagoon.
<i>Radius of influence</i> = 150	Constant	meters	[0; 500; 50]	Radius of influence (in meters) for each boat. Based on Sánchez-Pacheco (1997) "Determinación de la Capacidad de Carga en términos del Número Máximo Simultáneo de Embarcaciones en Laguna Ojo de Liebre y Laguna San Ignacio Áreas de Observación de Ballena Gris en Baja California Sur, México" Boletín Pesquero CRIP-LA PM, 7, 19-25.
<i>Real occupancy rate</i> = T / (TO*Tourists per room)	Auxiliary	Dimensionless	—	Real occupancy rate related to the (tourists) satisfaction index.
<i>Relation whales boats</i> = IF THEN ELSE (((Number of whale watching boats / "NOM-131") / (((Whale abundance / Whales in group) / "NOM-131")) <= 1, INTEGER ((Number of whale watching boats / "NOM-131") / (INTEGER ((Whale abundance / Whales in group) / "NOM-131")), 1)	Auxiliary	Dimensionless	—	We are normalizing between 0 and 1 the relation between boats and whales in the lagoon: (Boats / NOM-131) / [(whale abundance / whales per group) / NOM-131]
<i>Remaining area of suitable habitat (0)</i> = Initial observation area + Initial restricted area <i>Remaining area of suitable habitat (i)</i> = INTEG (- Loss of habitat quality)	Level	ha	—	The initial suitable area corresponds to the sum of the Ojo de Liebre observation areas as decreed in the NOM-EM-074-ECOL-1996 and the restricted area that corresponds to an area proposed in 2004 by SEMARNAP as a temporary observation area in the middle of the lagoon (it was never decreed). Each time step the suitable breeding habitat decreases at a rate given by the forcing variable "habitat loss"
<i>Satisfaction index</i> = Tourists' ideal - Relation whales boats	Auxiliary	Dimensionless	—	Corresponds to "boat crowding" ("the influence of crowding on the probability of tourist return to a whale watching area"; Avila-Foucat et al., 2013 p.12.) based on Avila-Foucat et al. (2013, 2017).
<i>Std occupancy rate</i> = 0.8	Constant	Dimensionless	[0; 1; 0.01]	The standard occupancy rate represents the expected occupancy rate that was assumed to be 80%
<i>T (0)</i> = 9550 <i>T (i)</i> = INTEG (Incoming T - Non returning T)	Level	tourists	—	The initial number of tourists corresponds to the mean number of tourists at Ojo de Liebre lagoon for a period of 18 years from Brenner et al., 2016 ("The economic benefits of whale watching in El Vizcaino Biosphere"). Each time step, the number of tourists is a subtraction between the tourists arriving at the lagoon and those tourists that will not come back.
<i>TO (0)</i> = 100 <i>TO (i)</i> = INTEG (IF THEN ELSE (Incoming T > 0, Tourism growth, 0))	Level	rooms	—	We assume that the initial tourist offer is 100 rooms. Each time step, the tourist offer corresponds to the tourism growth. There is the restriction that if there are no tourists arriving at the lagoon, then there is also no tourist offer.
<i>Total number of new permits (0)</i> = 0 <i>Total number of new permits (i)</i> = INTEG (IF THEN ELSE (Incoming T > Tourism factor, Additional permits, 0)	Level	boats	—	To initialize the model the number of new permits is zero. Each time step, the number of new permits granted corresponds to a constant number that is given by the variable "additional permits" (we explored different values with Monte Carlo simulations). To grant new permits there is a required minimum increase in the number of tourists (tourism factor) to represent whether there is enough tourist demand or not.
<i>Tourism factor</i> = 200	Constant	tourists	[0; 500; 50]	Required minimum increase in the number of tourists to give new permits for whale watching (we explored different values with Monte Carlo simulations).
<i>Tourism growth</i> = Tourism intrinsic growth rate * TO * (1 - (TO / Tourism's carrying capacity))	Auxiliary	rooms	—	The growth of tourist offer is given by a logistic equation.
<i>Tourism intrinsic growth rate</i> = (Initial tourism intrinsic growth rate * Real occupancy rate) / Std occupancy rate	Auxiliary	Dimensionless	—	The rate of growth of the tourist offer depends on the relation between the actual and the standard (expected) occupancy as well as on the initial growth rate of the tourist offer.

