



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



EL PESO CORPORAL COMO PREDICTOR DE VULNERABILIDAD A LA EXTINCIÓN EN INVERTEBRADOS MARINOS

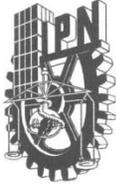
TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

MARCELA ISABEL GONZÁLEZ VALDOVINOS

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE DE 2012



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 20 del mes de Noviembre del 2012 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

**"EL PESO CORPORAL COMO PREDICTOR DE VULNERABILIDAD
A LA EXTINCIÓN EN INVERTEBRADOS MARINOS"**

Presentada por el alumno:

GONZÁLEZ
Apellido paterno

VALDOVINOS
materno

MARCELA ISABEL
nombre(s)

Con registro:

B	1	0	1	4	3	7
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director(a) de Tesis

DR. PABLO DEL MONTE LUNA

DR. DANIEL LLUCH BELDA

DR. FEDERICO ANDRÉS GARCÍA DOMÍNGUEZ

DR. SERGIO ANTONIO GUZMÁN DEL PROO

DR. HÉCTOR REYES BONILLA

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 28 del mes Noviembre del año 2012
el (la) que suscribe BM. MARCELA ISABEL GONZÁLEZ VALDOVINOS alumno(a) del
Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS
con número de registro B101437 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. PABLO DEL MONTE LUNA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"EL PESO CORPORAL COMO PREDICTOR DE VULNERABILIDAD

A LA EXTINCIÓN EN INVERTEBRADOS MARINOS"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: marcelaisabel@gmail.com - pdelmontel@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BM. MARCELA ISABEL GONZÁLEZ VALDOVINOS

nombre y firma

INDICE

LISTA DE TABLAS	V
LISTA DE FIGURAS	VI
GLOSARIO	VII
RESUMEN	IX
ABSTRACT	X
1. INTRODUCCIÓN	1
1.3. Antecedentes	3
1.1.1. Extinciones	3
1.4. Peso corporal.....	5
2. JUSTIFICACIÓN	9
3. HIPÓTESIS	10
4. OBJETIVOS	11
4.1. OBJETIVOS PARTICULARES	11
5. MATERIAL Y MÉTODOS.....	12
5.1. Análisis a nivel orden	13
5.1.1. Índice de vulnerabilidad	13
5.2. Análisis a nivel especie	14
5.2.1. Comparación del peso de los invertebrados marinos enlistados y no enlistados	14

5.2.2.	Relación entre el peso de los invertebrados marinos y su vulnerabilidad	15
6.	RESULTADOS	17
6.1	Índice de vulnerabilidad	18
6.2	Comparación del peso de los invertebrados marinos enlistados y no enlistados	21
7	DISCUSIÓN	26
7.1	Criterios de las listas de conservación	26
7.2	Análisis a nivel orden (Índice de vulnerabilidad)	30
7.3	Análisis a nivel especie	31
8.	CONCLUSIONES	34
9.	LITERATURA CITADA	35
	ANEXO I	40
	ANEXO II	46

LISTA DE TABLAS

Tabla I. Número de especies de invertebrados marinos por categorías de las distintas listas de conservación a nivel mundial y regional: Extinto (Ex), Peligro crítico (CR), Peligro (EN), Vulnerable (Vu), Bajo conservación o manejo especial (C), Bajo riesgo o casi amenazado (LR/nt), preocupación menor (LC) y datos Deficientes (DD).....	17
Tabla II. Índice de vulnerabilidad (IV) y logaritmo del peso promedio (LogP) de los órdenes de invertebrados marinos evaluados en el presente trabajo.....	19
Tabla III. Valores de los análisis de regresión y diferencia de medias para tetrápodos, peces e invertebrados marinos.....	23

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relación entre el peso corporal y el índice de vulnerabilidad de los 17 órdenes evaluados de invertebrados marinos.....	20
Figura 2. Comparación entre el índice de vulnerabilidad y el peso corporal a nivel orden en tetrápodos, peces e invertebrados marinos.....	21
Figura 3. Comparación de la frecuencia relativa del peso corporal de tetrápodos, peces e invertebrados marinos que se encuentran dentro y fuera de distintas listas de conservación a nivel regional e internacional.....	22
Figura 4. Comparación entre perfiles de verosimilitud del coeficiente beta de la regresión logística (coeficiente asociado al peso) aplicada a datos de peso corporal y riesgo de extinción en especies de tetrápodos, peces e invertebrados marinos.....	24

GLOSARIO

Biodiversidad: según el Convenio Internacional sobre la Diversidad Biológica, es el término por el que se hace referencia a la amplia variedad de seres vivos sobre la Tierra y los patrones naturales que la conforman, resultado de miles de millones de años de evolución según procesos naturales y también de la influencia creciente de las actividades del ser. La biodiversidad comprende igualmente la variedad de ecosistemas y las diferencias genéticas dentro de cada especie que permiten la combinación de múltiples formas de vida, y cuyas mutuas interacciones con el resto del entorno fundamentan el sustento de la vida sobre el planeta.

Coextinción: se refiere a la pérdida de una especie animal o vegetal debida a la desaparición de otra especie, por ejemplo, la extinción de insectos parásitos después de la extinción de sus huéspedes. Una coextinción puede también producirse debido a que una especie vegetal pierde su especie polinizadora principal, o porque un depredador no tenga más presas, o que un herbívoro no tenga plantas que comer, etc.

Conservación de la naturaleza: distintas formas de proteger y preservar para el futuro la naturaleza, el medio ambiente, o específicamente alguna de sus partes: la flora y la fauna, las distintas especies, los distintos ecosistemas, los valores paisajísticos, etc.

Especie amenazada: es cualquier especie susceptible de extinguirse en un futuro próximo. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), clasifica a estas especies en tres diferentes categorías en su Lista roja de especies amenazadas: especies vulnerables, en peligro de extinción y en peligro crítico de extinción, dependiendo del riesgo de extinción al que se encuentren sometidas.

Especies invasoras: son animales, plantas u otros organismos transportados e introducidos por el ser humano en lugares fuera de su área de distribución natural y que han conseguido establecerse y dispersarse en la nueva región, donde resultan dañinos.

Que una especie invasora resulta dañina, significa que produce cambios importantes en la composición, la estructura o los procesos de los ecosistemas naturales o seminaturales, poniendo en peligro la diversidad biológica nativa.

Máxima verosimilitud: método estadístico de probabilidad que permite estimar los parámetros de un modelo y que también sirve para calcular la incertidumbre en la estimación de dichos parámetros mediante un perfil de verosimilitud. En éste se contrasta el valor de verosimilitud asociado al parámetro con la verosimilitud que corresponde a otros posibles valores posibles de dicho parámetro.

Población: grupo de organismos de la misma especie que habitan en un área geográfica determinada y que tienen la capacidad de reproducirse con cualquier otro miembro de dicho grupo.

Verosimilitud: procedimientos matemático basado en distribución de probabilidades utilizado para calcular los parámetros de un modelo y sus intervalos de confianza. La máxima verosimilitud se utiliza para encontrar la combinación de los parámetros de un modelo que mejor se ajustan a los datos observados. La idea básica detrás de este concepto, es encontrar el valor de los parámetros que sean más consistentes con los datos observados

RESUMEN

El riesgo de extinción de las especies se ha analizado mediante variables que condensan la información contenida en otras, denominadas variables sintéticas, como es el peso corporal. Éste es representativo del ciclo de vida, fisiología y ecología de un organismo. En tetrápodos, las especies de bajo peso tienden a ser menos vulnerables en comparación a organismos más grandes. En peces marinos, dicha relación no es significativa y en invertebrados marinos se desconoce. Con el propósito de evaluar el peso corporal como predictor de vulnerabilidad a la extinción en invertebrados marinos, se realizó una búsqueda de datos de peso corporal de especies de invertebrados marinos adultos así como también mediciones de especímenes en laboratorio y deducciones de peso a partir de talla. Se aplicó un índice de vulnerabilidad a nivel de orden y se correlacionó con el peso promedio de ese mismo orden. Se realizó una comparación de medias poblacionales entre el peso de las especies en listas de conservación y las que no se encuentra en ellas. Se ajustó un modelo de regresión logística entre el peso y la presencia/ausencia de las especies en distintas listas de conservación. Se obtuvieron datos de peso corporal para 1,040 especies de invertebrados marinos. No se encontró una relación estadísticamente significativa entre el índice de vulnerabilidad y el peso promedio de los órdenes. Existe diferencia significativa entre el peso promedio de las especies incluidas en listas de conservación y las que no se encuentran en ellas ($P < 0.05$); sin embargo, la magnitud de la diferencia es menor en tetrápodos y peces que en invertebrados marinos. El valor del coeficiente asociado al peso en la regresión logística ($\beta = 0.95$) sugiere que existe una relación débil entre el peso de los invertebrados marinos y su presencia o ausencia en las listas de conservación, en comparación con la que se conoce en tetrápodos y peces. Se concluye que el peso corporal no es un predictor confiable del riesgo de extinción en invertebrados marinos. Es posible que en términos comparativos, la extensión del ámbito geográfico sea más importante.

ABSTRACT

The risk of extinction of species has been analyzed using variables that summarize the information contained in others, also called surrogate variables, such as the body weight. This is representative of the life cycle, physiology and ecology of an organism. In tetrapods, low body weight species tend to be less vulnerable as compared to larger organisms. In marine fishes, this relationship is not statistically significant, and in marine invertebrates is unknown. In order to assess the body mass as a predictor of vulnerability to extinction in marine invertebrates, we gathered from different sources (internet, direct measures and derivations from body size) body weight data of adult marine invertebrate species. We applied a vulnerability index to several invertebrate orders and correlated these values with the average weight of the each. Subsequently, a comparison was made between the population mean weight of the species listed by conservation versus the mean weight of those that are not enlisted. We fitted a logistic regression model to species body mass data and presence/absence in conservation lists. We obtained body weight data for 1040 species of marine invertebrates. There was no statistically significant relationship between the vulnerability index and the average weight of the orders. There was a significant difference of the average weight of the species listed and those who are not ($p < 0.05$) however the relative magnitude of this difference is smaller in tetrapods and fishes than in marine invertebrates. The value of the coefficient associated to the body mass (0.95), showed that there is a weak relationship between the weight of marine invertebrates and their presence or absence in conservation lists. We conclude that the body mass is not a reliable predictor of extinction risk in marine invertebrates. It is possible that the geographic domain is a more important factor than the weight in defining the vulnerability of this group.

1. INTRODUCCIÓN

La biodiversidad es la heterogeneidad de las formas de vida, incluyendo la diversidad funcional, a nivel genético, especie, ecosistemas y hábitats que existe en el mundo (Assefa *et al.*, 2012; Cardinale *et al.*, 2012). Hasta el momento se han descrito alrededor de 1.4 millones de especies. Sin embargo, existe mucha incertidumbre en cuanto al número total de especies en la tierra. Los taxónomos estiman que existen entre tres y 100 millones y que aún faltan por describir cerca del 86% de las especies terrestres y el 91% de las especies marinas (Mora *et al.*, 2011).

La biodiversidad se ha visto afectada negativamente en diferentes ecosistemas alrededor del mundo por factores antropogénicos como la pérdida y alteración del hábitat, introducción de especies exóticas y sobreexplotación. Por ello, diversas organizaciones de conservación han creado inventarios de especies a nivel regional, nacional e internacional, de acuerdo al estado (niveles de abundancia y distribución) de la o las poblaciones que componen dichas especies, y a las amenazas de origen antropogénico y natural a las que están expuestas.

