

ACTAS DEL TALLER INTERNACIONAL PARA EL CONTROL DE CASTORES EN EL ARCHIPIELAGO DE TIERRA DEL FUEGO



Servicio Agrícola y Ganadero • Wildlife Conservation Society

Cita: Silva CA & B Saavedra (2008) Actas del Taller Internacional para el Control de Castores en la Patagonia. Edición digital. Wildlife Conservation Society - Chile. Copias disponibles en: <http://www.karukinkanatural.cl>

Copyright: Los contenidos de este documento son propiedad única de los autores y no pueden ser reproducidos sin permiso de los ellos.

Wildlife Conservation Society (WCS) salva la vida y áreas silvestres alrededor del mundo. Hacemos esto mediante ciencia, conservación, educación, y el manejo del sistema de parques urbanos más grande del mundo, liderado por el abanderado Zoológico del Bronx. En conjunto, estas actividades inspiran a las personas a imaginar a la vida silvestre y los humanos viviendo juntos de manera sustentable. WCS cree que este trabajo es esencial para la integridad de la vida en el planeta.

El archipiélago de Tierra del Fuego, localizado en el extremo sur del continente Sudamericano, es sinónimo de estepa, bosques, montañas, turberas y fiordos. Su condición de relativa pristinidad se ha visto amenazada por el alto número de especies exóticas que han invadido la zona, y el castor (*Castor canadensis*) merece una mención especial, dado tanto su éxito como invasor como la magnitud de su impacto sobre el ecosistema. En 1946, 25 parejas de castores fueron introducidas a la Isla Grande de Tierra del Fuego. Hoy la especie se encuentra a lo largo de toda la Isla y varias islas cercanas, e incluso ha comenzado la invasión al continente. La condición de ingeniero ecosistémico de esta especie implica impactos de gran magnitud sobre la biodiversidad del archipiélago, así como sobre la economía y desarrollo locales. Si no se toman medidas para controlar a la especie, se estima que continuará su proceso de invasión tanto dentro como fuera del archipiélago, con la consecuente expansión de sus impactos en Sudamérica.

En este contexto, en Diciembre del año 2006, el Servicio Agrícola y Ganadero del Gobierno de Chile, en conjunto con Wildlife Conservation Society, organizaron el “Taller Internacional para el Control de Castores en la Patagonia”, el cual se realizó en la ciudad de Punta Arenas, Chile. El presente documento reúne los trabajos presentados durante este Taller y las conclusiones derivadas de éste. Para más información, por favor contacte a los editores y/o a los autores. También puede visitar las páginas web: <http://www.karukinkanatural.cl> y www.wcs.org.

El contenido, resultados, interpretaciones y conclusiones expresados en los trabajos aquí presentados son responsabilidad de sus autores y no representan necesariamente la visión de Wildlife Conservation Society.

EDITORAS

Claudia A. Silva & Bárbara Saavedra

csilva@wcs.org, bsaavedra@wcs.org

Wildlife Conservation Society

Santiago

Chile

AUTORES

Christopher B. Anderson

cba@uga.edu

Parque Etnobotánico Omora

Universidad de Magallanes

Puerto Williams

Chile

Instituto Milenio de Ecología y Biodiversidad

Santiago

Chile

Omora Sub-Antarctic Research Alliance

Tacoma, Washington

EE.UU.

Daniel Antúñez

Servicio Agrícola y Ganadero

Región de Magallanes y Antártica Chilena

Punta Arenas

Chile

Rubén Cerezani

Subsecretaría de Recursos Naturales

Gobierno de la P. de Tierra del Fuego, Antártida e

Islas del Atlántico Sur

Ushuaia, Tierra del Fuego

Argentina

José Cabello

Servicio Agrícola y Ganadero

Región de Magallanes y Antártica Chilena

Punta Arenas

Chile

Guillermo Deferrari

Centro Austral de Investigaciones Científicas

CONICET

Ushuaia, Tierra del Fuego

Argentina

C. Josh Donlan

jdonlan@advancedconservation.org

Advanced Conservation Strategies

Santa Cruz, California

U.S.A.

Julio Escobar

Centro Austral de Investigaciones Científicas

CONICET

Ushuaia, Tierra del Fuego

Argentina

Martín C. Funes

mfunes@wcs.org

Programa Cono Sur

Wildlife Conservation Society

Junín de los Andes, Neuquén

Argentina

Stephen Kendrot

skendrot@aphis.usda.gov

Animal and Plant Health Inspection Service

Department of Agriculture

Cambridge, Maryland

U.S.A.

María Vanesa Lencinas

Centro Austral de Investigaciones Científicas

CONICET

Ushuaia, Tierra del Fuego

Argentina

Marta Lizarralde

mlizarralde@creg.org.ar

Centro Regional de Estudios Genómicos.

CONICET

Provincia de Buenos Aires

Argentina

Nora Loekemayer

Dirección Técnica de Gestión de Áreas Protegidas
Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego,
Antártida e Islas del Atlántico Sur
Ushuaia, Tierra del Fuego
Argentina

Laura Malmierca

Administración de Parques Nacionales
Parque Nacional Tierra del Fuego
Ushuaia, Tierra del Fuego
Argentina

Guillermo Martínez Pastur

Centro Austral de Investigaciones Científicas
CONICET
Ushuaia, Tierra del Fuego
Argentina

M. Fernanda Menvielle

fmenvielle@apn.gov.ar

Administración de Parques Nacionales
Buenos Aires
Argentina

Michelle Moorman

Parque Etnobotánico Omora
Universidad de Magallanes
Puerto Williams
Chile

Department of Marine, Earth and Atmospheric
Sciences
North Carolina State University
Raleigh, North Carolina
USA

Dale Nolte

Dale.L.Nolte@aphis.usda.gov

Animal and Plant Health Inspection Service
Department of Agriculture
Fort Collins, Colorado
USA

Andrés Novaro

Programa Cono Sur
Wildlife Conservation Society
Junín de los Andes, Neuquén
Argentina

Rodrigo J. Olave

rodrigo.olave@afbini.gov.uk

Applied Plant Science and Biometrics Division
Horticulture and Plant Breeding Station
Loughgall, County Armagh
U.K.

John Paulson

Animal and Plant Health Inspection Service
Department of Agriculture
Bismarck, North Dakota
U.S.A.

Cristóbal Pizarro

Parque Etnobotánico OMORA
Universidad de Magallanes
Punta Arenas
Chile

Daniel Ramadori

Dirección de Fauna Silvestre
Buenos Aires
Argentina

Bárbara Saavedra

Wildlife Conservation Society
Santiago
Chile

Nicolás Soto

nicolas.soto@sag.gob.cl

Servicio Agrícola y Ganadero
Región de Magallanes y Antártica Chilena
Punta Arenas
Chile

Adrián Schiavini

aschiavini@wcs.org

Centro Austral de Investigaciones Científicas
CONICET
Ushuaia, Tierra del Fuego
Argentina

Programa Cono Sur
Wildlife Conservation Society
Ushuaia, Tierra del Fuego
Argentina

María Regina Silva

Subsecretaría de Recursos Naturales
Gobierno de la Pcia. de Tierra del Fuego, Antártida e
Islas del Atlántico Sur
Ushuaia, Tierra del Fuego
Argentina

Petra Wallem

Centro de Estudios Avanzados en Ecología y
Biodiversidad
P. Universidad Católica de Chile
Santiago
Chile

Oscar Skewes

oskewes@udec.cl

Facultad de Medicina Veterinaria
Universidad de Concepción
Concepción
Chile

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Parte 1: La Historia del Castor en Tierra del Fuego

- 1.1 Historia y dinámica de expansión de castor, *Castor canadensis* K., en Patagonia, Chile - Oscar Skewes..... 9
- 1.2 Presencia y ecología de castores en la Tierra del Fuego, Argentina - Marta Lizarralde.....13

Parte 2: Ecología e Impactos del Castor en Tierra del Fuego

- 2.1 Implicancias de restauración de la remoción del castor en el archipiélago austral de Chile y Argentina: comprendiendo el rol ecológico del *Castor canadensis* como un ingeniero de ecosistemas exótico - Chistopher B. Anderson, Guillermo Martínez-Pastur, María V. Lencinas, Petra Wallem & Michelle C. Moorman.....24
- 2.2 Consideraciones económicas de la invasión del castor en el archipiélago de Tierra del Fuego - Rodrigo Olave.....63

Parte 3: Control, Manejo y Monitoreo del Castor en Tierra del Fuego

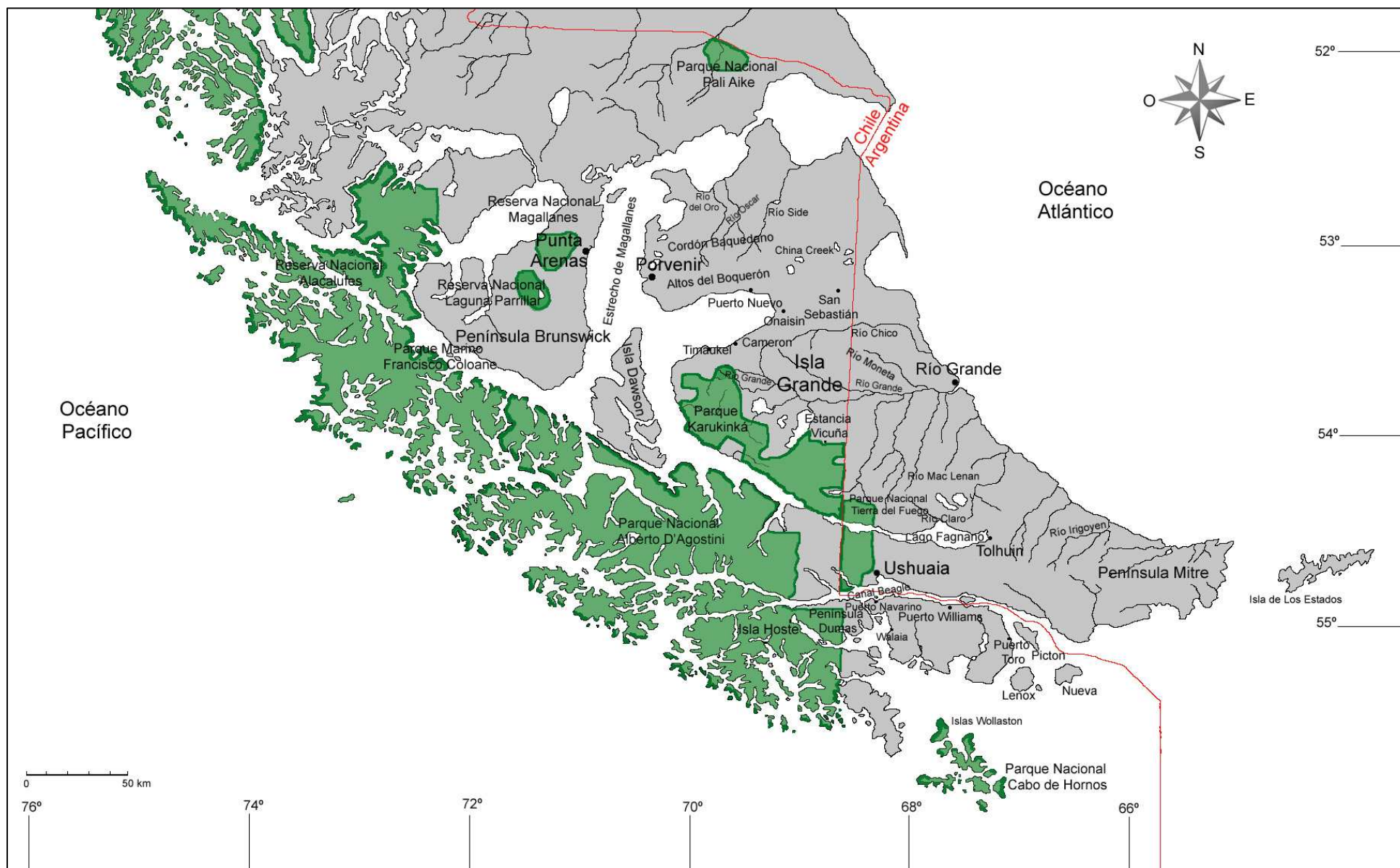
- 3.1 Gestión y técnicas de control de castores en Argentina. Lecciones aprendidas - Adrián Schiavini, Rubén Cerezani, María R. Silva, Nora Loekemeyer, Laura Malmierca, Julio Escobar, Guillermo Deferrari & Marta Lizarralde.....73
- 3.2 Gestión y técnicas de control de castores en Chile: lecciones aprendidas - Nicolás Soto, José Cabello & Daniel Antúnez.....93
- 3.3 Control y monitoreo de castores en Karukinka, Tierra del Fuego: bases para su erradicación en el largo plazo - Martín C. Funes, Cristóbal Pizarro & Andrés J. Novaro.....115

Parte 4: La Experiencia Internacional y su Uso en el Control del Castor en Tierra del Fuego

- 4.1 Aproximaciones para resolver problemas relacionados con el castor - Dale Nolte & John Paulson.....130
- 4.2 Lecciones aprendidas de la erradicación del coipo (*Myocastor coypus*) de los pantanos de la Bahía Chesapeake en Maryland: aplicación a la erradicación del castor (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego - Stephen Kendrot.....156
- 4.3 Conservación de la biodiversidad en las islas de las Americas - C. Josh Donlan.....175

Parte 5: Final

- 5.1 Hacia una estrategia binacional para la Restauración de los Ecosistemas Australes afectados por el Castor – Fernanda Menvielle, Nicolás Soto, Bárbara Saavedra, Adrián Schiavini, Laura Malmierca & Daniel Ramadori.....186



Mapa del Archipiélago de Tierra del Fuego, mostrando los principales sitios mencionados en los textos y las principales áreas protegidas.

Parte 1:

La Historia del Castor en Tierra del Fuego



HISTORIA Y DINÁMICA DE EXPANSIÓN DE CASTOR, *Castor canadensis* K., EN PATAGONIA, CHILE.

Oscar Skewes

Resumen

El conocimiento de la dinámica y patrones de expansión de una especie es importante para entender los procesos que gobiernan la expansión de una población ya sea para su reestablecimiento como erradicación. A continuación se presenta parte de la historia de avance de la colonización de castor en TDF y de su eventual invasión del continente sudamericano.

La colonización de Tierra del Fuego y Perspectivas

Castor canadensis (Kuhl, 1820) es un roedor introducido en el año 1946 a Tierra del Fuego y actualmente está presente en gran parte del archipiélago, incluyendo isla Navarino (Sielfeld y Venegas 1980; Lizarralde 1993, Skewes et al. 1999, Skewes et al. 2006). En noviembre de 1946, 25 parejas de Castor (*Castor canadensis*) fueron liberadas en el río Claro, en el sector noreste del Lago Fagnano en la parte argentina de Tierra del Fuego. El año 1964 se detectan los primeros castores a la parte chilena del Lago Fagnano (extremo oeste). Entre 1970-1972 se presentan en Timaukel y en el sector de San Sebastián en 1979. Más tarde, en 1987 arriban a Puesto Calafate y a Río Marazzi. El área de China Creek es alcanzada alrededor del año 1986. En el área de Puerto Nuevo, el castor asoma por el año 1995-96. El área de Altos del Boquerón y Cordón Baquedano comienza a ser colonizada en 1996, aunque se menciona que los primeros castores habrían aparecido en la parte alta del río Del Oro cerca de 1990 (Skewes et al 1999).

Teniendo en cuenta el año de introducción en la parte argentina de la Isla y luego calculando la distancia lineal hasta lugares sobre los que se tiene información sobre su aparición, se estimó la velocidad de avance (lineal) del poblamiento de castores expresada en km/año. Así, desde el sitio de introducción a la Estancia Fagnano, distante 70 km, tarda 18 años, lo que significa una velocidad de 3,8 km/año. La velocidad de avance hasta Puerto Williams en Navarino, puede estimarse (55 km en 18 años) en 3,0 km/año y para llegar hasta Cameron (150 km en 26 años) lo hace en 5,7 km/año. En tanto que desde Cameron a Onaisin, para cubrir una distancia lineal de 40 km tarda 15 años, lo que resulta en un avance de 2,6 km/año. Ahora bien, si la llegada a Onaisin se considera que ocurrió por colonización de individuos provenientes del sector de río Chico, se tiene (30 km en 11 años) una

velocidad de avance de 2,7 km/año, casi idéntica a la calculada desde Cameron (Skewes et al 1999). En cambio, en la zona norte de la Isla, para cubrir los cerca de 50 km de Onaisin hasta la parte alta del Río Oscar tarda 8 años, equivalente a un avance de 6,3 km/año (Skewes et al 1999).

Aún cuando estas estimaciones de velocidad de avance representan sólo una aproximación, se observa que la velocidad no ha sido uniforme entre sectores. Las mayores velocidades de avance estimadas se verifican en la zona norte (6,3 km/año) y zona sur (5,7 km/año). Hartman (1995) constata en Suecia, respecto de castor europeo (*Castor fiber*) velocidades de expansión de la población de entre 3.0 y 19,7 km/año. No obstante, *Castor fiber* es menos prolífico y eficiente en el uso de recursos que su pariente norteamericano (Nummi 2000, Rossel et al. 2005).

Las variaciones de velocidad entre sectores pueden ser explicadas en función de las principales dimensiones de nicho de la especie, como riqueza hídrica (refugio y traslado) y boscosa (alimento). La mayor velocidad de avance se verifica en la zona norte, en donde estas condiciones serían las más desfavorables, tanto por su pobreza boscosa como por su carácter estepario. Esta aparente contradicción puede encontrar explicación por una parte en la relativa alta cantidad de cursos de agua del sector que suman 2.042 km lineales contra 1.711 km de la zona central y de 3.630 km de la zona suroeste y boscosa. Por otra parte, las mismas menguadas

“...las menguadas condiciones forrajeras y pocas facilidades para la construcción de represas (en la zona norte de Isla Grande) podrían haber impulsado al castor a un avance constante en busca de un mejor ambiente.”

condiciones forrajeras y pocas facilidades para la construcción de represas podrían haber impulsado al castor a un avance constante en busca de un mejor ambiente (Skewes et al 2006). Tanto para castor norteamericano como europeo se reporta el abandono del sitio debido a agotamiento de los recursos tan pronto como un año luego de ocupado (Fryxell 2001). Esta situación de movilidad, no se presentaría en la zona sur donde el castor dispone de abundante forraje arbóreo y pratense. Los bajos valores de densidad poblacional detectados para la zona norte, aún cuando contiene una importante red hidrográfica (2.042,9 km), indican que la sola presencia del factor curso de agua no es suficiente para el establecimiento masivo del castor (Skewes et al 1999). La ausencia de bosques es uno de los factores limitantes, pero no absolutos, de su avance. Briones et al. (2001) constatan en Tierra del Fuego, asociaciones entre pendiente, vegetación ribereña, ancho del curso de agua y composición arbórea de las riberas para establecimiento de castor. En Suecia, la velocidad y patrón de dispersión del castor europeo está principalmente asociada a las cuencas hidrográficas, si bien la

ausencia de éstas no es un impedimento (Hartman 1995) tal como señalan los pobladores de Tierra del Fuego al decir “el castor cruza campos” (Skewes et al 1999).

La primera y principal ruta de expansión se verificó por las cuencas hidrográficas de la zona de bosques del sur y oeste de la isla. Su límite de distribución altitudinal estaría dado por la presencia de vegetación, especialmente de aquella arbórea. En ambas islas (Isla Grande y Navarino) se exceptúan del área de distribución, aquellos sectores por sobre los 800 msnm y/o que comprenden zonas de rocas desvegetadas (Skewes et al. 1999).

Es muy probable que ejemplares que tomaron la ruta expansiva desde el sur oeste hayan dado origen a los ejemplares que actualmente pueblan la isla Dawson. Desde esta isla se prevé el mayor riesgo de avance del castor hacia el continente, ya sea porque es el trecho más corto hacia el continente, como por la alta densidad poblacional en Dawson. Skewes et al (1999) indicaban que para esa época el número de individuos intentando esta travesía debía ser alto. En efecto, a partir de 1994 en forma azarosa pero continua se reportan registros de individuos en lago Parrillar en la Península de Brunswick (Soto et al. esta publicación).

El frente de expansión en castor se verifica por dispersores lejanos o distantes que avanzan por sobre grandes área de hábitat apropiado antes de establecerse (Hartman, 1995). Durante colonizaciones naturales de castores en Suecia y en Francia, sitios distantes fueron frecuentemente colonizados más temprano que sitios cercanos a áreas previamente ocupadas (Hartman 1995, Campbell et al 2005), coincidiendo con un patrón de establecimiento secuencial (Stamps 1992). Hartman (1995) indica que el frente de expansión en este caso deja grandes áreas sin colonizar que luego son ocupadas, contrario a lo que sucede por ejemplo con el coipo (*Myocastor coypus*) que no deja vacíos de territorio en su avance (Usher, 1986).

Respecto de la colonización del continente, debe tenerse en cuenta por una parte que, la expansión de castor en zonas vírgenes es del tipo secuencial lo que significa que veremos individuos nuevos en sitios muy distantes del área de origen. Asimismo, la presencia de un depredador como el puma (*Felis concolor*), puede contribuir a frenar su avance y también a disminuir las posibilidades de desplazamiento tanto para forrajeo como para construcción de refugios de castor.

Agradecimientos

Agradezco a Nicolás Soto del SAG XII Región, por su inestimable cooperación.

Referencias

- Briones M., R. Schlatter, A. Wolodarsky & C. Venegas (2001). Clasificación ambiental para hábitat de *Castor canadensis* (Kuhl, 1820, Rodentia), de acuerdo a características de cuencas en un sector de Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 29: 75-93.
- Campbell R., F. Rosell, B.A. Nolet & V.A.A. Dijkstra (2005). Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behavioural Ecology and Sociobiology* 58: 597-607.
- Fryxell J.M. (2001). Habitat suitability and source-sink dynamics of beavers. *Journal of Animal Ecology* 70: 310-315.
- Lizarralde M. (1993). Current status of the introduced Beaver (*Castor canadensis*) population in Tierra del Fuego, Argentina. *AMBIO* 22: 351-358.
- Hartman G. (1995). Patterns of spread of a reintroduced beaver *Castor fiber* population in Sweden. *Wildlife Biology* 1: 97-103.
- Nummi P. (2000). Alien Species in Finland. Case studies. Ministry of the Environment, Helsinki, Finland.
- Rosell F., O. Bozser, P. Collen & H. Parker. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Reviews* 35: 248-276.
- Sielfeld W. & C. Venegas (1980). Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl, en la isla Navarino, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 11: 247-257.
- Skewes O., F. González, L. Rubilar, M. Quezada, R. Olave, V. Vargas & A. Ávila (1999). Investigación, aprovechamiento y control de castor (*Castor canadensis*) en las islas Tierra del Fuego y Navarino. Informe Final. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) XII Región, Magallanes y Antártica chilena. 200 pp.
- Skewes O., F. González, R. Olave, A. Ávila, V. Vargas, P. Paulsen & H.E. König (2006). Abundance and distribution of American beaver *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research* 52: 292-296.
- Stamps J. A. (1992). Simultaneous versus sequential settlement in territorial species. *The American Naturalist* 139: 1070-1088.
- Usher M.B. (1986). Invasibility and wildlife conservation: Invasive species on nature reserves. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 314: 695-710.

PRESENCIA Y ECOLOGÍA DE CASTORES EN LA TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA

Marta Lizarralde

Resumen

En este artículo se resumen los resultados de varias décadas de estudio de la autora y su grupo de trabajo, sobre el proceso de invasión del castor americano (*Castor canadensis*) en la Tierra del Fuego y sus consecuencias sobre éstos australes ecosistemas. Se incluye una descripción general de la ecología de la especie en el archipiélago fueguino, alimentación, reproducción, organización social, distribución y resultados de investigaciones pioneras sobre genética del castor en Tierra del Fuego.

Introducción

El castor (*Castor canadensis*) es un roedor semi-acuático, el segundo de mayor tamaño del orden y un habitante obligado de zonas ribereñas. En particular, presenta adaptaciones morfológicas para su vida semi-acuática como orejas y nariz con válvulas que se cierran cuando se sumerge; labios que se pueden cerrar detrás de sus prominentes incisivos, permitiéndole cortar madera debajo del agua, y una cola escamosa en forma de paleta que es apta para la natación, construcción de diques y madrigueras, y que constituye también una reserva lipídica (véase Nolte & Paulson, esta publicación).

El castor es considerado un “agente natural” de alteración del ecosistema por actividades tan características como el corte de ramas y troncos de árboles para la construcción de diques, canales y madrigueras. Estas actividades lo diferencian del resto de los herbívoros, pues modifican, más que ningún otro animal, su ambiente físico.

