

Aplicación de un modelo de economía como guía para la política de conservación de la biodiversidad

Liliana del Villar

Sumario

Las políticas públicas destinadas a la conservación de la diversidad biológica de un determinado conjunto de especies deben tomar en cuenta la variabilidad de los elementos que la conforman. Al estudiar la diversidad de un conjunto de veintiséis cetáceos considerados como especies en riesgo en aguas mexicanas, se concluye que la vaquita marina, especie endémica a nivel nacional, es una especie prioritaria en términos de asignación presupuestal ya que su alta contribución marginal a la variabilidad del conjunto de especies, aunada a una alta probabilidad de extinción, marca la pauta en la asignación de recursos destinados a la conservación de otras especies.

Clasificación JEL: Q57.

1. Introducción

La diversidad biológica o biodiversidad ha sido definida por la comunidad científica (Tackacs [1996]) e internacional (Convenio sobre la diversidad biológica [1993]) como la variabilidad de ecosistemas, especies y recursos genéticos intra-especies, de tal manera que el concepto de biodiversidad constituye exclusivamente una característica descriptiva del conjunto formado por cada uno de estos tres elementos. Si bien es cierto que la conservación de los elementos que forman parte de un conjunto es una condición necesaria para prevenir la pérdida de las características del mismo, no es una condición de suficiencia a menos que se conserve la totalidad de dichos elementos, lo que no es siempre posible debido a las restricciones presupuestales a las que se enfrenta el planificador social. De esta manera, una política pública destinada a la conservación de los elementos de la biodiversidad y una política pública destinada a la conservación de la biodiversidad, aunque entrelazadas, obedecen a lógicas diferentes ya que las políticas orientadas a la conservación de la biodiversidad deben de tomar en cuenta la contribución de cada uno de sus elementos a la variabilidad del conjunto de interés.

El presente trabajo se enfoca en el análisis de la conservación de la diversidad biológica de un conjunto de especies conformado por veintiséis cetáceos (Cuadro 1), clasificados como especies en riesgo a nivel nacional de acuerdo con lo dispuesto en la NOM-059-ECOL-2001 (México [2002]). Así, el

objetivo de este artículo consiste en analizar la diversidad de dicho conjunto y desarrollar una serie de simulaciones de políticas públicas destinadas a la conservación de la diversidad biológica del mismo, por medio de la asignación de recursos que maximicen una función de diversidad esperada restringida.

Cuadro 1
Lista de especies que conforman el conjunto S

<i>i</i>	Nombre científico	Nombre común
BA	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	ballena minke o ballena menor
BB	<i>Balaenoptera borealis</i>	ballena boreal o ballena de sei
BE	<i>Balaenoptera edeni</i>	ballena de bryde o rorcual tropical
MN	<i>Megaptera novaeangliae</i>	ballena jorobada
ER	<i>Eschrichtius robustus</i>	ballena gris
DC	<i>Delphinus capensis</i>	delfín común de rostro largo
DD	<i>Delphinus delphis</i>	delfín común de rostro corto
FA	<i>Feresa attenuata</i>	orca pigmea
GM	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	calderón de aletas cortas
GG	<i>Grampus griseus</i>	delfín de risso o delfín chato
LH	<i>Lagenodelphis hosei</i>	delfín de fraser
LO	<i>Lagenorhynchus obliquidens</i>	delfín de costados blancos del Pacífico
OO	<i>Orcinus orca</i>	orca
PE	<i>Peponocephala electra</i>	calderón pigmeo
PC	<i>Pseudorca crassidens</i>	orca falsa
SA	<i>Stenella attenuata</i>	delfín manchado pantropical o delfín moteado
SC	<i>Stenella clymene</i>	delfín tornillo del Atlántico o delfín de clymen
SCO	<i>Stenella coeruleoalba</i>	delfín listado
SF	<i>Stenella frontalis</i>	delfín manchado del Atlántico o delfín embreado
SL	<i>Stenella longirostris</i>	delfín tornillo
SB	<i>Steno brendanensis</i>	delfín de dientes rugosos
TT	<i>Tursiops truncatus</i>	delfín nariz de botella, tursián o tonina
PS	<i>Physeter macrocephalus</i>	cachalote
PM	<i>Phocoena sinus</i>	vaquita
KB	<i>Kogia breviceps</i>	cachalote pigmeo
KS	<i>Kogia simus</i>	cachalote enano

Fuente: México, Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, 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 [2002].

Para ello, se adopta un enfoque interdisciplinario al utilizar conceptos desarrollados en el campo de la economía de la biodiversidad, por medio de la aplicación de los modelos de Weitzman y Simianer *et ál.*, y en la literatura perteneciente a los campos de la ecología y la sistemática molecular.

En este trabajo, los modelos utilizados son aplicados exclusivamente a políticas públicas que el planificador social puede llevar a cabo al interior de una muestra de dieciocho áreas naturales protegidas federales, en las cuales están presentes los cetáceos descritos anteriormente (Cuadro 2). Se cuenta con información sobre el presupuesto ejercido para cada una de las áreas naturales protegidas, que se consideran como áreas homogéneas de protección.

Cuadro 2

Distribución de cada especie *i* del conjunto *S* en cada área natural protegida

Area natural protegida	<i>i</i>																			
	BA	BB	BE	MN	ER	DC	DD	FA	GM	GGL	HL	LO	OO	PE	PC	SA	SC	SCO	SF	SL
RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado																				
RB Archipiélago de Revillagigedo																				
RB El Vizcaino																				
RB Islas Marias																				
RB Banco Chichorro																				
RB Arrecifes de Sian Ka'an																				
RB Sian Ka'an																				
PN Bahía de Loreto																				
PN Cabo Pulmo																				
PN Isla Isabel																				
PN Huatulco																				
PN Sistema Arrecifal Veracruzano																				
PN Arrecifes de Cozumel																				
PN Arrecifes de Puerto Morelos																				
PN Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc																				
APFF Yum Balam																				
APFF Laguna de Términos																				
APFF Cabo San Lucas																				

Nota: La X representa la presencia de la especie *i* en el área natural protegida en cuestión.

Fuente: Elaboración propia a partir de la información contenida en Culik [2004], Medrano [2006]; Ocean Biogeographic Information System [2006]; Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [1995, 1997, 1998a, 1998b, 2000a, 2000b, 2000c] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [2000, 2003, 2004]; Urbán y Guerrero [2006a, 2006b, 2006c, 2006d].

Dichos modelos constituyen una herramienta que el planificador social puede utilizar para cumplir con el mandato establecido en el artículo 6 fracción a) del Convenio sobre la diversidad biológica, según el cual México está obligado a incorporar en su política ambiental nacional la conservación de la biodiversidad.

Al mismo tiempo, permiten proponer un esquema de implementación en los procesos de programación y presupuesto de los órganos de la Administración Pública Federal, mismos que están facultados y obligados a la conservación de la biodiversidad y de sus componentes (México [1917, 2000, 2003, 2006a, 2006b]).

Esta investigación está compuesta de tres secciones. En la primera sección, se presenta la revisión de la literatura y el marco conceptual en el que se basa el trabajo. En la segunda sección, se realiza una aplicación de los modelos descritos al conjunto de especies de interés. Asimismo, se presentan los resultados de tres ejercicios de políticas públicas, cuyo objetivo es la conservación de la biodiversidad del conjunto a nivel de especies bajo diferentes escenarios para medir la eficiencia de la asignación de recursos por parte del planificador social. Esta sección es seguida por las conclusiones y limitaciones del presente trabajo.

2. Revisión de la literatura y marco teórico

A finales de los años ochenta y principios de los noventa, en el marco de los trabajos preparatorios para la elaboración del Convenio sobre la diversidad biológica, surgió el debate en el campo de la biología acerca de la conservación en torno a la medición de la biodiversidad y la medición de su valor; éste sentó las bases para el desarrollo de un marco teórico que permitiera una asignación eficiente de los recursos económicos destinados a la conservación de la diversidad biológica (Altschul y Lipman [1990]; May [1990]; Vane-Wright *et ál.* [1991]; Humphries [1995]; Perrings *et ál.* [1995]; Baumgärtner [2002]).

Atkinson, quien proponía que la asignación de recursos presupuestales prestara mayor prioridad en términos de conservación a la especie que presentara la mayor diferencia taxonómica entre todas las que forman parte un determinado conjunto de especies (Western y Pearl [1989]), estableció la base de los primeros artículos del campo de la economía de la biodiversidad. Dicha idea, basada en los atributos genéticos de las especies, se generalizó en la literatura económica de tal manera que, para la conservación de la diversidad de un determinado conjunto de especies, se debe asignar una mayor prioridad a aquéllas que presenten las mayores diferencias en términos del atributo utilizado para la medición del valor de la biodiversidad. Así, en lugar de medir la diversidad biológica por medio de unidades taxonómicamente equivalentes en términos genéticos, morfológicos o funcionales (Vane-Wright *et ál.* [1991]; Williams, *et ál.* [1994]; Humphries *et ál.* [1995]; Baumgärtner [2002]) o medir el valor de la diversidad de un conjunto de especies a partir del valor agregado de cada una de las mismas (Heywood [1995]), esta rama de la literatura considera que, para medir el valor de la variabilidad del conjunto, es necesario valorar las diferencias que existen entre

sus elementos constitutivos vía los atributos, cualidades o caracteres que posean (Baumgärtner [2002]; Nehring y Puppe [2002]).

El artículo “*On Diversity*” de Martin L. Weitzman (Weitzman [1992]) desarrolló un sólido marco teórico para medir la biodiversidad y su valor. Su artículo constituyó un parteaguas en la literatura económica al catalizar la producción de una serie de artículos teóricos que concretizaron la formación de la economía de la biodiversidad (Solow *et ál.* [1993]; Polasky y Solow [1995]; Metrick y Weitzman [1998]; Weitzman [1998]; Bossert *et ál.* [2001,2002]; Mainwaring [2001]; Nehring y Puppe [2002]; Brock y Xepapadeas [2003]; Simianer *et ál.* [2003]). El modelo planteado por este autor, que constituye la base del presente trabajo, parte de una noción de valor de opción de los atributos en los que se basa su propuesta (Mainwaring [2001]). Dicho valor refleja qué tan dispuesta está una sociedad aversa al riesgo a pagar un determinado monto económico que le permita garantizar el acceso a recursos naturales cuya oferta futura es incierta (Humphries *et ál.* [1995]).