Estos listados han sido utilizados para al menos cuatro propósitos: (1) enfocar esfuerzos y financiamiento para la conservación; (2) establecer prioridades de protección y vulnerabilidad; (3) orientar políticas ambientales y de legislación en materia de manejo de recursos naturales vivos; y (4) aumentar la conciencia del estado actual de la biodiversidad conocida, particularmente de las especies que se encuentran en riesgo de extinción (Mace *et al.*, 2008; Cardoso *et al.*, 2011).

Hasta 2012, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ha evaluado un total de 61,914 especies entre animales, plantas, hongos y protistas, de las cuales el 31% están categorizadas como amenazadas. Los grupos con mayor porcentaje de especies amenazadas en relación al número total de especies evaluadas son las plantas vasculares sin flores, los mamíferos, anfibios y aves. En relación a las especies marinas, se han evaluado 7,003 especies, de las cuales el 14% están amenazadas y son principalmente peces y corales.

Sin embargo, en algunos casos existe incertidumbre en la aplicación de los criterios para determinar el riesgo de extinción de las especies, lo que ha generado discusiones acerca de su eficiencia ya que en ocasiones no se cuenta con la información necesaria para llevar a cabo una correcta evaluación (Powles *et al.*, 2000). Así, especies en las que la mayoría de sus poblaciones están fuera de peligro son incorporadas a las listas o, al contrario, especies que se encuentran en niveles bajos de abundancia en la mayor parte de su distribución son excluidas de las listas por presentar algunas poblaciones abundantes.

Además, se ha observado que existe sesgo en las listas de conservación hacia las especies grandes y con un rango de distribución amplio y gran capacidad de dispersión, posiblemente porque resulta más fácil muestrearlas. Así mismo, existe sesgo hacia las especies consideradas de interés comercial así como también a las emblemáticas o bandera ya sea por su gran peso corporal (misticetos, proboscídeos, grandes felinos, etc) o su percepción pública positiva (odontocetos, primates, fócidos, etc.; Cardoso *et al.*, 2011).

Debido a esto se han analizado atributos poblacionales relacionados con la susceptibilidad de las especies ante condiciones desfavorables, que ayudan a realizar evaluaciones más eficientes y rápidas. Entre estos atributos está la tasa reproductiva, el nivel trófico, la densidad poblacional, la movilidad y el grado de especialización (Damut, 1981; Gaston & Blackburn, 1995; Cardillo, 2003). El riesgo de extinción de las especies también se ha analizado mediante variables sintéticas, esto es que condensan la información contenida en otras variables. Una de las más utilizadas es el peso corporal ya que, por un lado, es más fácil de medir y está disponible para muchas especies y, por el otro, cambia proporcionalmente a la par de distintos procesos que suceden en distintos niveles de organización (Roy *et al.*, 2001; White *et al.*, 2007). Algunos de estos aspectos serán abordados más adelante en la sección “Peso corporal”.

La relación entre el peso y la vulnerabilidad se ha evaluado en mamíferos, aves y reptiles, encontrándose una relación positiva entre la vulnerabilidad de las especies y su peso corporal (Pimm *et al.*, 1988; Cardillo & Bromham, 2001; del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003). En otros grupos como peces marinos y algunos invertebrados terrestres,

no se ha encontrado relación entre estas variables, posiblemente porque existen otras variables que influyen en mayor medida que el peso en la susceptibilidad de las especies a la extinción (del Monte-Luna & Lluich-Belda, 2003; Chiba & Roy, 2011).

En el caso de los invertebrados marinos, no se han llevado a cabo análisis de este tipo, a pesar de ser un grupo muy diverso con alrededor de 180 mil especies, incluidos en 30 fila, que ha sido considerados por algunos como “los ingenieros de los ecosistemas” (Hernández *et al.*, 2001). Entre los “ingenieros” más conocidos destacan grupos como los cnidarios, moluscos, equinodermos, poríferos, platelmintos y anélidos (Brusca & Brusca, 2003). En el presente trabajo se pretende evaluar el peso como posible predictor de vulnerabilidad de extinción en los invertebrados marinos.

1.3. Antecedentes

1.1.1. Extinciones

La extinción es un proceso irreversible que implica la desaparición de todos y cada uno de los individuos que componen una especie. En los últimos 500 años, la pérdida y deterioro del hábitat, la introducción de especies exóticas y la sobreexplotación han sido las principales causas de extinción en el medio marino y terrestre.

Se asume que los factores antropogénicos pueden alterar ciertas propiedades de los ecosistemas como la diversidad, cantidad de flujos, conectividad, etc. (Boero & Bonsdorff, 2007). Sin embargo, no toda la disminución de la biodiversidad es causada por el hombre; existen casos de extinciones (pérdida de especies) o extirpaciones (pérdida de poblaciones) atribuidos a fenómenos naturales (Halpern *et al.*, 2008), como es el caso de la lapa *Lottia alveus*, la cual se extinguió debido a la ausencia del pasto marino del cual se alimentaba (Roberts & Hawkins, 1999).

La extinción de una especie también puede provocar efectos en cascada que influyen de manera sucesiva a especies de otros niveles tróficos, lo que puede tener

efectos potencialmente negativos en un ecosistema, incluso si la pérdida se trata de especies poco abundantes, pero con una gran conectividad con otras (Chapin III *et al.*, 2000) particularmente si se trata de depredadores tope (Crooks & Soulé, 1999; Pace *et al.*, 1999; Duffy, 2003). Un ejemplo es la desaparición de poblaciones de nutria marina (*Enhydra lutris*), lo cual llevó a la sobrepoblación de erizos (*Strongylocentrotus polyacanthus*) que provocaron una disminuyeron drásticamente de los bosques de macroalgas pardas al alimentarse de ellos, reduciendo a su vez la productividad primaria y eliminando un hábitat crítico para la trama trófica de crustáceos, moluscos, peces, etc. (Estes & Palmisano, 1978; Estes *et al.*, 1989).

Además de ocasionar pérdida de biodiversidad, las extinciones también pueden influir negativamente a los ecosistemas alterando sus procesos, con el consecuente costo en el aprovechamiento óptimo, tanto en cantidad como en calidad, de los bienes y servicios que el hombre obtiene de ellos: transporte, alimento, agua, industria turística, espacio habitable, productos químicos, etc. (Worm *et al.*, 2006; Chapin III *et al.*, 2000). En la actualidad, varias especies marinas se han extinguido (20) y en algunos casos el impacto humano ha sido el factor determinante (Boudouresque *et al.*, 2005).

Se ha documentado la extinción de 801 especies en los últimos 500 años, 89 son plantas y 712 animales. Del total, 327 especies corresponden a vertebrados y 385 especies a invertebrados (IUCN, 2012). Gran parte de las extinciones que se conocen han ocurrido en el ambiente terrestre (598), seguido por ambientes dulceacuícolas (232), y en menor proporción en el ambiente marino (20).

Como ejemplos de extinciones en el mar se tiene la foca monje (*Monachus tropicalis*), la vaca marina de Steller (*Hydromalis gigas*), el alca imperial (*Pinguinus impennis*), el pez damisela de las Galápagos (*Azurina eupalama*), el alga roja (*Vanvoorstia bennetiana*), entre otros (Anexo II; Roberts & Hawkins, 1999; Boudouresque *et al.*, 2005; Dulvy *et al.*, 2003).

En el grupo de los invertebrados marinos, se sabe de la extinción de cuatro especies en el último medio siglo. Se trata de poblaciones pequeñas, con distribución geográfica limitada y alta especialización al hábitat (Powles *et al.*, 2000; del Monte-Luna

et al., 2007). El primer reporte de extinción fue el de la lapa *Lottia alveus*, el cual habitaba en las costas del Océano Atlántico, desde Labrador en Canadá hasta New York, EEUU. Este organismo se alimentaba exclusivamente de una especie de pasto marino (*Zostera marina*) la cual se redujo sustancialmente en 1939 debido a una enfermedad, lo que ocasionó el declive de las poblaciones y eventualmente la extinción de *L. alveus*.

El caracol *Cerithidea fuscata* habitaba en las zonas de marismas de la Bahía de San Diego, al sur de California, y fue colectado por última vez en 1935. De acuerdo con Taylor (1981) esta especie se extinguió debido a contaminación y alteraciones en su hábitat por causas antropogénicas. De los caracoles desaparecidos *Colisella edmitchelli* y *Littoraria flammea* poco se conoce de su biología, ya que estos organismos eran naturalmente raros, es decir que poseían poblaciones reducidas y geográficamente restringidas. *L. flammea*, especie endémica de China, se extinguió en 1840; mientras que *C. edmitchelli*, que habitaba en el sur de California, fue colectada por última vez en 1861.

En otros casos se han reportado especies como extintas, cuando aún existen poblaciones vivas. En la región centro-sur del Pacífico americano se había considerado al abulón chino (*Haliotis sorenseni*) como la primera especie extinta por la actividad pesquera dirigida (Dulvy *et al.*, 2003), sin embargo es posible que existan algunas poblaciones en el Pacífico peninsular mexicano (Del Monte *et al.*, 2008). Adicionalmente, Butler *et al.* (2006) estiman que tanto los niveles poblacionales como el hábitat disponible para la especie, son mayores de lo que se había estimado con anterioridad, por lo que hasta el momento no existe evidencia suficiente como para declarar su extinción.

1.4. Peso corporal

A lo largo de la evolución de la vida en la tierra, algunos grupos taxonómicos desaparecen más rápidamente que otros. Esto está relacionado a ciertos atributos que hacen que las especies respondan de diferente manera a alteraciones naturales y, más

recientemente a las antropogénicas. Esto implica que las especies poseen diferentes grados de vulnerabilidad (Damuth, 1981; Gaston & Blackburn, 1995; Cardillo, 2003).

Los atributos comúnmente asociados a dicha vulnerabilidad son el tamaño poblacional, tamaño de la camada o de la freza, tamaño de los individuos al nacer, variabilidad temporal de la población, fragmentación del área, peso corporal y grado de especialización (McKinney, 1999; Pimm *et al.*, 1988). Estos atributos han sido usados para indicar el riesgo de extinción de diferentes taxa y para categorizar las especies de acuerdo a su estado de conservación.

El peso o masa corporal ha sido ampliamente usada como variable sintética debido a que cambia en proporción directa a otros atributos poblacionales que determinan la vulnerabilidad a la extinción de las especies y se considera representativa del ciclo de vida, fisiología y ecología de un organismo. El peso corporal influye en la tasa metabólica, crecimiento individual, tasa reproductiva, densidad poblacional, capacidad de dispersión, etc. (Damuth, 1981; Peters, 1983; Roy *et al.* 2001; Woodward *et al.*, 2005; White *et al.*, 2007). Además es una variable que se puede obtener a bajo costo, es disponible para muchas especies y relativamente fácil de medir en comparación a otros atributos como la tasa reproductiva y la magnitud de la progenie.