Su presencia es significativa, especialmente en ecosistemas donde ésta es reciente y producto de la introducción por humanos, como ocurrió en el Archipiélago de Tierra del Fuego. Los ecosistemas australes aquí presentes, caracterizados por un clima riguroso e insularidad, tienen lenta recuperación ante perturbaciones, como las que resultan de la presencia de una especie invasora. Como en cualquier sistema insular, la presencia de una especie exótica como el castor genera

“Los ecosistemas australes (...) tienen lenta recuperación ante perturbaciones, como las que resultan de una especie invasora.”

competencia o desplazamiento de las especies nativas. Sumado a ello es posible esperar que las condiciones de aislamiento geográfico y reproductivo de la especie arribada, tenga consecuencias a nivel genético, producto de procesos de cuello de botella, que podrían dar lugar a cambios en la estructura poblacional. El castor es considerado un invasor establecido en diversos ecosistemas australes, cuya presencia ha tenido efectos modificadores a nivel del paisaje, produciendo alteraciones en la dinámica de nutrientes de los bosques de *Nothofagus*, entre otros efectos sobre diversos componentes de la biodiversidad (véase Anderson et al. esta publicación).

Introducción de *Castor canadensis* en el Archipiélago de Tierra del Fuego

Diversas regiones templadas, particularmente del Hemisferio Norte, han basado su desarrollo económico en el aprovechamiento de pilíferos silvestres. Este modelo intentó ser replicado en otras latitudes, fomentándose la introducción de especies pilíferas con elevado valor económico, ello a pesar de que históricamente, y al contrario de lo ocurrido en otras latitudes, sobre el extremo insular más austral del continente Sudamericano nunca existió un aprovechamiento peletero significativo (Lizarralde & Escobar 2000a). Esto motivó que en 1946 se introdujeran castores desde Canadá a los ecosistemas naturales de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Lizarralde 1993), en una gestión promovida por el Ministerio de Marina de la República Argentina, el que autorizó la liberación de 25 parejas en la cuenca inferior del Río Claro, situada en la zona boscosa del sector argentino de la Isla Grande. La existencia de hábitat y recursos alimenticios adecuados, además de la ausencia de predadores y competidores naturales en la zona, facilitaron su expansión, incremento poblacional y establecimiento como una especie invasora del ecosistema austral.

En 1983 el Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego comenzó a regular la caza comercial de castores con el objetivo de controlar el crecimiento de la población. A pesar de ello, la población se expandió rápidamente por todo el Archipiélago Fueguino (Lizarralde et al. 1996a, Skewes esta publicación), con los efectos consecuentes de modificación ambiental producidos por esta especie (Lizarralde et al. 1996b, Anderson et al. esta publicación). En 1969 el castor cruzó el Canal Beagle, invadió la isla Navarino y desde allí comenzó un proceso de invasión de gran parte del Archipiélago que incluyó el paso a Península Dumas, Isla Hoste y paulatinamente, la colonización de Isla Dawson y el resto de las islas en Canal Beagle (Sielfeld & Venegas 1980, Lizarralde 1993).

Con el objetivo de analizar los efectos de causados por el castor a la vez que mostrarlo como un ejemplo en relación al efecto de la introducción de especies sobre la preservación de la biodiversidad, presento aquí una revisión de los estudios que han sido desarrollados por mi grupo de

trabajo desde 1988 (Lizarralde 1993, Lizarralde et al. 1993a, 1993b, 1996a, 1996b, 1996c, Lizarralde & Escobar 2000a, 2000b, Lizarralde & Venegas 2002, Lizarralde et al. 2004).

El Archipiélago de Tierra del Fuego

El Archipiélago de Tierra del Fuego está situado en el extremo más austral del continente Sudamericano y lo constituyen cientos de islas distribuidas entre los Océanos Atlántico y Pacífico de las cuales la Isla Grande es la de mayor superficie, con aproximadamente 40.000 km². Destacan las características insulares de la zona, las cuales están sometidas a la influencia antártica, lo que le confiere un clima frío y húmedo de características extremas (para una descripción detallada del área véase Lizarralde 1993).

En la Isla Grande en particular, se distinguen tres áreas diferenciadas por su relieve y vegetación:

- a) Región Andina: Ésta corresponde a una zona montañosa con cuencas amplias y cursos de agua extensos, de origen glacial. La vegetación de esta región está dominada por un bosque perenne de *Nothofagus betuloides* (guindo o coigüe de Magallanes), el que se alterna con turbales compuestos por musgos del género *Sphagnum*, y que se distribuye en la zona sur de la Isla, para caer sobre las costas del Canal Beagle.
- b) El Ecotono o Área de Transición: Está localizado en la zona media de la Isla Grande, que presenta suaves ondulaciones influenciadas por la glaciación. La vegetación de esta área es dominada por un bosque deciduo de *N. pumilio* (lenga) y *N. antarctica* (ñire/ñirre) y amplias vegas o humedales dominadas por *Carex*.
- c) La Estepa o Región Extra-andina: la cual presenta características topográficas y de vegetación típicas de la estepa patagónica, y se localiza fundamentalmente en la zona norte de la Isla Grande.

Métodos

Los resultados de estudios de poblaciones de castores en TDF que se resumen a continuación, han sido basados en la aplicación de diversos métodos diseñados para alcanzar distintos objetivos. Para establecer la colonización y dinámica poblacional del castor se utilizaron fundamentalmente

relevamientos aéreos y terrestres, fotos aéreas e imágenes satelitales, además de censos poblacionales estacionales, realizados sobre cuencas de la Isla Grande. Se evaluaron, asimismo, evidencias indirectas de colonización de hábitat, como huellas, acumulación de alimento, montículos territoriales, restos de madera, entre otros (para detalles véase Lizarralde 1993, Lizarralde & Escobar 2000a).

La abundancia poblacional de castores fue estimada en base a presencia de colonias, distinguiendo aquellas colonias activas que eran utilizadas por una familia o grupo de castores a lo largo de todo el año. El número promedio de animales por colonia se estimó en base a la cosecha de todos los animales presentes en cada colonia. Con el fin de estimar la superficie promedio de los estanques, el potencial volumen de sedimento acumulado y las áreas impactadas, se registraron el largo, ancho y alto de los diques. Se evaluó asimismo la actividad y área de forrajeo. Con el fin de determinar el patrón de ocupación en cada cuenca se mapeó la localización de los estanques y las características geomorfológicas de cada cuenca colonizada (Coronato et al. 2003).

Análisis reproductivos y genéticos fueron desarrollados a partir de la obtención de muestras de tejidos (e.g. sangre, tractos reproductivos, cráneos, hígado, bazo, músculo), los cuales se obtuvieron de animales capturados vivos o muertos naturalmente. Se desarrollaron análisis cromosómicos y moleculares de secuencias de ADN mitocondrial (detalles en Lizarralde & Escobar 1996a, 1996b, Lizarralde et al. 2007).

Resultados

Distribución, abundancia y crecimiento poblacional

Actualmente, el castor ha invadido casi todas las cuencas andinas y extra-andinas del sistema hidrológico, ocupando el 98% de los ríos de la Isla Grande. Si bien no existe información actualizada sobre el estado de la población de castor en el resto de las islas del sector chileno, se puede afirmar que, en la actualidad, su distribución se extiende en gran parte del archipiélago de Tierra del Fuego, alcanzando un rango geográfico austral de 70.000 km².

“Actualmente, el castor ha invadido casi todas las cuencas andinas y extra-andinas del sistema hidrológico, ocupando el 98% de los ríos de la Isla Grande.”

La especie se concentra, aunque no está restringida, en zonas del bosque con drenajes abundantes e intrincados, como fondos de valle y turberas, disminuyendo en abundancia hacia las zonas esteparias. En particular, la mayor productividad de la especie se encontraría en áreas

protegidas y hábitat de turbales, las que deberían constituir blancos para el desarrollo de acciones de conservación (Lizarralde & Escobar 2000b).

Se estima que en la Isla Grande la población alcanzaría entre 50.000 y 70.000 individuos, con una abundancia de 4 a 5 colonias/km (Lizarralde 1993, Skewes et al. 2006). La densidad de colonias en actividad es de 0,7/km², con un promedio de 5 individuos por colonia, estimándose una tasa intrínseca de crecimiento cercana al 21-23% en Tierra del Fuego (Lizarralde 1993). Esta abundancia es similar a la registrada en áreas del Hemisferio Norte (Slough & Sadler 1977). Si se supone que éste número está cercano a la capacidad de carga, sería posible esperar que la alta densidad causara destrucción del hábitat, falta de alimento, entre otros, operando como factores inhibitorios al crecimiento poblacional (Lizarralde et al. 2004).

Estructura poblacional

La estructura de la población del invasor muestra que el mayor porcentaje (65%) de individuos lo constituyen crías menores a un año y juveniles de uno a tres años, mientras que la población restante (35%) corresponde a adultos mayores a tres años. La edad adulta máxima detectada en condiciones naturales fue de 14 años. Al igual que en poblaciones del Hemisferio Norte, es esperable que los juveniles de dos años, dejen la colonia paterna y colonicen nuevos territorios, siendo ésta la edad de reclutamiento de los juveniles en las nuevas áreas invadidas. Por ello la población de castor podría ser afectada significativamente al modificar la supervivencia o emigración de los individuos de 2 a 3 años de edad. Esto puede ser considerado como un mecanismo de regulación poblacional.

El peso de los ejemplares australes es de entre 14 - 30 Kg, registrándose un promedio de $17,88 \pm DS 7,51$. El largo total de los adultos es de 120 cm, con una media de $101,85 \pm 7,48$. La característica más notable de la especie es la cola aplanada en forma de remo, la cual puede alcanzar 23 - 33 cm de largo y 11 - 18 cm. de ancho.

Reproducción

Los castores no presentan diferenciación externa del sexo, siendo sus órganos sexuales internos, abriéndose los genitales dentro de una cloaca común. El pene se detecta por palpación, mientras que las hembras se detectan en el período de lactancia por la presencia de 4 mamas pectorales. En el Archipiélago Fueguino, el período reproductivo comienza en Junio y se extiende hasta Septiembre, con un pico en Julio. La proporción de sexos en condiciones naturales se acerca a uno. Observaciones de crías cercanas a los 2 meses, a comienzos y durante el verano, sugieren que las

mismas han nacido durante la primavera, entre Septiembre y Noviembre, lo que, considerando el inicio del período, indica que la gestación tiene una extensión de 90 a 100 días. El número medio de la camada es 3,37 animales con un rango de 3 – 7 y no se conocen evidencias de que tengan más de una camada al año (Provost 1958, Lizarralde et al. 1996a, Lizarralde & Escobar 1999).

Organización social

La colonia está constituida por un grupo o familia que ocupan un estanque o una sucesión de varios estanques en un curso de agua y utilizan un área alimenticia común: el “comedero”. El número de animales por colonia se estima en 5 individuos (rango 4-6) (Lizarralde 1993, Lizarralde et al. 1996a). Los castores son monógamos y la colonia está constituida por la pareja de padres, crías menores de 2 años y las nacidas durante el período, de 1 año. Este tipo de colonia representa la unidad funcional de la población, pero su número y composición puede variar de acuerdo a la calidad del hábitat fueguino. Es así, por ejemplo, que en el Parque Nacional Tierra del Fuego se registran colonias ocupadas sólo por 1 ó 3 individuos, y en algunos pocos casos hasta por 6 animales (Lizarralde et al. 1992). En este sentido, es oportuno resaltar que también en el Hemisferio Norte han sido registrados números variables de animales por colonia, lo cual es atribuido no sólo a la calidad del hábitat, sino a diferencias establecidas entre las poblaciones naturales y las sujetas a manejo (Payne 1985).

Alimentación

La alimentación del castor es exclusivamente vegetariana e incluye fundamentalmente corteza, hojas y ramas de especies leñosas. El ñire (*N. antarctica*), lenga (*N. pumilio*), coigüe de Magallanes (*N. betuloides*), canelo (*Drymis winteri*) y arbustos de los géneros *Pernettya*, *Berberis*, *Chiliodendron*, *Gunnera*, *Marsippospermum* y *Juncus*, constituyen las principales especies vegetales sobre las que forrajea los castores en TDF. Durante el verano y la primavera se hace más importante el consumo de vegetación herbácea. La tala de árboles y arbustos es más intensa durante el otoño, cuando el material es convenientemente trozado y almacenado bajo el agua en cercanía a la madriguera, como reservorio alimenticio para el invierno (Basey et al. 1988, Lizarralde & Escobar 1999).

Genética

El estudio cariológico de la población de Tierra del Fuego no mostró variaciones o polimorfismos cromosómicos en sus individuos. Los análisis indicaron que el cariotipo tiene un número diploide de

40, con todos sus cromosomas bibraquiales metacéntricos y 4 pares de submetacéntricos. El cromosoma X es un metacéntrico grande, y el Y es uno de los mas pequeños del complemento. El cariotipo de los ejemplares introducidos concuerda con los datos publicados para los del Hemisferio Norte pero difiere en los cromosomas sexuales, siendo el X más variable y totalmente metacéntrico (Ward et al 1991).

Datos inéditos de estudios moleculares de secuencias de ADN de genes mitocondriales, Citocromo b, 12Sr RNA, y un fragmento de 500 pb de la región del D-loop, muestran la existencia de diversos haplotipos o linajes fundadores en una muestra de la población del Parque Nacional Tierra del Fuego (Lizarralde et al. 2007). La existencia de estos haplotipos puede deberse a ausencia de flujo génico por aislamiento geográfico y endogamia, propios de poblaciones fundadoras insulares. Constituye esta especie un modelo adecuado para analizar procesos evolutivos vinculados a la especiación.

Efectos a nivel de paisaje y nutrientes

Los principales efectos del castor sobre el ecosistema de Tierra del Fuego se observan en laderas boscosas, áreas de ribera, así como en vegas húmedas y turbales. En este último caso, la formación de estanques en terrenos planos o levemente aterrizados incrementa significativamente el área de inundación en vegas. En valles planos, los estanques alcanzan tamaños entre 12 - 16 ha. En valles de ladera, por el contrario, la superficie de los estanques alcanza los 2.600 m², siendo menores en cuencas con pendientes pronunciadas.

Los restos de madera de árboles caídos y cortados por el castor producen la acumulación de material orgánico que modifica la química del agua, suelo y sedimento del estanque, así como de las áreas de ribera adyacentes. Asimismo, en ambientes invadidos por castor, se detectan alteraciones en la dinámica de elementos orgánicos principales y secundarios (Lizarralde et al. 1996b, Anderson et al. esta publicación).

Los diques de castores retienen una cantidad de sedimento que ha sido estimada en 684 - 120.000 m³ para Tierra del Fuego. Los nutrientes son liberados durante períodos estacionales de inundación, cuando los estanques son desbordados. Existe heterogeneidad en la acumulación de elementos entre sitios, observándose, por ejemplo, que los estanques de castor almacenan 7 veces más carbono, 3,5 veces más nitrógeno y 1,85 veces más fósforo orgánicos en sedimentos de sitios alterados que en sitios sin presencia de la especie invasora.

Consideraciones finales

El castor tuvo una sorprendente expansión poblacional poco tiempo después de su introducción en la Isla Grande, lo que produjo alteraciones ambientales de importancia y magnitud. Entre los efectos más importantes sobre los ecosistemas fueguinos, se destacan la destrucción del bosque de ribera, lo cual produce la desestabilización del suelo y marcados efectos erosivos en el resto del bosque; la alteración al régimen de luz por abertura de claros; la modificación de la estructura del hábitat y de la biota acuática; la

expansión de humedales, valles y vegas húmedas, por los cambios en el drenaje y en la profundidad de la napa freática y la acumulación de sedimento y materia orgánica, modificando los principales ciclos de nutrientes de las cuencas y áreas de ribera.

Los efectos ecológicos producidos por la presencia de castores en Tierra del Fuego son ubicuos y predecibles. Más aún, las alteraciones ecológicas permanecen como parte del paisaje por décadas o siglos, incluso indefinidamente (Ives 1942). En necesario, por lo tanto, mitigar los efectos producidos por el castor con un control planificado en las áreas de mayor productividad de la especie detectadas en Tierra del Fuego, las que al mismo tiempo se sobreponen totalmente a las áreas relevantes para el aprovechamiento de los recursos forestales (Lizarralde & Escobar 1999). Este control permitirá reducir los efectos ambientales y controlar el incremento del tamaño poblacional, mediante la extracción continua de animales.

Es esperable sin embargo, que debido a presentar características de dispersión, distribución y excelente adaptabilidad, existirían dos tipos de limitaciones que impedirían erradicarlo en forma definitiva del Archipiélago fueguino: a) En primer lugar podemos mencionar limitaciones de orden técnico, dado que de acuerdo a las características de invasión actual, ningún plan de erradicación (por trampeo o caza) permitiría extraer el 99,99% de la población y b) limitaciones de orden financiero, debido al elevado costo asociado a programas de manejo de largo plazo. En este escenario, una alternativa viable consideraría planes de control sostenidos en el tiempo, lo que permitiría limitar el crecimiento poblacional y mitigar los efectos de modificación producidos por esta especie invasora.

“Los efectos ecológicos producidos por (los) castores en Tierra del Fuego son ubicuos y predecibles. Más aún, las alteraciones ecológicas permaneces como parte del paisaje por décadas o siglos, incluso indefinidamente.”

Agradecimientos

Al CONICET de Argentina (PID-BID 50/91 y PIP 4306/96), a la IFS (International Foundation for Sciences) de Suecia y al Gobierno de la Pcia. de Tierra del Fuego por los subsidios otorgados para financiar los estudios referidos en este artículo.

Referencias

- Basey J., S. Jenkins & P. Busher (1988). Optimal central place foraging by beavers: tree size selection in relation to defensive chemicals of quaking aspen. *Oecologia* 76: 278-282.
- Coronato A., J. Escobar, C. Mallea, C. Roig & M. Lizarralde (2003). Características geomorfológicas de ríos de montaña colonizados por *Castor canadensis* en Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral* 13:15-26.
- Ives R.L. (1942). The beaver meadow complex. *Journal of Geomorphology* 5: 191-203.
- Lizarralde M., S. Álvarez & J. Escobar (1992). Control de las poblaciones de castor (*Castor canadensis*) en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Informe Técnico Interno, Intendencia Parque Nacional Tierra del Fuego, Administración de Parques Nacionales, Argentina. 13 pp.
- Lizarralde M. (1993). Current status of the beaver (*Castor canadensis*) introduced in Tierra del Fuego (Argentina). *Ambio* 22: 351-358.
- Lizarralde M., G. Deferrari, S. Álvarez & J. Escobar (1993a). Citogenética de poblaciones de roedores introducidos en Tierra del Fuego. Resúmenes XXIV Congreso Argentino de Genética, Misiones.
- Lizarralde M., G. Deferrari, S. Álvarez & J. Escobar (1993b). Estudios cromosómicos en el castor y la rata almizclera de Tierra del Fuego. Actas VIII Jornadas Argentinas de Mastozoología, Bariloche.
- Lizarralde M., G. Deferrari, J. Escobar & S. Álvarez (1996a). Estado poblacional de la población introducida de *Castor canadensis* en Tierra del Fuego: su estudio cromosómico. Contribución Científica Centro Austral de Investigaciones Científicas. Editorial Recursos Naturales, Ushuaia. 18 pp.
- Lizarralde M., G. Deferrari, J. Escobar & S. Álvarez (1996b). Nutrient dynamic alterations induced by beaver (*Castor canadensis*) on southern forest ecosystem. *Ecología Austral* 6: 101-105.
- Lizarralde M., G. Deferrari, J. Escobar, S. Álvarez & C. Camilión (1996c). El trampeo de animales mamíferos: un ensayo para el trampeo de castor y rata almizclera con trampas Conibear 330-2 y 110-2. Publicación Técnica N° 4. Editorial Recursos Naturales, Ushuaia. 12 pp.
- Lizarralde M. & J. Escobar (1999). Plan de Manejo de la especie *Castor canadensis*. Informe Técnico Subsecretaría de Recursos Naturales, Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego, Ushuaia, Argentina.
- Lizarralde M. & J. Escobar (2000a). Mamíferos exóticos en la Tierra del Fuego. *Ciencia Hoy* (Argentina) 10: 52-63.
- Lizarralde M. & J. Escobar (2000b). Composición faunística de las turberas de Tierra del Fuego: Los mamíferos. En: Coronato A. & C. Roig (Eds.). Libro de Actas Curso-Taller de Conservación de Ecosistemas a nivel mundial con énfasis en las turberas de Tierra del Fuego: 80-82. Fundación Oro Verde, Daimler Chrysler, Alemania.
- Lizarralde M. & C. Venegas (2002). El castor en las tierras más australes del planeta. En: Primack R., R. Rozzi, F. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo (Eds.). Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas: 231-232. Fondo de Cultura Económica, México.

- Lizarralde M., J. Escobar & G. Deferrari (2004). Invader species of Argentina: a review about beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia* 29: 352-356.
- Lizarralde M., G. Bailliet, S. Poljak, M. Fasanella & C. Giulivi (2007). Assessing population structure of invasive North American beaver (*Castor canadensis*) in Tierra del Fuego (Argentina) using mitochondrial DNA. *Biological Invasions* DOI 10.1007/s10530-007-9161-6 (On Line Version).
- Payne N. (1985). Trapline management and population ecology of Newfoundland beaver. *Wildlife Society Bulletin* 8: 110-117
- Provost E. (1958). Studies on reproduction and population dynamics in beaver. PhD Thesis, Washington State University, Pullman. 85 pp.
- Sielfeld W. & C. Venegas (1980). Poblamiento e impacto ambiental del *Castor canadensis* Kuhl en la Isla Navarino, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 2: 247-257.
- Slough B. & R. Sadler (1977). A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis* Kuhl). *Canadian Journal of Zoology* 55: 1324-1335.
- Skewes O., F. González, R. Olave, A. Ávila, V. Vargas, P. Paulsen & H.E. König (2006). Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research* 52: 292-296.
- Ward O., A. Graphodatsky, D. Wurster-Hill, V. Eremina, J. Park & Q. YU (1991). Cytogenetics of beavers: a case of speciation by monobrachial centric fusions. *Genome* 34: 324-328.

Parte 2:

Ecología e Impactos del Castor en Tierra del Fuego



IMPLICANCIAS DE RESTAURACIÓN DE LA REMOCIÓN DEL CASTOR EN EL ARCHIPIÉLAGO AUSTRAL DE CHILE Y ARGENTINA: COMPRENDIENDO EL ROL ECOLÓGICO DEL *Castor canadensis* COMO UN INGENIERO DE ECOSISTEMAS EXÓTICO

Christopher B. Anderson, Guillermo Martínez Pastur, María Vanessa Lencinas, Petra K. Wallem & Michelle C. Moorman

Resumen

El castor norteamericano (*Castor canadensis* Kuhl) fue introducido en el año 1946 en el sector argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego. La población de castores se ha expandido a gran parte del archipiélago, desde la liberación inicial de 25 parejas, colonizando inclusive una parte del sector continental de Chile a mediados de la década de los '90. El castor es un ingeniero de ecosistemas que posee una acción invasiva que afecta un amplio rango de ecosistemas, incluyendo hábitats terrestres y acuáticos, afectando no solo a nivel de comunidades bióticas sino a nivel de paisaje completo. El patrón de expansión del castor, que incluye la estepa, y su alta densidad de ocupación (0,1-5,4 colonias km⁻¹ de arroyos) ponen en evidencia que el hábitat que ofrece el archipiélago austral es óptimo para facilitar su invasión. Los mecanismos que explican esta facilitación incluyen la baja presión de predadores y la amplia oferta alimenticia del medio ambiente. Aquí, se presentan datos de vegetación ribereña, insectos terrestres, aves, macroinvertebrados acuáticos y peces dulceacuícolas para mostrar que los efectos ecológicos generales de la acción ingenieril de los castores son similares a lo esperado a nivel de parche de acuerdo a los estudios realizados en Norteamérica, pero las estrategias de regeneración de los bosques de *Nothofagus* no están adaptadas para mantener los actuales niveles de poblaciones de castores. Como resultado de ello, el paisaje invadido tiene una baja capacidad para recuperarse y poder hacer frente a un disturbio sostenido del castor, siendo el mayor cambio a nivel de paisaje que han sufrido los bosques subantárticos desde el retroceso de los hielos durante la última glaciación. Hasta la fecha, no se han coordinado esfuerzos binacionales para controlar al castor, siendo necesario coordinar programas conjuntos de investigación y obtención de recursos para revertir esta situación, que incluyan la ecología de los ecosistemas nativos que deseen ser conservados y restaurados (en vez de la biología de la especie invasora *per se*). Particularmente es importante el entendimiento de la dinámica de la regeneración y el potencial de restauración de las especies que crecen en los bordes de ríos y arroyos, así como la potencialidad de plantación con especies forestales nativas. Por otra parte,

dentro del contexto de la restauración del paisaje subantártico, los ecosistemas acuáticos de los arroyos podrían responder más rápida y favorablemente que los ecosistemas ribereños. En conclusión, la influencia invasiva de los castores en el archipiélago subantártico representa uno de los más grandes cambios ecológicos en estos ecosistemas en los últimos 10.000 años. Mitigar este impacto y restaurar los ecosistemas afectados debería ser una alta prioridad para los responsables del manejo, la ciudadanía y los científicos que viven y trabajan en el archipiélago fueguino.