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

$Tourists' carrying capacity = 500$	Constant	rooms	[160; 1000; 10]	We assumed that the current capacity is 100 rooms, so we assumed that the carrying capacity will be five times that capacity (we explored different values with Monte Carlo simulations).
$Tourists per room = 60$	Constant	tourists/room	—	The minimum annual occupation (from Brenner et al., 2016) were 6700 tourists. Also, we supposed 100 rooms, so we assumed 60 tourists per room.
$Tourists' ideal = 1$	Constant	Dimensionless	[0; 1; 0.01]	1 is the ideal; 0 is anti-ideal. The ideal would be when there are no boats because there would be no effect of the whale watching activity.
$Whale abundance (0) =$ Initial whale abundance	Level	Individuals	—	The initial abundance corresponds to the mean whale abundance in Ojo de Liebre lagoon for a period between 1996 and 2006 (there were no data for 2009).
$Whale abundance (t) =$ INTEG (INTEGER (Whale growth - Whale survival))				Each time step, the change in abundance corresponds to the subtraction between the growth and the decrease in abundance.
$Whale carrying capacity in the lagoon = 2000$	Constant	Individuals	[0; 3000; 100]	According to Brenner et al. (2016) the maximum number of whales, in the period 1996-2014, in Ojo de Liebre was about 2700 whales (in 2012). Also, according to the IUCN (The IUCN Red List of Threatened Species™ ISSN 2307-8235 (online) IUCN 2008: T8097A12885255): "The population has probably reached a size where it exceeds the carrying capacity of the environment in years where food availability is below average". Thus, we established the maximum carrying capacity of whales in Ojo de Liebre as 3000 individuals.
$Whale survival = (($ Initial observation area + Initial restricted area) - Remaining area of suitable habitat) * Whale density	Auxiliary	Individuals	—	The cumulative area of habitat lost multiplied by the density of whales in the remaining habitat: (initial habitat - current habitat) * whale density at that time step. Units: [ha * (individuals/ha)]
$Whale density =$ Whale abundance / Remaining area of suitable habitat	Auxiliary	Individuals/ha	—	This auxiliary variable allows us to relate the effect on the area with the whale abundance (initially the value would be: 1240 individuals / 17500 ha)
$Whale growth =$ whale intrinsic growth * Whale abundance * (1 - (Whale abundance / Whale carrying capacity in the lagoon))	Auxiliary	Individuals	—	The growth of whales is given by a logistic equation with a harvesting factor. The harvesting factor is embedded in the whale abundance parameter.
$whale intrinsic growth = 0.025$	Constant	Dimensionless	[0; 1; 0.001]	Estimated rate between 2.5% and 3.2% for the Western Pacific population from Bradford et al., 2008 ("Population abundance and growth rate of western gray whales Eschrichtius robustus")
$Whale watching income =$ Income day tourists + Income overnight tourists	Auxiliary	\$	—	This variable is an indicator of the income generated by the whale watching activities at Ojo de Liebre. Now, it has no feedback in the model, but it helps to point out how crossing the critical ecological threshold has social and economic implications too.
$Whales in group = 3$	Constant	Individuals per group	—	We assumed that whales in the lagoon will be in groups of three whales based on that "usually, mating occurs in groups of three whales, a female and two males" (retrieved from http://marinebio.net/marinescience/05nekton/GWlagoons.htm) Also, it seems that they usually are in groups of two or three whales (according to this webpage: http://www.ballenaswiki.com/ballena-gris)

Appendix B. Parameter range estimates

The simulations were built by varying the boats' radius of influence (μ) from 50 to 250 m in combination with different ranges and distribution functions for the model's parameters (Table B1).