De acuerdo con algunos autores, en el grupo de los tetrápodos existe una relación positiva entre la vulnerabilidad y el peso corporal (Pimm *et al.*, 1988; Cardillo & Bromham, 2001; del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003), esto quiere decir que los organismos con menor peso son comparativamente menos susceptibles a la extinción que los más grandes. El razonamiento es que las especies pequeñas, con bajos pesos corporales, tienden a ser menos vulnerables ya que poseen una mayor tasa de crecimiento individual y poblacional y un metabolismo más acelerado en comparación a organismos más grandes. Esto les permite mantener poblaciones más numerosas y recuperarse con mayor rapidez ante condiciones que pudieran diezmar sus poblaciones (Del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003). Las especies de mayor tamaño, en cambio, poseen un metabolismo comparativamente más lento, bajas tasas de crecimiento, baja fecundidad, capacidad de dispersión limitada y baja densidad poblacional (Purvis *et al.*, 2000; White *et al.*, 2007) por lo tanto, su capacidad de recuperación es menor

También se ha encontrado que, por las razones arriba expuestas, las especies más grandes también tienden a ser más vulnerables a la introducción de depredadores o competidores y a otros factores antropogénicos como la caza y pesca, ya que existe una selectividad por tamaños grandes en la captura de especies comerciales (Genner *et al.*, 2009).

Este patrón, sin embargo, no siempre se cumple. Algunas especies pequeñas, por ejemplo, han mostrado ser más vulnerables a la pérdida del hábitat que las grandes (Sodhi *et al.*, 2009) principalmente si viven en islas o lugares confinados; ya que su capacidad de dispersión es limitada. En mamíferos y aves se ha encontrado que la relación entre el peso corporal y la vulnerabilidad a la extinción puede variar de acuerdo a la fuente y tipo de amenaza (Bennett & Owens 1997, Cardillo, 2001; Chiba & Roy, 2011).

El efecto del peso corporal y atributos relacionados con la vulnerabilidad, también puede variar de acuerdo a factores ambientales. Se ha sugerido que la predicción del riesgo de extinción a partir de atributos poblacionales debe hacerse considerando la interacción entre la biología de las especies y el medio en el que habitan (Gaston & Blackburn, 1995). En algunas especies de moluscos terrestres se han encontrado casos de extinción relacionados a un rango geográfico limitado y características morfológicas distintas al peso corporal, como la forma de la concha, ya que interviene en la selección de los microhábitat de los organismos (Chiba & Roy, 2001).

En el caso de organismos marinos, en general se consideran menos vulnerables que los organismos terrestres, puesto que están más protegidas de cambios ambientales rápidos y tienden a tener distribuciones comparativamente más extensas que los organismos terrestres. Se han reportado menores tasas de extinción, tanto en tiempos geológicos como recientes, en el ambiente marino aparentemente debido a la capacidad de dispersión larval que les permite colonizar áreas nuevas (McKinney, 1999).

Los estudios relacionados al peso corporal y la vulnerabilidad se han enfocado en el grupo de los peces. En este caso no se observa una tendencia clara entre estas

variables. Se menciona que los peces marinos son, en general, menos vulnerables a la extinción que el resto de los vertebrados, ya que habitan en un ambiente menos accesible para el humano en comparación al medio terrestre, lo que les confiere cierta protección (del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003).

Se han realizado estudios en gasterópodos terrestres, y no se ha encontrado relación significativa entre el tamaño corporal y la vulnerabilidad extinción. En estos organismos se ha observado que la relación que existe entre la proporción entre el largo y ancho de la concha tiene mayor relevancia en la susceptibilidad de la especie debido a que juega un papel importante en la preferencia de microhábitats (Chiba & Roy, 2011). En los invertebrados marinos en particular no existen estudios relacionados con el riesgo de extinción y el peso corporal. Por ello, este trabajo se enfoca en analizar la vulnerabilidad a la extinción como función del peso corporal en invertebrados marinos.

2. JUSTIFICACIÓN

Los criterios empleados para incorporar una especie en las listas de conservación (v.g IUCN y Norma Oficial Mexicana 059) se basan principalmente en el grado de reducción del tamaño de la población y el porcentaje de pérdida de su área de distribución. Sin embargo, en el caso de los invertebrados, existe incertidumbre en la aplicación de los criterios y asignación de categorías para evaluar la vulnerabilidad actual de las especies, ya que estos suelen ser sólo una extensión de los que se usan para catalogar a los vertebrados y en muchos casos no se cuenta con información suficiente relacionada con la historia de vida y dinámica de las poblaciones de interés. De igual forma, la utilización de los criterios de manera indistinta en los diferentes grupos taxonómicos, como por ejemplo invertebrados y mamíferos, puede generar casos de subestimación o sobreestimación de la vulnerabilidad.

Los invertebrados, tanto terrestres como marinos, pocas veces son considerados en políticas de conservación. En los listados existe preferencia por especies grandes con distribuciones amplias, y tiene a omitir especies pequeñas con distribución y dispersión limitada, las cuales caracterizan a muchas especies de invertebrados. Por lo tanto, las extinciones o las especies de invertebrados amenazadas no siempre son tomadas en cuenta por la comunidad científica y pueden ser omitidos, aunque estos podrían ser los primeros en extinguirse ante alteraciones en su hábitat (Régnier et al., 2009; Cardoso et al., 2010; 2011).

Por ello es importante identificar criterios particulares, como el peso corporal, para determinar si tiene relación con el grado de vulnerabilidad a la extinción de distintos grupos y especies y así priorizar esfuerzos de conservación e investigación.

3. HIPÓTESIS

El peso está relacionado con el grado de vulnerabilidad de las especies: las especies con bajos pesos corporales tienden a ser menos vulnerables en comparación con aquellas de mayor peso. En los tetrápodos se ha encontrado una relación positiva entre el peso corporal y el riesgo de extinción, mientras que los peces marinos no se ha encontrado relación significativa entre estas dos variables.

En los invertebrados marinos se espera que no exista una relación significativa entre el peso corporal y el grado de vulnerabilidad a la extinción, y posiblemente sean otros atributos poblacionales los que determinen su riesgo de extinción.

4. OBJETIVOS

- Evaluar si el peso corporal es un predictor confiable de la vulnerabilidad a la extinción en invertebrados marinos.

4.1. OBJETIVOS PARTICULARES

- Analizar a nivel Orden, la relación entre la vulnerabilidad de los invertebrados marinos y el peso corporal promedio.
- Comparar a nivel de especie, el peso promedio de las especies de invertebrados marinos que se encuentran dentro y fuera de la Lista Roja y de diversas listas regionales de conservación.
- Analizar si la presencia o ausencia de los invertebrados marinos en las listas de conservación depende del peso promedio y si el peso podría ser buen predictor de vulnerabilidad,

5. MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda de datos de peso corporal de invertebrados marinos en diversas fuentes de información que incluyen internet, artículos científicos, libros de texto, bases de datos, tesis, etcétera. El peso se convirtió a gramos (g) y se expresó en términos logaritmo natural, ya que el rango de variación entre las especies más pequeñas (planctónicas, por ejemplo) y las más pesadas (género *Tridacna*) es de varios órdenes de magnitud. En aquellos casos en los que se contó con datos de talla, el peso se derivó de relaciones específicas entre el peso y la talla de los organismos a través de la ecuación $W = aL^b$ donde W es el peso, L la longitud del organismo, a la ordenada al origen y b la constante del crecimiento. La especificidad de la relación peso-talla varió desde nivel orden hasta nivel especie, dependiendo de la cantidad de información disponible en cada grupo.

Por otro lado, se realizaron mediciones directas de ejemplares un total de 110 especies de crustáceos, moluscos, cnidarios y quetognatos, entre otros grupos, fijados en formol o alcohol. Dependiendo de la dimensión de los individuos, se utilizó una balanza analítica o una microbalanza de 1 g y 2 mg de precisión, respectivamente. Las muestras utilizadas se tomaron de la colección de plancton y de la de invertebrados del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN.

Los análisis realizados en este estudio se basaron en las estadísticas de siete listas de conservación: Lista Roja de la IUCN (www.redlist.org), Norma Oficial Mexicana 059 (www.sma.df.gob.mx), Comisión Nacional de Áreas Protegidas de Guatemala (www.conap.gob.gt), Acta de Especies Amenazadas de Estados Unidos (www.fws.gov) y las listas rojas de Especies Amenazadas de Colombia, Venezuela y Andalucía, España.

Con los datos obtenidos se formó una base de datos que contiene la clasificación taxonómica de las especies, su estado de conservación, distribución, datos de peso o longitud. Cabe aclarar que no todas las especies cuentan con toda la información. Con estos datos se realizaron dos tipos de análisis: el primer análisis, de carácter descriptivo, fue a nivel orden y contempla la aplicación de un índice de vulnerabilidad

previamente formulado para tetrápodos y peces marinos (del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003); el segundo análisis, de naturaleza analítica y cuantitativa, a nivel de especie, consistió en la comparación entre medias poblacionales y la aplicación de un modelo de regresión logística a datos de peso corporal y presencia o ausencia de las listas de conservación arriba mencionadas.

En los análisis no se consideraron los corales, briozoarios, gorgonias, etc., ya que son especies coloniales que forman matrices calcáreas que alojan a multitud de individuos, por lo que resulta difícil obtener el peso de cada organismo de manera que sea comparable con el resto de los datos.

5.1. Análisis a nivel orden

5.1.1. Índice de vulnerabilidad

El índice que se empleó para el análisis de vulnerabilidad de los invertebrados marinos fue diseñado originalmente para tetrápodos y peces por del Monte-Luna y Lluch-Belda (2003). El índice se aplicó tomando como base el número de especies enlistadas en un orden taxonómico cualquiera dividido entre el número total de especies vivas conocidas del mismo orden, menos las especies con información insuficiente para realizar una evaluación del riesgo de extinción. La clasificación de las especies según su riesgo proviene de cada una de las listas de conservación antes mencionadas.

El índice se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$VI_0 = \frac{EX_0 + CR_0 + EN_0 + VU_0 + LR/nt_0 + C_0 + LC_0}{TNS_0 - DD_0}$$

Donde EX_0 es el número de especies extintas o probablemente extintas en el orden O; CR_0 = número de especies en peligro grave o crítico; EN_0 = número de especies en peligro; E_0 = número de especies amenazadas, VU_0 = número de especies

vulnerables; C_O = número de especies bajo conservación o manejo especial; LR/nt_O = número de especies con bajo riesgo/casi amenazadas; LC_O = preocupación menor; TNS_O = número total de especies vivas conocidas en el orden O; DD_O = número total de especies en el orden O con información insuficiente para realizar una evaluación de su riesgo de extinción. Por tratarse de una proporción, el índice fue transformado mediante el arcoseno de la raíz cuadrada del valor, para homogenizar los datos y sus varianzas y poder analizarlos en la misma escala.

La categoría de datos deficientes se incluye en el denominador ya que contiene especies de las cuales no se cuenta con la información necesaria sobre su abundancia o distribución para hacer una evaluación, por lo que no es una categoría de amenaza.

El índice se calculó para identificar la susceptibilidad general de un orden en función del peso de las especies que lo componen, y para comparar los resultados del presente análisis con datos anteriormente publicados para tetrápodos y peces. Debido a que la clasificación taxonómica de los invertebrados marinos varía de acuerdo a la fuente de información, se decidió utilizar la clasificación utilizada en la página de internet World Register of Marine Species (<http://www.marinespecies.org>) para agrupar las especies a nivel orden.

El índice de vulnerabilidad se comparó con el peso promedio de todas las especies pertenecientes al orden en cuestión. Se realizó una regresión lineal simple entre el índice de vulnerabilidad y el peso promedio por orden.