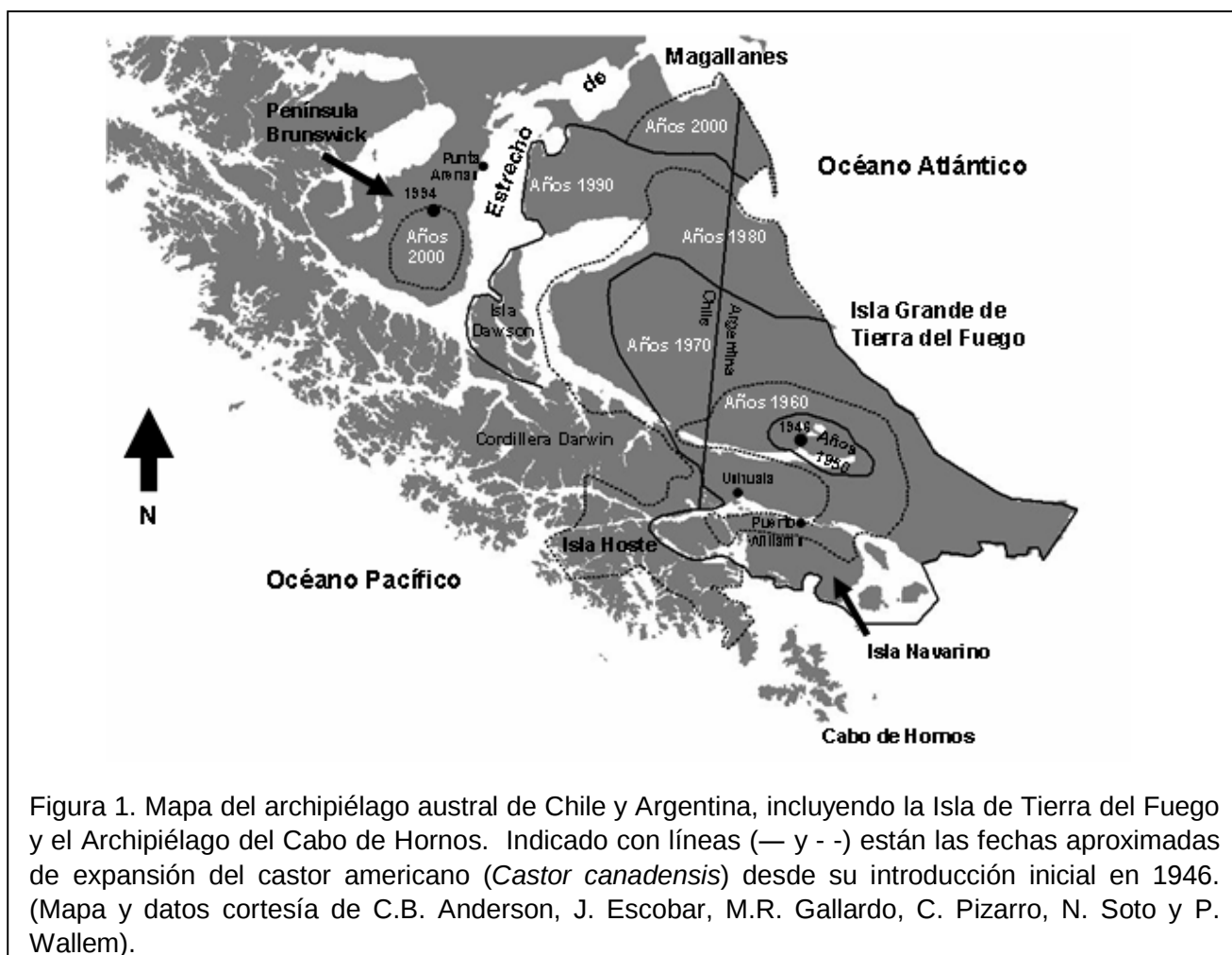
Introducción

El conocimiento ecológico que se tiene del archipiélago subantártico, que comparten Chile y Argentina (Fig. 1), continúa siendo en gran parte incompleto, en especial respecto a determinados grupos taxonómicos. Sin embargo, el entendimiento actual nos permite afirmar por una parte que estos ecosistemas son algunos de los menos alterados del planeta en términos de la densidad de población humana y la cobertura de vegetación nativa intacta (Mittermeier et al. 2001), pero por otro lado, están altamente invadidos por especies exóticas (Rozzi et al. 2006). Si tenemos en consideración esta paradoja, nos enfrentamos al desafío de manejar proactivamente una zona de conservación de alta prioridad con sólo una información parcial.

“...nos enfrentamos al desafío de manejar proactivamente una zona de zonservación de alta prioridad con sólo una informacion parcial.”

Además, siendo un sector remoto y aislado del continente Americano, hasta hace muy poco la investigación en el archipiélago se basaba en proyectos y observaciones a corto plazo. En la actualidad, no obstante, se ha establecido en la región un creciente número de científicos y proyectos, lo que permite una síntesis aún mayor de los datos acumulados por motivo de proyectos a largo plazo que posibilitan un análisis más profundo de los procesos ecológicos de los ecosistemas forestales más australes del mundo.

Últimamente, gran parte de la atención por parte de científicos y autoridades se ha centrado en el control y/o erradicación de especies exóticas en el archipiélago. Una de las especies introducidas de especial relevancia es el castor americano (*Castor canadensis* Kuhl), que en principio fue liberado en la Isla Grande de Tierra del Fuego con el fin de promover la industria peletera, pero su capacidad para “manipular” los ecosistemas produce impactos sobre vastas extensiones de hábitats ribereños y acuáticos. Debido al impacto que produce en todo el archipiélago, el castor es considerado una especie invasora dañina y organismos gubernamentales de Argentina y Chile, así como también varias organizaciones conservacionistas e instituciones de investigación, están



interesados en implementar y evaluar medidas que conduzcan a su erradicación del extremo austral de América del Sur.

Por lo tanto, una presurosa necesidad en el contexto de la elaboración de dicho plan de erradicación es sintetizar los conocimientos existentes acerca de los ecosistemas subantárticos y el rol que juega el castor como ingeniero de ecosistemas invasor. Este documento presenta una visión integral de los conocimientos actuales sobre la ecología de los ecosistemas ribereños y de agua dulce en el archipiélago austral de Chile y Argentina, incluida la Isla Grande de Tierra del Fuego y el archipiélago de Cabo de Hornos. Se describirán los impactos conocidos que tienen los castores sobre estos ecosistemas y la información actual que puede ayudar a implementar un programa no sólo para la erradicación del castor, sino también para la restauración de un paisaje subantártico “natural”. Como la información disponible acerca de estos ecosistemas es incompleta sólo se presentarán datos en relación a ciertas comunidades bióticas, centramos nuestra atención en el impacto que tienen los castores sobre especies de plantas vasculares (ribereñas) y macroinvertebrados

bentónicos (acuáticos), pero se hace mención a otros grupos taxonómicos (insectos, peces, aves y mamíferos) para los cuales hay menos datos disponibles.

Los singulares ecosistemas ribereños y acuáticos del archipiélago austral

Los bosques templados de América del Sur se ubican entre 33° y 56° latitud sur y se caracterizan por poseer baja riqueza de especies y un mayor endemismo que los bosques en latitudes equivalentes del Hemisferio Norte (Armesto et al. 1995, Veblen et al. 1996). Chile y Argentina albergan juntos el más extenso de los bosques templados del Hemisferio Sur y varias barreras biogeográficas, como por ejemplo desiertos, altas montañas y pampas áridas, separan estos ecosistemas de las ecoregiones forestales templadas y tropicales más al norte. Estas barreras aíslan los bosques templados de América del Sur, convirtiéndolos en una isla biogeográfica para gran parte de su flora y fauna.

En el extremo austral del continente Sudamericano, los archipiélagos de Tierra del Fuego y Cabo de Hornos albergan ecosistemas forestales que son los más australes del mundo, siendo el equivalente latitudinal en el Hemisferio Sur del norte de Bristish Columbia (Canadá) y el sur de Alaska (EE.UU.). El Estrecho de Magallanes separa el archipiélago austral del continente, y numerosos canales y fiordos dividen la zona en cientos de islas más pequeñas. Adicionalmente, la mayor parte de esta región estuvo cubierta por glaciares y que finalizó aproximadamente 10.000 años atrás. Por consiguiente, debido a su alta latitud e historial biogeográfico, las comunidades bióticas del archipiélago austral son relativamente pobres respecto de la mayoría de los grupos taxonómicos grandes, como por ejemplo los vertebrados terrestres y las plantas vasculares, no obstante las plantas no vasculares son una excepción importante con una diversidad relativamente alta (Goffinet et al. 2006, Rozzi et al. 2008).

“...los archipiélagos de Tierra del Fuego y Cabo de Hornos albergan ecosistemas forestales que son los más australes del mundo...”

La Ecoregión de los Bosques Magallánicos Subantárticos es dominada sólo por tres especies de árboles del género *Nothofagus* (Pisano 1977). Dos son deciduos (*N. pumilio* y *N. antarctica*) y uno es siempreverde (*N. betuloides*); siendo todos de hoja ancha. En marcado contraste con los bosques boreales del Hemisferio Norte, las coníferas no son parte importante de los bosques del archipiélago subantártico. Eventualmente, es posible encontrar dos especies de coníferas (*Dacrydium fonkii* y *Pilgerodendron uviferum*) que se ubican en la zona oeste de la región, pero ellas no constituyen un tipo de vegetación representativa en el archipiélago subantártico (Moore 1983). En términos

generales, las comunidades de plantas contienen aproximadamente 600 especies vasculares y al menos, 700 taxa no vasculares (musgos y hepáticas) (Moore & Goodall 1977, Goffinet et al. 2006, Rozzi et al. 2008).

Como la masa continental más austral del mundo, fuera de la Antártica, los ecosistemas ribereños y acuáticos subantárticos del archipiélago austral presentan características particulares respecto de la diversidad y estructura de las comunidades bióticas que albergan. Los ecosistemas ribereños incluyen pastizales y turberas, así como también bosques de *Nothofagus* que crecen en el borde del agua. La topografía afecta la estructura de las plantas del bosque y sotobosque en los bosques ribereños. En los lugares con buen drenaje, suelos profundos y protección contra el viento, los árboles pueden alcanzar una altura considerable (hasta 30 m), mientras que en los sitios más húmedos con un nivel freático oscilante, se desarrollan humedales y ciénagas donde desarrollan árboles achaparrados de *N. pumilio* y *N. antarctica*. El sotobosque ribereño de bosques de *N. pumilio* (lenga) tiene mayor riqueza de especies que los bosques de lenga de las tierras altas o que los de *N. antarctica* (ñirre), esto dado por la mayor disponibilidad de agua en el suelo (Huston 1994). En la zona central de Tierra del Fuego, los bordes de arroyos y humedales pueden albergar casi el doble de las especies de los bosques de las tierras altas adyacentes (60-65 plantas de sotobosque para zonas ribereñas de arroyos y humedales, en comparación con las 25 especies a nivel del suelo para las masas de lenga o las 35 en los bosques de *N. antarctica*; Lencinas 2005) (Tabla 1). Ocasionalmente, y según las características geomorfológicas fluviales del curso de agua, estos ambientes pueden albergar también comunidades de plantas acuáticas, algunas de las cuales pueden vivir en tierra en zonas muy húmedas y otras que sólo crecen exclusivamente en hábitats acuáticos (Moore 1983). A su vez, los humedales incluyen arbustos, briófitas, helechos, hierbas, plantas acuáticas y algas, así como también algunas especies obligadas que no se hallan en los bosques de las tierras altas, como por ejemplo, *Senecio smithii* (Tabla 1) (Lencinas 2005).

Los ecosistemas ribereños y de humedales presentan una alta proporción de especies que sólo se hallan en estos lugares. Un tercio (33%) de las especies de plantas en estos tipos de ambientes son exclusivas de los ecosistemas de ribera y humedales (Lencinas 2005). En contraste, todas las especies de plantas del sotobosque de *N. pumilio* de las tierras altas están también presentes en la zona ribereña, humedales u otros ambientes forestales (p.ej., bosques de *N. antarctica*). Es por ello que podemos

“...el valor de conservación de los bosques ribereños, que es donde los castores producen el principal impacto, es muy alto en comparación con otros tipos de hábitat forestales.”

Tabla 1. Ocurrencia promedio (% $\pm$ SD) de especies de plantas de sotobosque en parcelas observadas a lo largo de bosques ribereños de *Nothofagus pumilio* y humedales en la zona centro de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Especies	Bosque ribereño	Humedal
	%	%
<i>Acaena magellanica</i>	70 (8.4)	73 (13.7)
<i>Adenocaulon chilense</i>	33 (13.7)	--
<i>Agrostis stolonifera</i>	17 (11.7)	10 (8.4)
<i>Alopecurus magellanicus</i>	3 (4.1)	33 (18.6)
<i>Berberis buxifolia</i>	7 (5.2)	7 (5.2)
<i>Blechnum penna-marina</i>	43 (14.7)	30 (10.5)
<i>Cardamine glacialis</i>	87 (10.3)	63 (11.7)
<i>Carex curta</i>	30 (13.8)	37 (14.7)
<i>Cerastium fontanum*</i>	57 (7.5)	73 (13.7)
<i>Cotula scariosa</i>	10 (8.4)	33 (15.1)
<i>Dysopsis glechomoides</i>	40 (15.5)	--
<i>Festuca magellanica</i>	23 (11.7)	20 (11.0)
<i>Galium aparine</i>	47 (10.3)	3 (4.1)
<i>Gunnera magellanica</i>	20 (6.3)	53 (16.3)
<i>Nothofagus antarctica</i>	--	13 (8.2)
<i>Nothofagus pumilio</i>	100 (0.0)	83 (7.5)
<i>Osmorhiza depauperata</i>	93 (5.2)	50 (12.2)
<i>Pernettya pumila</i>	17 (4.1)	33 (12.1)
<i>Phleum alpinum</i>	20 (12.6)	23 (19.4)
<i>Poa pratensis</i>	13 (10.3)	20 (16.7)
<i>Poa sp.</i>	5 (7)	10 (8.4)
<i>Rubus geoides</i>	13 (8.2)	10 (8.4)
<i>Schizeilema ranunculus</i>	73 (5.2)	70 (13.8)
<i>Senecio smithii</i>	33 (13.7)	80 (12.6)
<i>Taraxacum officinale*</i>	10 (7.0)	3 (4.1)
<i>Trisetum spicatum</i>	27 (10.3)	--
<i>Uncinia lechleriana</i>	23 (11.7)	10 (8.4)
<i>Viola magellanica</i>	53 (8.2)	13 (5.2)

SD = desviación estándar. * indica especies exóticas.
(Para información sobre locaciones y muestreo véase Lencinas 2005).

afirmar que el valor de conservación de los bosques ribereños, que es donde los castores producen el principal impacto, es muy alto en comparación con otros tipos de hábitat forestales (Lencinas 2005). Sin embargo, los hábitats húmedos presentan también una mayor proporción de especies de plantas exóticas, incluidas *Taraxacum officinale*, *Cerastium fontanum*, *Montia fontana*, *Rumex*

acetosella, *Sagina procumbens*, *Stellaria media*, *Veronica serpyllifolia*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense* y *Agrostis stolonifera* (Lencinas 2005, Anderson et al. 2006a, Martínez Pastur et al. 2006).

En contraste con las plantas, la entomofauna terrestre en las zonas ribereñas y en los humedales tiene menor riqueza que la observada en los bosques de *N. pumilio* de las tierras altas (74-121 morfoespecies de 35 familias en las zonas de arroyos y humedales, en comparación con 153 morfoespecies de 46 familias en los bosques adyacentes de *N. pumilio*, Lencinas 2005). Adicionalmente, a diferencia de las plantas, la mayoría de los taxa de los humedales y zonas ribereñas son comunes también en otros hábitats, y se descubrió que sólo 7-9 morfoespecies sólo se encuentran en zonas asociadas al agua (Tabla 2, Lencinas 2005). Las comunidades de invertebrados terrestres de humedales y zonas ribereñas son también mucho más homogéneas que los ensambles de bosques interiores, lo que podría tener relación con el hecho de que los bosques maduros de *N. pumilio* tienen mayor diversidad de microhábitats y, por ende, mayor diversidad taxonómica para la entomofauna relacionada (Ozanne et al. 2000).

Una limitación respecto de la afirmación antes indicada es que a la fecha los estudios de la entomofauna terrestre no han podido dar cuenta a cabalidad del ingreso de insectos adultos de agua dulce hacia los ambientes terrestres adyacentes. Como los patrones de emergencia de estos taxa continúan siendo en su mayoría desconocidos, su importancia y diversidad en los ecosistemas ribereños es difícil de evaluar porque requiere de muestreo en el momento apropiado del año para capturar individuos adultos que salen del agua para reproducirse en tierra. Sin embargo, la

Tabla 2. Riqueza de morfoespecies (S) y abundancia (# de individuos) de insectos terrestres adultos de zonas de bosque ribereño y humedales en la zona centro de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Orden	Bosque		Humedal	
	S	#	S	#
Coleoptera	9	29	9	22
Diptera	38	225	48	1136
Hymenoptera	10	14	30	182
Lepidoptera	12	74	27	1,635
Psocoptera	1	3	1	1
Homoptera	1	1	4	11
Trichoptera	1	1	2	5
Ephemeroptera	1	1	0	0
Plecoptera	1	1	0	0
Total	74	349	121	2,992

El total se refiere a la suma de riqueza y abundancia de insectos para cada hábitat (para información sobre localidades y muestreo véase Lencinas et al. en prensa).

Tabla 3. Fauna de macroinvertebrados de agua dulce colectada en los archipiélagos de Cabo de Hornos y Tierra del Fuego.

Clase	Orden	Familia	Sub-Familia	Género	Especie	FFG	BA
Annelida	Hirudinea					par/pred	1
	Oligochaete					c-g	1
Arthropoda	Collembola	Entomobryomorpha				c-g/pred	
	Hydracarina					par/pred	1
Crustacea	Amphipoda	Amphipodidae	Hyalellidae	<i>Hyalella</i>	<i>simplex</i>	c-g	1
	Copepoda	Calanoidea				c-g	1
		Harpatacoidea					1
		Cyclopoidea					1
	Ostracoda						1
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae		<i>Lancetes</i>	sp.	pred	1
		Elmidae		<i>Luchoelmis</i>	sp.	sc	
		Hydrophilidae				pred	
		Scirtidae				c-g, sh	
		Blephariceridae		<i>Edwarsina</i>	sp.	sc	
	Diptera	Ceratapagonidae				pred	1
		Chironomidae	Aphroteniinae	<i>Aphroteniella</i>	sp.	pred	
			Chironominae	<i>Chironomini genus 1</i>	sp.	c-g	1
			Orthoclaadiinae	<i>Cricotopus/Orthocladus</i>	sp. 1 & sp. 2	sh/c-g	1
				<i>Corynoneura</i>	sp.	c-g	
			Podonominae	<i>Podonomus</i>	sp.		
			Tanypodinae	<i>Alotanypus</i>	sp.	pred	1
				<i>Apsectrotanypus</i>	sp.1	pred	
				<i>Macropelopiini genus 1</i>	sp. 1	pred	
				<i>Apsectrotanypus</i>	sp.2	pred	
				<i>Procladius</i>	sp.	pred	
				<i>Hemerodromia</i>	sp.	pred/c-g	
		Empididae				c-	
		Ephydriidae				g/sh/sc/pred	
		Muscidae				pred	
		Pelecorhynchidae					
		Psychodidae					
		Simuliidae		<i>Gigantodax</i>	<i>antarcticus</i>	fil	
					<i>rufescens</i>	fil	

		Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	sp.	pred,	
			<i>Tipula</i>	sp.	c-g/shrd	
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops</i>	<i>torrens</i>	sc	
				<i>peruvianus</i>	sc	
		Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i>	<i>chiloense</i>	sc	
			<i>Massartellopsis</i>	<i>irarrazavali</i>	sc	
		Nesameletidae	<i>Metamonius</i>	<i>anceps</i>		
	Hemiptera	Corixidae	<i>Corixa</i>	sp.	pred	1
	Plecoptera	Austroperlidae	<i>Klapopteryx</i>	sp.		
		Gripopterygidae	<i>Notoperla</i>	<i>fuegiana</i>		
			<i>Rhithroperla</i>	<i>rossi</i>	sh	
			<i>Antarctoperla</i>	<i>michaelseni</i>	sh	
			<i>Limnoperla</i>	<i>jaffueli</i>		
			<i>Rhithroperla</i>	<i>rossi</i>		
			<i>Pelurgoperla</i>	sp.		
			<i>Udamocercia</i>	sp.		
	Trichoptera	Notonemeuridae	<i>Matigoptila</i>	<i>brevicornuta</i>	sc	
		Glossosomatidae	<i>Rheochorema</i>	<i>magellanicum</i>	pred	
		Hydrobiosidae	<i>Monocosmoecus</i>	<i>hyadesi</i>	sh/c-g/sc	
		Limnephilidae				
Mollusca	Bivalva	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>	<i>magellanicum</i>	fil	1
	Gastropoda	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i>	sp.	sc	
Total			53 Taxa			15

FFG se refiere a Grupo Funcional Trófico: par = parásito; pred = depredador; c-g = recolector; sc = raspador; sh = fragmentador; fil = filtrador. Los taxa que fueron comúnmente encontrados en pozas de castor o arroyos que atravesaban praderas de castor, fueron considerados "taxas asociados a castor".

comunidad de macroinvertebrados acuáticos descritos en los arroyos del archipiélago consiste en 53 taxa (Moorman et al. 2006, Anderson 2006, Anderson & Rosemond 2007; Tabla 3), algunos de los cuales son endémicos del archipiélago austral (*Rheochorema magellanicum* y *Monocosmoecus hyadesi* [Trichoptera] y *Notoperla fuegiana* [Plecoptera]) o los bosques templados del sur (*Antarctoperla michaelsoni* y *Rhithroperla rossi* [Plecoptera], *Meridialaris chiloensis*, *Metamonius anceps* y *Andesiops torrens* [Ephemeroptera] y el complejo *Gigantodax bryophii* [Diptera]) (Moorman et al. 2006). La distribución, estructura y función de este ensamble recién comienza a evaluarse (Anderson & Rosemond 2007).

El ensamble de vertebrados que se halla en los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas del archipiélago incluye aves, mamíferos y peces, y una especie de lagartija (*Liolaemus magellanicus*) que se encuentra sólo en la Isla Grande de Tierra del Fuego. Las aves son las más abundantes y diversas de estos grupos de vertebrados. La avifauna muestra una riqueza característica en las orillas de los arroyos y humedales que es similar a la de los bosques de las tierras altas adyacentes, pero con un ensamble distinto (Tabla 4). Cinco de las 15-18 especies registradas en las zonas ribereñas no se hallan en las tierras altas forestales adyacentes (*Anas flavirostris*, *Chloephaga picta*, *Chloephaga poliocephala*, *Cinclodes patagonicus* y *Scytalopus magellanicus*) (Lencinas et al. 2005). Sin embargo, las aves más comúnmente observadas en la zona ribereña y humedales (*Aphrastura spinicauda* y *Carduelis barbata*) son también especies comunes en los bosques adyacentes (Anderson & Rozzi 2000, Lencinas 2005).

El ensamble de mamíferos del archipiélago comprende sólo 13 especies nativas y 16 especies introducidas por los humanos desde el continente o de otras partes del mundo (Tabla 5). Los peces de agua dulce son también un grupo relativamente pobre en especies, constituido por ocho taxa nativos y tres especies de truchas exóticas (Vila et al. 1999, Cussac et al. 2004, Anderson et al. 2006b, Moorman 2007). Es también importante señalar que la distribución biogeográfica de estos vertebrados es parchosa y que no todas las islas tienen las mismas poblaciones residentes. Por ejemplo, los guanacos (*Lama*

“El ensamble de mamíferos del archipiélago comprende sólo 13 especies nativas y 16 especies introducidas por los humanos...”

guanicoe) están presentes en la isla Navarino e isla Grande, mientras que el zorro culpeo fueguino (*Pseudalopex culpaeus lycoides*) se encuentra en la isla Hoste e isla Grande. Asimismo, no se encuentra a la trucha exótica café (*Salmo trutta*) en las islas Navarino o Hoste, pero está confirmada su presencia en la isla Grande (Vila et al. 1999, Moorman 2007). El carácter heterogéneo de los ensambles faunísticos del archipiélago será importante de considerar a la hora de desarrollar planes para la restauración de los ecosistemas.

Tabla 4. Frecuencia de abundancia (número de veces observado durante un esfuerzo de muestreo estandarizado) de especies de aves para bosques ribereños y humedales de la zona central de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Especies	Bosque ribereño	Humedal
<i>Anairetes parulus</i>	1	5
<i>Anas flavirostris</i>	7	5
<i>Aphrastura spinicauda</i>	114	91
<i>Carduelis barbata</i>	27	124
<i>Chloephaga picta</i>		P
<i>Chloephaga poliocephala</i>	1	1
<i>Cinclodes patagonicus</i>	P	8
<i>Elaenia albiceps</i>	22	15
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	9	7
<i>Milvago chimango</i>		3
<i>Polyborus plancus</i>		6
<i>Phrygilus patagonicus</i>	3	10
<i>Pygarrichas albogularis</i>	5	1
<i>Scytalopus magellanicus</i>	1	7
<i>Tachycineta leucopyga</i>	6	5
<i>Troglodytes aedon</i>	31	31
<i>Turdus falcklandii</i>	8	10
<i>Zonotrichia capensis</i>	28	55

P = especie presente, pero no muestreada. Para información sobre locaciones y muestreo véase Lencinas et al. (2005).