For the boats' radius of influence (μ) we used as a reference the minimum distance (60 m) and the waiting distance (240 m) for whale watching boats established on the Mexican official norm (NOM-131-SEMARNAT-2010) that determines the guidelines and specifications for whale watching activities in Mexico. We used a discrete uniform random distribution to explore five different values of μ (50, 100, 150, 200 and 250 m). Using a discrete uniform distribution, we could explore these five different values of μ but in a way that each one of these values were equally likely to be observed. The whales' initial abundance (w_0) comes from empirical data of 14 years (from 1996 to 2010). These abundance numbers are the total of the maximum counts of mother-calf pairs and single adult or juvenile whales observed in the censuses done each year as part of the monitoring

Table B1
Simulated variables, their range and associated random distribution for the Monte Carlo simulations of the interaction between whale watching boats and gray whales in Ojo de Liebre.

Variable	Range	Random distribution
Whales' initial abundance, w_0 (individuals) ^a	573-1240-2107	Triangular
Whales' intrinsic growth rate ^b , r_b	0.025-0.032	Uniform
Whales' carrying capacity in the lagoon, K_l (individuals)	2100-2550-3000	Triangular
Additional number of permits, ψ (permit/year)	1-3	Discrete uniform
Initial tourists, ζ_0 (tourists) ^c	6700-9547-10800	Triangular
Tourism's carrying capacity, K_R (rooms)	160-500-800	Triangular
Intensity of whale watching impact, f	0.001-0.05	Uniform
Tourism intrinsic growth rate, r_R	0.01-0.05-0.10	Triangular
Tourism factor, ν (tourists)	100-300-500	Triangular

^a CONANP (2010).

^b Bradford et al. (2008).

^c Brenner et al. (2016).

program of the Eastern gray whales in El Vizcaino Biosphere Reserve (CONANP, 2018). From these data we knew the minimum abundance (573 individuals) and the maximum abundance (2107 individuals) in the lagoon. A triangular probability distribution, typically used in contexts of limited data and uncertainty, requires the specification of the minimum, maximum and most likely values (Back et al., 2000). Thus, we used our data's minimum and maximum values and considered the mean (1237; Confidence intervals at 95%: 951 - 1524), rounded to 1240 individuals, as the most likely value. For the whales' intrinsic growth rate (r_h) we use data from Bradford et al. (2008) that estimated that the growth rate for the Western population of gray whales varies between 2.5 and 3.2%. In this case, we used a continuous uniform random distribution because all the values between 2.5 and 3.2% had to be equally likely to be observed. There is a study by Punt and Wade (2012) that estimates a growth rate (ranging from 5.7 to 6.8%) for Eastern gray whales, using Bayesian methods. However, the authors acknowledge that their theoretical estimates are higher than the observed population growth rate. In fact, there is uncertainty about Eastern gray whales population size and trends and more research is still needed (Cooke, 2018). The range values for the whales' carrying capacity in the lagoon (K_i) were derived from the maximum abundance of gray whales registered in the lagoon. Thus, in the triangular distribution the minimum value was assigned to the maximum abundance registered (2100 individuals), the maximum value, based on non-official estimates of the maximum abundance in the lagoon (around 2700 individuals), was established at 3000 individuals, and the most likely value corresponded to the mean value (2550 individuals). The additional number of permits (ψ) for whale watching represented the quantity of new permits that were granted every year, it was a constant value that varied between one to three permits per year. Through trial and error simulations we determined that with three permits the results were already quite different from simulations when only one permit was granted. Because all three values (1, 2 or 3 permits) should be equally likely to be observed, we used a discrete uniform distribution. The initial number of tourists comes from a time series of 18 years (from 1996 to 2014) reported by Brenner et al. (2016). In this case we had the minimum (6700 tourists) and the maximum (10800 tourists) number of tourists for the 1996–2014 period. Hence, we used a triangular distribution with the mean (9547 tourists) as the most likely value. For the tourism's carrying capacity we assumed that the current capacity is 100 rooms because base on official data from DENU (at INEGL.org.mx) we know there are 16 hotels/hostels around the lagoon. We assumed 6 rooms per hotel/hostels, thus we supposed that roughly there are 100 rooms in the lagoon. However, for the tourism's carrying capacity we considered the minimum value as if there were 10 rooms per hotel/hostels, which means that the minimum carrying capacity would be 160 rooms. For the maximum value we considered five times the minimum number of rooms (800 rooms). In this case we used a triangular distribution with the mean (500 rooms) as the most likely value for the tourism's carrying capacity. The additional impact of tourism (f) is a black box that represents other impacts of tourism development such as wastewater discharges. A 0.1% value corresponds to a scenario where there are no effects from tourism, through trial and error simulations we determined that with an additional impact of 5% the results were already quite different from simulations when 0.1% was considered. In this case, we explored, through a uniform distribution all the values between 0.1 to 5%. We varied the tourism intrinsic growth rate from 1 to 10%. A 1% growth rate means that, if we assumed that there are currently 100 rooms, the rooms available will only grow by one room each year, whereas a 10% growth will mean 10 new rooms every year. In this case we used a triangular distribution with the mean (5% growth) as the most likely value for the tourism intrinsic growth rate. Lastly, the tourism factor is the required minimum increase in the number of tourists to give new permits for whale watching. In other words, if there is no growth in the number of tourists there is no reason to grant new permits. Thus, we used a triangular distribution with a minimum value corresponding to an increase of 100 tourists, the maximum corresponding to an increase of 500 tourists, and the mean (300 tourists) as the most likely value for the tourism factor.