5.2. Análisis a nivel especie

5.2.1. Comparación del peso de los invertebrados marinos enlistados y no enlistados

Con el fin de conocer si existe diferencia entre el (logaritmo del) peso promedio de las especies que se encuentran dentro de las listas de conservación con respecto a las que no lo están, se realizó una prueba de diferencia de medias poblacionales

provenientes de muestras independientes, manejando un nivel de significancia estadística de 0.05. Así mismo, se graficó la frecuencia relativa del peso de las especies enlistadas y no enlistadas y los resultados obtenidos del análisis se compararon con los datos anteriormente publicados para especies de tetrápodos y peces marinos (del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003).

5.2.2. Relación entre el peso de los invertebrados marinos y su vulnerabilidad

Para calcular el grado de dependencia entre el peso de las especies y su presencia o ausencia en las listas de conservación, se aplicó un modelo de regresión logística binaria utilizando como variable independiente el peso promedio de todas y cada una de las especies de invertebrados marinos que se encontraron, y como variable dependiente su presencia o ausencia en (todas) las listas de conservación. A la variable dependiente se le asignó el valor de 1 cuando una especie se encontraba dentro de las listas de conservación y 0 cuando no estaba enlistada. La ecuación de la regresión logística se expresa como:

$$y = \frac{\exp(\alpha + \beta x)}{1 + \exp(\alpha + \beta x)}$$

donde y es el valor de presencia/ ausencia de las especies en los listados de conservación, el parámetro *alfa* (α) es la ordenada a la origen, *beta* (β) es el coeficiente relacionado al peso corporal; x representa los valores de peso corporal de las especies.

Los parámetros del modelo de regresión logística se estimaron por medio del método de máxima verosimilitud. Este método permite comparar la verosimilitud relativa en un rango de distintos valores del parámetro a través de lo que se conoce como “perfil de verosimilitud”.

El coeficiente beta de la ecuación del modelo de regresión logística está directamente relacionado con la cuantificación de riesgo conocido como "odds ratio (OR)", que se calcula de la siguiente forma: $OR = \exp(\beta)$. Éste es el cociente entre la probabilidad de que ocurra un determinado suceso frente a la probabilidad de que no ocurra. Cuando el coeficiente beta de la variable es positivo mayor que 1, corresponde a un factor de riesgo; es decir aumenta la posibilidad de que una especie ingresada a las listas de conservación. Por el contrario, si beta es negativo, el odds ratio será menor que 1 y se trata de un factor de protección, lo cual quiere decir que no existe probabilidad de riesgo. Así, de acuerdo a la magnitud del coeficiente, será la probabilidad que tienen las especies de ser ingresadas en las listas de conservación en relación a su peso

6. RESULTADOS

En el presente trabajo se revisaron en total de 1,381 especies de invertebrados marinos incluidas en las listas de conservación. A partir de la búsqueda de información en artículos científicos, libros, informes técnicos, páginas electrónicas y bases de datos, se obtuvieron datos de peso corporal para un total de 1,040 especies, de las cuales 34 se encontraban enlistadas y 1,006 no pertenecieron a ninguna lista.

El grupo taxonómico predominante en las listas de conservación fue el de los cnidarios (62.6%), particularmente corales, seguido de los artrópodos (19.3%) y moluscos (17.5%). Los cnidarios no fueron considerados en el presente trabajo, ya que en su mayoría son organismos modulares y resulta poco informativo e impráctico obtener medidas de peso por individuo. En cuanto a las categorías (Tabla I), la que presentó mayor número de especies es la de preocupación menor con el 38.2%. En esta categoría se encuentran especies que después de ser evaluadas se ha determinado que cuentan con una población numerosa y distribución amplia, por lo que se incluyen en las listas de conservación de bajo riesgo.

Tabla I. Número de especies de invertebrados marinos por categorías de las distintas listas de conservación a nivel mundial y regional: Extinto (Ex), Peligro crítico (CR), Peligro (EN), Vulnerable (Vu), Bajo conservación o manejo especial (C), Bajo riesgo o casi amenazado (LR/nt), preocupación menor (LC) y datos Deficientes (DD).

Fila/Categorías	Ex	CR	EN	Vu	C	LR/nt	LC	DD	Total
Annelida	-	1	-	-	-	-	-	1	2
Arthropoda	-	4	2	8	-	2	162	89	267
Cnidaria	-	7	25	206	5	176	297	149	865

Echinodermata	-	-	-	-	1	1	1	2	5
Mollusca	4	3	10	43	12	3	68	98	241
Nemertina	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Total	4	15	37	257	18	182	528	340	1381

6.1 Índice de vulnerabilidad

Las 1,381 especies que se incluyen en las listas de conservación, están agrupadas en 35 órdenes. En 17 de ellos se encontraron datos de número total de especies. Dentro de estos órdenes se incluyen anémonas, pepinos de mar, ofiuros, copépodos, poliquetos, crustáceos, moluscos bivalvos y gasterópodos.

El orden Decapoda presentó el mayor número de especies dentro de las listas de conservación, con 257 especies. Sin embargo, del total de especies enlistadas de este orden, el 50% se encuentran en la categoría de preocupación menor, la cual no es considerada categoría de riesgo, por lo que el índice de vulnerabilidad obtenido para este grupo es bajo. Considerando únicamente las categorías de riesgo, el orden Veneroida contiene el mayor número de especies amenazadas (14), así como el valor más alto del logaritmo del peso promedio por orden (Tabla II). En cuanto al índice de vulnerabilidad, el valor más alto fue de 0.07, que corresponde al orden Pterioida, donde se encuentran especies de importancia comercial como *Isognomon alatus*, *Pinctada mazatlanica*, *Pinna rugosa*, entre otras.

Tabla II. Índice de vulnerabilidad (IV) y logaritmo del peso promedio (LogP) de los órdenes de invertebrados marinos evaluados en el presente trabajo.

Orden	IV	LogP
Actinaria	0.026	2.11
Arcoida	0.024	0.49
Aspidochirotida	0.033	2.60
Calanoida	0.025	-0.02
Decapoda	0.010	2.57
Eunicida	0.030	0.41
Littorinimorpha	0.024	0.24
Myoida	0.042	1.20
Mytiloidea	0.061	1.49
Neogastropoda	0.021	2.94
Ophiurida	0.016	-0.40
Ostreoida	0.043	1.73
Patellogastropoda	0.056	-1.07
Pterioidea	0.070	1.26
Valvatida	0.022	2.83
Veneroidea	0.042	3.06
Vetigastropoda	0.024	1.74

No se encontró una relación significativa entre el peso promedio por orden y los valores obtenidos del índice de vulnerabilidad. (Figura 1); inclusive algunos órdenes de moluscos como Veneroidea, Neogastropoda y Valvatida, presentaron índices de vulnerabilidad muy pequeños a pesar de tener valores de peso promedio altos.

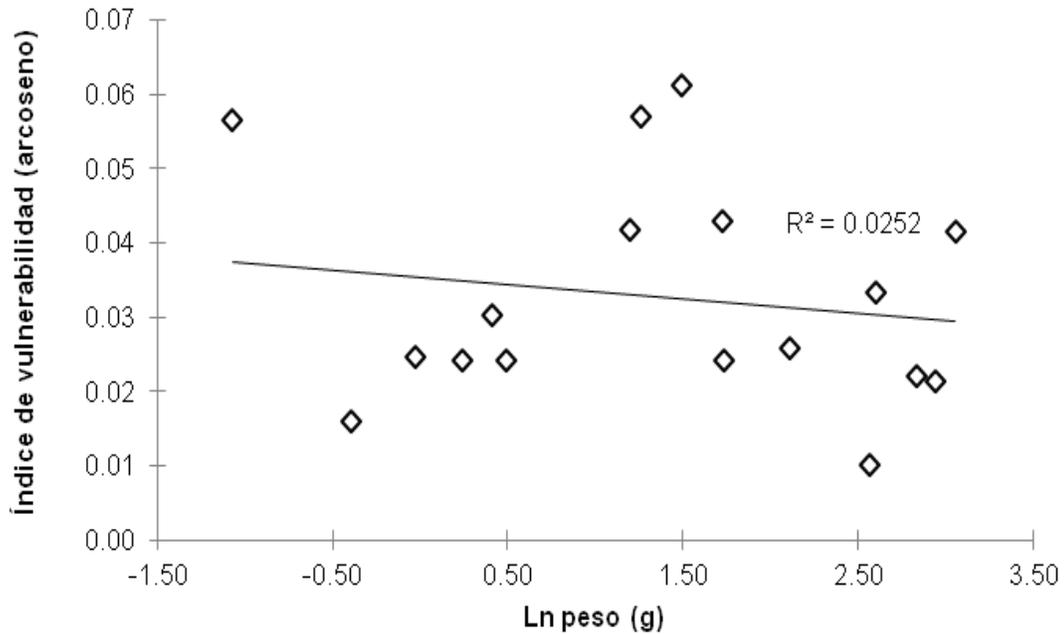


Fig. 1 Relación entre el peso corporal y el índice de vulnerabilidad de los 17 órdenes evaluados de invertebrados marinos.

La comparación de los índices de vulnerabilidad obtenidos de los órdenes de invertebrados marinos con los de peces y tetrápodos, mostró que los tetrápodos presentan una mayor cantidad de órdenes con alto índice de vulnerabilidad, así como una mayor relación entre esta variable y el logaritmo natural del peso, en comparación con peces e invertebrados marinos. La figura 2 muestra que los invertebrados marinos están representados por órdenes que tienden a ser más pequeños y con menor grado de vulnerabilidad.

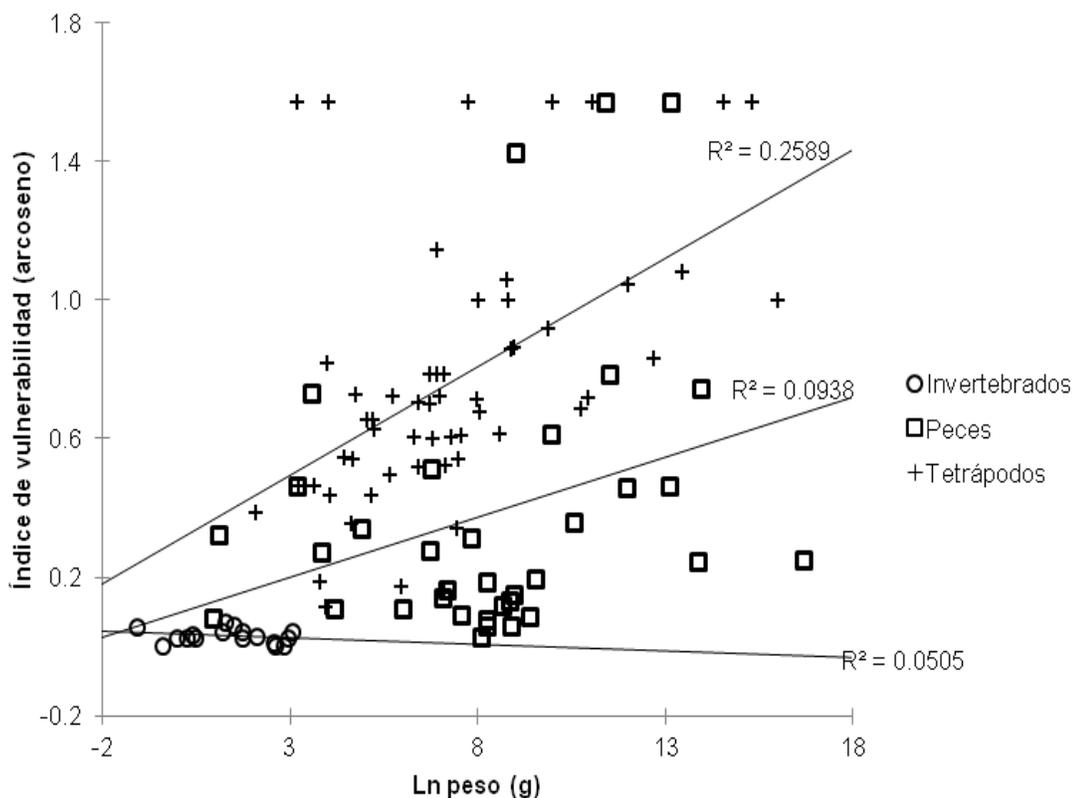


Fig. 2 Comparación entre el índice de vulnerabilidad y el peso corporal a nivel orden en tetrápodos, peces e invertebrados marinos.