Castores norteamericanos en el fin del mundo

Castor canadensis fue introducido en la Isla Grande de Tierra del Fuego en 1946 por el Ministerio de Marina Argentino, que llevó 25 parejas a la zona del Río Claro en cercanías del lago Fagnano (Daciuk 1978, Sielfeld & Venegas 1980, Lizarralde 1993, Massoia & Chébez 1993, Jaksic et al. 2002) (Fig. 1). Curiosamente, su caza no se autorizó hasta 1981 (Lizarralde 1993). Durante la década de los '60, algunos individuos cruzaron el Canal Beagle, hacia lo que hoy es la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, colonizando en forma progresiva las islas vecinas de Navarino, Hoste, Picton, Nueva y Lennox (Sielfeld & Venegas 1980, Lizarralde 1993, Briones & otros, 2001, Jaksic et al. 2002, Skewes et al. 2006, Anderson et al. 2006b, Moorman et al. 2006). En la isla Dawson, en el Estrecho de Magallanes, entre Tierra del Fuego y el continente, personal de la Armada de Chile informó de las primeras colonias de castores en 1989 (Skewes et al. 2006). Adicionalmente, en la Península de

Tabla 5. Mamíferos nativos y exóticos de los archipiélagos de Tierra del Fuego y Cabo de Hornos.

Especies nativas			
Orden	Nombre científico	Nombre común	Lugar
Artiodactyla	<i>Lama guanicoe</i>	Guanaco	IG & Nav
Carnivora	<i>Lontra provocax</i>	Nutria de río, Huillín	IG, Pic, Len, Gor & Wol
	<i>Lontra felina</i>	Nutria de mar	IG, Ho, Pic, Gor & Wol
	<i>Pseudalopex culpaeus</i>	Zorro colorado fueguino	IG & Ho
Chiroptera	<i>Histiotus montanus</i>	Murciélago orejudo	IG, Nav & Wol
	<i>Myotis chiloensis</i>	Murciélago de Chiloé	IG, Nav & Gre
Rodentia	<i>Myocastor coypus</i>	Coypo	IG & Gor
	<i>Abrothrix xanthorhinus</i>	Ratón de hocico amarillo	IG, Nav & Ho
	<i>Abrothrix longipilis</i>	Ratoncito lanudo	IG
	<i>Akodon herskovitzi</i>	Ratón del Cabo de	He, Ht & Hor
	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga	IG, Wol, Ht & Ho
	<i>Euneomys chinchilloides</i>	Ratón chinchilla fueguino	IG, Wol, Ht & Ho
	<i>Ctenomys magellanicus</i>	Tuco tuco magallánico	IG
Total	13 especies		
Especies exóticas			
Orden	Nombre científico	Nombre común	Lugar
Artiodactyla	<i>Sus scrofa</i>	Cerdo salvaje	IG, Nav & Gor
	<i>Bos tarus</i>	Vaca salvaje	IG & Nav
	<i>Capra hircus</i>	Cabra salvaje	Sta
	<i>Cervus elaphus</i>	Ciervo rojo	Sta
Carnivora	<i>Canis lupus familiaris</i>	Perro salvaje	IG, Nav & Hr*
	<i>Felis domesticus</i>	Gato salvaje	IG, Nav & Hr*
	<i>Mustela vison</i>	Visón americano	IG, Nav & Ho
	<i>Pseudalopex griseus</i>	Zorro chilla	IG
Lagomorpha	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo europeo	IG, Nav** & Len**
Perisodactyla	<i>Equus caballus</i>	Caballo salvaje	IG & Nav
Rodentia	<i>Castor canadensis</i>	Castor americano	IG, Nav, Ho, Pic, Nu &
	<i>Ondatra zibethicus</i>	Rata almizclera	IG, Nav, Ho, Pic, Nu &
	<i>Rattus rattus</i>	Rata negra	IG
	<i>Rattus norvegicus</i>	Rata noruega, Huarén	IG, Nav
	<i>Mus musculus</i>	Ratón común	IG, Nav
Xenarthra	<i>Chaetophractus villosus</i>	Peludo o Armadillo	IG
Total	16 especies		

Abreviaciones de los lugares (todos los nombres se refieren a islas): Gre = Grevy, Gor = Gordon, He = Herschel, Ht = Hermite, Ho = Hoste, Hr = Hornos, IG = Isla Grande, Len = Lennox, Nav = Navarino, Nu = Nueva, Pic = Picton, St = Isla de los Estados, Wol = Wollaston. * indica animales domésticos mantenidos en puestos remotos de la Amada. ** indica presencia no confirmada. Fuentes: Allen 1905, Anderson et al. 2006b, Bridges 1978, Cabrera 1961, Lizarralde and Escobar 2000, Olrog 1950, Patterson et al. 1984, Peña y Barría 1972, Poljak et al. 2007, Reise y Venegas 1987, Sielfeld 1977, Sielfeld 1984, Thomas 1916.

Brunswick, una zona continental adyacente al archipiélago de Tierra del Fuego, se han detectado varias colonias desde la década de los '90 (Wallem et al. 2007). A la fecha, no obstante, las islas Wollaston (Parque Nacional Cabo de Hornos) y la zona más occidental del archipiélago dentro del Parque Nacional Alberto D'Agostini aún no muestran señales de colonización del castor (Anderson et al. 2006b, Moorman et al. 2006) (véase también el Recuadro 1).

Preferencias alimenticias del castor en el archipiélago subantártico

Los castores son herbívoros generalistas que consumen al menos 80 especies leñosas distintas y 149 plantas herbáceas en su rango nativo, incluidas raíces y plantas acuáticas, así como también el cambium de los árboles maduros (Nolet et al. 1994, MacDonald et al. 1995, Collen & Gibson 2001). Estas plantas aportan tres usos diferentes: (a) una fuente directa de alimento, (b) una reserva de alimento para el invierno, y (c) material de construcción de madrigueras y diques (Busher 1996). En Tierra del Fuego, la dieta de verano de los castores se ha identificado como consistente principalmente de especies herbáceas, mientras que en el invierno predominan las especies leñosas (Castillo 2006). *Nothofagus pumilio* fue el único alimento que se consumió en mayor proporción que su disponibilidad natural (Mella et al. 1995). Por otro lado, *Drimys winteri* y *Maytenus magellanica* parecen ser evitados (véase resumen en Wallem et al. 2007).

Estas preferencias alimenticias se corresponden en general con el patrón de colonización que muestra el castor en el archipiélago. Las zonas más meridionales en las islas Wollaston (Parque Nacional Cabo de Hornos) y occidentales (P.N. Alberto D'Agostini) de la región insular continúan aparentemente libres de castores (Anderson et al. 2006b, Moorman et al. 2006) y estas zonas son las que no tienen *N. pumilio*, estando conformadas en su lugar por “bosques de

**“...las islas Wollaston
(P.N. Cabo de Hornos)
y occidentales (P.N.
Alberto D'Agostini) de
la región insular
continúan
aparentemente libres
de castores...”**

canal” (*sensu* Rozzi et al. 2006) de *N. betuloides* –*Maytenus magellanicum* –*Drimys winteri* (Moorman et al. 2006, Rozzi et al. 2006). Anecdóticamente, se ha indicado que en Tierra del Fuego los castores comen también briófitas y algas marinas, lo que no se ha descrito para su hábitat nativo (Briones et al. 2001, Andrade 2005).

Dinámica de los ecosistemas ribereños y la influencia de la invasión de castores

Informes del Hemisferio Norte indican que la explotación no sustentable de los recursos por parte de los castores disminuye la calidad del hábitat, produciéndose una dinámica poblacional inestable (Hall 1960), situación que se ha podido observar en Canadá donde la sobrexplotación del sauce (*Salix* spp.) generó ciclos de colapso en la población de castores (Aleksiuk 1970). Si bien *N. pumilio* es muy abundante en sectores del archipiélago (al norte de la Cordillera de Darwin en la Isla Grande de Tierra del Fuego y en la costa norte de la isla Navarino), en otras zonas de la región está totalmente ausente (Rozzi et al. 2006). No obstante, aún no se ha podido demostrar la existencia de fluctuaciones en la población de castores en la zona austral de América del Sur, pero teniendo en cuenta las características particulares de la regeneración de los *Nothofagus*, es posible que el recurso alimenticio se vea limitado en el futuro. Podemos pronosticar entonces que en la medida que se utilice un hábitat óptimo, la población de castores exóticos disminuirá y se estabilizará en una nueva capacidad de carga.

Los bosques que fueron forrajeados, pero se encuentran lejos del impacto directo de la construcción de embalses, se regeneran de manera abundante (Briones et al. 2001). No obstante, son vulnerables a las alteraciones sistemáticas, como por ejemplo el pastoreo excesivo que puede convertir los renovales en arbustos deformados. La estrategia regenerativa de los bosques de *Nothofagus* consiste en un banco de plántulas en el sotobosque (Cuevas & Arroyo 1999). Si bien estos bosques pueden regenerarse mediante reproducción vegetativa (brotes de tocones o raíces, así como acodos naturales) en condiciones ecológicas especiales, como por ejemplo en límites de vegetación arbórea, esto no ocurre con mucha frecuencia en las elevaciones inferiores donde residen principalmente los castores (Martínez Pastur et al. 2006).

En ausencia de castores, los bosques subantárticos de *N. pumilio* y *N. betuloides* están formados por árboles maduros con un alto porcentaje de espesura de las copas, gran área basal, baja densidad de los árboles grandes y gran volumen de biomasa. En toda la Patagonia, estos bosques se adaptan a alteraciones de gran escala, como por ejemplo incendios, caídas por los vientos o deslizamientos de terreno (Donoso 1993, Rebertus et al. 1997), pero parecen ser extremadamente vulnerables a la invasión de los castores. En la Isla Grande de Tierra del Fuego, los castores alteran la

“La actividad ingenieril de los castores deriva en la erradicación de diversas especies de plantas (árboles secundarios, arbustos, orquídeas y muchas plantas herbáceas)...”

estructura física de estos ecosistemas, lo que afecta finalmente la complejidad del hábitat y las propiedades a nivel del ecosistema. La actividad ingenieril de los castores deriva en la erradicación de diversas especies de plantas (árboles secundarios, arbustos, orquídeas y muchas plantas herbáceas) en las orillas de los ríos y arroyos, que además no vuelven a colonizar en la posterior sucesión de las praderas de castor por más 20 años (Martínez Pastur et al. 2006).

La sucesión vegetativa tras el abandono del estanque y el drenaje puede seguir diversos trayectos influenciados por factores como la vegetación circundante, la hidrología, la geomorfología, la herbivoría y las futuras recolonizaciones por castores. Por lo general, praderas de castor en que predominan las hierbas y pastos persisten en el paisaje mucho tiempo después del abandono, esto debido a que la sucesión en los estanques drenados parece seguir un trayecto totalmente distinto al de otras aperturas de claros producidas por alteraciones (Terwilliger & Pastor 1999). Se ha demostrado que en América del Norte la acumulación de nutrientes y carbono durante la construcción de embalses en los arroyos produce efectos a largo plazo en la estructura y función de los suelos, incluso mucho tiempo después de haberse drenado el estanque, lo que deriva en humedales productivos y parches de praderas en un bosque que en condiciones normales es pobre en nutrientes (Johnston et al. 1995). Estos cambios en los ciclos de los nutrientes y la dinámica de la descomposición en América del Norte (Naiman et al. 1988, Johnston et al. 1995, Johnston 2001) modifican luego la biomasa y composición de las nuevas comunidades bióticas (Barnes & Dibble 1986, Johnston & Naiman 1990).

Por lo general, la riqueza de especies de plantas aumenta después de formarse una pradera debido al castor (Martínez Pastur et al. 2006, Anderson et al. 2006a), pero respecto del rango nativo del castor, este valor disminuye posteriormente debido a la predominancia de especies competitivamente superiores (Wright et al. 2003). Sin embargo, las praderas debidas al castor en la zona austral de Tierra del Fuego evidenciaron una mayor riqueza en los estanques más antiguos (32 especies de plantas) que en los más nuevos (ocho especies) (Martínez Pastur et al. 2006) (Tabla 6). Un gran número de especies de plantas se establecen en los estanques abandonados y muchas de ellas no crecen en los bosques primarios, ya que las especies capaces de vivir en el hábitat modificado por los invasores toman ventaja de la modificación del ecosistema (p.ej., *Ranunculus bitermatus* o *R. maclovianus*), mientras que aquellas que viven en el hábitat sin modificar se ven inhibidas (p.ej., *Codonorchis lessoni*, *Viola magellanica* o *V. reichei*). Algunas plantas son características de los ambientes asociados, como por ejemplo los terrenos de pastoreo, las turberas o los bosques de *N. antarctica*, y desarrollan vigorosamente bloqueando el crecimiento natural de las plántulas (p.ej., *Carex curta*, *C. magellanica* o *Juncus scheuchzerioides*), las que debieran restaurar las características ecológicas que tenían las zonas inundadas antes de la invasión.

Además, las modificaciones ambientales producidas por el castor dan una ventaja a las especies de plantas introducidas (Martínez Pastur et al. 2006, Anderson et al. 2006a) (Tabla 6), lo que demuestra que este ingeniero de ecosistema invasor puede facilitar más invasiones (Crooks 2002). En contraste, la presencia de especies de plantas introducidas es escasa en los bosques primarios, pero se establecen de manera abundante después de cualquier impacto, como por ejemplo cosecha forestal y praderas producidas por el castor (Martínez Pastur et al. 2002). Por consiguiente, no sólo la riqueza del sotobosque es modificada, sino que también ocurren cambios importantes en la cobertura, biomasa, frecuencia y abundancia dentro de las comunidades recién establecidas, en comparación con el ensamble previo al impacto en bosques maduros.

‘...las modificaciones ambientales producidas por el castor dan una ventaja a las especies de plantas introducidas...’

“Las estrategias regenerativas son una razón principal por la cual los *Nothofagus* carecen de adaptación al impacto a largo plazo que produce el castor.”

Las estrategias regenerativas son una razón principal por la cual los *Nothofagus* carecen de adaptación al impacto a largo plazo que produce el castor. Se esperaría que los *Nothofagus* se regeneraran en los estanques abandonados en el corto plazo, esto debido que están adaptados a alteraciones catastróficas (Donoso 1993, Rebertus et al. 1997). Los *Nothofagus* tienen la capacidad de restaurar el bosque en una amplia gama de otras alteraciones naturales (Cuevas 2000, Martínez Pastur et al. 2002). Sin embargo, la inundación asociada a los diques de castor asfixia todas las plántulas y árboles.

Además, los sedimentos depositados cubren por completo el suelo original del bosque e impiden la germinación de las semillas, requiriéndose nuevas semillas en los estanques abandonados, así como de otros factores asociados como la necesidad de micorrización. Este es el motivo por el cual las especies de bosques en el archipiélago austral no se regeneran de manera abundante en las praderas por bastante tiempo (más de 20 años) (Martínez Pastur et al. 2006). En ausencia de la reproducción de semillas antiguas o propágulos vegetativos, como tocones y raíces, el establecimiento de plantas leñosas requiere la presencia de semillas viables en la zona alterada y su exitosa germinación, crecimiento y competencia de las plántulas resultantes (Terwilliger & Pastor 1999). Para lograr esto, nuevas semillas deben llegar a los estanques abandonados y es esencial la

Tabla 6. Comparación de especies de Filicopsida, Liliopsida y Magnoliopsida presentes en bosques ribereños maduros de *Nothofagus* y praderas de castor establecidas luego del abandono del castor en la parte sur de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Clase	Especie	Bosque maduro	Praderas de castor		
			Reciente	Media	Larga
Filicopsida	<i>Asplenium dareoides</i>	X	--	X	P
	<i>Blechnum penna-marina</i>	X	--	P	X
	<i>Cystopteris fragilis</i>	X	--	P	--
Liliopsida	<i>Agrostis</i> aff. <i>uliginosa</i>	--	--	X	X
	<i>Agrostis magellanica</i>	--	--	P	--
	<i>Agrostis meyenii</i>	--	--	P	--
	<i>Alopecurus magellanicus</i>	P	X	X	--
	<i>Bromus araucana</i>	X	--	--	--
	<i>Carex curta</i>	--	X	X	X
	<i>Carex curta</i> var. <i>fallax</i>	--	--	X	P
	<i>Carex curta</i> var. <i>robustior</i>	X	--	X	X
	<i>Carex decidua</i>	--	--	X	X
	<i>Carex macloviana</i>	--	--	P	--
	<i>Carex magellanica</i> Lam.	--	--	X	--
	<i>Codonorchis lessonii</i>	X	--	--	--
	<i>Deschampsia kingii</i>	X	--	X	X
	<i>Festuca contracta</i>	--	--	P	--
	<i>Gavilea lutea</i>	X	--	--	--
	<i>Hierochloë redolens</i>	--	--	P	--
	<i>Juncus scheuchzerioides</i>	--	X	X	X
	<i>Marsippospermum grandiflorum</i>	--	--	P	P
	<i>Phleum alpinum</i>	P	--	X	X
	<i>Poa pratensis</i> *	X	--	X	X
	<i>Trisetum spicatum</i>	--	--	X	--
	<i>Uncinia lechleriana</i>	X	--	P	--
Magnoliopsida	<i>Acaena magellanica</i>	X	X	X	X
	<i>Acaena ovalifolia</i>	X	--	X	X
	<i>Acaena tenera</i>	--	--	P	--
	<i>Adenocaulon chilense</i>	X	--	--	--
	<i>Berberis buxifolia</i>	P	--	X	--
	<i>Berberis ilicifolia</i>	P	--	--	--
	<i>Cardamine glacialis</i>	X	X	X	--
	<i>Cerastium fontanum</i> *	P	--	X	X
	<i>Chiliotrichum diffusum</i>	P	X	X	P
	<i>Drimys winteri</i>	P	--	--	--
	<i>Dysopsis glechomoides</i>	X	--	--	--
	<i>Epilobium ciliatum</i>	P	X	X	X
	<i>Galium aparine</i>	X	--	--	--
	<i>Gamochaeta spiciformi</i>	P	--	X	--
	<i>Geum magellanicum</i>	P	--	X	--

<i>Gunnera magellanica</i>	X	--	X	X
<i>Hypochoeris radicata</i> *	--	--	--	X
<i>Macrachaenium gracile</i>	X	--	--	--
<i>Maytenus disticha</i>	X	--	--	--
<i>Montia fontana</i> *	--	--	P	--
<i>Nothofagus antarctica</i>	--	--	X	P
<i>Nothofagus betuloides</i>	X	--	X	P
<i>Nothofagus pumilio</i>	X	--	X	--
<i>Osmorhiza chilensis</i>	X	--	X	P
<i>Oxalis magellanica</i>	--	--	X	X
<i>Pernettya pumila</i>	--	--	X	X
<i>Primula magellanica</i>	--	--	P	--
<i>Ranunculus aquatilis</i>	--	--	P	P
<i>Ranunculus bitermatus</i>	--	X	X	X
<i>Ranunculus hydrophilus</i>	--	--	X	--
<i>Ranunculus maclovianus</i>	--	--	X	X
<i>Ranunculus peduncularis</i>	X	--	P	--
<i>Ribes magellanicum</i>	X	--	P	X
<i>Rubus geoides</i>	X	--	P	--
<i>Rumex acetosella</i> *	--	--	P	--
<i>Rumex crispus</i> *	--	--	P	--
<i>Sagina procumbens</i> *	--	--	X	X
<i>Senecio acanthifolius</i>	P	--	--	--
<i>Senecio smithii</i>	P	--	--	P
<i>Taraxacum officinale</i> *	P	--	X	X
<i>Veronica serpyllifolia</i> *	--	--	X	X
<i>Viola magellanica</i>	X	--	--	--
<i>Viola reichei</i>	X	--	--	--

Escala de clasificación de la sucesión: Reciente = un año desde el abandono, Media = 5-9 años, Larga = 20 años. P: detectada en el tipo de hábitat, pero fuera de las parcelas de muestreo. * : especie introducida según Moore (1983).

proximidad a masas de bosques maduros, productores de semillas. Sin embargo, *N. antarctica* sí se encuentra en las praderas de edad media (> 6 años), pero ésta no es una especie de árbol que predomine (Anderson et al. 2006a, Martínez Pastur et al. 2006) y, por el contrario, se la considera una especie pionera de ambientes no forestales (terrenos de pastoreo y límites de turberas) que con el tiempo puede crear las condiciones necesarias para el establecimiento de las especies de *Nothofagus* desplazadas.

En términos generales, los castores exóticos modifican el ecosistema original del *Nothofagus* de un bosque denso a una pradera dominada por hierbas y pastos. Estas zonas podrían volver a su estructura original, pero los castores han modificado la hidrología y los patrones de vegetación. En América del Norte, las praderas pueden persistir por más de 70 años una vez formadas y rara vez, si

es que sucede, vuelven a ser el bosque ribereño que una vez fueron (Wright et al. 2003). Éstas son las razones por las cuales mantener el actual nivel de la población de castores en el archipiélago austral de Chile y Argentina no es sostenible en el tiempo, ya que el impacto sobre la biomasa de árboles no puede reemplazarse bajo la dinámica del ecosistema boscoso natural.

Un ingeniero de ecosistema exótico en los hábitats de arroyos

Al igual que en el Hemisferio Norte, en el archipiélago subantártico, la actividad ingenieril del castor produce cambios físicos que afectan el hábitat de agua dulce por el embalsamiento del arroyo, creando así un ecosistema léntico con mayor retención de materia orgánica en forma de leños y hojas. Además de aumentar la cantidad total de carbono (masa seca libre de ceniza – MSLC) que se halla en los arroyos en aproximadamente 8 veces, las actividades de represamiento del castor cambian el aporte relativo de las diferentes fracciones granulométricas de la materia orgánica (Fig. 2). Mientras que el carácter no retentivo de los arroyos naturales permite eliminar la mayor parte de la materia orgánica bentónica pequeña, los estanques de los castores acumulan más materia orgánica bentónica gruesa ($MOBG > 1 \text{ mm}$), materia orgánica bentónica fina ($250 \text{ } \mu\text{m} < MOBF < 1 \text{ mm}$) y materia orgánica bentónica muy fina ($0,7 \text{ } \mu\text{m} < MOBMF < 250 \text{ } \mu\text{m}$) (Fig. 2) (Anderson 2006, Anderson & Rosemond 2007).

Además de ser un recurso base, la materia orgánica bentónica también cambia el hábitat de los organismos bentónicos en el lecho de los arroyos, sepultando los sustratos rocosos naturales bajo una capa de desecho orgánico que altera la proporción relativa de los tamaños de partícula del sustrato. Estas actividades ingenieriles del castor cambian las características de los sustratos en los estanques, pero no en los tramos de arroyo inmediatamente río abajo de los diques, donde el bosque de las zonas de ribera ha sido cortado. Los estanques en general tienen un perfil de tamaño de partícula del sustrato que se corresponde casi en un 100% a materia orgánica, mientras que las zonas naturales con bosque en el arroyo y río abajo mantienen perfiles similares (Fig. 3). El resultado es que el microhábitat bentónico será significativamente inferior en los estanques de castor en comparación con los tramos naturales con bosque (Anderson & Rosemond 2007).