El modelo de Weitzman se desarrolla a partir de una unidad básica de análisis denominada especie, de las medidas de disimilitud o distancias $d(i,j)$ que existen entre todos los pares de especies (i,j) que pertenezcan a un conjunto S y de la teoría que yace detrás de la inferencia de las relaciones evolutivas que existen entre las mismas. Específicamente, dicho modelo busca medir la diversidad del conjunto S a partir de una estructura que minimice el número total de cambios evolutivos que han ocurrido entre las especies que forman parte del conjunto S , de tal manera que el valor más pequeño posible para la diversidad de S o la función de diversidad $V(S)$ está dada por

$$(1) \quad V(S) = \max_{i \in S} \{V(S \setminus i) + d(i, S \setminus i)\},$$

donde

$$(2) \quad d(j, Q) = \min_{i \in Q} d(i, j),$$

lo que permite entender cuál es la aportación en términos de similitud de cualquier especie a un conjunto preexistente de especies. Esto se debe a que la distancia que existe entre una especie j y un subconjunto Q , del cual j no forma parte, depende directamente de la máxima similitud genética que existe entre dicha especie y cualquier otra especie i que pertenezca a Q . En este trabajo se considera a una especie en el sentido biológico tradicional (Solomon *et ál.*

[1996]). Si bien la generalidad del modelo de Weitzman hace que sea posible medir la diversidad de cualquier conjunto de objetos, de tal manera que en el ámbito biológico también pueda ser aplicado para la medición de la variabilidad a nivel de ecosistemas o de recursos genéticos intra especies (Cañón *et ál.* [2001]; Aranguren-Méndez *et ál.* [2002]; Laval *et ál.* [2002]; Fabuel *et ál.* [2004]; Solis *et ál.* [2005]; Roosen *et ál.* [2006]) en el presente trabajo, la aplicación del modelo se realiza exclusivamente para el nivel de especies.

La función de diversidad de Weitzman $V(S)$ presenta una solución única si se parte de una condición inicial d_0 , o distancia original, que existe entre la especie antecesora de todas las especies del conjunto original y que se expresa como

$$(3) \quad V(i) = d_0 \quad \forall i \in S$$

y puede ser representada gráficamente por medio de un árbol con raíz que explica la “evolución” hipotética de las especies del conjunto S por medio del teorema fundamental de representación del mismo autor (Weitzman [1992]).

A partir del modelo determinístico de Weitzman es posible medir la contribución marginal $dV(i)$ de cada especie i a la variabilidad de dicho conjunto (D’Arnoldi *et ál.* [1998]), tanto en términos llanos

$$(4) \quad dV(i) = V(S) - V(S \setminus i) \quad \forall i \in S$$

como en términos normalizados

$$(5) \quad dV(i)\%_N = \frac{dV(i)}{\sum_{i \in S} dV(i)} 100 \quad \forall i \in S,$$

lo que permite una primera aproximación al problema del planificador social de asignación de recursos para la conservación de especies, al establecer un orden de asignación de costos a partir de un presupuesto dado, independientemente de la utilidad de las especies, de sus probabilidades de extinción y de las relaciones tróficas que existan entre las mismas.

Al introducir la probabilidad de extinción z_i de cada especie i y sin tomar en cuenta el ámbito temporal descrito por Weitzman (Weitzman [1993]), la función de diversidad esperada $EV(S)$ del conjunto S está dada por

$$(6) \quad EV(S) = \sum_{Q \subseteq S} \left\{ \prod_{i \in Q, j \notin Q} (1 - z_i) z_j \right\} V(Q),$$

donde cada una de las probabilidades de extinción se distribuyen de forma independiente. Aunque un modelo más realista sería aquél que supusiera que las probabilidades de extinción se distribuyen de forma conjunta (Metrick y Weitzman [1999]), el criterio de independencia se mantiene en este trabajo ante la ausencia de datos biológicos que describan las relaciones tróficas que existen entre cada una de las especies que pertenecen al conjunto de análisis.

Como se puede observar, el valor de la función de diversidad esperada $EV(S)$ es menor al valor de la función de diversidad $V(S)$ del mismo conjunto debido al valor positivo de las probabilidades de extinción. Sin embargo, en la medida en la que las probabilidades de extinción tienden a cero, el valor de la función de diversidad esperada $EV(S)$ tiende al valor de la función de diversidad $V(S)$ del conjunto S . Este punto tiene especial importancia al considerar el gasto asignado a las políticas de conservación de especies. Al suponer que el planificador social sólo puede incidir en la conservación de especies por medio de la asignación de recursos dirigidos a la disminución de su probabilidad de extinción, y si su objetivo es al mismo tiempo la maximización de la función de diversidad esperada del conjunto S , ésta tiene como límite el valor de la función de diversidad determinística del mismo conjunto.

A partir de la función de diversidad esperada $EV(S)$, se derivan dos conceptos similares a la contribución marginal de cada especie en el ámbito estocástico: la diversidad marginal y la elasticidad-diversidad de cada especie i (Weitzman [1993]).

La diversidad marginal DM_i se define como la tasa marginal de sustitución entre las diferentes probabilidades de extinción a lo largo de una superficie de isodiversidad. Indica la mejora relativa que se obtiene en la función de diversidad esperada $EV(S)$ al disminuir las probabilidades de extinción de las especies que son parte del conjunto S y está dada por

$$(7) \quad DM_i = \frac{dEV(S)}{dz_i} \quad \forall i \in S$$

en tanto que la elasticidad-diversidad, elasticidad-probabilidad de extinción o potencial de conservación de cada especie i mide el cambio porcentual de la función de diversidad esperada $EV(S)$ con respecto a un cambio porcentual en la probabilidad de extinción z_i de la especie i

$$(8) \quad e_{z_i}^{EV(S)} = DM_i \frac{z_i}{EV(S)} \quad \forall i \in S$$

Si los costos de reducción de las probabilidades de extinción de las especies fueran proporcionales a las mismas, la ordenación de dicho indicador marcaría la pauta en la asignación de recursos presupuestales. Sin embargo, debido a la presencia de diferentes posibles esquemas de reducción de las probabilidades de extinción, en este trabajo se adoptó el marco de asignación de recursos propuesto por Simianer *et ál.* (Simianer *et ál.* [2003]). Dicho análisis se basa en las ideas de Weitzman, según las cuales una estrategia óptima destinada a la conservación de la diversidad biológica es aquella que selecciona políticas públicas de conservación de especies que no sólo disminuyan las probabilidades de extinción de las mismas, sino que al mismo tiempo maximicen la función de diversidad esperada sujeta al costo que tiene la aplicación de dichas políticas.

En términos de optimalidad, el problema de maximización intertemporal restringido de la función de diversidad esperada propuesto por Simianer *et ál.* se puede reexpresar como

$$(9) \quad \begin{aligned} & \max_{z_{i,t+1}, b_i \forall i \in S} EV(S) - \sum_{t=0}^T \left\{ \sum_{Q \subseteq S} \left[\prod_{k \in Q, j \notin Q} (1 - z_{k_t}) z_{j_t} \right] V(Q) \right\} \\ & s.a. \quad z_{i,t+1} = z_{i_t} + \Delta z_{i_t} \quad \forall i \in S, \forall t \\ & \quad \Delta z_{i_t} = f(b_{i_t}, z_{i_t}) \quad \forall i \in S, \forall t \\ & \quad \sum_{i \in S} \sum_{t=0}^T b_{i_t} = B \end{aligned}$$

donde B representa el presupuesto total destinado a la conservación de especies durante la totalidad del periodo de estudio, b_i representa el monto asignado para la conservación de la especie i y Δz_i representa la disminución en la probabilidad de extinción de la especie i que depende del presupuesto b_i destinado a la conservación de dicha especie y de su probabilidad de extinción del periodo inmediato anterior.

Siguiendo el artículo de Simianer *et ál.*, en este trabajo se adoptaron tres esquemas de disminución de las probabilidades de extinción, denominados por los autores como modelo A, modelo B y modelo C.

El modelo A supone que las políticas de conservación de especies provocan un aumento aditivo en el tamaño de la población efectiva de la especie de interés, proporcional a la cantidad de recursos gastados por cada individuo que

forma parte de la misma. El modelo B supone que las políticas de conservación de especies provocan un aumento multiplicativo en el tamaño de la población efectiva de la especie de interés, proporcional a la cantidad de recursos gastados por cada individuo que forma parte de dicha población. Por último, el modelo C supone que las políticas de conservación de especies provocan un aumento multiplicativo en el tamaño de la población efectiva que es proporcional a la cantidad de recursos gastados en la población sin importar el tamaño de la misma. El Cuadro 3 presenta las relaciones funcionales que describen la disminución en la probabilidad de extinción de las especies para cada modelo de estudio.

Cuadro 3

Esquemas de disminución de probabilidades de extinción de cada especie i bajo el modelo de Simianer *et ál.*

Δz_{iA}	Δz_{iB}	Δz_{iC}
$-\frac{4\lambda b_i z_i^3}{\gamma^2 + 4\lambda b_i z_i^2}$	$-\frac{2\nu b_i z_i^2}{\gamma + 2\nu b_i z_i}$	$-\frac{\eta b_i z_i}{1 + \eta b_i}$

Fuente: Simianer *et ál.* [2003].

3. Datos

Para obtener las distancias evolutivas que existen entre cada par de especies del conjunto de interés, se construyó una matriz de los estimadores máximo-verosímiles de dichas distancias a partir del modelo de inferencia de las relaciones filogenéticas (Barry y Hartigan [1987]; Rodríguez [1990]; Nelson [1995]; Hillis *et ál.* [1996]; Huelsenbeck y Crandall [1997]; Waddell *et ál.* [1997]; Posada y Crandall [1998]; Csurös [2000]; Salemi y Vandamme [2003]; Felsenstein [2004]; Swofford [2006]) y de las secuencias de 1140 nucleótidos que conforman el citocroma b de cada una de las veintiséis especies que forman parte del conjunto de análisis (Arnason y Gullberg [1994,1996]; Milinkovitch *et ál.* [1996]; LeDuc *et ál.* [1999]; Hamilton *et ál.* [2001]).