6.2 Comparación del peso de los invertebrados marinos enlistados y no enlistados

En el análisis comparativo entre el peso promedio de las especies enlistadas y el de las no enlistadas, se encontró una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$), siendo las especies que se encuentran dentro de las listas de conservación más pesadas en comparación con las que se encuentran fuera de ellas (Figura 3). Esta condición se cumple para tetrápodos, peces e invertebrados marinos.

La diferencia que hay entre el promedio de las especies enlistadas y no enlistadas va disminuyendo entre los grupos siendo mayor en los invertebrados

marinos, luego en peces y menor en los tetrápodos. En el caso de los invertebrados esta diferencia representa el 18.2% del total del intervalo de distribución de la muestra, en peces del 16.5% y en tetrápodos de 15%.

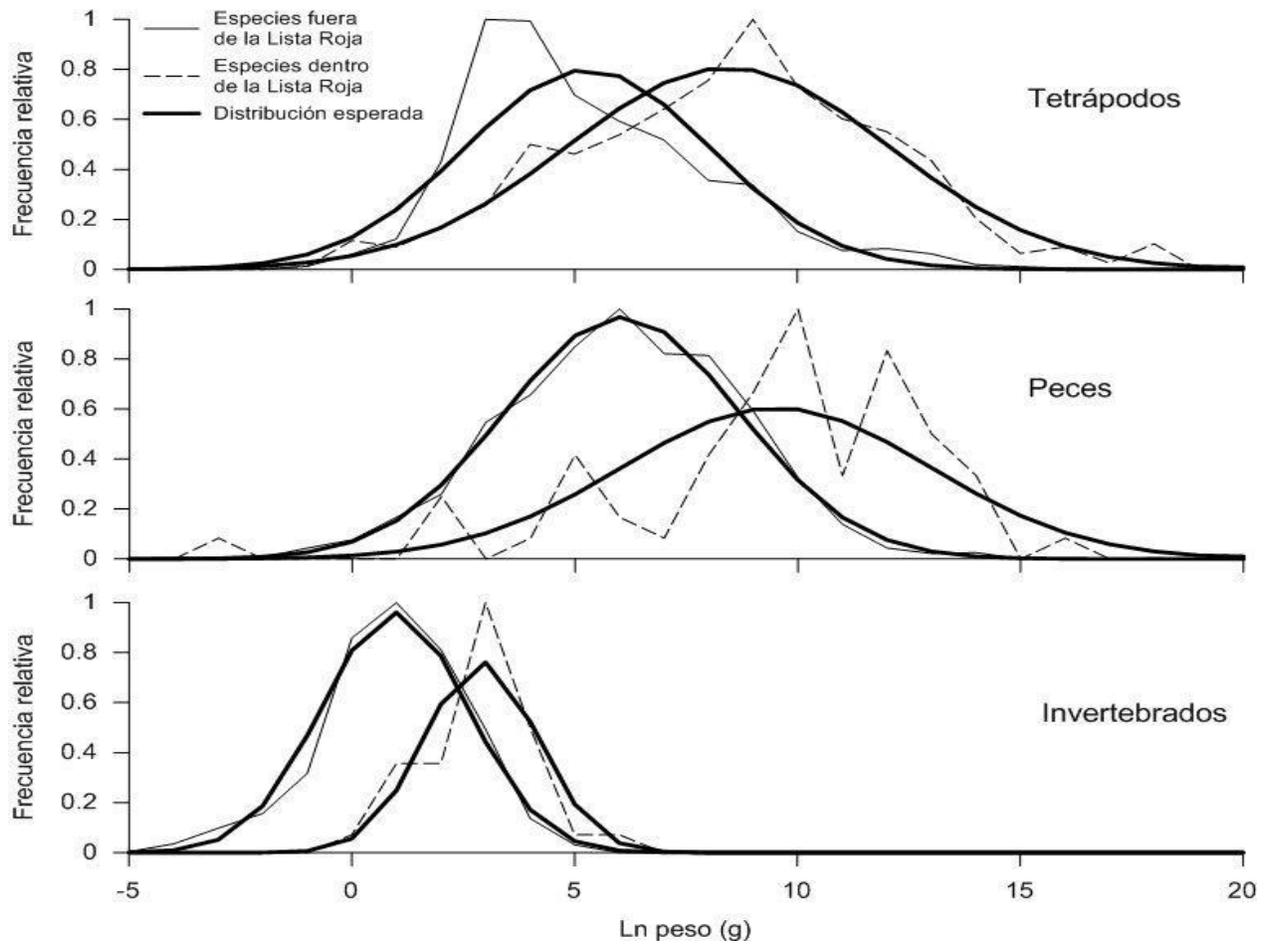


Fig. 3 Comparación de la frecuencia relativa del peso corporal de tetrápodos, peces e invertebrados marinos que se encuentran dentro y fuera de distintas listas de conservación a nivel regional e internacional.

6.3 Relación entre el peso de los invertebrados marinos y su vulnerabilidad

Mediante el modelo de regresión logística binaria se calculó el grado de dependencia entre el peso de una cierta especie y su presencia o ausencia en las listas de conservación, i.e. vulnerabilidad a la extinción. En este tipo de regresión no se producen coeficientes estandarizados como en el caso de la regresión lineal simple, por lo que debe considerarse en qué grado el peso (variable independiente) determina la probabilidad de que una especie cualquiera esté dentro o fuera de las listas de conservación (variable dependiente); el coeficiente beta en la regresión logística es un indicativo de dicha dependencia. El grupo con el coeficiente más bajo es aquel que presenta mayor grado de dependencia entre las variables.

En este análisis, el grupo de los invertebrados marinos presentó el valor más alto del coeficiente beta (0.95) y el menor valor de verosimilitud (122) en el ajuste, en comparación con los valores conocidos para tetrápodos y peces (Tabla III).

Tabla III. Valores de los análisis de regresión y diferencia de medias para tetrápodos, peces e invertebrados marinos.

		Tetrápodos*	Peces*	Invertebrados marinos
Regresión lineal del índice de vulnerabilidad	Intercepto	0.3	0.01	0.09
	Coeficiente	0.06	0.07	0.07
Diferencia de medias poblacionales		19.90	7.87	6
Regresión logística	Intercepto	-3.71	-6.87	-4.8

Coeficiente	0.31	0.49	0.95
Verosimilitud	1413	224	122

*Tomado de del Monte-Luna y Lluch-Belda, 2003

En cuanto a los perfiles de verosimilitud, el modelo que mejor se ajusta a los datos corresponde a los tetrápodos; en este se observa la forma del perfil más afilada y por lo tanto hay menos incertidumbre en cuanto al valor del coeficiente que maximiza la verosimilitud del ajuste; mientras que para los invertebrados marinos, el modelo es poco representativo de los datos. El perfil presenta una forma más plana y la mayor incertidumbre en la estimación de los parámetros, así como el menor valor de verosimilitud, indicando que una gama de distintos valores del parámetro produce el mismo ajuste a los datos observados (Figura 4).

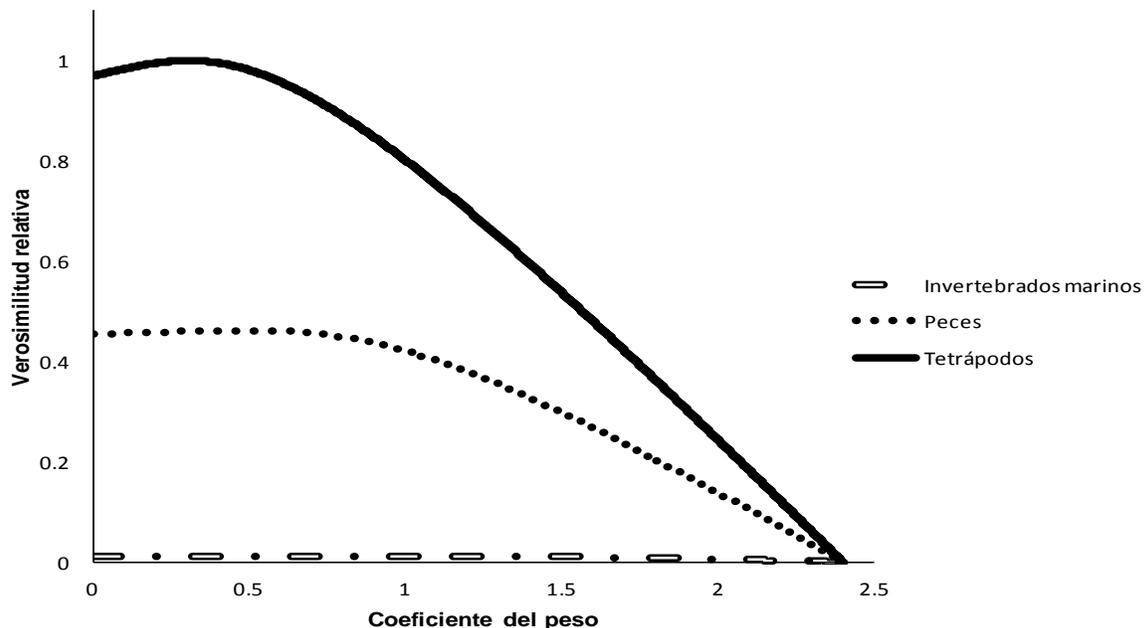


Fig. 4 Comparación entre perfiles de verosimilitud del coeficiente beta de la regresión logística (coeficiente asociado al peso) aplicada a datos de peso corporal y riesgo de extinción en especies de tetrápodos, peces e invertebrados marinos.

Para tetrápodos se obtuvo un valor del $\exp(\beta)$ de 1.4, para peces 1.6, y para los invertebrados marinos de 2.6. A partir de este valor se calculó la probabilidad de que una especie de peso X sea incorporada a las listas de conservación si su peso aumenta $X+1$ unidades (kilogramos). La probabilidad para ingresar a las listas de conservación de acuerdo a un incremento del doble en el peso de los invertebrados marinos es de 2, para peces de 1.4, y para tetrápodos 1.2. Es decir que un invertebrado marino de peso $2x$ tiene el doble de probabilidad de ingresar a las listas de conservación que un organismo de peso x ; y comparando la probabilidad de los organismos de los tres grupos, en un invertebrado marino el incremento en el peso debe ser mayor, para tener mayor probabilidad de ingresar a las listas de conservación.