El origen de esta materia orgánica es casi totalmente alóctono, proviniendo de las zonas ribereñas adyacentes, y se introduce en los arroyos como resultado de las actividades de forrajeo del castor y la retención que produce el dique. Por consiguiente, los castores reducen además la cobertura del dosel de los árboles en las zonas impactadas y por ende afectan también el régimen de

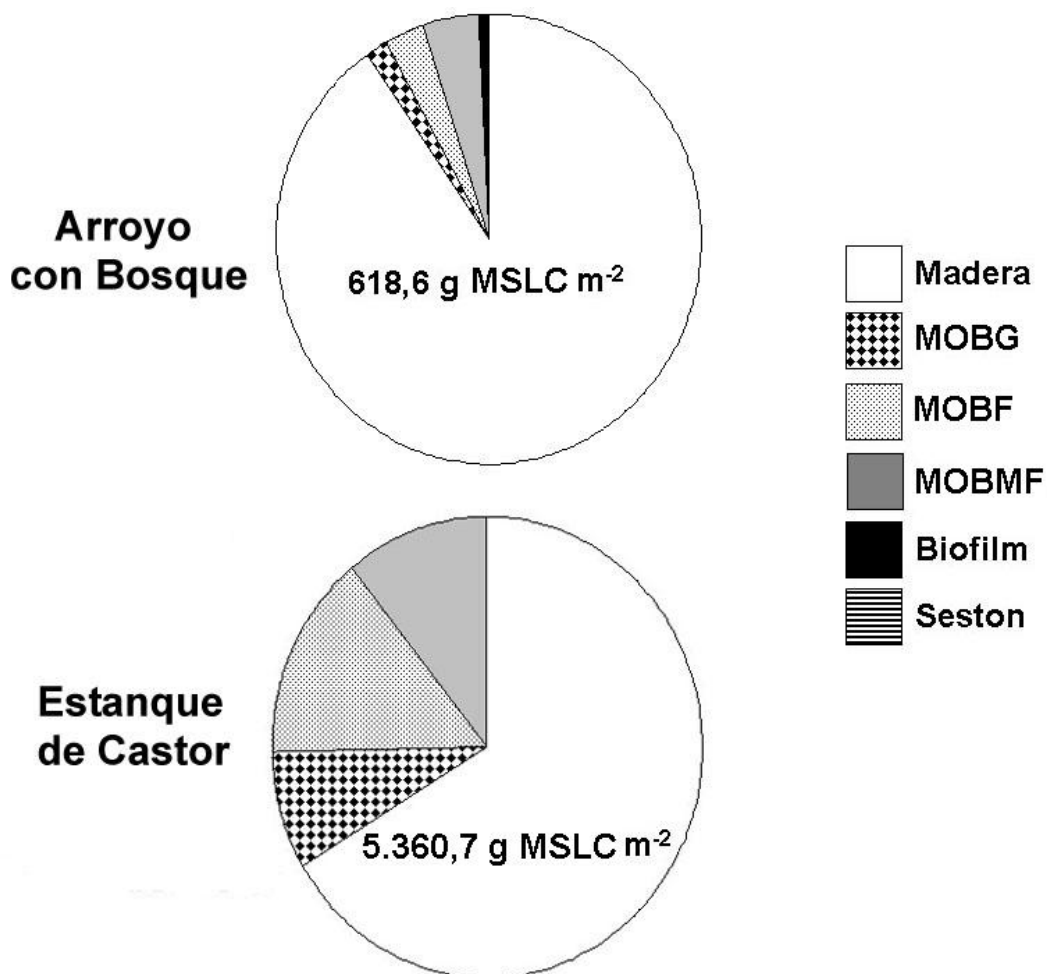


Figura 2. La cantidad total y representación proporcional de material orgánica bentónica en arroyos con bosque y estanques de castor en isla Navarino. Los castores aumentan la cantidad de carbono disponible y alteran las proporciones de los distintos tipos de materia orgánica bentónica, que constituyen los principales recursos basales de las cadenas tróficas de los arroyos. MSLC = masa seca libre de ceniza; MOBG = material orgánica bentónica gruesa; MOBF = material orgánica bentónica fina; MOBMF = material orgánica bentónica muy fina.

luz de los arroyos (18% de la cobertura de dosel en los estanques, en comparación con el 85% en los arroyos con bosque, Anderson & Rosemond 2007).

En su rango nativo en América del Norte, se ha demostrado que *C. canadensis* cambia otras condiciones físico-químicas en los arroyos, como por ejemplo el nitrógeno biológicamente disponible, la capacidad de neutralizar ácidos y la temperatura (Naiman et al. 1994). Por ejemplo, los estanques pueden actuar como depósito para NO₃ y fuente de NH₄ (Margolis et al. 2001), pero los resultados en la zona austral de América del Sur son variables. Por ejemplo, en la Isla Grande de Tierra del Fuego, Lizarralde et al. (1996) hallaron aumentos significativos en NO₃ y NO₂, pero Anderson y Rosemond

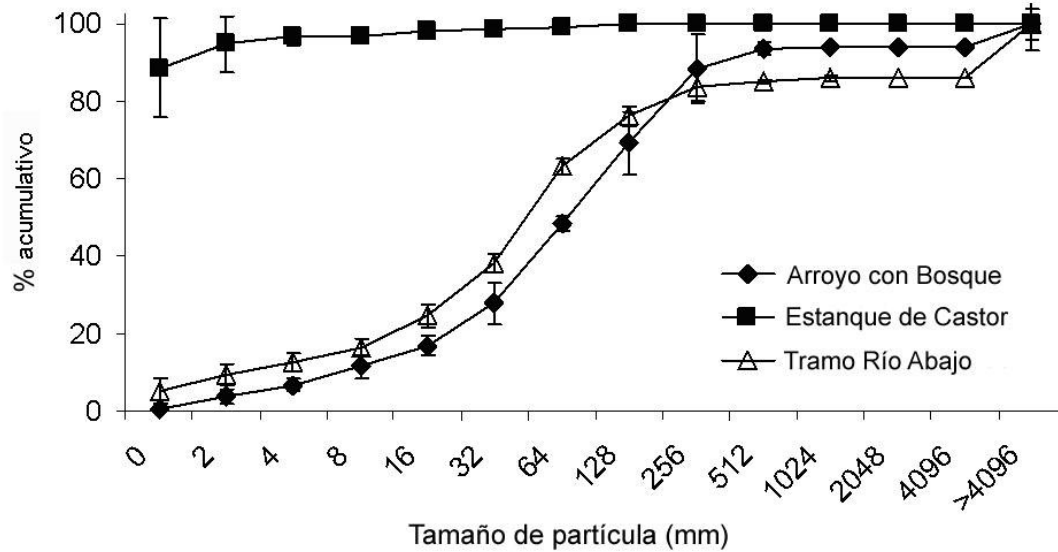


Figura 3. Perfiles de sustrato de arroyos con bosque, estanques de castor y tramos inmediatamente río abajo de estanques de castor en isla Navarino. Los estanques tienen un perfil de tamaños de particular del sustrato que es casi un 100% materia orgánica, mientras que los tramos río abajo mantienen las condiciones naturales de arroyos con bosque.

(2007) no detectaron cambios en la concentración de PO_4 o NO_3 en el agua de los arroyos. Además, el efecto que tienen los castores sobre la temperatura de los arroyos es errático. Si bien se observó un aumento en la media, el rango de las temperaturas diarias y los valores máximos y mínimos en los estanques de castores en comparación con los arroyos de libre flujo, estos cambios no fueron estadísticamente significativos (Anderson & Rosemond 2007).

Esta variabilidad podría ser resultado del muestreo de estanques de diferentes edades o de la heterogeneidad intrínseca de estos sistemas. En términos generales, no obstante, los efectos de los castores en los hábitats de arroyo en América del Norte y del Sur son, en esencia, transformar las condiciones físicas, químicas y geomorfológicas de los arroyos en las de un ecosistema léntico.

“...los efectos de los castores en los hábitats de arroyo en América del Norte y del Sur son, en esencia, transformar las condiciones físicas, químicas y geomorfológicas en las de un ecosistema léntico.”

Impacto del castor en la fauna dulceacuícola

Al alterar la cantidad, tipo y disponibilidad de los recursos de hábitat y basales de los arroyos, los castores afectan finalmente a la biota dulceacuícola. En el caso de los arroyos subantárticos que se hallan al sur del Estrecho de Magallanes, el ensamble de fauna nativa incluye principalmente macroinvertebrados bentónicos, varias especies de peces nativos y exóticos, así como también la escasa nutria de río grande (*Lontra provocax*), la rata almizclera introducida (*Ondatra zibethicus*) y el semiacuático visón americano (*Mustela vison*). A la fecha, se han registrado un total de al menos 53 taxa de macroinvertebrados (Tabla 3), mientras que el ensamble de peces de agua dulce en todo el archipiélago incluye ocho especies de peces nativos (*Aplocheilichthys marinus*, *A. taeniatus*, *A. zebra*, *Brachyglanis bullocki*, *B. gothei*, *Galaxias globiceps*, *G. maculatus* y *G. platei*) (Vila et al. 1999, Cussac et al. 2004, Moorman 2007). Tres tipos de trucha introducidos (de arroyo, *Salvelinus fontinalis*; arcoiris, *Onchorhynchus mykiss*; y marrón, *Salmo trutta*) son conocidas para la Isla Grande (Vila et al. 1999, Cussac et al. 2004), pero mientras las dos primeras especies se hallan al sur del Canal Beagle, la presencia de la trucha marrón no pudo confirmarse durante los sondeos científicos de peces realizados en 16.397 m² de arroyos tanto en las isla Navarino o Hoste, en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, a pesar del hecho que los pescadores indican que la especie sí existe (Moorman 2007).

El efecto general que tienen los castores sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el archipiélago subantártico es disminuir la riqueza y la diversidad, y al mismo tiempo aumentar la biomasa total y la producción secundaria (Anderson & Rosemond 2007). Adicionalmente, tanto en el rango

“El efecto que tienen los castores sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos es disminuir la riqueza y la diversidad, y al mismo tiempo aumentar la biomasa total y la producción secundaria.”

nativo del castor como en la zona austral de América del Sur, los grupos de recolectores y depredadores se favorecen a costa de los filtradores, raspadores y fragmentadores (Fig. 4) (McDowell & Naiman 1986, Anderson & Rosemond 2007). En el archipiélago austral, se ha observado que estos cambios de estructura de las comunidades de los estanques de castores favorecen a un pequeño subconjunto del ensamble total hallado en los arroyos subantárticos, en lugar de representar una comunidad única asociada a los castores. En los tramos de arroyo con bosques, se halló un total de 33 taxa en un estudio de un año de duración y 7-9 de ellos daban cuenta del 96% de la producción secundaria total. En contraste, los estanques de castores albergaban un ensamble total de 28 taxa y de éstos sólo 4 taxa ubicuos, incluidos *Hyalella simplex* (Amphipoda Hyalellidae), Oligochaeta y

quirinómidos no-Tanypodinae y Tanypodinae (Diptera Chironomidae), daban cuenta del 96-99% de la producción secundaria bentónica (Anderson & Rosemond 2007). Adicionalmente, los únicos dos taxa que se hallaron en los sitios impactados por castores, pero no en bosques (*Corixa* sp. y *Pisidium magellanicum*), son dos especies típicas de los hábitats lénticos naturales y, en ese aspecto, los castores no parecen aumentar la diversidad gamma a nivel del paisaje.

El resultado de estos cambios bióticos en la comunidad de macroinvertebrados de los arroyos subantárticos conduce finalmente a una alteración a nivel del ecosistema a través del aumento en la retención y flujo de carbono en los arroyos. Los diagramas cuantitativos de la red alimenticia que se prepararon para estanques de castores y arroyos con bosque en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos muestran un aumento de 7,5-9,2 veces la biomasa de recursos basales (g MSLC m^{-2}) y un aumento de 3,8-5,0 veces en el flujo de energía a través de la red alimenticia de los invertebrados bentónicos mediante consumo ($\text{g MSLC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) (Anderson 2006). Si bien las redes alimentarias bentónicas en los estanques de castores son en general menos complejas, al mismo tiempo canalizan un mayor flujo de energía en forma de carbono (Fig. 5). A su vez, este aumento en la acumulación y el flujo de energía sostiene un gremio de depredadores bentónicos invertebrados más productivo en los estanques de castores. Los depredadores invertebrados son una parte pequeña de las redes alimenticias naturales de los arroyos con bosque, pero en los estanques de castores son el segundo grupo alimenticio funcional más importante (Figs. 4, 5; Tabla 3). Además, los cambios ocasionados por el castor hicieron que el hábitat de los arroyos y los recursos basales modificaran el origen de la energía de dichos arroyos, al aumentar la importancia de ciertas fuentes alóctonas de energía, en especial la materia orgánica bentónica fina (MOBF) (Fig. 5).

Los efectos tróficos de la modificación por los castores se extienden más allá de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, afectando también a los peces de agua dulce. Por ejemplo, se hallaron densidades mayores de puye (*G. maculatus*) inmediatamente río abajo de los estanques de castores, en comparación con los arroyos con hábitat ribereño no modificado; no obstante, cuando había también truchas de arroyo introducidas en los mismos sitios, las densidades de puye se reducían, pero no alcanzaban niveles tan bajos como en los sitios sin castores (Fig. 6). Es posible que los diques de castor estén brindando un hábitat alimenticio oportunista al puye, aumentando la disponibilidad de alimento y creando un hábitat favorable. Investigaciones previas en Nueva Zelanda con la misma especie describen al puye como un mal nadador que, por consiguiente, prefiere hábitats río abajo de zonas en que el flujo se restringe, en especial donde se concentra el alimento y las velocidades son bastante lentas como para que mantenga la posición adecuada para alimentarse (Jowett 2002). Esto puede explicar por qué las densidades de puye son más altas en las zonas

<i>Estructura</i>	Estanque	Río abajo
Riqueza	↓	0
Diversidad	↓	0
<i>Biomasa GTF</i>		
Recolector	↑	0
Raspador	↓	0
Fragmentador	↓	0
Filtrador	↓	0
Depredador	↑	0

Figura 4. Dirección del cambio en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en hábitats de pozo y río abajo, comparado con arroyos con bosque natural en isla Navarino. Riqueza = # de morfoespecies m^{-2} , Diversidad = H' m^{-2} , Biomasa = g m^{-2} , GTF = Grupo Funcional Trófico, un indicador del rol trófico.

alteradas por los castores. Sin embargo, a pesar de los beneficios positivos observados respecto de la presencia de castores en los tramos río abajo de los estanques, a escala del paisaje, éstos pueden constituir barreras para la dispersión de los diádromos y malos trepadores puyes. Por consiguiente, es posible que los diques de castor concentren los puyes debajo de sí, impidiendo su migración río arriba. Por lo tanto, el impacto de la invasión de los castores sobre los puyes nativos puede aumentar su abundancia a cierta escala, pero al mismo tiempo producir un impacto a nivel del paisaje al limitar su dispersión y reproducción en aguas interiores.

“...el impacto de la invasión de los castores sobre los puyes nativos puede aumentar su abundancia a cierta escala, pero al mismo tiempo (...) limitar su dispersión y reproducción en aguas interiores.”

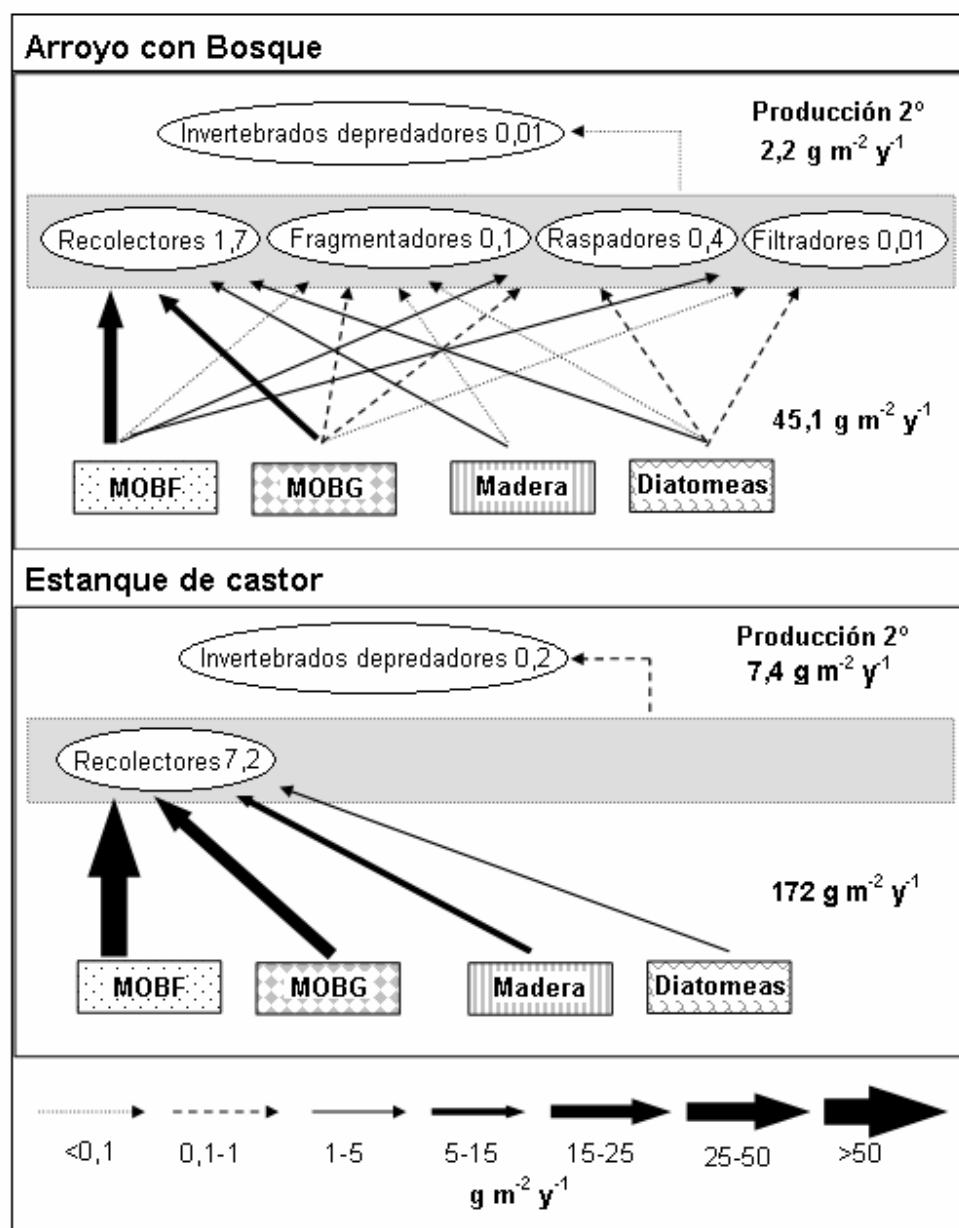


Figura 5. Redes tróficas de macroinvertebrados bentónicos de arroyos con bosque y estanques de castor en isla Navarino fueron comparadas respecto a su estructura, mostrada como conexiones entre recursos basales (en cuadrados) y gremios tróficos funcionales (en óvalos), y función, representado como flujo de energía (g de masa seca libre de ceniza $\text{m}^{-2} \text{ y}^{-1}$). La acumulación total de energía para la red trófica se muestra como producción secundaria total (biomasa acumulada en el tiempo) así como la producción de cada gremio de macroinvertebrados consumidores. El tamaño de la flecha indica la contribución relativa de flujo de energía de distintos recursos basales para sostener la producción de los consumidores. MOBF = material orgánica bentónica fina; MOBG = material orgánica bentónica gruesa.

Recomendaciones para la restauración de los ecosistemas

Al reflexionar sobre la necesidad de erradicación de especies exóticas y restauración de los ecosistemas en el archipiélago austral, cabe mencionar que la introducción de especies por parte de los seres humanos es un proceso global que ha estado ocurriendo por varios siglos o incluso milenios. No obstante, la tasa y extensión actual de las introducciones, junto con la alteración a gran escala de los hábitats, amenaza con producir una biota planetaria cada vez más homogénea (McKinney & Lockwood 1999), aún cuando a nivel local y regional las introducciones puedan incluso aumentar la riqueza de las especies (Sax & Gaines 2003).

Al mismo tiempo, la mayoría de las especies introducidas no se establece de manera permanente o tiene muy pocos efectos sobre los ecosistemas receptores y la biota. Entre las especies introducidas que sí se asilvestran, su impacto puede ser sumamente variable, pero los ingenieros de ecosistema exóticos en particular tienen un mayor potencial para producir cambios

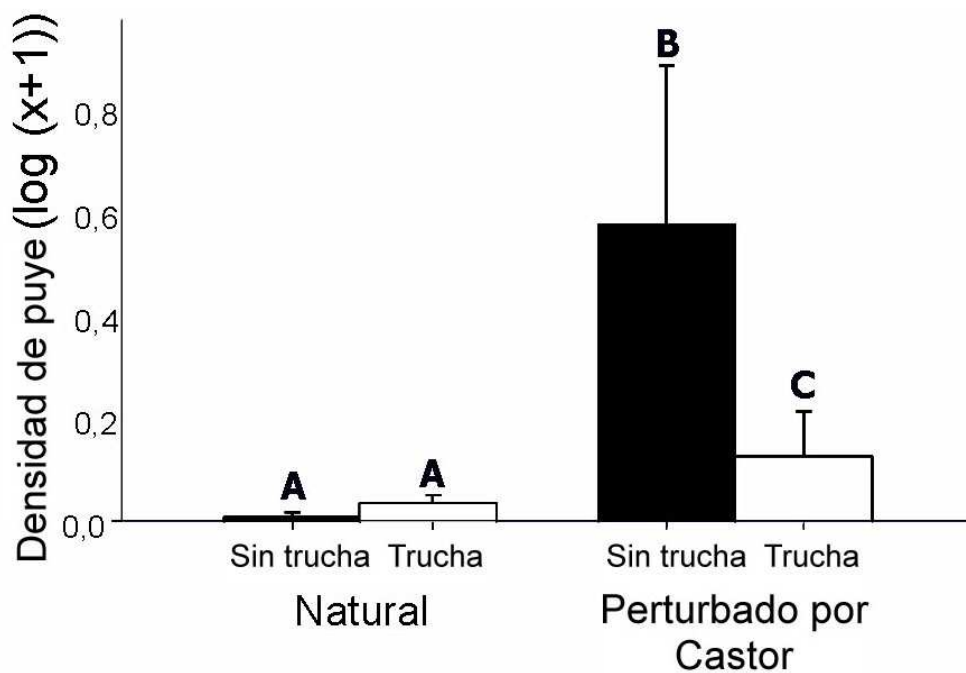


Figure 6. Las densidades promedio ($\pm$ SE) de puye (*Galaxias maculatus*) fueron significativamente mayores en los tramos de arroyo con castor en las islas Navarino y Hoste en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. En presencia de truchas, las densidades de puye fueron reducidas significativamente. Las diferencias entre grupos fueron determinadas con ANOVA y un test post-hoc de Student-Newman-Keuls.

ecológicos que otras especies, ya que por definición alteran los recursos y el hábitat de manera desproporcionada respecto de lo que se esperaría de su sola abundancia (Jones et al. 1994, 1997, Crooks 2002). En el caso de los castores americanos en el archipiélago subantártico de Chile y Argentina, este ingeniero de ecosistemas invasor posiblemente haya producido la mayor alteración del paisaje en los bosques subantárticos desde el receso de la última glaciación.

“...este ingeniero de ecosistemas invasor posiblemente haya producido la mayor alteración del paisaje en los bosques subantárticos desde el receso de la última glaciación.”

El rol que tienen los seres humanos tanto en la introducción como en la potencial remoción de los castores debe considerarse de modo consciente y responsable. Es difícil poner un valor a los cambios abstractos en medidas de la biodiversidad, como por ejemplo la riqueza de especies. El significado o valor de los cambios producidos con la introducción de los castores

proviene del contexto. Entre el ensamble biótico que se encuentra en el archipiélago austral, podemos encontrar especies que pueden verse favorecidas o perjudicadas con la presencia de los castores. Una comprensión cabal de los ecosistemas ribereños y acuáticos nativos del archipiélago austral ayuda entonces a desarrollar un programa de conservación a escala del paisaje, que incluya la erradicación de especies invasoras así como la restauración de las condiciones “naturales”, “deseadas” o “históricas” de dichos ecosistemas, valores que se determinan por procesos sociales, pero que deben informarse considerando todas las áreas del saber, incluida la ciencia.

Un enfoque para contextualizar el objetivo del manejo ecosistémico puede hallarse en el ensayo *Pensando como una Montaña*, donde Aldo Leopold define el significado de conservación como: mantener la capacidad regenerativa de la naturaleza (Leopold 1949). Una vez que se haya determinado que la remoción del *C. canadensis* desde el ecosistema subantártico es necesaria y deseable para conservar no sólo su capacidad regenerativa, sino también para mantener su integridad, singularidad, identidad y funcionalidad, se propone que la restauración del ecosistema tras la remoción de los castores debe considerar lo siguiente:

1. La restauración de la zona ribereña debe considerar que el castor produce dos clases de impactos: i) efectos directos y en gran parte temporales que produce la tala de árboles para fines alimenticios y para la construcción de diques; y ii) efectos indirectos y más duraderos que produce la deposición de sedimentos en los embalses y los árboles muertos que permanecen en pie por períodos prolongados de tiempo (Terwilliger & Pastor 1999).

2. Respecto de los ecosistemas de arroyos, el castor produce también al menos dos clases de impactos: i) un efecto físico directo y temporal relacionado con el embalsamiento del arroyo que produce un ecosistema léntico que carece de agua corriente y tiene cambios asociados al régimen físico-químico del sitio que afecta las comunidades bióticas relacionadas; y ii) un efecto a más largo plazo producido por la acumulación de materia orgánica que cambia el ciclo de los nutrientes y de la energía, así como la producción secundaria y la dinámica de descomposición de todo el ecosistema.

Para lograr la restauración del ecosistema en este contexto, primero deben eliminarse los castores a nivel de sub-cuencas, y será necesario establecer un programa de monitoreo que prohíba la recolonización. Además, para facilitar la sucesión en los ecosistemas ribereños y de arroyos, deberán eliminarse los diques físicamente para permitir el retorno del flujo natural y la dinámica de las crecidas, lo que reprocesará la materia depositada en los canales. Como muchas de las islas del archipiélago están conformadas por cuencas relativamente empinadas y cortas y la dinámica natural de su flujo incluye crecidas anuales en primavera, es probable que puedan volver a las condiciones previas a la invasión de los castores en un período relativamente corto.