References

- Acevedo, M.F., 2013. *Simulation of Ecological and Environmental Models*. CRC Press, Boca Raton.
- Aphalo, P.J., 2016. Learn R... as You Learn Your Mother Tongue. Leandub, Helsinki.
- Argüelles, M.B., Coscarella, M., Fazio, A., Bertellotti, M., 2016. Impact of whale-watching on the short-term behavior of Southern right whales (*Eubalaena australis*) in Patagonia, Argentina. *Tour. Manag. Perspect.* 18, 118–124. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2016.02.002>.
- Aveni, T., Renn, O., Rosa, E.A., 2011. On the ontological status of the concept of risk. *Saf. Sci.* 49, 1074–1079. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2011.04.015>.
- Avila-Foucat, V.S., Gendron, D., Revollo-Fernandez, D., Popoca, E.L., Ramirez, A., 2017. Determinants of the potential demand for whale watching in Loreto Bay National Park. *Mar. Policy* 81, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.006>.
- Avila-Foucat, V.S., Sánchez Vargas, A., Frisch Jordan, A., Ramírez Flores, O.M., 2013. The impact of vessel crowding on the probability of tourists returning to whale watching in Banderas Bay, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* 78, 12–17. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.03.002>.
- Back, W.E., Boles, W.W., Fry, G.T., 2000. Defining triangular probability distributions from historical cost data. *J. Constr. Eng. Manag.* 126, 29–37.
- Banks, S., 1993. Exploratory modeling for policy analysis. *Oper. Res.* 41, 435–449. <https://doi.org/10.1287/opre.41.3.435>.
- Blanco, J.A. (Ed.), 2013. *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales*. OrniaScience, Pamplona. <https://doi.org/10.3926/oms.60>.
- Bojórquez-Tapia, L.A., Pedroza, D., Ponce-Díaz, G., Díaz de León, A.J., Lluich-Belda, D., 2016. A continual engagement framework to tackle wicked problems: curtailing loggerhead sea turtle fishing bycatch in Gulf of Uluoa, Mexico. *Sustain. Sci.* 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11625-016-0405-1>.
- Bradford, A.L., Weller, D.W., Wade, P.R., Burdin, A.M., Brownell, R.L., 2008. Population abundance and growth rate of western gray whales *Eschrichtius robustus*. *Endanger. Species Res.* 6, 1–14. <https://doi.org/10.3354/esr00106>.
- Brenner, L., Mayer, M., Claudia, S., 2016. The economic benefits of whale watching in El Vizcaino Biosphere. *Econ. Soc. y Territ.* XVI 429–457.
- Carpenter, S.R., Brook, W.A., 2006. Rising variance: a leading indicator of ecological transition. *Ecol. Lett.* 9, 308–315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00877.x>.
- Cooke, J.G., 2018. *Eschrichtius robustus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T8097A50353881. Accessed on 26 of november at: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T8097A50353881.en>.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2010. *Resultados del censo de la Ballena Gris 1996 a 2010*, unpublished document. CONANP, Mexico.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2018. *Monitoreo de la Ballena Gris (*Eschrichtius robustus*) en la Reserva de la Biosfera El Vizcaino*. Accessed on 26 of november 2018 at https://simce.conanp.gob.mx/ficha_monitoreo.php?menu=184d=5.
- Creswell, J.W., 2009. *Research Design: Qualitative, Quantitative and Mixed Approaches*, 3rd ed. SAGE Publications, Thousand Oaks. <https://doi.org/10.2307/1523157>.
- Dakos, V., Bascompte, J., 2014. Critical slowing down as early warning for the onset of collapse in mutualistic communities. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 17546–17551. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406326111>.
- Dakos, V., Carpenter, S.R., van Nes, E.H., Scheffer, M., 2015. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0263>.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 1996. *NORMA Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-074-ECOL-1996*, Por la que se establecen los lineamientos y especificaciones para la regulación de actividades de avistamiento en torno a la ballena gris y su hábitat, así como las relativas a su protección y conservación. *Diario Oficial de la Federación*, México 1996.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2011. *NORMA Oficial Mexicana NOM-131-SEMARNAT-2010*, Que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat. *Diario Oficial de la Federación*, México 2011.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación), 2014. *Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre*. *Diario Oficial de la Federación*, México 2014.
- Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., Walker, W.E., ter Maat, J., 2013. Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Glob. Environ. Chang.* 23, 485–498. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006>.
- Hallegatte, S., Shah, A., Lempert, R., Brown, C., Gill, S., 2012. Investment decision making under deep uncertainty: application to climate change. *Policy Res. Work. Pap.* 41. <https://doi.org/10.1596/1813-9450-6193>.
- Harper, T.L., Stein, S.M., 2006. A dialogical planning approach. *Dialogical Planning in a Fragmented Society*, pp. 135–156.
- Higham, J.E.S., Bejder, L., Allen, S.J., Corkeron, P.J., Lusseau, D., 2016. Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *J. Sustain. Tour.* 24, 73–90. <https://doi.org/10.1080/09669582.2015.1062020>.
- Hilborn, R., Walters, C.J. (Eds.), 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Springer, US.
- Kwakkel, J.H., Walker, W.E., Marchau, V.A.W.J., 2010. Classifying and communicating uncertainties in model-based policy analysis. *Int. J. Technol. Policy Manag.* 10, 299.