7 DISCUSIÓN

7.1 Criterios de las listas de conservación

Los criterios que utiliza tanto la IUCN para categorizar a las especies en la Lista Roja, como los que se utilizan en los listados de conservación locales y regionales, fueron planteados para determinar el grado de amenaza y riesgo de extinción de la biota conocida a distintas escalas espaciales. Si bien estos listados son una referencia útil para conocer el estado de conservación de las especies, se sabe que existe un sesgo taxonómico en cuanto a las especies evaluadas, e incongruencias entre los listados a escala global y regional (Gärdenfors, 2001; Lozano *et al.*, 2007).

Por un lado, en las listas de conservación se muestra preferencia por evaluar especies grandes, con áreas de distribución amplias y gran capacidad de dispersión, atributos que las convierte en sujetos fáciles de muestrear (Cardoso *et al.*, 2011). Por lo tanto, puede ser que se omitan especies pequeñas con rangos de distribución estrechos y capacidad de dispersión limitada, como es el caso de algunos invertebrados marinos y en especial especies endémicas. En consecuencia, el número de especies de invertebrados amenazados pudiera estar subestimado. De hecho, casi todas las especies de mamíferos, aves y anfibios que se conocen han sido evaluadas, versus apenas el 1% de los invertebrados marinos (IUCN, 2012).

El sesgo taxonómico que se observa en las listas de la IUCN se debe principalmente a que los esfuerzos de investigación entre los grandes grupos zoológicos son desproporcionados, siendo mayor en los vertebrados, mientras que las especies de invertebrados reciben mucha menos atención y publicidad (Gastón & May, 1992; McKinney 1999; Lydeard *et al.*, 2004). Los reportes de casos de extinción también pueden llegar a presentar una distribución desigual, dependiendo donde se enfoquen los estudios de conservación y los taxónomos dedicados a estos. Por ejemplo, en el caso de los moluscos, el 80% de los taxónomos residen en América del Norte o Europa y sólo el 4% en América Latina y África; lo que indica que en los países con mayor biodiversidad de estos organismos, los taxónomos son insuficientes (Gaston

& May, 1992). Esta disparidad puede influir en el número de especies descritas, y por ende en el número de extinciones documentadas (Regnier *et al.*, 2009).

Por otra parte, los criterios actuales para evaluar a las especies son inadecuados o bien difíciles de aplicar para la mayoría de los invertebrados, ya que fueron diseñados tomando en cuenta a los vertebrados; además en ocasiones la información necesaria para evaluar a los invertebrados (biología, ecología, distribución y abundancia) no está disponible y los datos pueden ser difíciles de obtener para la mayoría (New & Sands, 2003; Kozłowski, 2008). En el caso del criterio de reducción del área geográfica, los límites para que una especie de invertebrado cumpla con el criterio pueden ser muy amplios, ya que los invertebrados en general requieren áreas mucho más pequeñas en comparación a especies más grandes, o bien algunas especies pueden estar distribuidas en muchos sitios, pero las poblaciones son pequeñas.

Cardoso y colaboradores (2011) han propuesto enfocarse en los criterios de extensión de presencia y área de ocupación, adecuando los umbrales a las poblaciones de invertebrados para que las evaluaciones sean más representativas y eficientes. La extensión de la presencia se entiende como el área contenida dentro de los límites imaginarios continuos más cortos que incluye todos los sitios donde puede estar presente el taxón; y el área de ocupación se define como el área dentro de la “extensión de presencia” que es ocupada por un taxón, es decir el área mínima que necesita la población para subsistir. Por ejemplo, en especies que tienen distribución por parches, la extensión de presencia es el total del área en que se puede encontrar la especie; y el área de ocupación sería la suma del área de cada uno de los parches en los que se encuentra.

Cuando las evaluaciones de las especies no justifican los requisitos mínimos de los criterios utilizados por la IUCN, entonces se toma como base las opiniones de expertos en el grupo/especie sobre el estado actual de la abundancia de su o sus poblaciones y su distribución, lo que reduce la objetividad de la categoría de riesgo que se les asigna (Verdú & Galante, 2006). Los investigadores enfocados a vertebrados tienden a centrarse en el tamaño y estructura de las poblaciones; los grupos que trabajan plantas hacen hincapié en el área de distribución geográfica y su historia de

vida; los expertos en invertebrados, se enfocan en las fluctuaciones de la población y la fragmentación del hábitat (Myers & Ottensmeyer, 2005).

Si bien el número de invertebrados marinos extintos recientemente pudiera estar subestimado, debe reconocerse que existen especies de invertebrados marinos poco vulnerables, ya que cuentan con una distribución extensa y altas tasas de renovación, no se conoce alguna posible amenaza a sus poblaciones, o las amenazas existentes no las ponen en peligro de extinción. Así, especies pertenecientes a este grupo pueden estar dentro de las listas de conservación debido a que el conocimiento sobre ellas es muy pobre como para tomar una decisión de manejo y, por lo tanto, los expertos prefieren adoptar un juicio más conservador como precaución (Gärdenfors, 2001).

El porcentaje de especies de invertebrados marinos en las listas de conservación es muy pequeño; de las 1,381 especies en total de los listados de conservación revisados, gran parte de ellas se encuentran en la categoría de menor riesgo (38%), seguida por la categoría de datos insuficientes (24%). Esto puede sugerir, por un lado, que es un grupo poco vulnerable y, por otro, que existen deficiencias en las evaluaciones del estado de conservación de las poblaciones de especies desconocidas o poco conocidas (Cardoso *et al.*, 2011b).

Incluso si se pudiera obtener la información suficiente para evaluar a la mayoría de los invertebrados marinos, es probable que ingresaran en las categorías de menor riesgo o datos insuficientes, ya que los criterios actuales pueden no ser apropiados para este grupo. Por lo tanto, los criterios deben adaptarse de alguna manera para aumentar la fiabilidad de las clasificaciones antes de ser aplicados en los invertebrados marinos.

Por ejemplo, *Diadema antillarum* era un erizo común en los arrecifes coralinos del Caribe, del cual existe considerable cantidad de información acerca de su biología y ecología. En 1983, esta especie sufrió una alta mortandad debida a un agente patógeno, y se sabe actualmente que las poblaciones aún no se han podido recuperar a los niveles poblacionales observados antes de 1983 (Ruiz-Ramos *et al.*, 2011). A pesar de esto, se encuentra catalogada como deficiente de datos en el libro rojo de especies amenazadas de Colombia, e incluso no aparece en ningún otro listado. Sin embargo,

algunos autores indican lo contrario, y consideran que las poblaciones se han recuperado exitosamente (Nicida *et al.*, 2006; Jorgesen *et al.*, 2011), lo cual sugiere que es necesario realizar una evaluación de la población para conocer el verdadero estado de conservación.

Otro caso notable es el del abulón chino (*Haliotis sorenseni*). Se sabe que sus poblaciones han sido fuertemente diezgadas en California, pero se desconoce su estado en la península de Baja California, donde naturalmente es poco abundante. Desde el 2001 se encuentra en el acta de especies amenazadas de Estados Unidos de América en la categoría de amenazada (Stierhoff *et al.*, 2012), pero en el resto de los listados revisados (Lista Roja, NOM-059-SEMARNAT-2010, etc.) no se hace mención.

Es importante señalar que dentro de los listados de conservación los corales son los organismos más nombrados, aunque por razones metodológicas no son considerados en el análisis. Se menciona que los corales han sido afectados por procesos de calentamiento y acidificación de los océanos, lo que conlleva al blanqueamiento y a que sean susceptibles de enfermedades; así mismo se han visto afectados por factores antropogénicos como la contaminación (Huang, 2012).

En caso de que se hubieran analizado los órdenes de los corales enlistados, es probable que los valores del índice de vulnerabilidad fuesen similares al resto de los órdenes evaluados, con la excepción del orden Scleractinia el cual sobresale por la gran cantidad de corales enlistados (838 especies) y le corresponde un índice de vulnerabilidad de 0.41, el cual es alto en comparación a los valores obtenidos para los demás grupos. También es probable que no se encontrara relación entre la vulnerabilidad y el peso, ya que son organismos muy pequeños que viven en colonias que pueden variar mucho en tamaño y peso.

El uso de las categorías del estado de conservación de las especies como gradiente de probabilidad de extinción puede tener limitantes. Por un lado, las asignaciones de cada categoría tienden a ser subjetivas, y esto varía entre especies y entre evaluadores que determinan el estado de las especies. Por otro lado, dicha probabilidad es una variable continua, no categórica como en las listas, lo cual puede

limitar el análisis del riesgo de extinción en función de atributos poblacionales de naturaleza también continua (Hutchings *et al.*, 2012).

7.2 Análisis a nivel orden (Índice de vulnerabilidad)

Se han realizado anteriormente análisis de vulnerabilidad a nivel de orden en tetrápodos y en peces marinos. En tetrápodos se encontró una relación lineal positiva entre la vulnerabilidad (representada mediante un índice) y el peso corporal promedio, mientras que en peces no hay una tendencia clara (del Monte-Luna y Lluch-Belda, 2003). En el presente trabajo tampoco se encontró una relación estadísticamente significativa entre el índice de vulnerabilidad en invertebrados marinos (especies dentro de distintas listas de conservación) y el peso promedio de los órdenes a los que pertenecen.

Los órdenes Decapoda, Littorinimorpha, Veneroida y Neogastropoda contienen el 89% de las especies enlistadas, por lo que se esperaría que fueran de los grupos más vulnerables. A pesar de eso y de que estos grupos incluyen especies de gran tamaño como langostas y moluscos con conchas y/o valvas grandes (*Tridacna gigas* y *Strombus gigas*), los valores del índice de vulnerabilidad obtenidos son bajos y no se muestra una relación positiva entre éstos y el correspondiente peso promedio de sus Ordenes.

Puede ser que el número total de especies en cada orden sea mucho más grande con respecto al número de especies enlistadas, reduciendo el valor del índice. Además el gran número de especies de invertebrados marinos sin evaluar podría representar un sesgo en el cálculo del índice debido a que gran parte de las especies enlistadas se encuentran en la categoría de datos deficientes (en el denominador del índice), o bien debido a que en realidad son de forma natural poco susceptibles a la extinción.

Así mismo, es probable que los invertebrados marinos posean características particulares, que no sea el peso corporal, en relación más directa con su vulnerabilidad. Es posible que su vulnerabilidad esté más relacionada con la distribución geográfica, ya

que los casos de extinciones y especies amenazadas de invertebrados marinos se han dado en especies pequeñas y con distribución restringida. Esto se explicará posteriormente con más detalle.

Debido a la gran diversidad de los invertebrados marinos y a que el número de organismos por orden tiende a ser mayor que en otros grupos, tal vez sería conveniente realizar análisis del grado de vulnerabilidad a una jerarquía taxonómica menor, por ejemplo familia, para que el resultado fuera más informativo. No obstante, el esfuerzo de búsqueda tendría que aumentar considerablemente.

7.3 Análisis a nivel especie

Las especies marinas que se encuentran en las listas de conservación, tienden a ser más pesadas en comparación con las que no lo están. Esto se ha demostrado en tetrápodos y en peces (del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003), y de acuerdo con el presente trabajo, los invertebrados marinos no son la excepción. Asumiendo que las especies que se encuentran dentro de las categorías de riesgo (extinto, peligro crítico, en peligro, vulnerable, amenazado) son más susceptibles de extinguirse, podría considerarse que las especies más pesadas son más vulnerables y por lo tanto tienden a ser más susceptibles de ser enlistadas que las especies más livianas.