Posteriormente, al no contar con datos que permitieran calcular las probabilidades reales de extinción de las especies del conjunto de interés, se elaboró un índice de probabilidades de extinción que sirviera como variable ordinal y un *proxy* de las mismas (Reist-Marti [2004]) compuesto por los siguientes cuatro rubros a los que se les asignó un mismo peso: distribución de las especies a nivel mundial, clasificación del estado de riesgo de la especie,

población inicial de las mismas y cambio en el tamaño poblacional. Para la construcción de los dos primeros rubros, se utilizó información generada por organismos internacionales (*United Nations Environment Program: World Conservation Monitoring Centre* [2006]; *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* [2006a, 2006b]). En cuanto a los rubros relacionados con el tamaño y cambio poblacional de las especies, debido a la ausencia de datos en torno a la población nacional de cada una de las especies que forman parte del grupo de análisis y a su naturaleza migratoria, se utilizó una aproximación a los estimadores de abundancia nacionales e información referente a la presencia de mamíferos marinos que residen en Estados Unidos de América en los océanos Pacífico y Atlántico (Barlow [1997]; Wade y Angliss [1997]; Barlow [2003]; Angliss y Outlaw [2005]; Carretta *et ál.* [2006]; Waring *et ál.* [2006]). La única excepción fue la vaquita marina, especie endémica del Alto Golfo de California, para la cual efectivamente se contaban con estimadores de abundancia a nivel nacional (Jaramillo-Legorreta [1999]).

Los parámetros del modelo de Simianer *et ál.* se definieron de tal manera que la asignación de una determinada cantidad de recursos para la conservación de especies tuviera como resultado la misma disminución en las probabilidades de extinción de las especies para cada uno de los tres esquemas de disminución de probabilidades de extinción, al suponer que el parámetro η era igual a 0.00001. Se calcularon los estimadores de los parámetros v , λ y γ a partir de la información poblacional utilizada para la construcción de los índices de probabilidades de extinción y de supuestos básicos del tamaño de las poblaciones efectivas de las especies que forman parte del conjunto de interés (Taylor [2001]; Roman y Palumbi [2003]; Danil [2004]; Frankham *et ál.* [2004]). Dichos parámetros fueron iguales a 0.01461, 204.60720 y 291.49694, respectivamente.

Por último, al no existir un presupuesto destinado a la conservación de cada especie del conjunto S , se supuso que el presupuesto destinado a la conservación de los cetáceos de interés en cada una de las dieciocho áreas naturales protegidas entre los años 2003 y 2005 era proporcional a la superficie marina de cada una de dichas áreas (Unidad de enlace de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [2006a, 2006b, 2006c]). Dichos montos únicamente incluyen presupuesto federal ejercido y no incluyen los costos de oportunidad en los que se pueda incurrir ante la conservación de las especies.

4. Resultados

Análisis descriptivo de la diversidad de S

El análisis general de la diversidad del conjunto de interés se llevó a cabo por medio de la utilización de dos conjuntos de algoritmos diseñados específicamente para la resolución del modelo de Weitzman en su versión determinística y probabilística: WEITZPro (Derban *et ál.* [2002]) y los programas weitzN.f y margeN.f escritos por Simianer y proporcionados por el autor.

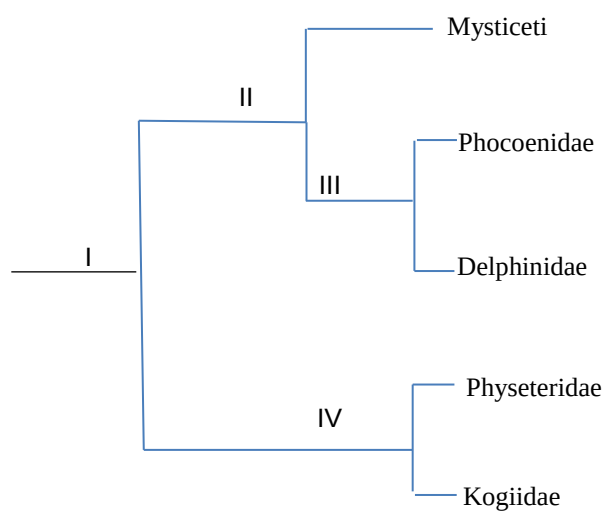
El cálculo de los valores de la función de diversidad $V(S)$ y de diversidad esperada $EV(S)$ del conjunto conformado por los veintiséis cetáceos objeto de este estudio, dio como resultado 3.19514 y 2.47640 sustituciones esperadas en cada sitio de las secuencias de nucleótidos utilizadas, respectivamente. La diferencia de 22.49 puntos porcentuales que existe entre ambos valores constituyó la brecha a tratar por el planificador social en los ejercicios de políticas públicas, ya que marcan el margen que existe entre el valor inicial de la función de diversidad esperada y el máximo al que el planificador puede aspirar.

Por medio del teorema de representación de Weitzman y el programa TreeView 1.6.6 (Page [1996]) se graficó la función de diversidad determinística del conjunto. Aunque no se presenta con exactitud la longitud de las ramas, dicho programa permite observar la similitud o disimilitud que existe entre las especies del conjunto.

De forma general se puede señalar que el conjunto S está conformado por cetáceos que pertenecen al suborden Mysticeti (BA, BB, BE, MN y ER) y por especies que pertenecen a las superfamilias Delphinoidea y Physeteroidea del suborden Odontoceti, compuestas respectivamente por las familias Phocoenidae (PS) y Delphinidae (DC, DD, FA, GM, GG, LH, LO, OO, PE, PC, SA, SC, SCO, SF, SL, SB y TT), y Physeteridae (PM) y Kogiidae (KB y KS). A pesar de que los estudios de filogenia molecular que se han llevado a cabo, no existe un consenso respecto a cuál es el mejor árbol que describe las relaciones filogenéticas que existen entre las especies del orden.

Gráfica 1

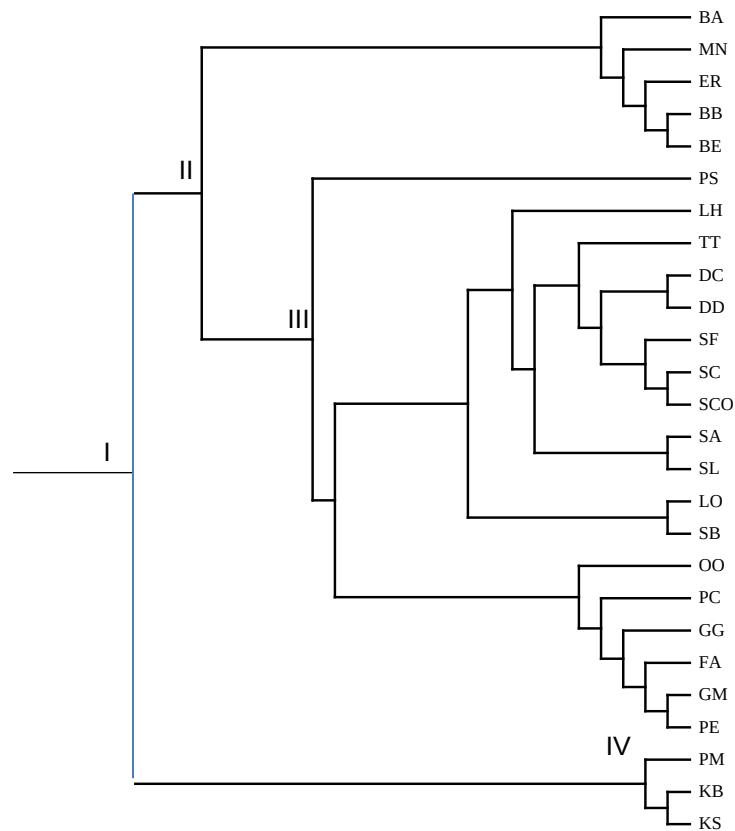
Representación gráfica de la función de diversidad determinística del conjunto S por familia



Fuente: Elaboración propia.

Gráfica 2

Representación gráfica de la función de diversidad determinística del conjunto S por especie



Fuente: Elaboración propia.

Cetácea (Nikaido *et ál.* [2001]), el árbol producido a partir de los datos de este trabajo y que puede observarse en las Gráficas 1 y 2 coincide con uno de los dos árboles objeto a debate considerando exclusivamente a las familias que son representadas en el conjunto S. Esto da un soporte biológico al desarrollo de este estudio.

Se construyeron al mismo tiempo dos índices de diversidad del conjunto S, uno determinístico, a partir de las contribuciones marginales de cada uno de los

veintiséis cetáceos a la diversidad del conjunto, y uno probabilístico, a partir de los valores absolutos de las elasticidades-probabilidad de extinción de cada una de dichas especies. Estos índices, contenidos en el Cuadro 4 y en las gráficas 3 y 4, se elaboraron como una herramienta que el planificador social puede utilizar al momento de tomar decisiones en cuanto al orden de inversión en los programas de conservación de las especies de interés, en caso de no contar con los costos necesarios que le permitan hacer una aplicación del modelo de Simianer *et ál.*

En el Cuadro 4 se puede observar que mientras que el cachalote (PM) es la especie que, en términos determinísticos, presenta la mayor contribución marginal normalizada al conjunto S, la vaquita marina (PS) es la especie que presenta la mayor elasticidad-probabilidad de extinción en términos absolutos. Esto se debe a que, dado el índice de probabilidades de extinción y las diversidades marginales, la función de diversidad esperada del conjunto S presenta la mayor sensibilidad ante los cambios en la probabilidad de extinción de dicha especie al disminuir el valor de la función de diversidad esperada en un 0.11% ante el aumento de un punto porcentual en la probabilidad de extinción de la vaquita marina (PS).