Los esfuerzos localizados para la restauración ribereña deberán considerar los herbívoros nativos y domésticos. Tanto el ganado doméstico, por ejemplo, vacas, ovejas y caballos, como el guanaco nativo (*Lama guanicoe*) limitan significativamente el establecimiento y crecimiento de las plántulas y renovales de *Nothofagus* (Martínez Pastur et al. 1999, Pulido et al. 2000). En las zonas que tengan prioridad para la restauración de la vegetación ribereña, deberán efectuarse análisis

“Los esfuerzos localizados para la restauración ribereña deberán considerar los herbívoros nativos y domésticos.”

concomitantes del manejo de las poblaciones de herbívoros y al mismo tiempo reconocer que hasta hace poco el guanaco ha tenido sus propios problemas de conservación en la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Las zonas ribereñas con bosque que han recibido el impacto directo del forrajeo de los castores, pero que se encuentran fuera de la zona inundada, se puede esperar que podrán regenerarse en forma natural de acuerdo con los patrones que se han descrito para estos bosques (Gea et al. 2004, Rosenfeld et al. 2006), dependiendo del grado de apertura de la cobertura de las copas de los árboles, la calidad del sitio y la conformación del sotobosque (Veblen 1989, Heinemann et al. 2000, Martínez Pastur et al. 2002). El tiempo necesario para que comience la regeneración

variará según los eventos cíclicos de reproducción sincronizada (Kelly 1994, Monks & Kelly 2006). Este período inicial de establecimiento de plántulas puede variar para los sitios entre 5 y 20 años en la obtención de plántulas de *Nothofagus* de 40-50 cm y 50-300 mil plántulas por hectárea (Martínez Pastur et al. 1999, Rosenfeld et al. 2006).

Sin embargo, los embalses abandonados en que predominó anteriormente el *Nothofagus pumilio* o *N. betuloides* pueden no regenerarse en forma natural, ya que las plántulas de estas especies presentan un escaso restablecimiento en zonas de acumulación de sedimentos por los diques de castor (Anderson et al. 2006a, Martínez Pastur et al. 2006). Esto se debe a las estrategias de regeneración de *Nothofagus* (Cuevas & Arroyo 1999, Cuevas 2000), que se desarrolla a partir de semillas y por lo general no a partir de brotes de tocón, y por ende, no están adaptados al impacto del castor a largo plazo. No obstante, es posible encontrar regeneración de *N. antarctica* en las praderas de castor (Martínez Pastur et al. 2006, Anderson et al. 2006a), cuando existe una fuente de semillas río arriba que provienen principalmente de turberas y humedales. Sin embargo, en los sitios embalsados, el ensamble natural de *N. betuloides* y *N. pumilio* puede no recuperarse en el período de tiempo deseado, manteniendo por largo tiempo su condición de praderas. Es posible, no obstante, que transcurridos períodos muy prolongados de tiempo, los bosques de *N. antarctica* produzcan la sucesión desde pastizales a los ecosistemas de bosques originales.

Para acelerar la sucesión, se recomienda considerar la plantación de las especies originales del bosque en las praderas. La transferencia de plántulas a las praderas de castor debe realizarse utilizando plántulas completas con raíces desnudas que tengan una altura máxima sobre el suelo de 30 cm y provengan de bosques adyacentes. La fecha de

“Para acelerar la sucesión, se recomienda considerar la plantación de las especies originales del bosque en las praderas.”

plantación debe ser antes de la yemación primaveral, la cual varía según la ubicación desde Septiembre hasta Noviembre. Si bien aún no existen pruebas de campo, una alternativa es considerar la plantación de especies originales (*N. pumilio* o *N. betuloides*) en las zonas superiores de los antiguos diques y los extremos de los estanques drenados, donde se acumula menos sedimento. El resto de la pradera puede plantarse con *N. antarctica*, y la densidad de plántulas debe imitar las condiciones naturales con aproximadamente 0,5 a 1,0 m entre cada planta, según los estudios de densidad en tratamientos intermedios en *Nothofagus* (Martínez Pastur et al. 2001).

La instalación de estas plantaciones facilitará el restablecimiento del sotobosque nativo y la recuperación de la fauna relacionada. Sin embargo, las zonas impactadas continuarán sin duda

albergando muchas especies exóticas, que pudieron invadir durante el período de colonización del castor. Especies invasoras, tales como *Cerastium fontanum*, *Veronica serpyllifolia*, *Taraxacum officinale*, *Rumex acetosella*, *Trifolium pratense* y *Bellis perennis*, no podrán eliminarse con facilidad de los ecosistemas afectados, pero su frecuencia debiera disminuir significativamente cuando se recupere la cobertura arbórea.

Volviendo al ecosistema de arroyos, los cambios físicos producidos por los castores, que llevaron a un aumento en la retención de materia orgánica y una mayor productividad de los organismos bentónicos, derivan finalmente en una alteración general de la función y los procesos del ecosistema. La mayor cantidad de materia alóctona se acumula en los arroyos y a su vez genera un flujo de energía mayor, en el rango de 5-10 veces más que el que se hallaría en los arroyos naturales de este bioma. El mayor flujo de energía puede tener consecuencias importantes vis-à-vis otros depredadores tope, que pueden ser acuáticos o también terrestres, ya que muchos insectos acuáticos tienen etapas de vida adulta terrestres.

Sin embargo, algunos autores (Anderson 2006, Anderson & Rosemond 2007) determinaron que sitios río abajo de los estanques de castores, que tenían zonas ribereñas forrajeadas, pero no evidenciaban alteraciones en el régimen de flujos, albergaban una comunidad biótica cuya estructura y función eran prácticamente idénticas a los arroyos forestales naturales. Este hecho indica que los esfuerzos de mitigación que intentan devolver los arroyos a su dinámica de flujo natural podrían ser suficientes para restaurar gran parte de su biota natural y procesos del ecosistema. En esencia, el aspecto más importante a considerar respecto del impacto dentro de los arroyos subantárticos es la acumulación de materia orgánica

“...los esfuerzos de mitigación que intentan devolver los arroyos a su dinámica de flujo natural podrían ser suficientes para restaurar gran parte de su biota natural y procesos del ecosistema.”

bentónica (Anderson & Rosemond 2007). Por consiguiente, la remoción de los diques es relativamente fácil y es probable que produzca resultados significativos en el mediano plazo, logrando así devolver estos arroyos a su condición natural, en lo que respecta a la estructura y función ecosistémicas bentónicas.

Hemos identificado efectos positivos y negativos potenciales de los castores invasores en el pez nativo más abundante en el archipiélago, el puye (*G. maculatus*). Un aspecto importante en el manejo de los peces nativos de la zona de estudio es que todos son catádromos y su historia de vida incluye una migración regular entre el agua dulce y el mar, si bien existen algunas poblaciones sin

acceso al mar al sur de la Patagonia (Cussac et al. 2004). Si los castores evitan la migración río arriba de los puyes y otros peces nativos, la formación de diques podría tener un impacto negativo sobre los peces nativos al restringir su distribución río arriba y sus patrones de abundancia. Este aspecto debe considerarse e investigarse en detalle antes de determinar si el impacto de los castores sobre las densidades de puyes nativos es positivo. Si bien los estudios sugieren que los diques de castor aumentaron las densidades de puyes a una escala determinada, en un tramo dado del arroyo (Vila et al. 1999, Moorman 2007), estos beneficios putativos podrían desaparecer a la escala del arroyo en su totalidad. Más aún, dos de las especies de peces que se hallan en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos son considerados con problemas de conservación (*Aplochiton zebra* y *A. taeniatus*) (Glade 1993, Moorman 2007).

En conclusión, como ingeniero de ecosistema que afecta tanto los hábitats terrestres como los acuáticos, la restauración tras la erradicación de los castores requerirá la integración del conocimiento de la ecología ribereña y de los arroyos, incluidas escalas de corto, mediano y largo plazo. Debiera también quedar claro que esta información es parte de un proceso basado en los valores, a través del cual estamos determinando el plan de manejo que producirá un resultado intencional, deseado, que, en este caso, es ecosistemas subantárticos “naturales” capaces de auto-regenerarse. Para lograr este objetivo, es importante dar cuenta de las diferencias entre los ecosistemas ribereños y los de arroyo en términos del impacto general de los castores y la posibilidad y escala temporal de la recuperación. Además, si estas actividades de restauración

“...si estas actividades de restauración no se realizan en el contexto del manejo del ecosistema completo (...) y el compromiso a largo plazo, no sólo serán ineficaces, sino que podrían de hecho producir un daño mayor.

no se realizan en el contexto del manejo del ecosistema completo al nivel de las subcuencas y el compromiso a largo plazo, no sólo serán ineficaces, sino que podrían de hecho producir un daño mayor. Los programas de control puestos en práctica de manera inapropiada podrían tener un efecto adverso si, en lugar de controlar la población, empujaran las colonias a hábitats más marginales y sin colonización previa. Tal escenario no sólo provocaría un ciclo de mayor degradación, sino que además sería un uso ineficaz de los recursos para la conservación.

Recuadro: El hábitat nativo y exótico del castor Americano

Petra Wallem y Christopher B. Anderson

Si bien la mayoría de las introducciones de especies fallan y aún menos de éstas se vuelven invasoras, numerosos casos ilustran que las especies exóticas llevadas a una nueva zona tienen el potencial de producir graves consecuencias ecológicas, en especial en las islas (Vázquez 2002, Courchamp et al. 2003). Por lo tanto, las invasiones biológicas se han considerado entre las principales amenazas a la reducción de la biodiversidad mundial (Vitousek et al. 1997), pero al mismo tiempo, es importante destacar que los impactos dañinos de las especies invasoras por lo general son catalizados o aumentados por alteraciones antropogénicas (Rosenzweig 2001). Si bien se le considera una de las últimas zonas silvestres prístinas y remotas del mundo (Mittermeier et al. 2001, Rozzi et al. 2006), el archipiélago subantártico de Chile y Argentina no ha escapado al patrón global de invasión de especies exóticas, algunas de las cuales se pueden considerar dañinas (Lizarralde y Escobar 2000, Anderson et al. 2006a).

Dentro del ensamble de especies introducidas en la región, el castor americano (*Castor canadensis* Kuhl) ha tenido un gran éxito en la colonización de la zona (Skewes et al. 2006, Wallem et al. 2007). Como ingeniero de ecosistema, el castor tiene la capacidad para alterar el hábitat y los recursos alimenticios de otras especies (Jones et al. 1994, Crooks 2002) y producir impactos que persisten por períodos prolongados de tiempo (Wright et al. 2004). Como especie invasora, los castores están modificando sin ayuda el paisaje del archipiélago austral a un punto rara vez visto, salvo por los cambios asociados a los seres humanos.

Desde la introducción de 25 parejas en 1946, el castor americano se ha convertido en la principal causa de deforestación en el archipiélago (Mella et al. 1995) afectando hasta un 10% de los bosques ribereños transformados en praderas (Martínez Pastur et al. 2006). Se podría decir que

éste es el mayor cambio a escala del paisaje en la vegetación del bosque subantártico desde el receso de la última

edad de hielo hace aproximadamente 10.000 años. Se estima que, en poco más de medio siglo, el castor americano ha modificado cerca de 25.000 ha de bosque o el equivalente de la biomasa de bosques transformada para la agricultura (Lizarralde 1993).

El éxito del castor en colonizar el archipiélago y el continente (zona adyacente a la Península de Brunswick), así como su gran impacto en los ecosistemas subantárticos, podría explicarse en parte mediante dos mecanismos ecológicos. Por un lado, el castor en el archipiélago austral puede estar experimentando cambios conductuales relacionados con la baja presión por depredadores (Wallem et al. 2007). Alternativamente, la vegetación ribereña subantártica podría ser “ingenua” a la herbivoría del castor y por ende verse más afectada y ser colonizada con mayor facilidad (Anderson et al. 2006a).

En el archipiélago austral, los carnívoros terrestres nativos no son diversos o abundantes (Venegas & Sielfeld 1999, Anderson et al. 2006b), mientras que en el Hemisferio Norte el castor tiene gran cantidad de depredadores tradicionales, tales como lobos, osos, pumas, caimanes, gatos monteses, lince y martinetas (Potvin & Breton 1992, Hartmann 1994, Rosell et al. 1996, Collen & Gibson 2001). El único carnívoro terrestre nativo común en la isla Grande e isla Hoste es el zorro fueguino (*Pseudalopex culpaeus lycoides*). Estudios previos de su dieta no han indicado que el castor sea parte de ella (Atalah et al. 1980, Jaksic & Yáñez 1983, Jaksic et al. 1983). Sin embargo, un trabajo más reciente (Andrade 2005), ha documentado la presencia de cicatrices en algunos de los castores atrapados en las islas Navarino e Isla Grande. Si bien en Isla Grande, el zorro Fueguino es un potencial depredador, en Navarino estas marcas deben

provenir de perros salvajes (*Canis lupus familiaris*), ya que no hay zorros en esa isla (Anderson et al. 2006b). Otros depredadores exóticos en el archipiélago incluyen el visón americano (*Mustela vison*) y el introducido zorro gris (*Pseudalopex griseus*), que se encuentra sólo en la Isla Grande de Tierra del Fuego.

La falta de depredadores en la zona podría ocasionar cambios conductuales, lo que podría llevar a que los castores ampliaran su ámbito de hogar y por lo tanto a que mayores áreas de bosque sean explotadas por una sola colonia. En su hábitat nativo, el castor por lo general se alimenta en un “lugar central” restringido, debido a los costos/beneficios relacionados con el forrajeo y la depredación (Jenkins 1980). En el Río Bueno en Tierra del Fuego, los castores recorrieron una distancia promedio de 63 m (con un máximo de 100 m) desde el cuerpo de agua, mientras que en la zona de Vicuña la distancia promedio recorrida fue de 28 m (máximo 120 m) (Mella et al. 1995). Anderson et al. (2006a) informaron valores similares para la isla Navarino en comparación con el sitio de estudio en Vicuña. En el estudio de Navarino, la distancia de forrajeo no se midió en forma directa, pero se encontró que la distancia en que los castores afectaron significativamente la cobertura de dosel fue de 30 m desde el borde de los arroyos (Anderson et al. 2006a). Estos valores establecen un rango de forrajeo para los castores del archipiélago austral que sería similar o mayor que el descrito en América del Norte (30 m, Johnston & Naiman 1987, 1990), lo que sugiere que pueden estar ocurriendo ciertas modificaciones conductuales que afectan el forrajeo respecto al castor como especie invasora del paisaje subantártico (Wallem et al. 2007).

Además, existen importantes diferencias en la vegetación ribereña del archipiélago austral en comparación con latitudes similares en el Hemisferio Norte. Los tipos de vegetación del paisaje subantártico incluyen un mosaico de formaciones pastizales, humedales (turberas de *Sphagnum*, turberas con plantas de cojín y juncuales) y bosques en que predominan tres especies del género *Nothofagus* (Moore 1983,

Rozzi et al. 2006). Estas comunidades vegetales tienen una diversidad de especies relativamente baja, en comparación con latitudes similares del Hemisferio Norte, con un ensamble más bien homogéneo a lo largo del paisaje (Moore 1983, Martínez-Pastur et al. 2002). Además, las especies de *Nothofagus* (*N. betuloides*, *N. pumilio* y *N. antarctica*) carecen en gran parte de los tipos de mecanismos de defensa y estrategias reproductivas (Rebertus & Veblen 1993, Cuevas & Arroyo 1999) que se hallan en los bosques de América del Norte (Basey et al. 1988, Johnston & Naiman 1990). Las coníferas, que por lo general son de menor calidad nutricional y palatabilidad que las especies de hoja ancha (Jenkins 1980, Johnston & Naiman 1990), son también parte importante de los ensambles ribereños de América del Norte, mientras que en el archipiélago subantártico están ausentes.

Como resultado de las características de la historia natural, como por ejemplo estrategias de regeneración y mecanismos de defensa, en América del Norte la modificación producida por el castor produce una masa de árboles ribereños no palatables que permanece y/o se regenera (Naiman et al. 1988, Müller-Schwarze et al. 1994). Además, la consecuencia general de estos cambios sobre las comunidades de plantas es producir un mosaico de hábitats y ensambles de especies herbáceas más diversos (Wright et al. 2002). En contraste, los bosques de *Nothofagus* se regeneran en forma natural a partir de bancos de renovales en una dinámica de claros, ya que los bancos de semillas no persisten por períodos prolongados en estos suelos y la reproducción vegetativa es rara (Cuevas & Arroyo 1999), y sólo una especie (*N. antarctica*) está adaptada a las condiciones de suelo anegado (Ramírez et al. 1985). Por consiguiente, esta vegetación “ingenua” puede tener problemas tanto para protegerse de la herbivoría como para volver después del impacto producido por el castor.

Estas diferencias marcadas en la historia natural y el ensamble de especies tanto de depredadores como de plantas ribereñas de América del Norte y del Sur son consideraciones importantes a la hora de explicar los mecanismos de la invasión de los castores en la zona austral

de Chile y Argentina. En términos generales, el resultado final es un patrón de colonización en el archipiélago subantártico que ha producido un paisaje sumamente invadido, donde aproximadamente 90% de los arroyos tiene al menos una colonia de castores en el sector argentino de Tierra del Fuego, desde Río Chico en el norte, hasta la costa del Canal Beagle en el sur (Lizarralde 1993). En el Parque Omora en la isla Navarino, aproximadamente 43% de la longitud lineal de la Cuenca del Róbalo está impactada por el castor, incluyéndose en esta evaluación los pequeños afluentes que se hallan sobre los límites de la vegetación arbórea (Moorman, datos sin publicar). En la Isla Grande

de Tierra del Fuego los investigadores informan entre 0,2 y 5,8 colonias km^{-1} (Briones et al. 2001, Lizarralde 1993, Skewes et al. 2006) y el único estudio en la isla Navarino informó 1,1 colonia km^{-1} (Skewes et al. 2006). En comparación, las densidades de colonias descritas para *C. canadensis* en América del Norte están entre 0,08 y 1,4 colonias km^{-1} (Boyce 1983, Beier & Barrett 1987, Howard & Larson 1985, Robel & Fox 1993), colocando así los valores de densidad para el archipiélago austral en el extremo superior del rango esperado a partir del rango nativo del castor, lo que indicaría que el castor de hecho carece de factores de control de la población presentes en su hábitat nativo.

Agradecimientos

Agradecemos a la Wildlife Conservation Society y el Servicio Agrícola y Ganadero - XII Región por organizar esta conferencia y las actas resultantes. Este manuscrito se basa en investigación financiada por las siguientes fuentes: la U.S. National Science Foundation (DEB-0407875), una beca Fulbright, del National Security Education Program, la Universidad de Georgia, la Tinker Foundation y el Foco 5 (Conservación y Sociedad) del Instituto de Ecología y Biodiversidad (ICM P05-002, www.ieb-chile.cl) [CBA]; un Proyecto de Apoyo de Tesis (CONICYT 2405-0122) y los Programas 2 y 4 del Centro de Estudios Avanzados en Ecología y Biodiversidad (FONDAP 1501-0001) [PW]; el Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET) [GMP y MVL]; y la Wildlife Conservation Society, el U.S. Geological Survey y la Universidad del Estado de North Carolina [MCM].

Referencias

- Allen J.D. (1905). Mammalia of Southern Patagonia. Princeton University, Princeton, New Jersey.
- Aleksiuk M. (1970). The seasonal food regime of arctic beavers. *Ecology* 51: 264-270.
- Anderson C.B. (2006). Linking an exotic ecosystem engineer with its community and ecosystem-level impacts: the role of introduced beavers in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. PhD Dissertation in Ecology, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens.
- Anderson C.B. & R. Rozzi (2000). Avian communities in the southernmost forests of the world: Methodological variations for determining species composition. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 28: 89-100.
- Anderson C.B. & A.D. Rosemond (2007). Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn Chile. *Oecologia* 154: 141-153.

- Anderson C.B., C.R. Griffith, A.D. Rosemond, R. Rozzi & O. Dollenz (2006a). The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile. Do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation* 128: 467-474.
- Anderson C.B., R. Rozzi, J.C. Torres-Mura, S.M. McGehee, M.F. Sherriffs, E. Schüttler & A.D. Rosemond (2006b). Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation* 15: 3295–3313.
- Andrade B.S. (2005). Gestión para la caza y aprovechamiento de fauna dañina en XII Región. Informe preparado para el Servicio Agrícola y Ganadero de Magallanes. Punta Arenas, Chile.
- Armesto J.J., C. Villagrán & M.T.K. Arroyo (eds.) (1995). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Atalah A.G., W. Sielfeld & C. Venegas (1980). Antecedentes sobre el nicho trófico de *Canis griseus* Gray 1836, en Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 11: 259-271.
- Basey J.M., S.H. Jenkins & P.E. Busher (1988). Optimal central-place foraging by beavers: Tree-size selection in relation to defensive chemicals of quaking aspen. *Oecologia* 76: 278-282.
- Beier P. & R.H. Barret (1987). Beaver habitat use and impact in Truckee River Basin, California. *Journal of Wildlife Management* 51: 794-799.
- Boyce M.S. (1983). Habitat ecology of an unexploited population of beavers in interior Alaska. In: Chapman J.A. & D. Pursley (eds.) *Worldwide Furbearer Conference Proceedings*: 155-186. Donnelly, Falls Church, Virginia.
- Brdiges L. (1978). *El último confín de la tierra*. Buenos Aires: Marymar. 1ª Edic. Londres: Hodder & Stoughton (1947).
- Briones M., R. Schlatter, A. Wolodarsky & C. Venegas (2001). Clasificación ambiental para hábitat de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia), de acuerdo a características de cuencas en un sector de Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 29: 75-93.
- Busher P.E. (1996). Food caching behavior of beavers (*Castor canadensis*): selection and use of woody species. *American Midland Naturalist* 135: 343-348.
- Cabrera A. (1961). Catálogo de los mamíferos de América del Sur. Tomos I & II. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, Ciencias Zoológicas (Argentina)* IV: 1-732.
- Castillo N. (2006). Determinación de la composición botánica de la dieta de Castor (*Castor canadensis*) en la isla Tierra del Fuego. Tesis título de Ingeniero en Ejecución Agropecuario. Universidad de Magallanes, Punta Arenas.
- Collen P. & R.J. Gibson (2001). The general ecology of beavers (*Castor* spp.) as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish - a review. *Review in Fish Biology and Fisheries* 10: 439-461.
- Courchamp F., J.L. Chapuis & M. Pascal (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- Crooks J.A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97: 153-166.
- Cuevas J.G. & M.T.K. Arroyo (1999). Ausencia de banco de semillas persistente en *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) en Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 73-82.
- Cuevas J.G. (2000). Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ecology* 88: 840-855.
- Cussac V., S. Ortubay, G. Iglesias, D. Milando, M.E. Lattuca, J.P. Barriga, M. Battini & M. Gross (2004). The distribution of South American galaxiid fishes: the role of biological traits and post-glacial history. *Journal of Biogeography*. 31: 103–121.
- Daciuk J. (1978). Notas faunísticas y bioecológicas de Península Valdés y Patagonia, IV. Estado actual de las especies de mamíferos introducidos en la Región Araucana (Rep. Argentina) y grado de coacción ejercido en algunos ecosistemas surcordilleranos. *Anales de Parques Nacionales (Argentina)* 14:105-130.

- Donoso C. (1993). Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Tercera edición. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Gea G., G. Martínez Pastur, J.M. Cellini & M.V. Lencinas (2004). Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *Forestry Ecology and Management* 201: 335-347.
- Glade A. (1993). Red list of Chilean terrestrial vertebrates. Corporación Nacional Forestal (CONAF), Santiago.
- Goffinet B., W. Buck, R. Rozzi & F. Massardo (2006). The Miniature Forests of Cape Horn – Los Bosques en Miniatura de Cabo de Hornos. Ediciones de la Universidad de Magallanes – Fundación Omora, Punta Arenas.
- Hall J.G. (1960). Willow and aspen in the ecology of beaver on Sagehen Creek, California. *Ecology* 41: 484-494.
- Hartmann G. (1994). Long-term population development of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. *Conservation Biology* 8: 713-717.
- Heinemann K., T. Kitzberger & T. Veblen (2000). Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 25-31.
- Howard R.J. & J.S. Larson (1985). A stream habitat classification system for beaver. *Journal of Wildlife Management* 49: 19-25.
- Huston M.A. (1994). Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jaksic F.M. & J.L. Yáñez (1983). Rabbit and fox introduction in Tierra del Fuego: history and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. *Biological Conservation* 26: 367-374.
- Jaksic F.M., J.L. Yáñez & J.R. Rau (1983). Trophic relations of the southernmost population of *Dusicyon* in Chile. *Journal of Mammalogy* 64: 693-697.
- Jaksic F.M., J.A. Iriarte, J.E. Jiménez & D.R. Martínez (2002). Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4: 157-173.
- Jenkins S.H. (1980) A size-distance relation in food selection by beavers. *Ecology* 61: 740- 746.
- Johnston C. (2001). Wetland soil and landscape alteration by beavers. In: Richardson J.L. & M.J. Vepraskas (eds.) *Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes and classification*: 391-408. Lewis Publishers, Washington.
- Johnston C.A. & R.J. Naiman (1987). Boundary dynamics at the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology* 1: 47-57.
- Johnston C.A. & R.J. Naiman (1990). Browse selection by beaver: effects on riparian forest composition. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1036-1043.
- Johnston C., G. Pinay, C. Arens & R.J. Naiman (1995). Influence of soil properties on the biogeochemistry of a beaver meadow hydro sequence. *Soil Sciences Society American Journal* 59: 1789-1799.
- Jones C.G., J.H. Lawton & M. Shachak (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Jones C.G., J.H. Lawton & M. Shachak (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78: 1946-495.
- Jowett I.G. (2002). In-stream habitat suitability criteria for feeding inanga (*Galaxias maculatus*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 399-407.
- Kelly D. (1994). The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 465–70.
- Lencinas M.V. (2005). Biodiversidad en el bosque productivo de *Nothofagus pumilio* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Tesis de Doctorado en Agronomía de la Universidad Nacional de Sur, Bahía Blanca, Argentina. 243 pp.