Sin embargo, la diferencia de peso entre las especies enlistadas y no enlistadas varía de acuerdo al grupo taxonómico, indicando que la probabilidad de ingresar a las listas de conservación también debería cambiar. La mayor diferencia se observa en invertebrados marinos y la menor en los tetrápodos; en ese sentido podría decirse que esta tendencia va aumentando de tetrápodos a invertebrados y que la probabilidad en los invertebrados marinos de ingresar en las listas de conservación es alta, esencialmente para las especies más pesadas.

Así mismo, los resultados del análisis de regresión logística indican que los invertebrados marinos tienen una alta probabilidad de ser incluidos en los listados de conservación cuando el logaritmo natural del peso aumenta una unidad, ya que los

valores del coeficiente β (asociado al peso) y el odds ratio son mayores para los invertebrados en comparación con los valores encontrados para peces y tetrápodos.

En términos de incertidumbre estadística (apreciable en los perfiles de verosimilitud del parámetro β), se observa que en el caso de los invertebrados marinos el ajuste del modelo logístico a los datos de peso y presencia/ausencia de las listas de conservación es comparativamente pobre con respecto al de los tetrápodos, e incluso al de los peces. Esto sugiere que el peso no determina de forma significativa la presencia de una especie de invertebrado marino en los elencos de conservación. Más aún, si estos listados reflejasen la vulnerabilidad real de las especies, entonces el peso no sería un buen predictor del riesgo de extinción en este grupo.

En invertebrados marinos y en algunas especies de moluscos terrestres, no se ha encontrado relación entre el peso y la vulnerabilidad a la extinción. Esto se puede atribuir a que existen otras características que participan de manera más directa en la vulnerabilidad. Por ejemplo en gasterópodos terrestres un factor importante en su vulnerabilidad es la forma de la concha, ya que interviene en la selección del microhábitat de los organismos (Chiba & Roy, 2011). En cuanto a los invertebrados marinos, Carlton (1999) menciona que las especies que tienen una distribución restringida y/o especialización del hábitat tienden a ser más susceptibles de extinguirse.

En contraste se maneja la idea de que los invertebrados marinos son poco vulnerables debido a que son organismos que poseen alta fecundidad y tienen en su ciclo de vida una fase que les ayuda a dispersarse eficientemente (Carlton *et al.*, 1999; Myers & Ottensmeyer, 2005). Además, al igual que en los peces, el medio que habitan les proporciona cierta protección de factores antropogénicos, lo cual disminuye su vulnerabilidad (del Monte-Luna & Lluch-Belda, 2003).

En términos evolutivos, se cree que las especies marinas pueden ser menos propensas a desaparecer que las especies terrestres y dulceacuícolas (Regnier *et al.*, 2009), debido a que el medio marino parece haber experimentado menos eventos de extinción que sus parientes terrestres y de menor gravedad en términos del número de grupos desaparecidos. Por otra parte, la mayoría de las extinciones marinas recientes

que se han documentado, no se trata de especies exclusivamente marinas, sino de organismos que pasaban parte de su vida fuera del mar o en otro medio acuático (Anexo II). Como se ha mencionado con anterioridad, el mar les confiere cierta protección a las especies que en él habitan, por lo que al cambiar a un ambiente menos protegido (lagos y ríos) se vuelven más vulnerables a las amenazas humanas, como la pesca (por ejemplo salmones y esturiones).

Los únicos casos de extinción de especies de invertebrados marinos (aunque también de algas) fueron debidos a alteraciones en un hábitat notablemente restringido. Considerando las causas de las extinciones marinas que se conocen, podría decirse que los organismos grandes como mamíferos y aves son más susceptibles a explotación por parte de ser humano; mientras que en las especies pequeñas, invertebrados y algas, se ven más afectados cuando su hábitat es alterado.

Los resultados del análisis tanto a nivel orden y especie, sugieren que es poco recomendable el uso del peso corporal como predictor de la vulnerabilidad a la extinción en invertebrados marinos; tomando en cuenta los casos de extinciones y las especies que se encuentran amenazadas, podría considerarse el rango de distribución como un atributo posiblemente más relacionado con la vulnerabilidad. Investigar otros posibles predictores de vulnerabilidad que permitan llevar a cabo una correcta y precisa evaluación del riesgo de extinción, para determinar que especies requieren medidas de protección específicas y así priorizar esfuerzos de conservación.

8. CONCLUSIONES

1. Los criterios de los listados de conservación presentan deficiencias y sesgos que impiden la correcta evaluación en los invertebrados marinos.
2. A nivel de orden, el riesgo de extinción en invertebrados marinos, medido a través del índice de vulnerabilidad, no es una función lineal del peso.
3. A nivel especie, sí existe diferencia significativa entre el peso corporal promedio de las especies de invertebrados marinos que se encuentran dentro de las listas de conservación, con respecto al de las especies que no lo están. Sin embargo, esta diferencia puede deberse a que las especies más pequeñas y livianas están poco representadas en el análisis, en comparación a las más grandes y con importancia económica.
5. El peso corporal es un predictor poco confiable del riesgo de extinción en los invertebrados marinos.

9. LITERATURA CITADA

- Ardila, N., G. R. Navas & J. Reyes. 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio de Medio Ambiente. Serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Bennett, P. M. & I. P. F. Owens. 1997. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition?. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B.*, 264: 401–408.
- Boudouresque, C. F., G. Cadiou & L. Le Diréac'h. 2005. Marine protected areas: a tool for coastal areas management. In: E. e. a. Leavner, (Ed.), *Strategic Management of Marine Ecosystems*. Springer.
- Brusca, R. C. & G. J. Brusca. 2003. *Invertebrates*. 2a Ed. Sinauer, Massachusetts, 936pp.
- Butler J, Neuman M, Pinkard D, Kvittek R. & Cochrane G. 2006. The use of multibeam sonar mapping techniques to refine population estimates of the endangered white abalone (*Haliotis sorenseni*). *Fishery Bull.* 104: 521-532.
- Cardillo, M. & L. Bromham. 2001. Body size and risk of extinction in Australian mammals. *Conserv. Biol.*, 15: 1435–1440.
- Cardillo, M. 2003. Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable?. *Animal Conservation*, 6: 63–69.
- Cardinale, B. J., J.M. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, Mace GM., Tilman, D., Wardle, D., Kinzig, A., Daily, G., Loreau, M., Grace, J., Larigauderie, A., Srivastava, D. & S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59-67.
- Cardoso, P., Borges, P.A.V., Triantis, K.A., Ferrández, M.A., Martín, J.L., 2011a. Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biol. Conserv.*, 144: 2432–2440.

- Cardoso, P., Erwin, T.L., Borges, P.A.V. & New, T.R., 2011b. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Conserv.*, 144: 2647-2655.
- Carlton, J. T. 1993. Neoextinctions of marine invertebrates. *American Zoologist*, 33:499–509.
- Carlton, J.T., Geller, J.B., Reaka-Kudla, M.L., & Norse, E.A. 1999. Historical extinctions in the sea. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 30, 515-538.
- Chapin III, F.S., B.H. Walker, R.J. Hobbs, D.U. Hooper, J.H. Lawton, O.E. Sala and D. Tilman. 2000. Biotic controls over the functioning of ecosystems. *Science* 277: 500-504.
- Chibaa, S., & K. Roy. 2011. Selectivity of terrestrial gastropod extinctions on an oceanic archipelago and insights into the anthropogenic extinction process. *PNAS*.
- Crooks, KR, Soule ME. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563–566.
- Damut, J. 1981. Population density and body size in mammals. *Nature*. 290: 699-700.
- Del Monte-Luna, P. & D. Lluch-Belda. 2003. Vulnerability and body size: tetrapods versus fish. *Population Ecology*. 45: 257–262.
- Del Monte-Luna, P., Lluch-Belda, D., Carmona, R., Reyes-Bonilla H, Aurióles-Gamboa D, Guzmán del Prío S, Serviere-Zaragoza E, Trujillo-Millán O. & Brook BW (2007) Marine extinctions revisited. *Fish and Fisheries*. 8: 107 – 122.
- Del Monte-Luna, P., Lluch-Belda, D., Carmona, R., Reyes-Bonilla, H., Castro-Aguirre, JL., Serviere-Zaragoza, E., Aurióles-Gamboa, D., Guzmán del Prío, S., Trujillo-Millán, O., Elorduy-Garay, J. & B. Brook. 2008. Extinciones en el mar: mitos y realidades. *Interciencia*. 33:74-80.
- Díaz, J. M. & M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe Colombiano. Un catálogo ilustrado. Colciencias - Fundación Natura-INVEMAR.
- Duffy, E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6: 680-687.

- Dulvy, N.K., Sadovy, Y. & J.D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4, 25-64.
- Estes, J. A. & J.F. Palmisano. 1974. Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185: 1058- 1060.
- Estes, J. A., D.O. Duggins, and G.B & Rathbun.1989. The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology*. 3: 251-264.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*. 16(9): 511-516.
- Gaston, K. J. & T. M. Blackburn. 1995. Birds, body size and the threat of extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society London*. 347: 205-212.
- Gaston, K.J. & May, R.M., 1992. Taxonomy of taxonomists. *Nature* 356, 281–282.
- Genner, M. J., D. J.Sims, A. J. Southward, G. C. Budd, P. Masterson, M. Mchugh, P. Rendle, E. J. Southall, V. J. Wearmouth & S.J. Hawkins. 2009. Body size-dependent responses of a marine fish assemblage to climate change and fishing over a century-long scale. *Global Change Biology*. 1-11.
- Halpern, B. S. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*. 319: 948-952.
- Hernández, H. M., García A. A., Álvarez F. & Ulloa M (2001) Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad. Ediciones científicas universitarias. Instituto de Biología, UNAM y Fondo de Cultura Económica. México. 413 pp.
- Hilborn, R., Orensanz J. M. & A. M. Parma. 2005. Institutions, incentives and the future of fisheries: One contribution of 15 to a Theme Issue 'Fisheries: a Future?'. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, 47-57.
- International Union for the Conservation of Nature 2011. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Última visita: 26/09/2012.

- Jorgensen, P., Espinoza-Ávalos, J. & H. Bahena-Basave. 2008. High population density survival of the sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi 1845) to a category 5 hurricane in southern Mexican Caribbean. *Hidrobiológica*. 18(3): 257-260.
- Kozłowski, G. 2008. Is the global conservation status assessment of a threatened taxon a utopia? *Biodiversity and Conservation*, 17, 445–448.
- Lozano, F.D., Saiz, J.C.M., Ollero, H.S. & Scharz, M.W., 2007. Effects of dynamic taxonomy on rare species and conservation listing: insights from the Iberian vascular flora. *Biodivers. Conserv.* 16, 4039–4050
- Lydeard, C., R. H. Cowie, W. F. Ponder, A. E. Bogan, P. Bouchet, S. A. Clarck, K. S. Cummings, T. J. Freh, O. Gargominy, D. G. Hebert, R. Hershley, K. E. Pérez, B. Roth, M. Seddon, E. E. Strong & F. G. Thompon. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54:321–330.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. & S. N. Stuart. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.* 22, 1424–1442.
- McKinney, M. 1999. High rates of extinction and threat in poorly studied taxa. *Conserv Biol* 13:1273–1281.
- Mora, C., D. P. Tittensor, S. Adl, A. G. B. Simpson & B. Worm. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biol* 9(8): 1-8.
- Myers, R.A. & C.A. Ottensmeyer. 2005. Extinction Risk in Marine Species. in Norse, E.A. and L.B. Crowder, eds. *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. USA. Island Press, Washington DC.
- New, T.R., & Sands, D.P.A., 2003. The listing and de-listing of invertebrate species for conservation in Australia. *J. Insect Conserv.* 7, 199–205.
- Noriega, N., Sheila M. Pauls & C. del Mónaco. 2006. Abundancia de *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) en las costas de Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 54(3): 793-802.