Cuadro 4

Contribución marginal, diversidad marginal y elasticidad-probabilidad de extinción de cada especie i a la diversidad del conjunto S

i	$V(S i)$	$dV(i)$	$dV(i)\%$	$dV(i)\%_N$	z_i	DM_i	$e_z^{EV(S)}$
BA	3.04145	0.15369	4.81017	6.49994	0.30625	-0.16216	-0.02005
BB	3.15332	0.04183	1.30905	1.76890	0.68750	-0.05811	-0.01613
BE	3.15059	0.04456	1.39449	1.88436	0.21040	-0.09830	-0.00835
MN	3.09427	0.10088	3.15723	4.26633	0.30000	-0.11160	-0.01352
ER	3.09545	0.09970	3.12030	4.21642	0.36250	-0.10593	-0.01551
DC	3.16977	0.02538	0.79430	1.07333	0.20000	-0.03820	-0.00309
DD	3.18296	0.01218	0.38123	0.51516	0.02500	-0.01437	-0.00015
FA	3.15305	0.04210	1.31750	1.78032	0.35611	-0.04296	-0.00618
GM	3.16371	0.03143	0.98377	1.32936	0.19141	-0.03256	-0.00252
GG	3.14186	0.05329	1.66781	2.25370	0.29767	-0.05369	-0.00645
LH	3.12948	0.06566	2.05509	2.77702	0.22251	-0.06416	-0.00576
LO	3.12574	0.06940	2.17208	2.93511	0.25000	-0.07090	-0.00716
OO	3.09284	0.10230	3.20180	4.32655	0.15422	-0.10274	-0.00640
PE	3.15367	0.04148	1.29813	1.75414	0.14438	-0.04507	-0.00263
PC	3.11704	0.07810	2.44437	3.30305	0.07500	-0.09090	-0.00275
SA	3.14844	0.04671	1.46175	1.97525	0.02578	-0.04618	-0.00048
SC	3.18211	0.01303	0.40793	0.55123	0.40938	-0.01345	-0.00222
SCO	3.17353	0.02161	0.67646	0.91410	0.12797	-0.02258	-0.00117
SF	3.17553	0.01962	0.61396	0.82964	0.35938	-0.01969	-0.00286
SL	3.14101	0.05413	1.69423	2.28939	0.12766	-0.05423	-0.00280
SB	3.10805	0.08710	2.72586	3.68342	0.11892	-0.09597	-0.00461
TT	3.14416	0.05098	1.59564	2.15617	0.08673	-0.05242	-0.00184
PS	2.91644	0.27870	8.72274	11.78694	0.92500	-0.27988	-0.10454
PM	2.70690	0.48824	15.28081	20.64880	0.18688	-0.48397	-0.03652
KB	3.04800	0.14714	4.60524	6.22301	0.21875	-0.17073	-0.01508
KS	2.99987	0.19527	6.11146	8.25835	0.12250	-0.23511	-0.01163

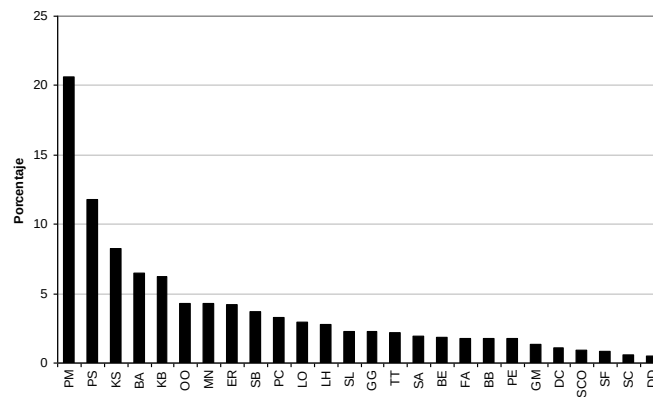
Fuente: Elaboración propia.

La columna denominada $V(S|i)$ presenta los valores de la función de diversidad determinística de cada subconjunto S sin la especie i . La columna denominada $dV(i)$ presenta las contribuciones marginales de cada especie i a la variabilidad del conjunto S . La columna denominada $dV(i)\%$ presenta las contribuciones marginales de cada especie i a la variabilidad del conjunto S en términos porcentuales y la columna denominada $dV(i)\%_N$ presenta las contribuciones marginales de cada especie i a la variabilidad del conjunto S en términos porcentuales normalizados. La columna denominada z_i presenta la probabilidad de extinción de cada especie i . La columna denominada DM_i presenta la diversidad marginal de cada especie i y la columna denominada $e_z^{EV(S)}$ presenta la elasticidad-probabilidad de extinción de cada especie i .

Se repitió el mismo ejercicio para cada uno de los 18 subconjuntos de S presentes en cada una de las áreas naturales protegidas que son parte de este análisis. Como se puede observar en el Cuadro 5, el parque nacional Bahía de Loreto es el área natural protegida que presenta el mayor valor de la función de diversidad al ser éste igual a 2.77767 sustituciones esperadas en cada sitio de las secuencias de nucleótidos.

Gráfica 3

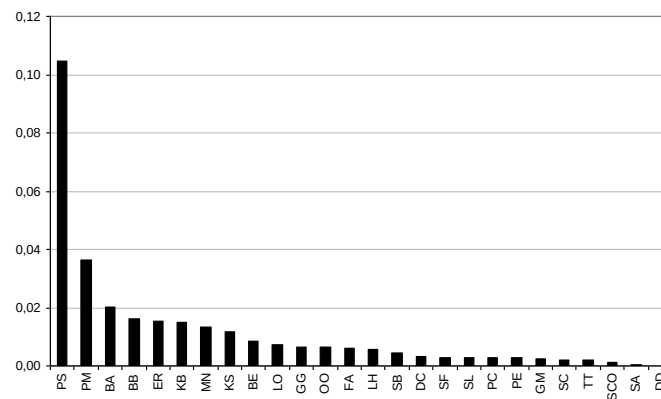
Contribución marginal normalizada de cada especie del conjunto *S* a la diversidad del conjunto en orden decreciente y en términos porcentuales



Fuente: Elaboración propia.

Gráfica 4

Elasticidad-probabilidad de extinción en valor absoluto de cada especie del conjunto *S* en orden decreciente



Fuente: Elaboración propia.

Aunque dicha área natural protegida es al mismo tiempo el área que contiene el mayor número de especies del conjunto *S*, es necesario tener en cuenta que esta coincidencia no implica que el valor de la función de diversidad dependa de

forma directa del número de especies que sean parte del conjunto cuya diversidad se desee analizar, ya que el valor de la función de diversidad depende exclusivamente de la disimilitud que existe entre las especies del conjunto.

Cuadro 5

Valores de las funciones de diversidad determinística y esperada en cada área natural protegida

Área Natural Protegida	Número de especies	V(S)	EV(S)	EV(S)%
RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	17	2.36363	1.82966	77.4091
RB Archipiélago de Revillagigedo	19	2.50820	2.15852	86.05856
RB El Vizcaíno	19	2.25107	1.92583	85.55162
RB Islas Mariás	18	2.52463	2.16288	85.67098
RB Banco Chinchorro	16	1.86315	1.61238	86.54061
RB Arrecifes de Sian Ka'an	16	1.86315	1.61238	86.54061
RB Sian Ka'an	16	1.86315	1.61238	86.54061
PN Bahía de Loreto	21	2.77767	2.35722	84.86319
PN Cabo Pulmo	20	2.19802	1.88972	85.97375
PN Isla Isabel	16	2.3217	1.94766	83.88938
PN Huatulco	16	2.33247	1.96052	84.05332
PN Sistema Arrecifal Veracruzano	16	1.86315	1.61238	86.54061
PN Arrecifes de Cozumel	17	1.88562	1.63495	86.70644
PN Arrecifes de Puerto Morelos	17	1.88562	1.63495	86.70644
PN Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc	18	2.36916	1.98176	83.64813
APFF Yum Balam	17	1.96545	1.69934	86.46035
APFF Laguna de Términos	16	1.86315	1.61238	86.54061
APFF Cabo San Lucas	20	2.19802	1.88972	85.97375

Fuente: Elaboración propia.

Las columnas denominadas $V(Q)$ y $EV(S)$ presentan respectivamente el valor de la función de diversidad determinística y esperada para cada subconjunto de especies que se encuentran presentes en las áreas naturales protegidas de interés. La columna denominada $EV(S)\%$ presenta el porcentaje que representa el valor de la función de diversidad esperada del valor de la función de diversidad determinística para los mismos subconjuntos.

Para ejemplificar este argumento, en el Cuadro 6 se presentan diversos casos de áreas naturales protegidas que comparten un subconjunto común de especies C y cuyo valor de la función de diversidad está dado por $V(C)$. En dicho cuadro, se puede apreciar que la introducción de un mayor número de especies al subconjunto común C no implicó un mayor incremento en el valor de la función de diversidad. El incremento de las respectivas funciones de diversidad dependió exclusivamente de la disimilitud genética que existe entre las especies introducidas y las especies existentes en el subconjunto C .

En el Cuadro 5 también se puede observar que la reserva de la biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado es el área natural protegida cuyo

valor de la función de diversidad esperada representa el menor porcentaje de su correspondiente valor de la función de diversidad determinística, al representar exclusivamente el 77.41% del valor de la función de diversidad determinística de dicho subconjunto. Esto se debe en gran medida a la presencia de la vaquita marina (PS), especie endémica de dicha área natural protegida, cuya alta contribución marginal a la variabilidad del conjunto así como una marcada probabilidad de extinción inciden en dicho resultado.

Cuadro 6

Incremento del valor de la función de diversidad determinística en cada área natural protegida ante la presencia de diferentes especies pertenecientes al conjunto S

Área Natural Protegida		C	V(C)	$Q_j \setminus C$	$Q_k \setminus C$	$\Delta V(C) _{Q_j \setminus C}$	$\Delta V(C) _{Q_k \setminus C}$
<i>j</i>	<i>k</i>						
RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	RB El Vizcaíno	16	2.09314	PS	BB, LO, SA	12.92269	7.54512
RB Archipiélago de Revillagigedo	APFF Cabo San Lucas	17	2.00471	LH, PM	ER, DC, LO	25.11535	9.64279
RB Islas Marías	RB Archipiélago de Revillagigedo	17	2.42590	ER	LH, SCO	4.06983	3.39256
RB Islas Marías	PN Cabo Pulmo	17	2.07866	PM	DC, LO, SCO	21.45469	5.74216
RB Islas Marías	APFF Cabo San Lucas	17	2.07866	PM	DC, LO, SCO	21.45469	5.74216
PN Isla Isabel	PN Arrecifes de Cozumel	13	1.76213	MN, DC, OO	LH, SC, SCO, SF	31.75532	7.00710
PN Isla Isabel	PN Arrecifes de Puerto Morelos	13	1.76213	MN, DC, OO	LH, SC, SCO, SF	31.75532	7.00710
PN Huatulco	PN Arrecifes de Cozumel	14	1.82646	MN, OO	SC, SCO, SF	27.70441	3.23905
PN Huatulco	PN Arrecifes de Puerto Morelos	14	1.82646	MN, OO	SC, SCO, SF	27.70441	3.23905

Fuente: Elaboración propia.