- Lencinas M.V., G. Martínez Pastur, M. Medina & C. Busso (2005). Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity and Conservation* 14: 2299-2320.
- Lencinas, M.V., G. Martínez Pastur, C.B. Anderson & C. Busso (in press). The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. *Journal of Insect Conservation*. doi: 10.1007/S10841-007-9079-4.
- Leopold A. (1949). Thinking like a mountain. A Sand County Almanac. University Press. New York. 228 pp.
- Lizarralde M. (1993). Current status of the introduced beaver (*Castor canadensis*) population in Tierra del Fuego, Argentina. *Ambio* 22: 351-358.
- Lizarralde M.A. & J. Escobar (2000). Especies exóticas de la Tierra del Fuego. *CienciaHoy* (Argentina) 10: www.cienciahoy.org.
- Lizarralde M., G. Deferrari & J. Escobar (1996). Effects of beaver (*Castor canadensis*) on the nutrient dynamics of the southern beech forest of Tierra del Fuego (Argentina). *Ecología Austral* 6: 101-105.
- Macdonald D.W., F.H. Tattersall, E.D. Brown & D. Balharry (1995). Reintroducing the European Beaver to Britain: nostalgic meddling or restoring biodiversity? *Mammal Review* 25: 161-200.
- Margolis B.E., R.L. Raesly & D.L. Shumway (2001). The effects of beaver-created wetlands on the benthic macroinvertebrate assemblages of two Appalachian streams. *Wetlands* 21: 554-563.
- Martínez Pastur G., P. Peri, M.C. Fernández, G. Staffieri & D. Rodríguez (1999). Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque* 20: 47-53.
- Martínez Pastur G., J.M. Cellini, M.V. Lencinas, R. Vukasovic, R. Vicente, F. Bertolami & J. Giunchi (2001). Modificación del crecimiento y de la calidad de fustes en un raleo fuerte de un rodal en fase de crecimiento óptimo inicial de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Ecología Austral* 11: 95-104.
- Martínez Pastur G., P. Peri, M.C. Fernández, G. Staffieri & M.V. Lencinas (2002). Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7: 165-174.
- Martínez Pastur G., V. Lencinas, J. Escobar, P. Quiroga, L. Malmierca & M. Lizarralde (2006). Understory succession in areas of *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Journal of Applied Vegetation Science* 9: 143-154.
- Massoia E. & J.C. Chébez (eds.) (1993). Mamíferos silvestres del archipiélago Fueguino. Ediciones LOLA, Buenos Aires.
- Mcdowell D.M. & R.J. Naiman (1986). Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia* 68: 481-489.
- Mckinney M.L. & J.L. Lockwood (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.
- McMaster R.T. & N.D. McMaster (2000). Vascular flora of beaver wetlands in western Massachusetts. *Rhodora* 102: 175-197.
- Mella J., M. Díaz, B. Saavedra, P. Sabat, C. Smith, C. Veloso & A.M. Humaña (1995). Castores. Estudio de Línea de Base Informe del Sub-proyecto 94-14 Castores. Comité Científico Proyecto Río Cóndor, Santiago de Chile.
- Mittermeier R., C. Mittermeier, P. Robles-Gil, J. Pilgram, G. Fonseca, J. Brooks & J. Konstant (2001). Wilderness: Earth's last wild places. Conservation International, Washington DC.
- Monks A. & D. Kelly (2006). Testing the resource-matching hypothesis in the mast seeding tree *Nothofagus truncata* (Fagaceae). *Austral Ecology* 31: 366-375.
- Moore D.M. (ed.) (1983). Flora of Tierra del Fuego. Anthony Nelson, England & Missouri Botanical Garden, St. Louis.
- Moore D.M. & R.N. Goodall (1977). Flora adventicia de Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia* (Chile) 8: 263-274.

- Moorman M.C. (2007). The conservation implications of introduced trout and beaver on native fish in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. M.S. Thesis in Marine Science. Department of Marine, Earth, and Atmospheric Sciences, North Carolina State University, Raleigh NC. Major Advisor: Dr. David B. Eggleston. 56 pp.
- Moorman M.C., C.B. Anderson, A.G. Gutiérrez, R. Charlin & R. Rozzi (2006). Watershed conservation and aquatic benthic macroinvertebrate diversity in the Alberto D'Agostini National Park, Tierra del Fuego, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 34: 41-58.
- Muller-Schwarze D., B.A. Schulte, L. Sun, A. Muller-Schwarze & C. Muller-Schwarze (1994). Red maple (*Acer rubrum*) inhibits feeding by beaver (*Castor canadensis*). *Journal of Chemical Ecology* 20: 2021-2034.
- Naiman R.J., C.A. Johnston & C.A. Kelley (1988). Alteration of North American streams by beaver: The structure and dynamics of streams are changing as beaver recolonize their historic habitat. *BioScience* 38:753-762.
- Naiman R.J., G. Pinay, C.A. Johnston & J. Pastor (1994). Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology* 75: 905-921.
- Nolet B.A., A. Hoekstra & M.M. Ottenheim (1994). Selective foraging on woody species by the beaver (*Castor fiber*), and its impact on a riparian willow forest. *Biological Conservation* 70: 117-128.
- Olrog C.C. (1950). Notas sobre mamíferos y aves del archipiélago de Cabo de Hornos. *Acta Zoológica Lillionana (Tucumán, Argentina)* IX: 505-532.
- Ozanne C.M.P., M.R. Speight, C. Hamblen & H.F. Evans (2000). Isolated trees and forest patches: Patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *Forest Ecology and Management* 137: 53-63.
- Patterson B.D., M.H. Gallardo & K.E. Freas (1984). Systematics of mice of the subgenus *Akodon* (Rodentia: Cricetidae) in southern South America, with the description of a new species. *Fieldiana Zoology, New Series*, 23:1-16.
- Peña L.F. & N.D. Barriá (1972). Presencia de *Histiotus montanus magellanicus* Philp. y de *Myotis chiloensis* Waterhouse (Chiroptera) al sur del Estrecho de Magallanes. *Anales del Museo de Historia Natural Valparaíso (Chile)* 5: 202-202.
- Pisano E. (1977). Fitogeografía de Fuego-Patagonia Chilena. Comunidades vegetales entre las latitudes 52° y 56° S. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 8: 121-250.
- Poljak S., J. Escobar, G. Deferrari & M. Lizarralde (2007). Un nuevo mamífero introducido en la Tierra del Fuego: el "peludo" *Chaetophractus villosus* (Mammalia, Dasypodidae) en Isla Grande. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 285-294.
- Potvin F. & L. Breton (1992). Impact of an experimental wolf reduction on beaver in Papineau-Labelle Reserve, Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 70: 180-183.
- Pulido F., B. Díaz, & G. Martínez Pastur (2000). Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales (Argentina)* 9(2): 381-394.
- Ramírez C., M. Correa, H. Figueroa & J. San Martín (1985). Variación del hábito y hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur de Chile. *Bosque* 6(2): 55-73.
- Rebertus A. & T. Veblen (1993). Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 4: 461-654.
- Rebertus A.J., T. Kitzberger, T. Veblen & L.M. Roovers (1997). Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78: 678-692.
- Reise D. & C. Venegas (1987). Catálogo de registros localidades y biotopos del trabajo de investigación acerca de los pequeños mamíferos de Chile y Argentina. *Gayana, Zoología* 51:103-130.
- Robel R.J. & L.B. Fox (1993). Comparison of aerial and ground survey techniques to determine beaver colony densities in Kansas. *Southwestern Naturalist* 38: 357-361.
- Rosell F., H. Parker & N.B. Kile (1996). Causes of mortality in beaver (*Castor fiber* and *canadensis*). *Fauna* 49: 34-46.

- Rosenfeld J.M., R.M. Navarro Cerrillo & J.R. Guzmán Álvarez (2006). Regeneration of *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser forests after five years of seed tree cutting. *Journal of Environmental Management* 78: 44–51.
- Rosenzweig M.L. (2001). The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research* 3: 361-367.
- Rozzi R., F. Massardo, C.B. Anderson, A. Berghoefer, A. Mansilla, M. Mansilla & J. Plana (2006). Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. Ediciones de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas.
- Rozzi, R., J. Armesto, B. Goffinet, W. Buck, F. Massardo, J. Silander J.R., M.T.K. Arroyo, S. Russell, C.B. Anderson, L. Cavieres & J.B. Callicott (2008). Changing biodiversity conservation lenses: Insights from the subantarctic non-vascular flora of southern South America. *Frontiers in Ecology and the Environment*. doi: 10.1890/070060.
- Sax D.F. & S.D. Gaines (2003). Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 561-566.
- Sielfeld W. (1977). Reconocimiento macrofaunístico terrestre en el área de Seno Ponsonby (Isla Hoste). *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 8: 275-296.
- Sielfeld W. (1984). Alimentación de las nutrias *L. felina* y *L. provocax* en el medio marino al sur del Canal de Beagle. En: Primera Reunión de trabajo de experiencias en mamíferos acuáticos de América del Sur, Buenos Aires.
- Sielfeld W. & C. Venegas (1980). Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl en Isla Navarino, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 2: 247-257.
- Skewes O., F. González, R. Olave, A. Ávila, V. Vargas, P. Paulsen & H.E. König (2006). Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino Islands. *European Journal of Wildlife Research* 52: 292-296.
- Terwilliger J. & J. Pastor (1999). Small mammals, ectomycorrhizae, and conifer succession in beaver meadows. *Oikos* 85: 83-94.
- Thomas O. (1916). Notes on Argentina, Patagonia and Cape Horn Muridae. *Annals and Magazine Natural History (American Museum of Natural History, USA)* 8:182-187.
- Vázquez D.P. (2002). Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4: 175-191.
- Veblen T. (1989). Tree regeneration responses to gaps along a transandean gradient. *Ecology* 70(3): 541-543.
- Veblen T.T., R.S. Hill & J. Read (1996). *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. Yale University Press, New Haven. 403 pp.
- Venegas C. & W. Sielfeld (1999). Catálogo de los vertebrados de la Región de Magallanes y Antártica Chilena. Ediciones de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, 122 pp.
- Vila I., L.S. Fuentes & M. Saavedra (1999). Ictiofauna en los sistema límnicos de la Isla Grande, Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 273-284.
- Vitousek P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco & J.M. Melillo (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1-16.
- Wallem P.K., C.G. Jones, P.A. Marquet & F.M. Jaksic (2007). Identificación de los mecanismo subyacentes a la invasión de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) en el archipiélago de Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 309-325.
- Wright J.P., A.S. Flecker & C.G. Jones (2002). An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* 132:96-101.
- Wright J.P., A.S. Flecker & C.G. Jones (2003). Local vs. landscape controls on plant species richness in beaver meadows. *Ecology* 84: 3162-3173.
- Wright J.P., W.S.C. Gurney & C.G. Jones (2004). Patch dynamics in a landscape modified by ecosystem engineers. *Oikos* 105: 336- 348.

CONSIDERACIONES ECONÓMICAS DE LA INVASIÓN DEL CASTOR EN EL ARCHIPIÉLAGO DE TIERRA DEL FUEGO

Rodrigo J. Olave

Resumen

El presente documento resume un análisis económico del impacto de la invasión de castores en Tierra del Fuego. Se definieron tres escenarios para hacer esta valoración. El primer escenario evaluó el valor económico del impacto, en caso de no tomarse ninguna medida para controlar a la población de castores; el segundo escenario evaluó el valor del impacto en una situación en la que sí se realiza control de la población invasora y toma en cuenta los costos que esto implica, y el tercer escenario sumó a la situación de control las ganancias producidas de darle un aprovechamiento comercial al castor. El análisis económico realizado en 1999, el cuál consideró los ahorros en pérdidas forestales y agrícolas, alcanzó un valor actualizado de US\$ 847.492 y US\$ 764.032 respectivamente, mostrando claramente que la especie debe ser manejada para evitar daños a estos sectores.

Introducción

Debido a los diversos efectos negativos y algunos beneficios que se han registrado durante los últimos años como consecuencia de la introducción del castor en 1946 en Tierra del Fuego, en el extremo sur del continente americano, el sector público y los propietarios de tierras tanto de Chile como de Argentina, han aplicado diferentes medidas para corregir daños (e.g. alteración de caminos, puentes, deslindes, cursos de agua y sectores de uso ganadero, forestal y pesca turística), aprovechar, controlar y/o erradicar este mamífero. En muchos casos, estas medidas no han seguido criterios de manejo sistemáticos, especialmente cuando han sido aplicadas por propietarios de predios ganaderos y/o forestales. A pesar de ello, todas estas actividades de control han requerido del uso de recursos de tiempo y trabajo, con el consecuente impacto económico asociado. Aunque en países del hemisferio norte existe información detallada de los métodos y actividades de control, esta no está disponible todavía en Chile y Argentina. Esta falta de información es particularmente cierta en el caso del costo monetario que su implementación ha significado para los propietarios, público en general y recursos nativos en Chile y Argentina, ello a pesar de que los gobiernos y otras organizaciones han invertido recursos económicos para estimular el control de castores en Tierra del Fuego. Al mismo tiempo estas iniciativas han permitido generar información respecto a la biología,

ecología y algunos antecedentes sobre aprovechamiento productivo de castores en el archipiélago fueguino (Olave & Skewes 2000, Arroyo et al. 1999). El análisis económico global de las actividades y medidas que se han implementado o desee implementar en el futuro no ha sido desarrollado en relación a los impactos que ellas podrían tener para el futuro de los recursos naturales, así como para la población humana de la patagonia austral.

La valorización económica de los impactos generados por los castores constituye una herramienta útil para el establecimiento de medidas de manejo que puedan conducir a su control y/o erradicación, siendo similar a análisis aplicados a otros problemas ambientales tales como contaminación por desechos industriales y/o plagas fitosanitarias. La valorización de los impactos y beneficios ambientales producidos por el castor pueden ser analizados a nivel puramente comerciales, y estar basados en pérdidas en volúmenes de madera o en productos derivados del aprovechamiento comercial de este mamífero (Hill & Novakowski, 1984). Existe sin embargo, una serie de efectos que se producen sobre la biota a nivel de paisaje, ecosistema y comunidades, y que alteran componentes tanto funcionales como estructurales de la biodiversidad (Rosell et al. 2005) y que además pueden tener efectos sobre la población humana sea directa o indirectamente, los cuales son difíciles de valorar económicamente. Ello es especialmente cierto, cuando los análisis específicos requieren de conocimiento previo, tanto de la biología de las especies y ecosistemas, así como del sistema productivo involucrado, aspectos que permanecen sin ser totalmente establecidos para el caso de los castores en Tierra del Fuego.

En Tierra del Fuego, incluyendo Isla Navarino, se cuenta hasta el momento con una evaluación inicial respecto del efecto de castores en el Archipiélago, la cual fue realizada entre los años 1998 y 1999 (Skewes et al. 1999) que permitió estimar algunos beneficios e impactos de castores en Tierra del Fuego. En base a este trabajo, se ofrece aquí consideraciones económicas y técnicas que permitan fortalecer la toma de decisión en relación a la aplicación de medidas de manejo de la especie, bajo el supuesto del uso eficiente de los recursos financieros disponibles para esta tarea.

Antecedentes generales

En el año 1999, la población de castores estimada en el sector chileno de Tierra del Fuego y la isla Navarino era de 50.000 individuos, la cual afectaba una superficie aproximada de 8.342 ha (Olave & Skewes 2000), dentro de las cuales un 70% correspondía a terrenos de uso forestal y un 30% a terrenos de uso ganadero. En este escenario, con el ya existente mercado de piel en el hemisferio norte (Canadá), se pudo evaluar su aprovechamiento comercial y la factibilidad económica para su

uso. A pesar de que el estudio mencionado indicaba un impacto negativo de los castores sobre el ambiente, principalmente por efecto de inundaciones de terrenos y destrucción de bosques, al considerar la variable aprovechamiento comercial, se supuso que esta resultaría en un ingreso económico importante para la estrategia de control. Este supuesto se basó fundamentalmente en el recurso piel, sugiriéndose que subproductos como carne, o atracción turística, podrían asimismo tener un potencial económico. El valor en el primer caso fue considerado marginal en base a una degustación preparada y analizada técnica y metodológicamente para los objetivos del estudio (Skewes et al. 1999) mientras que para el valor turístico no existió información que permitiese respaldar esta propuesta.

En 1999, el total de ha afectadas de aptitud ganadera eran menores en relación al caso de los terrenos forestales. A pesar de ello el valor económico del impacto por castores fue elevado debido a que el análisis no consideró daño marginal, y se asumió que estas áreas no eran recuperables, por lo que se provocaba un efecto acumulativo en el tiempo. En el caso forestal en cambio, el daño marginal fue considerado, ya que estos terrenos podrían ser eventualmente recuperados, por ejemplo a través de plantaciones artificiales. Al respecto, es importante mencionar que recientes estudios desarrollados en el área (Anderson, 2006) señalan que la actividad de los castores destruye el ciclo de regeneración de los bosques ribereños, transformando las áreas abandonadas en zonas de pastizales, en las cuales no se regenera el bosque.

Escenarios financieros asociados al control de castores

Con el objetivo de analizar la factibilidad económica del control de castor en Tierra del Fuego se definieron y proyectaron tres escenarios en un horizonte de tiempo de 80 años, utilizando una tasa de descuento de los flujos temporales del 10%. El primer escenario consideraba la no acción de control, dejando que la población de castores mantuviese su crecimiento. En este escenario se estimaron los daños actuales y proyectados para el sector forestal y ganadero, considerando un crecimiento logístico de la población de castores, tal como ha sido descrito hasta ahora (Skewes et al. 1999). El segundo escenario, consistió en analizar los costos directos y administrativos del control de los castores sin darles aprovechamiento económico, considerando la reducción de la población del roedor a la mitad el primer año, y del 25% de la población por año y sostenido en el tiempo para mantenerla a un tamaño fijo, esto basado en la experiencia que se tiene en el control de castores en Canadá (Skewes et al. 1999). El tercer escenario consistió en adicionar beneficios económicos producto de la venta de pieles del castor, al análisis desarrollado en el segundo escenario.

Para el primer escenario, se estimó el costo económico derivado de la presencia de castores en Tierra del Fuego e Isla Navarino sólo en base a la pérdida de madera, producto del consumo directo así como de su utilización en

construcción de represas y muerte de árboles por inundación. En el año 1999, momento en que se realizó esta estimación, el valor de mercado para la madera de lenga era de US\$2,5/m³ (Skewes et al. 1999). Bajo estas condiciones en el primer escenario, el que literalmente significaba no hacer nada en contra de la población de castores, el valor actualizado del daño ocasionado al sector forestal fue de US\$491.009 para Tierra del Fuego y de US\$281.371 para la Isla Navarino. Por su parte en el sector ganadero, el valor actualizado del daño fue estimado en US\$1.380.224 para Tierra del Fuego y US\$70.412 para la Isla Navarino. En este escenario, como las pérdidas

económicas se deben a la disminución en cantidad y calidad de terrenos para la actividad ganadera, la evaluación incluyó el valor del terreno sin productividad, correspondiente a US\$ 460 por hectárea, el valor de la venta de lana y el promedio de ovinos/ha.

Para el segundo escenario, el cual calculó que se requerirían 75 cuadrillas de 8 tramperos cada una para capturar la mitad de la población en un año, arrojó un valor actual de los costos de captura de US\$ 1.269.323 (Skewes et al. 1999). Al respecto, es importante destacar que el número de cuadrillas y tramperos necesarios se basó en información de la N.A.F.A (North American Fur Auctions), pero dados datos obtenidos directamente en Tierra del Fuego, se asumieron valores más conservadores (Skewes et al. 1999).

Por último, al contabilizar los beneficios por concepto de venta de pieles y restarlos a los costos de trampeo, considerando un valor promedio de US\$ 17,7 por piel, de acuerdo a un registro de 5 años (Skewes et al. 1999) el valor actual neto resultó ser de US\$ 928.965 en el tercer escenario. En este escenario, la venta de pieles por sí sola no se presentaba como un negocio rentable al 10%, sino sólo a partir de un precio superior a US\$ 24,1 por piel, precio no sustentable en el mercado. Al considerar los costos asociados a esta inversión, en conjunto con los beneficios generados producto del ahorro asociado a pérdidas en la actividad ganadera y forestal debido a la ausencia de castores, la inversión en control a través de la caza y comercialización de productos de la especie resultaba ser rentable.

“...en el primer escenario, el que literalmente significaba no hacer nada en contra de la población de castores, el valor actualizado del daño ocasionado al sector forestal fue de US\$491.009 para Tierra del Fuego y de US\$281.371 para la Isla Navarino.”

A pesar de las limitaciones del análisis económico realizado en 1999, la conclusión fue clara en términos de que se requiere un manejo de la especie, con el fin de evitar los daños en el sector ganadero y forestal. Así y de acuerdo a esta evaluación financiera privada, Skewes et al. (1999) establecen que la conveniencia del proyecto de control, fue vista en relación del ahorro de pérdidas en la parte forestal y ganadera, alcanzando un valor actual total de US\$ 847.492 y de US\$ 764.032, respectivamente.

“A pesar de las limitaciones del análisis económico realizado en 1999, la conclusión fue clara en términos de que se requiere un manejo de la especie...”

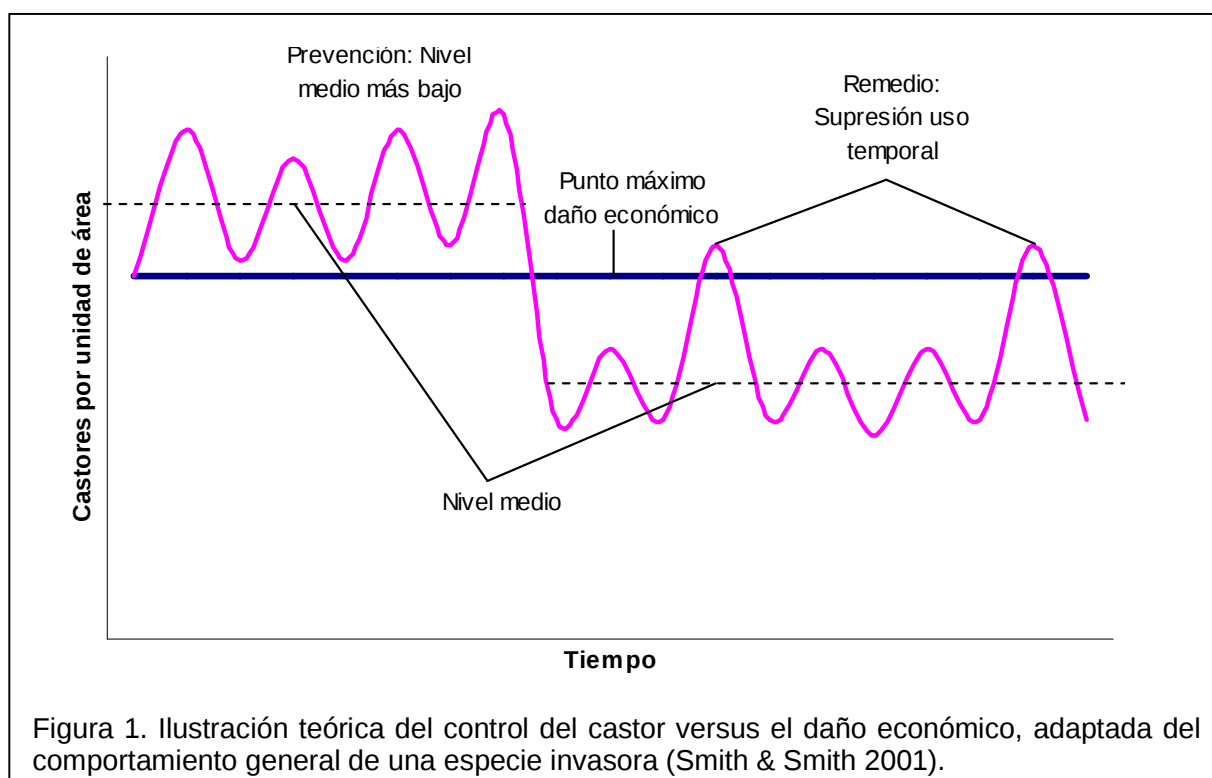
Debe destacarse que en el análisis realizado en 1999 se requiere validar el supuesto de que el castor ha alcanzado la capacidad de carga del sistema. Esto permitirá ajustar la curva logística empleada y determinar con mayor certeza los impactos económicos de los escenarios analizados, información especialmente relevante hoy día al momento de analizar las implicancias financieras del control/erradicación de la especie.