E. Rodríguez-Izquierdo, et al.

Ecological Modelling 408 (2019) 108731

- <https://doi.org/10.1504/IJTPM.2010.036918>.
- Lusseau, D., Bejder, L., 2007. The long-term consequences of short-term responses to disturbance experiences from whalewatching impact assessment. *Int. J. Comp. Psychol.* 20, 228–236.
- Martin, R., Schlüter, M., 2015. Combining system dynamics and agent-based modeling to analyze social-ecological interactions—an example from modeling restoration of a shallow lake. *Front. Environ. Sci.* 3, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00066>.
- New, L.F., Hall, A.J., Harcourt, R., Kaufman, G., Parsons, E.C.M., Pearson, H.C., Cosentino, A.M., Schick, R.S., 2015. The modelling and assessment of whale-watching impacts. *Ocean Coast. Manag.* 115, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.006>.
- Parsons, E.C.M., 2012. The negative impacts of whale-watching. *J. Mar. Biol.* 1–9. <https://doi.org/10.1155/2012/807294>.
- Parsons, E.C.M., Baulch, S., Bechshoft, T., Bellazzi, G., Bouchet, P., Cosentino, A.M., Godard-Codding, C.A.J., Gulland, F., Hoffmann-Kuhnt, M., Hoyt, E., Livermore, S., MacLeod, C.D., Matrai, E., Munger, L., Ochial, M., Peyman, A., Recalde-Salas, A., Regnery, R., Rojas-Bracho, L., Salgado-Kent, C.P., Slooten, E., Wang, J.Y., Wilson, S.C., Wright, A.J., Young, S., Zwamborn, E., Sutherland, W.J., 2015. Key research questions of global importance for cetacean conservation. *Endanger. Species Res.* 27, 113–118. <https://doi.org/10.3354/esr00655>.
- Pérez-Cotés, H., Urban, J., Loreto, P., 2004. A note on gray whale distribution and abundance in the Magdalena Bay Complex, Mexico during the 1997 winter season. *J. Cetacean Res. Management* 6, 133–138.
- Pirotta, E., Lusseau, D., 2015. Managing the wildlife tourism commons. *Ecol. Appl.* 25, 729–741. <https://doi.org/10.1890/14-0986.1>.
- Pirotta, E., New, L., Harwood, J., Lusseau, D., 2014. Activities, motivations and disturbance: an agent-based model of bottlenose dolphin behavioral dynamics and interactions with tourism in Doubtful Sound, New Zealand. *Ecol. Modell.* 282, 44–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.03.009>.
- Polasky, S., Carpenter, S.R., Folke, C., Keeler, B., 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends Ecol. Evol.* 26, 398–404. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.04.007>.
- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr., R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urbán, J., Zerbini, A.N., 2008. *Eschrichtius Robustus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Richter, C., Dawson, S., Slooten, E., 2006. Impacts of commercial whale watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Mar. Mammal Sci.* 22, 46–63. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00005.x>.