La columna denominada $|C|$ presenta el número de especies que son comunes entre los subconjuntos j y k que representan a las especies del conjunto S presentes en cada una de dichas áreas naturales protegidas, la columna denominada $V(C)$ presenta el valor de la función de diversidad determinística del subconjunto común de especies C , la columna denominada $Q_j \setminus C$ presenta las especies que pertenecen al subconjunto Q_j y que no pertenecen al subconjunto de especies comunes a las dos áreas naturales protegidas, la columna denominada $Q_k \setminus C$ presenta las especies que pertenecen al subconjunto Q_k y que no pertenecen al subconjunto de especies comunes a las dos áreas naturales protegidas, la columna denominada $\Delta V(C) |_{Q_j \setminus C}$ presenta el incremento en términos porcentuales del valor de la función de diversidad del subconjunto común C debido a la introducción de las especies del subconjunto $Q_j \setminus C$, y la columna denominada $\Delta V(C) |_{Q_k \setminus C}$ presenta el incremento en términos porcentuales del valor de la función de diversidad del subconjunto común C debido a la introducción de las especies del subconjunto $Q_k \setminus C$.

Ejercicios de políticas públicas

Se llevaron a cabo tres ejercicios de políticas públicas, en cada uno de los cuales la asignación presupuestal destinada a la conservación de las especies del conjunto S de los años [2003] [2004] y [2005], incorporó el efecto que tuvo la asignación de recursos del año inmediato anterior, tanto en las probabilidades de extinción de las especies del conjunto S como en el valor de la función de diversidad esperada del conjunto bajo los modelos A, B y C de Simianer *et ál.* Dichos ejercicios consistieron en: una asignación continua del presupuesto de forma centralizada, una asignación continua del presupuesto de forma descentralizada y una asignación igualitaria, agregada y continua del presupuesto destinado a la conservación.

Para la primera simulación se agregaron los montos ejercidos en cada área natural protegida para obtener un total nacional para cada uno de los tres años de estudio. De tal manera, se partió del supuesto de que el planificador social a nivel nacional es el que decide cómo se invierten los recursos destinados a la conservación de las especies de este trabajo, independientemente de la distribución espacial de las mismas. En la segunda simulación, el planificador social de cada área natural protegida es el que decide cómo invertir sus respectivos recursos entre las especies del conjunto S que se encuentran presentes en cada una de ellas. La diferencia entre ambos ejercicios de optimización permite observar los efectos que tiene una asignación centralizada del presupuesto por contraposición a una asignación descentralizada del mismo. En ambos casos, para la maximización restringida del valor de la función de diversidad esperada se utilizó el algoritmo de Simianer *et ál.*, contenido en el programa alloN.f y proporcionado por el autor. En cada uno de estos ejercicios, se suavizaron los efectos de las asignaciones presupuestales de tal manera que \$1,000 del presupuesto de cada uno de los tres años a analizar fuera equivalente a una unidad monetaria del modelo de Simianer *et ál.* Para la implementación del algoritmo de los mismos autores, cada uno de los presupuestos con los que se trabajó en este ejercicio fue dividido en 100 asignaciones. En contraposición con las asignaciones óptimas realizadas en los dos primeros ejercicios de políticas públicas, en el último ejercicio el presupuesto asignado a cada área natural protegida se dividió entre el número de especies presentes en cada una de ellas, montos que fueron agregados posteriormente para obtener un total nacional. Así, la tercera simulación se concentró exclusivamente en el análisis del efecto que tiene una asignación igualitaria, agregada y continua del presupuesto en la conservación de la diversidad esperada del conjunto.

Según los resultados producidos, la asignación óptima del presupuesto destinado en la conservación de las especies de interés incidió en el valor de la función de diversidad esperada a tasas crecientes con rendimientos decrecientes. Dicha asignación produjo un sendero de convergencia del valor de la función de diversidad esperada al valor de la función de diversidad determinística, a partir de la disminución de la brecha que existe entre ambos valores (Cuadro 7 y gráficas 5, 6 y 7).

Cuadro 7

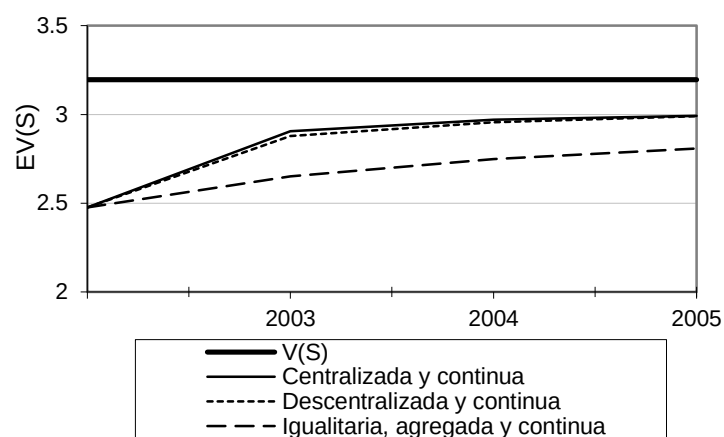
Valor de la función de diversidad esperada posterior a la asignación del presupuesto de los años 2003, 2004 y 2005 para cada ejercicio de políticas públicas

Asignación presupuestal	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
	EV(S)	EV(S)	EV(S)	EV(S)	EV(S)	EV(S)	EV(S)	EV(S)	
	2003*	2004*	2005*	2003*	2004*	2005*	2003*	2004*	2005*
Centralizada y continua	2.90532	2.96933	2.99196	2.66194	2.71409	2.73805	2.53741	2.59528	2.62328
Descentralizada y continua	2.87797	2.95652	2.98973	2.51619	2.55721	2.58973	2.49222	2.51072	2.52343
Igualitaria, agregada y continua	2.6503	2.74905	2.80759	2.48628	2.49846	2.50697	2.48093	2.48669	2.49047

Fuente: Elaboración propia.

Gráfica 5

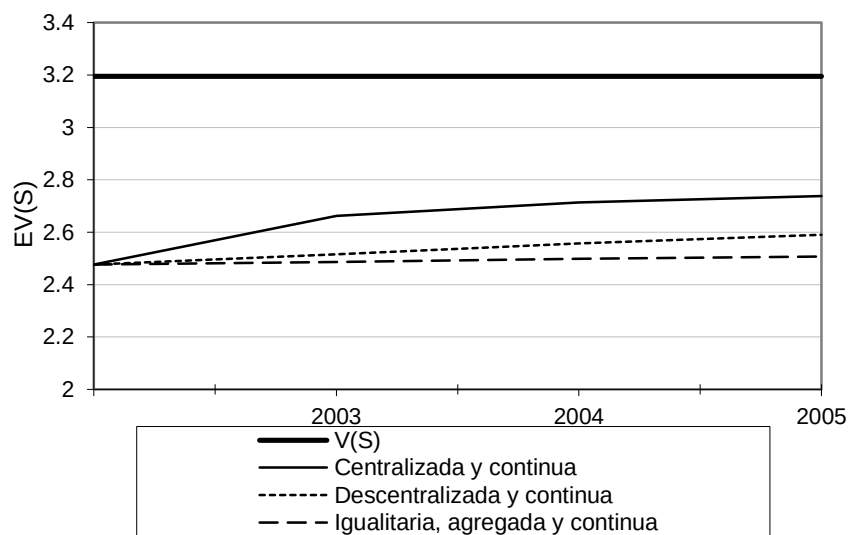
Sendero de convergencia de $EV(S)$ bajo el modelo A ante cada ejercicios de asignación presupuestal para los años 2003, 2004 y 2005



Fuente: Elaboración propia.

Gráfica 6

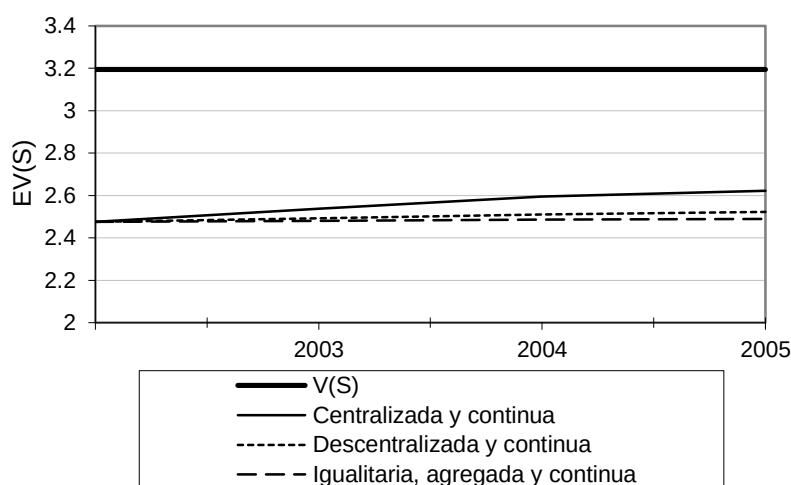
Sendero de convergencia de $EV(S)$ bajo el modelo B ante cada ejercicio de asignación presupuestal para los años 2003, 2004 y 2005



Fuente: Elaboración propia.

Gráfica 7

Sendero de convergencia de $EV(S)$ bajo el modelo C ante cada ejercicio de asignación presupuestal para los años 2003, 2004 y 2005



Fuente: Elaboración propia.

Basándose en los parámetros utilizados, el modelo A fue el esquema más eficiente de los tres esquemas de disminución de probabilidades del modelo de Simianer *et ál.* en cada uno de los ejercicios realizados. No obstante, dicho esquema, según el cual se presenta un efecto aditivo en el tamaño de la población efectiva de la especie de interés proporcional a los recursos destinados a la conservación de cada individuo de dicha población, no es necesariamente el más eficiente en términos generales. Dicho resultado se debe a la forma en la que se definieron los parámetros. Es por ello que el planificador social necesita elaborar un ejercicio a partir de los tres esquemas para decidir, con los datos correctos proporcionados por los órganos de la Administración Pública Federal, cuál es el esquema de disminución de probabilidades de extinción más adecuado en términos de eficiencia para la asignación de recursos en términos de conservación de especies.

Sin embargo, independientemente de la eficiencia de cualquiera de los tres esquemas de disminución de las probabilidades de extinción, en este trabajo se observa que en términos de eficiencia, no se produjeron las bases que justificaran la decisión de asignar de forma igualitaria los recursos destinados a la conservación de especies de un área natural protegida, en particular entre cada una de las especies presentes en cada área. Los resultados de políticas públicas

indican que la asignación más eficiente del presupuesto es aquella que se realiza de forma centralizada, seguida de una asignación descentralizada del mismo. Este resultado tiene que ver de forma directa con los resultados que se obtuvieron en cuanto al papel que tiene la vaquita marina (PS) en la conservación de la variabilidad genética del conjunto de estudio, especie que marcó la pauta en la selección de las especies a las que se les destinarían recursos monetarios en los ejercicios de política pública realizados.