- Pace, M. L., J. J. Cole, S.R. Carpenter & J. F. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in ecology & evolution* 14(12): 483-488.
- Peters, R. H. 1983. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press. 329 pp.
- Pimm, S. L., Jones H. L., & J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *Am Nat* 132:757–785.
- Powles, H., M. J. Bradford, R. G. Bradford, W. G. Doubleday, S. Innes, & Colin D. Levings. 2000. Assessing and protecting endangered marine species. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 669–676.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlshaw, G. & G. M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Philosophical Transactions of the Royal Society London*. 267: 1947-1952.
- Regnier, C., Fontaine, B. & P. Bouchet. 2009. Not Knowing, Not Recording, Not Listing: Numerous Unnoticed Mollusk Extinctions. *Conservation Biology*. 23(5): 1214–122.
- Roberts, C. M. & J. P. Hawkins. 1999. Extinction risk in the sea. *TREE*. 14, 241-246.
- Roy, D. B., Rothery, P., Moss, D., Pollard, E. & J. A. Thomas. 2001. Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *Journal of Animal Ecology*. 70: 201–217.
- Sodhi, N. S., Lee, T. M., Koh, L. P. & Brook, B. W. 2009. A meta-analysis of the impact of anthropogenic forest disturbance on Southeast Asia's biotas. *Biotropica*, 41, 103–109.
- Taylor, D.W. 1981. *Freshwater mollusks of California: a distributional checklist*. Calif. Fish Game 67: 140-163.
- Verdú, J.R. & Galante, E., 2006. *Libro rojo de los invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- White, E. P., Morgan, S. K., Kerkhoff, A. J. & B. J. Enquist. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 804: 1-8.

Woodward G., Ebenman B., Emmerson M., Montoya J. M., Olesen J. M., Valido A. & P. H. Warren. 2005. Body size in ecological networks. *Trends in Ecology and Evolution*. 20(7): 402-409.

Worm, B., Barbier E., Beaumont N., Duffy J. Folke C., Halpern B. & J. Jackson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314:787–790.

ANEXO I

Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

Categorías

La extinción es un proceso estocástico. Así, adjudicar a un taxón una categoría de alto riesgo de extinción implica una expectativa más alta de extinción, y dentro del margen de tiempo considerado, es de esperar que se extinga un mayor número de

taxones incluidos en una categoría de mayor amenaza, que aquellos que se encuentran en una de menor amenaza (en ausencia de actividades efectivas de conservación). Sin embargo, la persistencia de algún taxón en alto riesgo no significa necesariamente que su evaluación inicial fuera incorrecta.

Todos los taxones incluidos en En Peligro Crítico se suponen como Vulnerable y En Peligro, y todos aquellos que se encuentran como En Peligro lo están también como Vulnerable. Estas tres categorías se consideran como 'amenazadas'. Las categorías de amenaza forman una parte del esquema general. Cualquier taxón podrá ser incluido en alguna de las categorías definidas (ver Figura 1).

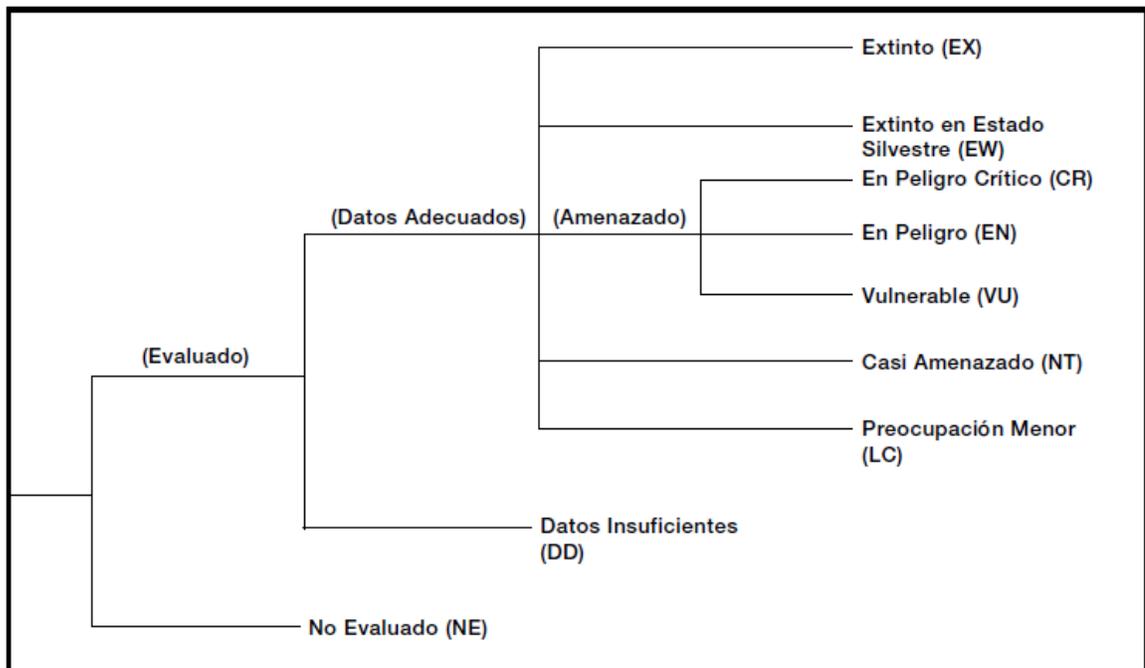


Fig. Estructura de las categorías.

Al utilizar las categorías de No Evaluado o Datos Insuficientes se indica que no se evaluó el riesgo de extinción, aunque por motivos diferentes. Hasta el momento en el que se realice una evaluación, los taxones listados en estas categorías no deberían ser tratados como si no estuvieran amenazados. Sería apropiado (especialmente para las formas de Datos Insuficientes) darles el mismo grado de atención que poseen los

taxones amenazados, por lo menos hasta que su estado de conservación pueda ser evaluado.

Extinto (EX)

Un taxón está Extinto cuando no queda ninguna duda razonable de que el último individuo existente ha muerto. Se presume que un taxón está Extinto cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.

Extinto en estado silvestre (EW)

Un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautividad o como población (o poblaciones) naturalizadas completamente fuera de su distribución original. Se presume que un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no han podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.

En peligro crítico (CR)

Un taxón está En Peligro Crítico cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro Crítico (ver Sección V) y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.

En peligro (EN)

Un taxón está En Peligro cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro (ver Sección V) y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre.

Vulnerable (VU)

Un taxón es Vulnerable cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para Vulnerable (ver Sección V) y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo alto de extinción en estado silvestre.

Casi amenazado (NT)

Un taxón está Casi Amenazado cuando ha sido evaluado según los criterios y no satisface, actualmente, los criterios para En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable; pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga, en el futuro cercano.

Preocupación menor (LC)

Un taxón se considera de Preocupación Menor cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable o Casi Amenazado. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.

Datos insuficientes (DD)

Un taxón se incluye en la categoría de Datos Insuficientes cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y/o condición de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero carecer de los datos apropiados sobre su abundancia y/o distribución. Datos Insuficientes no es por lo tanto una categoría de amenaza. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información, y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren que una clasificación de amenazada pudiera ser apropiada. Es importante hacer un uso efectivo de cualquier información disponible. En muchos casos habrá que tener mucho cuidado en elegir entre Datos Insuficientes y una condición de amenaza. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente

circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro del taxón, entonces la condición de amenazado puede estar bien justificada.

Criterios

Existe una gama de criterios cuantitativos que definen En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable; cumplir uno de estos criterios hace posible que un taxón pueda ser incluido en ese nivel de amenaza. Cada taxón debe evaluarse con todos los criterios. Aunque algunos de ellos sean inadecuados para algunos taxones (algunos taxones nunca entrarán bajo éstos a pesar de lo cercano que puedan estar a la extinción), debe haber criterios adecuados para evaluar el nivel de amenaza para cualquier taxón. El objetivo debe ser cumplir al menos uno de estos criterios, no necesariamente todos. Como en principio no sabremos qué criterios cumple un determinado taxón, deberán serle aplicados todos, indicando finalmente cuales son los que cumple.

Criterios cuantitativos

Los diferentes criterios (A–E) derivan de una exhaustiva revisión dirigida a detectar los factores de riesgo a través de una amplia gama de organismos y las diversas historias naturales que exhiben. Los valores cuantitativos presentados en los diversos criterios asociados con categorías de amenaza, se desarrollaron mediante una amplia consulta y, aún cuando no exista ninguna justificación formal para los valores dados, éstos se ajustaron a niveles generalmente juzgados como apropiados. Los niveles para los diferentes criterios dentro de las categorías fueron establecidos independientemente, pero esto se hizo con una norma común, buscando consistencia entre ellos.

A. Reducción del tamaño de la población.

B. Distribución geográfica.

1. Extensión de la presencia.
 2. Área de ocupación.
- C. Tamaño de la población.
- D. Tamaño de la población en estadio maduro.
- E. Análisis cuantitativo de probabilidad de extinción.

http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_cats_crit_sp.pdf

ANEXO II

Extinciones marinas documentadas

Especie	Nombre común	Ambiente	Amenaza	Año de extinción
<i>Hydrodamalis gigas</i>	Vaca marina de Steller	M	Explotación	
<i>Monachus tropicalis</i>	Foca monje del caribe	T, M	Explotación	
<i>Neovison macrodon</i>	Visón marino	T, M	Explotación	
<i>Zalophus japonicus</i>	León marino del Japón	T, M	Explotación	1970
<i>Bulweria bifax</i>	Petrel de Santa Helena menor	T, M	Especies exóticas	1502
<i>Camptorhynchus labradorius</i>	Pato del labrador	T, M	Explotación	1879
<i>Haematopus meadewaldoi</i>	Ostrero negro canario	T, M	Especies exóticas	1940
<i>Mergus australis</i>	Serreta de las islas Auckland	D, M	Explotación y especies exóticas	1902
<i>Phalacrocorax perspicillatus</i>	Cormorán de Pallas	T, M	Explotación	1850
<i>Pinguinus impennis</i>	Alca gigante	T, M	Explotación	1852
<i>Porzana monasa</i>	Rascón de Kosrae	T, D, M	Especies exóticas	1840
<i>Pterodroma rupinarum</i>	Petrel de Santa Helena mayor	T, M	Explotación y especies exóticas	
<i>Prototroctes oxyrhynchus</i>	New Zealand grayling	D, M	Alteración del hábitat y especies exóticas	
<i>Littoraria flammea</i>		M		1840
<i>Lottia alveus</i>		M	Pérdida de <i>Zostera marina</i>	
<i>Collisella edmitchelli</i>		M		1861
<i>Cerithidea fuscata</i>	Caracol cuerno	M	Alteración del hábitat	1936
<i>Vanvoorstia bennettiana</i>	Alga de Bennett	M	Alteración del hábitat	1888

T: terrestre; D: dulceacuícola; M: marino