- Salvadeo, C.J., Gómez-Gallardo, U.A., Nájera-Caballero, M., Urbán, J., Lluch-Belda, D., 2015. The effect of climate variability on gray whales (*Eschrichtius robustus*) within their wintering areas. *PLoS One* 10, e0134655. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134655>.
- Salvadeo, C.J., Lluch-Cota, S., Maravilla-Chávez, M., Álvarez-Castañeda, S., Mercuri, M., Ortega-Rubio, A., 2013. Impact of climate change on sustainable management of gray whale (*Eschrichtius robustus*) populations: whale-watching and conservation. *Arch. Biol. Sci.* 65, 997–1005. <https://doi.org/10.2298/ABS1303997S>.
- Schaefer, M.B., 1991. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Math. Biol.* 53, 253–279.
- Scheffer, M., Carpenter, S.R., Lenton, T.M., Bascompte, J., Brock, W., Dakos, V., van de Koppel, J., van de Leemput, I.A., Levin, S.A., van Nes, E.H., Pascual, M., Vandermeer, J., 2012. Anticipating critical transitions. *Science* (80-) 338, 344–348. <https://doi.org/10.1126/science.1225244>.
- Senigaglia, V., Christiansen, F., Bejder, L., Gendron, D., Lundquist, D., Noren, D.P., Schaffar, A., Smith, J.C., Williams, R., Martinez, E., Stockin, K., Lusseau, D., 2016. Meta-analyses of whale-watching impact studies: comparisons of cetacean responses to disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 542, 251–263. <https://doi.org/10.3354/meps11497>.
- Suter II, G.W., 2006. *Ecological Risk Assessment, Second Edition*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.
- Walker, W., 2000. Policy analysis: a systematic approach to supporting policymaking in the public sector. *J. Multi-Criteria Decis. Anal.* 9, 11–27. [https://doi.org/10.1002/1099-1360\(200001/05\)9](https://doi.org/10.1002/1099-1360(200001/05)9).
- Walker, W., Haasnoot, M., 2011. White Paper Uncertainty Analysis and Decision-making under Uncertainty with the Deltamodel. Delft.
- Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluis, J.P., Van Asselt, M.B.A., Janssen, P., Krayer Von Krauss, M.P., 2003. Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 4, 5–17.
- Wilson, S.M., Raby, G.D., Burnett, N.J., Hinch, S.G., Cooke, S.J., 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biol. Conserv.* 171, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.020>.
- Wright, A.J., Soto, N.A., Balkwin, A.L., Bateson, M., Beale, C.M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E.F., Fernández, A., Godinho, A., Hatch, L.T., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Romero, M.L., Wellgart, L.S., Wintle, B.A., Notarbartolo di Sciara, G., Martin, V., 2007. Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise? *Int. J. Comp. Psychol.* 20, 274–316. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2010.01.002>.