Así, en los primeros dos ejercicios de políticas públicas, no fue, sino hasta que la probabilidad de extinción de la vaquita marina (PS) disminuyó a un determinado nivel, cuando la selección de otras especies del conjunto S efectivamente maximizó el valor de la función de diversidad esperada del respectivo conjunto de análisis bajo los tres esquemas de disminución de las probabilidades de extinción del modelo de Simianer *et ál.* para los tres años estudiados. Incluso, en el caso del modelo C, bajo la simulación que asignaba el presupuesto de una forma centralizada, la disminución de la probabilidad de extinción de dicha especie no fue lo suficientemente importante como para asignar recursos a otra especie, por lo que la totalidad de los recursos disponibles se asignaron a los programas de conservación de la vaquita marina (PS).

El endemismo de la vaquita marina (PS) tuvo al mismo tiempo un efecto relevante en términos de eficiencia. Así, el ejercicio de políticas públicas en el que se asignó el presupuesto de forma centralizada presentó una mayor eficiencia que el ejercicio de políticas públicas en el que se asignó el presupuesto de forma descentralizada. Ello se debe a la cantidad de recursos disponibles para ser asignados a los programas de conservación de la especie de interés: mientras que en el primer ejercicio de políticas públicas se contaba con un presupuesto nacional compuesto por la suma de los presupuestos por ejercer en cada área natural protegida, en el segundo ejercicio únicamente se contaba con el presupuesto asignado a la reserva de la biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ya que allí es donde se encuentra presente la vaquita marina (PS).

Cuadro 8

Asignación centralizada y continua del presupuesto de los años 2003, 2004 y 2005 para cada especie *i* del conjunto *S* en miles de pesos del 2003

<i>i</i>	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
	<i>b_i</i> ₂₀₀₃ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₄ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₅ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₃ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₄ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₅ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₃ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₄ *	<i>b_i</i> ₂₀₀₅ *
BA	2690.89	2772.75	1563.2	0	4159.13	4242.97	0	0	0
BB	1345.45	1039.78	893.26	1883.62	5545.5	2456.45	0	0	0
BE	538.18	1386.38	446.63	0	0	0	0	0	0
MN	1883.62	2079.56	1116.57	0	0	223.31	0	0	0
ER	1883.62	2079.56	1116.57	0	2079.56	2903.08	0	0	0
DC	0	693.19	446.63	0	0	0	0	0	0
DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FA	1076.36	1039.78	669.94	0	0	0	0	0	0
GM	0	693.19	446.63	0	0	0	0	0	0
GG	1076.36	1039.78	893.26	0	0	0	0	0	0
LH	807.27	1732.97	669.94	0	0	0	0	0	0
LO	1076.36	1732.97	669.94	0	0	0	0	0	0
OO	269.09	2079.56	1116.57	0	0	0	0	0	0
PE	0	0	669.94	0	0	0	0	0	0
PC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SC	269.09	693.19	0	0	0	0	0	0	0
SCO	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SF	538.18	346.59	446.63	0	0	0	0	0	0
SL	0	0	669.94	0	0	0	0	0	0
SB	0	346.59	1339.88	0	0	0	0	0	0
TT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PS	4574.51	3812.53	2233.14	25025.28	12477.38	5359.54	26908.90	34659.40	22331.40
PM	5650.87	5545.5	3349.71	0	10397.82	7146.05	0	0	0
KB	2421.8	2426.16	1786.51	0	0	0	0	0	0
KS	807.27	3119.35	1786.51	0	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro 9

Valor absoluto de la elasticidad-probabilidad de extinción de cada especie i del conjunto S posterior a la asignación centralizada y continua del presupuesto de los años 2003, 2004 y 2005

<i>i</i>	<i>e_z</i> ^{EV(S)}	Modelo A				Modelo B				Modelo C			
		<i>e_z</i> ^{EV(S) 2003*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2004*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2005*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2006*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2003*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2004*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2005*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2006*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2003*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2004*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2005*}	<i>e_z</i> ^{EV(S) 2006*}
BA	0.02005	0.00676	0.00487	0.00430	0.01875	0.01623	0.01439	0.01963	0.01924	0.01906			
BB	0.01613	0.00321	0.00232	0.00197	0.01327	0.00966	0.00855	0.01574	0.01538	0.01522			
BE	0.00835	0.00339	0.00233	0.00211	0.00732	0.00625	0.00588	0.00815	0.00797	0.00789			
MN	0.01352	0.00508	0.00364	0.00324	0.01251	0.01205	0.01174	0.01319	0.01289	0.01274			
ER	0.01551	0.00505	0.00359	0.00319	0.01436	0.01288	0.01155	0.01514	0.01480	0.01465			
DC	0.00309	0.00219	0.00165	0.00146	0.00261	0.00253	0.00249	0.00292	0.00277	0.00270			
DD	0.00015	0.00012	0.00012	0.00011	0.00014	0.00013	0.00013	0.00014	0.00014	0.00014			
FA	0.00618	0.00268	0.00201	0.00178	0.00575	0.00564	0.00559	0.00603	0.00589	0.00583			
GM	0.00252	0.00212	0.00169	0.00151	0.00234	0.00230	0.00228	0.00246	0.00240	0.00238			
GG	0.00645	0.00319	0.00245	0.00211	0.00600	0.00589	0.00584	0.00630	0.00616	0.00609			
LH	0.00576	0.00401	0.00280	0.00254	0.00572	0.00566	0.00564	0.00575	0.00574	0.00573			
LO	0.00716	0.00396	0.00280	0.00255	0.00666	0.00653	0.00647	0.00699	0.00683	0.00676			
OO	0.00640	0.00514	0.00368	0.00328	0.00596	0.00584	0.00579	0.00625	0.00611	0.00604			
PE	0.00263	0.00217	0.00210	0.00184	0.00244	0.00240	0.00238	0.00256	0.00251	0.00248			
PC	0.00275	0.00214	0.00206	0.00204	0.00243	0.00237	0.00234	0.00264	0.00254	0.00249			
SA	0.00048	0.00041	0.00040	0.00040	0.00045	0.00044	0.00043	0.00047	0.00046	0.00045			
SC	0.00222	0.00131	0.00086	0.00085	0.00207	0.00203	0.00201	0.00217	0.00212	0.00210			
SCO	0.00117	0.00098	0.00095	0.00094	0.00109	0.00106	0.00106	0.00114	0.00111	0.00110			
SF	0.00286	0.00152	0.00127	0.00109	0.00266	0.00261	0.00258	0.00279	0.00273	0.00270			
SL	0.00280	0.00238	0.00233	0.00210	0.00260	0.00255	0.00252	0.00273	0.00267	0.00264			
SB	0.00461	0.00372	0.00344	0.00294	0.00418	0.00408	0.00404	0.00446	0.00432	0.00426			
TT	0.00184	0.00154	0.00150	0.00149	0.00169	0.00166	0.00164	0.00179	0.00174	0.00172			
PS	0.10454	0.00977	0.00721	0.00639	0.02928	0.02130	0.01901	0.07799	0.05395	0.04270			
PM	0.03652	0.01418	0.01043	0.00922	0.03406	0.02799	0.02496	0.03567	0.03491	0.03455			
KB	0.01508	0.00694	0.00507	0.00437	0.01404	0.01375	0.01361	0.01472	0.01439	0.01424			
KS	0.01163	0.00821	0.00595	0.00525	0.01081	0.01059	0.01050	0.01135	0.01109	0.01097			

FFuente: Elaboración propia.

Cuadro 10

Asignación descentralizada y continua de los presupuestos de los años 2003, 2004 y 2005 para cada especie i del conjunto S en miles de pesos del 2003

i	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
	$b_{i,2003}^*$	$b_{i,2004}^*$	$b_{i,2005}^*$	$b_{i,2003}^*$	$b_{i,2004}^*$	$b_{i,2005}^*$	$b_{i,2003}^*$	$b_{i,2004}^*$	$b_{i,2005}^*$
BA	381.11	963.5	536.67	0	0	222.52	148.87	242.73	232.02
BB	706.04	98.68	184.27	2044.42	2239.72	2462.4	0	98.68	184.27
BE	0	0	826.68	0	0	0	0	0	0
MN	5154.64	0	49.71	12507.46	14411.99	6122.9	12507.46	14411.99	6122.9
ER	344.17	1120.51	166.9	0	0	431.16	4.74	484.47	1390.85
DC	0	131.64	386.69	0	0	0	0	0	0
DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FA	1685.43	0	49.71	0	0	0	0	0	0
GM	0	1900.22	0	0	0	0	0	0	0
GG	1495.32	214.92	5481.47	0	0	0	0	0	0
LH	581.48	5282.62	0	0	0	0	0	0	0
LO	0	220.85	1629.37	0	0	0	0	0	0
OO	0	3749.39	0	0	0	0	0	0	0
PE	0	429.84	3599.50	0	0	0	0	0	0
PC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SC	373.25	1041.48	0	0	0	0	0	0	0
SCO	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SF	442.66	1519.95	0	0	0	0	0	0	0
SL	0	0	6245.70	0	0	0	0	0	0
SB	0	2241.84	1235.81	0	0	0	0	0	0
TT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PS	395.98	580.83	807.69	395.98	744.66	1035.50	395.98	744.66	1035.50
PM	11440.94	0	0	11960.98	16892.48	0	13851.79	18676.83	13365.87
KB	3907.82	0	1131.26	0	370.51	12056.93	0	0	0
KS	0	15163.07	0	0	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro 11

Valor absoluto de la elasticidad-probabilidad de extinción de cada especie i del conjunto S posterior a la asignación descentralizada y continua de los presupuestos de los años 2003, 2004 y 2005 de cada área natural protegida

i	$e_z^{EV(S)}$	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
		$e_z^{EV(S)}_{2003^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2004^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2005^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2003^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2004^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2005^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2003^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2004^*}$	$e_z^{EV(S)}_{2005^*}$
BA	0.02005	0.01245	0.00824	0.00725	0.01945	0.01898	0.01856	0.01981	0.01954	0.01937
BB	0.01613	0.00320	0.00301	0.00267	0.01382	0.01193	0.01039	0.01599	0.01581	0.01567
BE	0.00835	0.00405	0.00391	0.00284	0.00749	0.00683	0.00636	0.00821	0.00805	0.00796
MN	0.01352	0.00203	0.00195	0.00191	0.00963	0.00718	0.00641	0.01194	0.01035	0.00969
ER	0.01551	0.00876	0.00505	0.00482	0.01495	0.01453	0.01406	0.01530	0.01500	0.01467
DC	0.00309	0.00242	0.00205	0.00176	0.00307	0.00305	0.00298	0.00310	0.00310	0.00310
DD	0.00015	0.00012	0.00012	0.00012	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014
FA	0.00618	0.00174	0.00169	0.00165	0.00608	0.00598	0.00591	0.00614	0.00609	0.00606
GM	0.00252	0.00214	0.00124	0.00122	0.00248	0.00244	0.00241	0.00250	0.00248	0.00247
GG	0.00645	0.00244	0.00229	0.00123	0.00635	0.00625	0.00617	0.00641	0.00636	0.00633
LH	0.00576	0.00420	0.00162	0.00159	0.00570	0.00566	0.00562	0.00574	0.00571	0.00570
LO	0.00716	0.00616	0.00527	0.00295	0.00704	0.00693	0.00684	0.00711	0.00706	0.00702
OO	0.00640	0.00551	0.00289	0.00286	0.00630	0.00620	0.00612	0.00636	0.00631	0.00628
PE	0.00263	0.00217	0.00192	0.00117	0.00259	0.00254	0.00251	0.00261	0.00259	0.00258
PC	0.00275	0.00221	0.00209	0.00206	0.00270	0.00264	0.00260	0.00273	0.00271	0.00269
SA	0.00048	0.00041	0.00040	0.00040	0.00047	0.00047	0.00046	0.00048	0.00047	0.00047
SC	0.00222	0.00118	0.00069	0.00068	0.00219	0.00215	0.00213	0.00221	0.00219	0.00218
SCO	0.00117	0.00099	0.00096	0.00094	0.00115	0.00113	0.00112	0.00116	0.00115	0.00114
SF	0.00286	0.00157	0.00085	0.00084	0.00281	0.00277	0.00273	0.00284	0.00282	0.00280
SL	0.00280	0.00240	0.00234	0.00117	0.00275	0.00270	0.00267	0.00278	0.00276	0.00274
SB	0.00461	0.00384	0.00283	0.00250	0.00453	0.00445	0.00438	0.00458	0.00454	0.00452
TT	0.00184	0.00156	0.00151	0.00149	0.00180	0.00177	0.00175	0.00182	0.00181	0.00179
PS	0.10454	0.02115	0.01634	0.01313	0.09926	0.09157	0.08320	0.10348	0.10198	0.10043
PM	0.03652	0.00650	0.00633	0.00626	0.02936	0.02296	0.02266	0.03187	0.02666	0.02340
KB	0.01508	0.00460	0.00407	0.00378	0.01482	0.01444	0.01129	0.01497	0.01484	0.01475
KS	0.01163	0.00883	0.00270	0.00266	0.01141	0.01119	0.01065	0.01153	0.01142	0.01134

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro 12

Presupuesto ejercido por especie a nivel nacional a precios constantes del 2003
ponderado por superficie marina (miles de pesos 2003)

<i>i</i>	<i>b_i 2003</i>	<i>b_i 2004</i>	<i>b_i 2005</i>
BA	110.03	123.90	135.45
BB	99.97	109.52	153.78
BE	123.26	153.32	214.70
MN	823.57	969.14	562.86
ER	123.26	148.13	205.00
DC	125.68	211.42	229.17
DD	696.95	1023.93	659.26
FA	1425.98	1900.33	1178.37
GM	1536.01	2024.23	1313.82
GG	1536.01	2024.23	1313.82
LH	1397.34	1812.82	1084.66
LO	86.98	104.32	144.08
OO	860.94	1032.81	608.06
PE	1504.89	1967.65	1240.70
PC	1536.01	2024.23	1313.82
SA	1512.72	1980.43	1252.91
SC	1363.65	1734.50	1027.11
SCO	1473.92	1887.82	1241.80
SF	1363.65	1734.50	1027.11
SL	1536.01	2024.23	1313.82
SB	1536.01	2024.23	1313.82
TT	1536.01	2024.23	1313.82
PS	23.29	43.80	60.91
PM	1504.65	1943.43	1171.15
KB	1536.01	2024.23	1313.82
KS	1536.01	2024.23	1313.82

Fuente: Elaboración propia a partir de la información contenida en la Unidad de Enlace de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [2006a, 2006b, 2006c].

Cuadro 13

Valor absoluto de la elasticidad-probabilidad de extinción de cada especie i del conjunto S posterior a la asignación igualitaria, agregada y continua del presupuesto de los años 2003, 2004 y 2005

i	$e_z^{EV(S)}$	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
		$e_z^{EV(S) 2003*}$	$e_z^{EV(S) 2004*}$	$e_z^{EV(S) 2005*}$	$e_z^{EV(S) 2003*}$	$e_z^{EV(S) 2004*}$	$e_z^{EV(S) 2005*}$	$e_z^{EV(S) 2003*}$	$e_z^{EV(S) 2004*}$	$e_z^{EV(S) 2005*}$
BA	0.02005	0.01666	0.01464	0.01319	0.01989	0.01969	0.01953	0.01999	0.01992	0.01986
BB	0.01613	0.01006	0.00770	0.00608	0.01593	0.01571	0.01546	0.01608	0.01601	0.01595
BE	0.00835	0.00592	0.00489	0.00415	0.00824	0.00812	0.00799	0.00831	0.00827	0.00822
MN	0.01352	0.00719	0.00532	0.00469	0.01313	0.01269	0.01243	0.01338	0.01322	0.01312
ER	0.01551	0.01207	0.01011	0.00857	0.01534	0.01515	0.01496	0.01545	0.01537	0.01531
DC	0.00309	0.00273	0.00237	0.00210	0.00307	0.00305	0.00302	0.00308	0.00307	0.00306
DD	0.00015	0.00013	0.00013	0.00012	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014
FA	0.00618	0.00209	0.00154	0.00135	0.00585	0.00547	0.00525	0.00608	0.00595	0.00587
GM	0.00252	0.00150	0.00111	0.00097	0.00243	0.00233	0.00226	0.00247	0.00241	0.00238
GG	0.00645	0.00261	0.00190	0.00166	0.00614	0.00578	0.00556	0.00634	0.00620	0.00611
LH	0.00576	0.00329	0.00245	0.00219	0.00557	0.00534	0.00520	0.00567	0.00556	0.00549
LO	0.00716	0.00633	0.00576	0.00526	0.00711	0.00705	0.00700	0.00714	0.00711	0.00709
OO	0.00640	0.00499	0.00413	0.00377	0.00629	0.00616	0.00608	0.00633	0.00625	0.00620
PE	0.00263	0.00180	0.00139	0.00124	0.00255	0.00246	0.00240	0.00258	0.00252	0.00248
PC	0.00275	0.00232	0.00201	0.00185	0.00271	0.00265	0.00261	0.00271	0.00264	0.00260
SA	0.00048	0.00044	0.00042	0.00041	0.00048	0.00047	0.00047	0.00047	0.00046	0.00046
SC	0.00222	0.00064	0.00048	0.00043	0.00209	0.00195	0.00187	0.00219	0.00214	0.00212
SCO	0.00117	0.00087	0.00070	0.00063	0.00114	0.00110	0.00108	0.00115	0.00112	0.00111
SF	0.00286	0.00098	0.00073	0.00064	0.00271	0.00254	0.00245	0.00281	0.00276	0.00272
SL	0.00280	0.00210	0.00168	0.00151	0.00273	0.00265	0.00260	0.00275	0.00269	0.00265
SB	0.00461	0.00353	0.00284	0.00254	0.00451	0.00438	0.00430	0.00453	0.00443	0.00437
TT	0.00184	0.00153	0.00131	0.00121	0.00180	0.00176	0.00174	0.00180	0.00176	0.00174
PS	0.10454	0.08210	0.06313	0.05047	0.10392	0.10301	0.10209	0.10433	0.10405	0.10383
PM	0.03652	0.02264	0.01696	0.01504	0.03537	0.03399	0.03319	0.03591	0.03514	0.03467
KB	0.01508	0.00802	0.00575	0.00499	0.01449	0.01378	0.01334	0.01479	0.01442	0.01419
KS	0.01163	0.00821	0.00644	0.00574	0.01130	0.01089	0.01064	0.01140	0.01110	0.01092

Fuente: Elaboración propia.

Esta diferencia en la asignación presupuestal fue lo que hizo que la probabilidad de extinción de la vaquita (PS) no disminuyera lo suficiente como para incrementar de forma considerable el valor de la función de diversidad esperada. De esta manera, aunque en este trabajo no se utilizó una noción de utilidad, los resultados producidos justifican la inversión en los programas de conservación de esta especie bajo una política pública destinada a la conservación de la biodiversidad de este conjunto de cetáceos en específico.

5. Conclusiones

La vaquita marina (PS) ha sido considerada por las políticas de conservación de cetáceos como una especie prioritaria a nivel nacional debido a su endemismo y al reducido número de individuos que forman parte de su población, lo que incide de forma directa en su probabilidad de extinción. Sin embargo, dichas políticas públicas no han tomado en cuenta cuál es el efecto que tiene esta especie en la variabilidad de los cetáceos a nivel nacional, al no existir una política pública coherente que efectivamente tenga como objetivo la conservación de la biodiversidad a nivel de especies. Así, aunque el conjunto conformado por los 26

cetáceos de interés fue elegido para demostrar de forma práctica la aplicabilidad de los modelos de Weitzman y Simianer *et ál.*, una de las innovaciones de este trabajo fue analizar, desde este punto de vista, cómo las políticas públicas destinadas a la conservación de la vaquita marina (PS) se ven afectadas por la contribución marginal de dicha especie a la diversidad del conjunto.

No obstante, es necesario señalar que los modelos en los que se basó este trabajo, como cualquier otro esquema de interpretación de la realidad, presentan varias limitaciones que deben tomarse en cuenta al momento de considerar los resultados presentados para la elaboración de cualquier política pública cuyo objetivo sea la conservación de la biodiversidad.

En el caso del modelo probabilístico de Weitzman, sus principales limitaciones están dadas por: los supuestos que establecen la ausencia de relaciones simbióticas o de competencia entre las especies, lo que afecta a sus probabilidades de extinción; el hecho de que este modelo sólo toma en cuenta nociones de variabilidad y no de utilidad, cuando dichos elementos pueden incidir de forma importante en las decisiones del planificador social (Metrick y Weitzman [1998]); y, en términos de aplicación, por la recursividad del mismo modelo, ya que en la actualidad, los programas computacionales que se han creado para su resolución sólo pueden trabajar con un número limitado de especies (de 28 a 30 especies) lo que impide al planificador social realizar un análisis que contemple un mayor número de especies como se refleja en la realidad. Al mismo tiempo, un análisis más robusto de la diversidad esperada requiere de las verdaderas probabilidades de extinción de las especies, datos que también son necesarios para estimar de una mejor manera los parámetros del modelo de Simianer *et ál.* y en términos presupuestales. Asimismo, la inclusión de los costos de oportunidad en materia de asignación de recursos para la conservación de especies es clave para estudiar con mayor certeza las decisiones del planificador social.

Cada una de estas limitaciones se deja planteada como líneas de investigación a seguir en futuros trabajos.

6. Referencias

- Altschul, F. y Lipman, J., (1990) "Equal Animals", *Nature*, Londres, Vol. 348, Núm. 6301.
- Angliss, R.P. y Outlaw, R.B., (2005) "Alaska Marine Mammal Stock Assessments", Memorando técnico NMFS-AFSC-161, U.S. Department of

- Commerce/National Oceanic and Atmospheric Administration/National Marine Fisheries Service/Alaska Fisheries Science Center, Seattle.
- Aranguren-Méndez, J., *et ál.*, (2002) “Genetic Conservation of Five Endangered Spanish Donkey Breeds”, *Journal of Animal Breeding and Genetics*, Hamburgo, Vol 119, número 4.
- Árnason, Úlfur y Gullberg, Anette, (1996) “Cytochrome b Nucleotide Sequences and the Identification of Five Primary Lineages of Extant Cetaceans”, *Molecular Biology and Evolution*, Chicago, Vol. 13, Núm. 2.
- Barlow, J. (1997) “Preliminary Estimates of Cetacean Abundance off California, Oregon, and Washington based on a 1996 Ship Survey and Comparisons of Passing and Closing Modes”, reporte administrativo LJ-97-11, National Marine Fisheries Service/Southwest Fisheries Science Center, California.
- Barry, D. y Hartigan, J., (1987) “Asynchronous Distance between Homologous DNA Sequences”, *Biometrics*, Washington, volumen 43, número 2, junio.
- Baumgärtner, S. (2002) *Measuring the Diversity of What? And for What Purpose? A Conceptual Comparison of Ecological and Economic Measures of Biodiversity*, Universidad de Heidelberg/Universidad de California, Heidelberg.
- Brock, W. y Xepapadeas, A. (2003) “Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified, Economic, Ecological, and Genetic Approach”, *The American Economic Review*, Nashville, volumen 93, número 5.
- Cañón, Javier, *et ál.* (2001) “Genetic Diversity Measures of Local European Beef Cattle Breeds for Conservation Purposes”, *Genetics, Selection, Evolution*, París, volumen 33, número 3, mayo-junio de 2001.
- Carretta, James V., *et ál.* (2006) “U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2005”, memorando técnico NOAA-TM-NMFS-SWFSC-388, U.S. Department of Commerce/National Oceanic and Atmospheric Administration/National Marine Fisheries Service/Southwest Fisheries Science Center, Estados Unidos de América, marzo.
- Csurös, M. (2000) “Reconstructing Phylogenies in Markov Models of Sequence Evolution”, Tesis doctoral para obtener el grado de Doctor en Filosofía, Yale University/Department of Computer Science, New Haven, diciembre.
- D’Arnoldi, Thaon, *et ál.* (1998) “An Overview of the Weitzman Approach to Diversity”, *Genetics, Selection, Evolution*, París, volumen 30, número 2.

- Danil, Kerri, Growth and Reproduction of Female Short-beaked Common Dolphins, *Delphinus delphis*, in the Eastern Tropical Pacific, Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias, University of San Diego, San Diego, 2004.
- Del Villar A. y Liliana F. (2007) “Aplicación de un modelo de economía como guía para la política de conservación de la biodiversidad”, Tesis para obtener el título de Licenciada en Economía, Instituto Tecnológico Autónomo de México, México.
- Fabuel, E., *et ál*, (2004) “Analysis of Genetic Diversity and Conservation Priorities in Iberian Pigs Based on Microsatellite Markers”, *Heredity*, Londres, volumen 93, número 1, julio.
- Felsenstein, J. (2004) *Inferring Phylogenies*, Sinauer Associates, Sunderland.
- Frankham, Richard, *et ál.*, (2004) “Introduction to Conservation Genetics”, Cambridge University Press, Cambridge, 2004.
- Hamilton, H., *et ál.* (2001) “Evolution of River Dolphins”, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Londres, volumen 268, número 1466, marzo.
- Heywood, H. (1995) *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, 1995.
- Huelsenbeck, P. y Crandall, A., (1997) “Phylogeny Estimation and Hypothesis Testing using Maximum Likelihood”, *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, volumen 28.
- Humphries, C. J., *et ál.*, (1995) “Measuring Biodiversity Value for Conservation”, *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, volumen 26.
- Jaramillo, A., *et ál.*, (1999) “A New Abundance Estimate for Vaquitas: First Step for Recovery”, *Marine Mammal Science*, Lawrence, volumen 15, número 4, octubre.
- Laval, G., *et ál.*, (2002) “Genetic Diversity of Eleven European Pig Breeds”, *Genetics, Selection, Evolution*, París, volumen 32, número 2, marzo-abril de 2002.
- LeDuc, R., *et ál.*, (1999) “Phylogenetic Relationships among the Delphinid Cetaceans Based on Full Cytochrome b Sequences”, *Marine Mammal Science*, Lawrence, volumen 15, número 3, julio de 1999.

- Mainwaring, L. (2001) "Biodiversity, Biocomplexity, and the Economics of Genetic Dissimilarity", *Land Economics*, Madison, volumen 77, número 1, febrero.
- May, M., (1990) "Taxonomy as Destiny", *Nature*, Londres, volumen 347, septiembre.
- Metrick, A. y Weitzman, L., (1998) "Conflicts and Choices in Biodiversity Preservation", *The Journal of Economic Perspectives*, Nashville, volumen 12, número 3, verano.
- Milinkovitch, C., et ál., (1996) "Effects of Character Weighting and Species Sampling on Phylogeny Reconstruction: a Case Study Based on DNA Sequence Data in Cetaceans", *Genetics*, Princeton, volumen 144, número 4, diciembre de 1996.
- Nehring, K. y Puppe, C., (2002) "A Theory of Diversity", *Econometrica*, Chicago, volumen 70, número 3, mayo.
- Nelson, R., (1995) *Probability, Stochastic Processes and Queuing Theory: The Mathematics of Computer Performance Modeling*, Springer-Verlag, Nueva York.
- Nikaido, M., et ál., (2001) "Retroposon Analysis of Major Cetacean Lineages: The Monophyly of Toothed Whales and the Paraphyly of River Dolphins", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Washington, volumen 98, número 13, junio.
- Page, R. (1996) "TREEVIEW: An application to display phylogenetic trees on personal computers", *Computer Applications in the Biosciences*, volumen 12, número 4.
- Polasky, S. y Solow, A. (1995) "On the Value of a Collection of Species", *Journal of Environmental Economics and Management*, Nueva York, volumen 29, número 3, noviembre
- Posada, D. y Crandall, K. (1998) "Model test: Testing the Model of DNA Substitution", *Bioinformatics*, Oxford, volumen 14, número 9, octubre.
- Reist M. y Sabine B. (2004) "Analysis of Methods for Efficient Biodiversity Conservation with Focus on African Cattle Breeds", Tesis doctoral para obtener el grado de Doctora en Ciencias Naturales, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich.

- Rodríguez, F. *et ál* (1990) "The General Stochastic Model of Nucleotide Substitution", *Journal of Theoretical Biology*, Londres, volumen 142, número 4.
- Roman, J. y Palumbi, S. (2003) "Whales before Whaling in the North Atlantic", *Science*, Washington, volumen 301, número 5632, 25 de julio.
- Salemi, M. y Vandamme, M. (2003), *The Phylogenetic Handbook: A Practical Approach to DNA and Protein Phylogeny*, Cambridge University Press, Cambridge, 2003.
- Simianer, Henner, *et ál* (2003) "An Approach to the Optimal Allocation of Conservation Funds to Minimize Loss of Genetic Diversity between Livestock Breeds", *Ecological Economics*, Amsterdam, volumen 45, número 3, julio.
- Solis, A., *et ál.* (2005) "Genetic Diversity within and among Four South European Native Horse Breeds Based on Microsatellite DNA Analysis: Implications for Conservation", *Journal of Heredity*, Oxford, volumen 96, número 6, noviembre.
- Solow, A., *et ál.* (1993) "On the Measurement of Biological Diversity", *Journal of Environmental Economics and Management*, Nueva York, volumen 24, número 1, enero.
- Takacs, D., (1996) *The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*, The John Hopkins University Press, Baltimore.
- Vane, R., *et ál.* (1991) "What to Protect? Systematics and the Agony of Choice", *Biological Conservation*, Barking, volumen 55, número 3.
- Waddell, Peter J., *et ál.*, "Hadamard Conjugations and Modeling Sequence Evolution with Unequal Rates across Sites", *Molecular Phylogenetics and Evolution*, Orlando, volumen 8, número 1, agosto de 1997.
- Wade, R. y Angliss, R. (1997) "Guidelines for Assessing Marine Mammal Stocks: Report of the GAMMS Workshop April 3-5, 1996", Seattle, Washington, memorando técnico NMFS-OPR-12, U.S. Department of Commerce/National Oceanographic and Atmospheric Administration/National Marine Fisheries Service, Silver Spring.
- Weitzman, L. (1992) "On Diversity", *The Quarterly Journal of Economics*, Cambridge, volumen 107, número 2, mayo.

Williams, H., *et ál.*, (1994) “Do Conservationists and Molecular Biologists Value Differences between Organisms in the Same Way?”, *Biodiversity Letters*, Oxford, volumen 2, número 3, mayo.