Futuro control y/o erradicación del castor, consideraciones económicas

La dimensión económica del problema de la invasión del castor en el archipiélago de Tierra del Fuego es compleja debido al significativo daño ambiental que provoca la especie a los recursos hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos y del paisaje, con los costos económicos que este daño tiene asociados. Actualmente en Tierra del Fuego los efectos económicos más notorios son la ruptura de caminos, alcantarillas, pérdida en volúmenes de madera, tierras para la ganadería y alteración de recursos hidrológicos afectando la pesca turística. Debido a que la presencia de castores tiene efectos económicos a distintas escalas local y global, sobre diversos actores públicos/privados, afectando diversos procesos productivos y dentro de ellos distintas etapas, no se reconoce con claridad sobre quiénes recae la responsabilidad financiera de revertir el problema. En Chile, el único caso conocido que evaluó costos de daños causados por castor, corresponde al estudio desarrollado por Skewes et al. (1999), el cual fue financiado por el Gobierno Regional de Magallanes. En la actualidad, debido a la gravedad del problema de la invasión de castores se debe analizar los beneficios y costos de diferentes estrategias para controlar y/o erradicar esta especie.

La erradicación de cualquier especie es una tarea compleja y financieramente costosa (Smith & Smith 2001). Un primer paso esencial, tal como es ilustrado por las Figuras 1 y 2, indica que la especie invasora debe ser controlada, concentrándose en aquellas áreas de mayor riesgo, de tal

forma de disminuir la población de castores a un nivel tal que no cause daño económico (Smith & Smith 2001). Teóricamente este momento corresponde al punto donde el valor adicional, por ejemplo, del cultivo forestal, excede el costo de incrementar el control de la especie invasora. Es en este

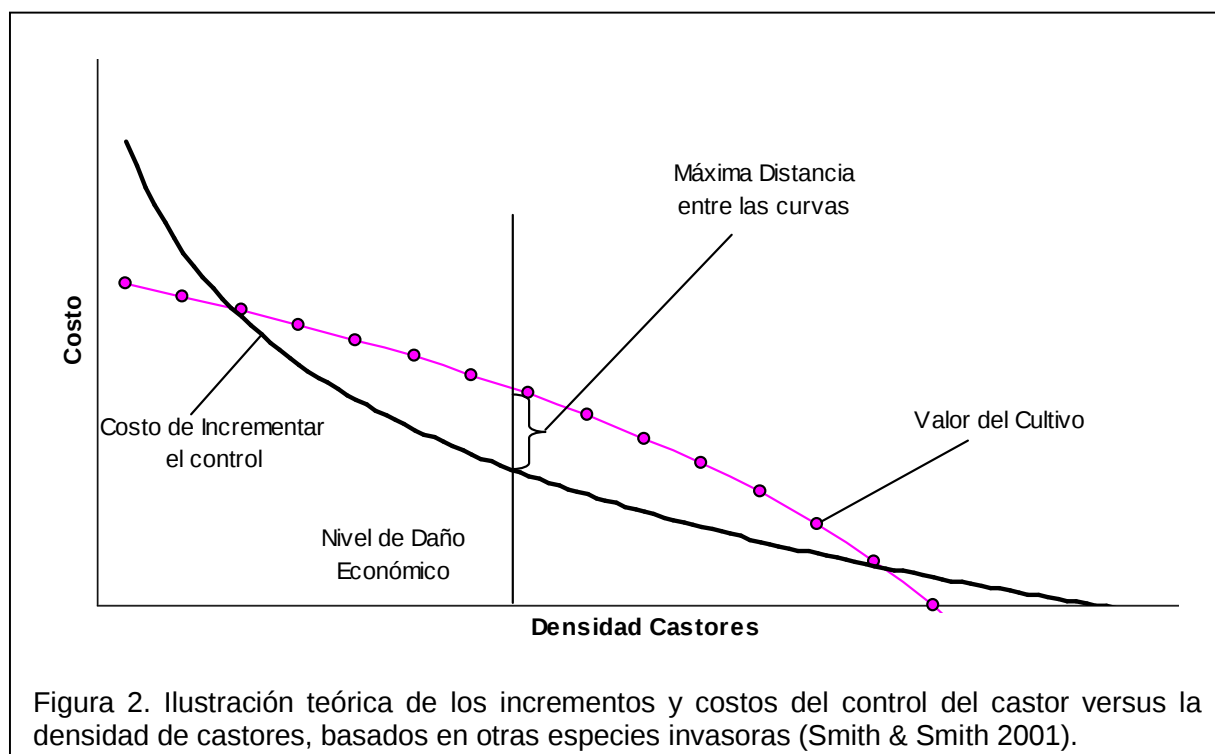


momento donde los costos de control son menores o iguales al incremento neto en el valor derivado del control (Fig. 2).

La erradicación de una especie invasora requiere del análisis de un conjunto de información, proveniente del ámbito científico, social, legal, institucional, político, financiero, ético, métodos control/monitoreo especie blanco, y métodos de restauración de ecosistemas (Veitch & Clout 2002), todas las cuales deben ser consideradas en el caso específico de la erradicación de castores en Tierra del Fuego.

El análisis financiero de la erradicación de castores debiera indicar el monto involucrado en el proceso, así como los agentes financieros disponibles. Los antecedentes existentes hasta el año 2005, derivados de los estudios realizados solamente en sector chileno de Tierra del Fuego (Sielfeld & Venegas, 1980; Skewes et al. 1999; Arroyo et al. 1996; Briones et al. 2001) y comunicaciones personales (Dr. Oscar Skewes de la Universidad de Concepción, Sr. Nicolás Soto del Servicio Agrícola y Ganadero y Sr. Claudio Venegas del Instituto de la Patagonia) indican que desde la

introducción de los castores a Tierra del Fuego en 1946, los recursos financieros aproximados invertidos en investigación y planes de control han sido de alrededor de US\$ 200.000 y han provenido tanto del sector privado como el público. A este valor se debe agregar pérdidas económicas



asociadas a la pérdida de capacidad productiva, con el fin de completar el análisis económico y evaluar de manera precisa los beneficios y costos asociados a las alternativas de control y/o erradicación de la especie en el área.

Es necesario considerar en el análisis financiero asociado a la invasión/control de castores en la Patagonia austral no sólo el componente local, ello debido a que la invasión de especies exóticas es considerado uno de los factores de pérdida de biodiversidad más importante a escala global (Mooney & Hobbes 2000), cuyos efectos ambientales deben también ser incluidos en los análisis económicos (Kula 1994). En este escenario, y así como pasa con otras fallas del mercado (ej. Cambio climático) una alternativa que permite revertir los efectos ambientales adversos requiere de la cooperación internacional, y de la inversión en investigación y desarrollo económico (Stern 2006). Debido a esto, es necesario desarrollar el análisis económico a escala global tanto como local, con un horizonte de acción adecuado a esta escala, evaluando cambios marginales, así como riesgos e incertidumbres. En el caso de la invasión de castores, el análisis financiero del proceso de invasión que debe ser considerado en el análisis global de los costos de control/erradicación que permitan

revertir el daño ambiental que ejerce esta especie en el hemisferio sur, deben considerarse un rango amplio de costos económicos más allá de los impactos inmediatos sobre los bosques, ganadería y la biodiversidad, lo cual afectará la producción, precios y mercados de otros productos, con otros efectos sobre la seguridad de la salud animal, humana y servicios ambientales. Es necesario destacar aquí la relevancia de establecer los efectos que genera la invasión del castor sobre servicios que los ambientes australes ejercen tanto a escala local como global, los cuales son especialmente relevantes a la latitud de Tierra del Fuego, la cual concentra parte significativa de los bosques en esta parte del hemisferio. Los instrumentos económicos más destacados para este análisis corresponden a subsidios y créditos. Adicionalmente, métodos de valoración tales como valoración contingente, precios hedónicos y costo de viaje, pueden también ser usados como herramientas para evaluar estrategias de intervención pública, y hacer consideraciones formales de la incertidumbre y el riesgo (Kula 1994). En suma, todos estos factores, más la experiencia ya ganada y otros nuevos conocimientos que necesitan ser investigados por la evidencia del daño ambiental existente hasta la fecha, permitirán desarrollar un análisis económico global para la invasión y erradicación de castores de Sudamérica.

Comentarios finales

La disciplina económica posee la capacidad de valorar los impactos comerciales y no comerciales de una actividad, proveyendo un medio para evaluar alternativas de manejo, que sirva para apoyar el proceso de toma de decisión pública/privada. Basada en la capacidad de proveer justificaciones para las medidas implementadas, un análisis económico puede entregar un valor monetario cuantificable en el corto plazo, a la vez que evaluar escenarios financieros en largo plazo, que permitan desarrollo actual sin poner en riesgo las generaciones futuras. La presencia de castores en el archipiélago fueguino y en el sur de Sudamérica está causando impactos serios no sólo a nivel económico local, sino además social, político y sin duda ambiental. En este escenario la solución de este problema requiere la colaboración de diversos actores, incluyendo no sólo economistas, sino expertos en los campos de la biología, invasiones biológicas, erradicación, así como propietarios de tierras, comunidad en general, entre otros. El análisis conjunto de estos factores y la disponibilidad de capacidades técnicas adecuadas, permitirá definir la mejor estrategia para contrarrestar su invasión en la Patagonia austral y recuperar estos ecosistemas en beneficio de las comunidades locales y globales futuras.

Agradecimientos

Al Sr. Nicolás Soto (Servicio Agrícola y Ganadero, Punta Arenas, Chile) y Dra. Bárbara Saavedra (Wildlife Conservation Society, Santiago, Chile) por el esfuerzo que hizo posible mi asistencia para discutir la invasión del castor. Debo agradecer también al Dr. Jim McAdam (Queen's University, Belfast, U.K.) y al Sr. Sergio Opazo S. (Universidad de Alcalá, Madrid, España) por los detallados comentarios recibidos.

Referencias

- Arroyo MTK, C Donoso, RE Murua, EC Pisano, RP Schlatter & IA Serey (1996). Toward an ecologically sustainable forestry project. Concepts, analysis and recommendations. Universidad de Chile.
- Briones M, A Schlatter, CM Wolodarsky & C Venegas (2001). Clasificación ambiental para hábitat de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia), de acuerdo a características de cuencas en un sector de Tierra del Fuego. Anales del Instituto de la Patagonia 29: 75-93.
- Hill E & N Novakowski (1984). Beaver management and economics in North America. Acta Zoologica Fennica 172: 259-262.
- Kula E (1994). Economics of Natural Resources, the Environment and Policies. Second Edition. Chapman & Hall, London.
- Anderson CB (2006). Linking an exotic ecosystem engineer with its community and ecosystem level impacts. The case of the North American beaver in the Cape Horn Biosphere, Chile. PhD Dissertation. University of Georgia, USA.
- Mooney H & R Hobbes (2000). Invasive Species in a Changing World. Island Press, New York.
- Olave R & O Skewes (2000). Distribución del Castor (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego, XII Región. Revista Bosque Nativo 25: 16-21.
- Rosell F, O Bóxer, P Collen, H Parker (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. Mammal Reviews 35: 248-276.
- Skewes O, R Olave, F González, A Avila, L Rubilar, V Vargas & M Quezada (1999). Investigación, aprovechamiento y control del castor en islas Tierra del Fuego y Navarino. Informe Final, Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), XII región, Punta Arenas.
- Siedfeld W & C Venegas (1980). Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl, en Isla Navarino, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 11: 247-257.
- Smith R & T Smith (2001). Ecology and Field Biology. Sixth Edition. Benjamin Cummings - Addison Wesley Longman, Boston.
- Stern N (2006). The economics of climate change: The Stern Review. London, UK: HM Treasury. Disponible en: http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/sternreview_index.cfm (Acceso 11/2006).
- Veitch C & M Clout (2002). Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species. IUCN, Gland.

Parte 3:

Control, Manejo y Monitoreo del Castor en Tierra del Fuego



GESTIÓN Y TÉCNICAS DE CONTROL DE CASTORES EN ARGENTINA. LECCIONES APRENDIDAS

Adrián Schiavini, Rubén Cerezani, María Regina Silva, Nora Loekemeyer, Laura Malmierca,
Julio Escobar, Guillermo Deferrari & Marta Lizarralde

Resumen

Este trabajo presenta una síntesis de los estudios realizados sobre el castor en Tierra del Fuego, especialmente sobre aquellos aplicados al manejo y control de la especie. Se describen las experiencias de control llevadas adelante por el Gobierno de la provincia de Tierra del Fuego y por la Administración de Parques Nacionales. Por otro lado se analiza el aprendizaje obtenido a partir de estas experiencias. Por último se detallan algunos escenarios futuros posibles bajo las estrategias actuales de manejo en desarrollo en la Isla Grande de Tierra del Fuego.

El castor en Tierra del Fuego

El castor (*Castor canadensis*) fue introducido en Tierra del Fuego en 1946, en la cuenca inferior del Río Claro, con el objeto de lograr su aprovechamiento como pilífero de valor económico en la industria peletera. La población introducida encontró condiciones óptimas de hábitat y ausencia de depredadores y competidores naturales que facilitaron su expansión, incremento poblacional y establecimiento como una especie invasora del ecosistema austral. En un período de 20 años, cerca del 30% de los cauces de la zona andina de la Isla Grande de Tierra del Fuego fueron ocupados por el castor (Lizarralde 1993). En 1969 el castor cruzó el Canal Beagle, invadió Isla Navarino y desde allí comenzó un proceso de invasión a todo el resto del Archipiélago. Así, atravesando Península Dumas, cruzan a Isla Hoste y paulatinamente, colonizan hasta Isla Dawson sobre el Océano Pacífico, y luego todo el resto de Islas del Canal Beagle (Sielfeld & Venegas 1980, Lizarralde 1993).

Los estudios sobre la biología y ecología de este animal aplicada al manejo recién se iniciarían a finales de la década de los 80. Estos estudios (Lizarralde 1993, Lizarralde et al. 1996a, 1996b) sentarían la base para los planes de manejo implementados desde la década del 90 (Lizarralde et al. 1989, Lizarralde & Escobar 1999, Lizarralde & Elisetch 2001, Lizarralde & Venegas 2002, Lizarralde et al. 2004, en prensa).

Estos estudios determinaron que las densidades se situaban entre 0,2 colonias/km en la zona extra-andina de la Isla Grande, y 2,05 - 5,85 colonias/km en la zona centro y sur, con una densidad

de 0,7 colonias/km identificada para el Parque Nacional Tierra del Fuego (Lizarralde 1993). La colonización del área del Parque Nacional Tierra del Fuego, ubicado al sur del Lago Fagnano, habría ocurrido durante la década del 70, ya que no se observan colonias ni signos de impacto en las fotografías aéreas de la zona de 1970 (Lizarralde et al. 1989). Posteriormente, Marconi & Balabusic (1980) y diversos informes de personal del PNTDF dan cuenta sobre la presencia de castoreras en el Valle Carbajal y el sector sur del área protegida.

Para finales de la década del 80, el castor había colonizado cerca del 91% los cursos de agua de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Lizarralde 1993). Si bien no se cuenta con información precisa sobre el desarrollo de la colonización en los últimos

años, puede afirmarse que en la actualidad la dinámica de la ocupación del castor incluye la reocupación de sitios abandonados debido a la colmatación de los embalses, la colonización de partes altas de cuencas en la zona andina (no utilizadas en los períodos iniciales de la colonización) y aún la dispersión hacia zonas de estepa.

“...puede afirmarse que en la actualidad la dinámica de la ocupación del castor incluye la reocupación de sitios abandonados (...), la colonización de partes altas de cuencas en la zona andina (...) y aún la dispersión hacia zonas de estepa.”

El manejo en la Provincia de Tierra del Fuego

Cronología de las acciones emprendidas

En 1981 el Gobierno del, por entonces, Territorio Nacional de Tierra del Fuego, autoriza la caza del castor como una manera de controlar la expansión de su población. Hasta entonces no existía política alguna sobre el manejo de esta especie. Durante casi veinte años la caza del castor se realiza

con escasa intervención del Estado, intervención que se restringió al desarrollo de alguna experiencia de extracción aislada o a la asistencia para la venta de pieles en el mercado.

“La proyección en el tiempo de la curva de crecimiento obtenida permitió considerar que efectivamente el tamaño de la población de castor estaría cercano a su capacidad de carga a partir del 2006, con más de 100.000 ejemplares”

En 1997 el Gobierno de la ahora Provincia de Tierra del Fuego autoriza la caza comercial del castor. Posteriormente, en 1999, la Provincia inicia el Plan de Control del Castor, fundamentado en el soporte técnico aportado por el Centro Austral de Investigaciones Científicas, originado en los estudios desarrollados a fines

de los años 80. Estos estudios estimaron una tasa de crecimiento poblacional (r) de 0,21 - 0,23. A partir de esto, se estimó una tasa de extracción potencial orientada a detener el incremento poblacional, del 21% a 23% de la población total, estimada en aquel momento entre 30.000 y 50.000 animales (Lizarralde 1993). En consecuencia, la extracción necesaria se calculó en un promedio de 7.000 animales por año. La proyección en el tiempo de la curva de crecimiento obtenida permitió considerar que efectivamente el tamaño de la población de castor estaría cercano a su capacidad de carga a partir del 2006, con más de 100.000 ejemplares.

La filosofía de este Plan estaba basada en desarrollar el control de la población en áreas de gran productividad a través del aprovechamiento del recurso, mediante la extracción sostenida de animales apoyada en el interés del mercado por los productos del castor. La expectativa estaba centrada en que el interés del mercado, fundamentalmente peletero, mantuviera el interés de una fuerza de caza progresivamente creciente que permitiera el control de la población en las áreas identificadas como de alta productividad. El objetivo era lograr una cosecha sostenida en el tiempo, de entre 7.000 a 10.000 animales al año. Las exigencias de los mercados receptores demandaban la utilización de trampas de captura humanitaria para aceptar los productos.

El esfuerzo de captura a realizar para lograr la extracción considerada surgió de un ensayo de trampeo con trampas Conibear 330™ (Lizarralde & Elisecht 2001). La efectividad de captura fue estimada en 58 animales/100 trampas, por noche. En consecuencia, el esfuerzo de captura para extraer un 20% de la población debería ser de 12.000 a 17.000 trampas/noche, esfuerzo que al distribuirse a lo largo de todo el año en forma constante, daba un esfuerzo de captura de 1.000 a 1.400 trampas/noche por mes, o que podía concentrarse en áreas y momentos específicos, según las prioridades y decisión del organismo administrador. Sin embargo, la utilización comercial de la piel demandaba realizar un esfuerzo intensivo durante los meses de invierno, en particular desde Abril hasta Agosto, de entre 3.500 a 8.000 trampas/noche. Ese esfuerzo permitiría extraer entre 2.000 y 5.000 pieles de máxima calificación para su comercialización. Esta situación permitiría no sólo obtener un rédito económico más elevado (al incrementar el precio de venta), sino que aseguraría su comercialización y desde luego un incentivo económico para los tramperos, que promoverían el desarrollo de la actividad.

El Plan incluía la entrega de trampas tipo ConiBear en comodato a los cazadores y a los dueños de predios (para que éstos permitieran que sus empleados realizaran la caza). Asimismo se desarrollaron diversos talleres de capacitación sobre el uso de las trampas para lograr una eficiencia máxima de captura y técnicas de preparación de la piel.

Durante el año 2001 se agrega un sistema de pago de un incentivo a la captura de castores, utilizando como prueba de la misma la entrega de las colas de los ejemplares. Este incentivo tenía el

objetivo de instalar un estímulo adicional al del mercado de pieles para el desarrollo de la caza del castor. Por inconvenientes administrativos, en el año 2004 se discontinúa el pago de las colas, por lo que la caza permanece incentivada sólo por el interés del mercado.

Durante el año 2005 se firma un acuerdo de colaboración entre la Provincia de Tierra del Fuego y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, para el trabajo conjunto en los programas de control de esta especie conflictiva, siendo declarada la especie, por Resolución del Ministerio de la Producción (Nº 521/05), como Perjudicial para las actividades productivas.

Durante el año 2006 se retoma el Plan de manejo original. También el sector privado, a través de la Federación Argentina de Comercializadores e Industrializadores de la Fauna (FACIF), incrementa su interés en la comercialización de los cueros. Mediante una ronda de consultas entre sectores de administración y técnicos, se acuerda en que los incentivos se concentrarían en la caza mas que en la comercialización del cuero. Por este motivo, a partir de ese mismo año se vuelve a implementar el pago por entrega de colas de castor, dejando que el sector privado alimente el interés por la venta de cueros. De ésta manera se formaliza el Plan “Control de Poblaciones de Castor en el Sector Argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego”, en vigencia entre Septiembre y Diciembre de 2006, con proyección a continuarse durante el año 2007. También durante el año 2006, mediante Ley Provincial (Nº 696) se declara al castor como Especie Dañina y Perjudicial para la Provincia, como una manera de fortalecer y darle un marco legal a las acciones de manejo que se estaban llevando adelante.

Conjuntamente con el incentivo a la caza y con el objeto de aumentar la renta por la captura de los ejemplares, la Provincia se encuentra analizando la posibilidad de realizar el aprovechamiento integral de la especie, para lo cual se están llevando a cabo estudios sobre el rendimiento en carne y posibles subproductos de la faena, y sobre la aptitud organoléptica y análisis físico-químicos y sanitarios requeridos para la determinación de la carne como apta para consumo humano según lo establecido en la normativa alimentaria.

Lecciones aprendidas

Quizás la debilidad más importante de los planes de control implementados a la fecha ha sido la falta de continuidad en las políticas orientadas a resolver la problemática del castor, originada en una escasa percepción sobre el nivel de compromiso institucional necesario para lograr el éxito en un tema como el control o erradicación de las especies invasoras.

“Quizás la debilidad más importante de los planes de control implementados a la fecha ha sido la falta de continuidad en las políticas orientadas a resolver la problemática del castor...”

Esta falta de continuidad se ha manifestado en diversos aspectos, como la discontinuidad en la capacitación para incrementar la fuerza de caza (captación y capacitación de nuevos cazadores), la falta de un sistema de obtención de información proveniente de la caza que alimentara la toma de decisiones, la discontinuidad en el incentivo de captura mediante el pago por colas (interrumpido entre 2004 y 2006) y la discontinuidad en tareas de monitoreo para evaluar el éxito del plan de control. La continuidad del proceso habría sido afectada por la debilidad institucional gubernamental responsable del área Fauna, al haber perdido sus cuadros técnicos capacitados en la temática y no haber cubierto esa necesidad.

El seguimiento de la fuerza de caza hasta el momento ha sido parcial, lo que ha afectado la posibilidad de reorientar esfuerzos de captura. En efecto, al principio del plan de control se entregaron en comodato un número cercano a las 2500 trampas. Parte de las mismas fue entregada a dueños de estancias para que las destinaran a la captura en sus predios por intermedio de sus empleados, mientras que el resto fue entregado directamente a cazadores independientes. La falta de seguimiento del destino de las trampas entregadas en comodato significó que al año 2006, sólo se pudieran recuperar cerca de 200 trampas para ser entregadas a nuevos cazadores. Si bien una pequeña parte de las trampas han sido declaradas como perdidas durante su uso, y un número desconocido ha sido intercambiado entre los usuarios sin participación del estado, aún se desconoce el destino de una gran parte de ellas.

Otra falencia ha sido la escasa información proveniente de la caza obtenida y que es relevante para el manejo y/o toma de decisiones respecto al Plan. Esta información mínima requerida incluye números de animales capturados, fechas y sitios de captura, y una estimación del esfuerzo de captura por cazador, orientado a determinar la captura por unidad de esfuerzo, su variación temporal y espacial y las diferencias en las capacidades entre cazadores. A lo largo de los años de implementación de los programas de control, la información colectada ha sido escasa y parcial. En la actualidad se está tratando de instalar un protocolo de reporte de

capturas que incluya al menos el número de animales capturados con indicación lo más precisa posible de localidad y fecha, tratando de individualizar la información proveniente de cada cazador, aunque dificultades de movilidad para el personal perteneciente a la administración que realizaría la fiscalización en el campo hacen que esa información se limite a las declaraciones de los cazadores en el momento del pago del testimonio de las colas.

“Esta información mínima requerida incluye números de animales capturados, fechas y sitios de captura, y una estimación del esfuerzo de captura por cazador...”

La información disponible incluye el número de cazadores registrados, el número de acopiadores, la cantidad de cueros exportados desde la provincia y el número de colas entregadas para el cobro de incentivo. Respecto de éstas últimas existe información parcial sobre la proveniencia de las mismas en algunos casos en que los acopiadores hacen entrega de las colas de ejemplares capturados por más de un cazador.

De los datos disponibles desde 1999 (Tabla 1) se desprende que el número de cazadores inscritos presentó oscilaciones, alcanzando su máximo en el 2002. Por su parte, el número de acopiadores se ha mantenido relativamente constante. El número de cueros crudos de castor exportados desde la provincia entre 1999 y 2006, así como el número de colas registradas, permite afirmar que se estuvo lejos del nivel de extracción propuesto de entre 7.000 y 10.000 animales.

La diferencia entre número de colas entregadas y cueros exportados cada año sería particularmente importante para evaluar el éxito del programa de control, independizándose de los vaivenes del mercado de cueros y contemplando aquellos casos en que los cazadores estarían privilegiando el obtener una recompensa segura mediante la obtención de muchas colas, contra la inversión en tiempo que requiere la obtención de un cuero de calidad que pueda ser transado en el mercado. Sin embargo, sería de esperar que mejores precios en el mercado peletero y la posibilidad de venta de la carne pudieran acrecentar el interés por la caza y el uso integral de los ejemplares.

Las entrevistas realizadas a los cazadores durante el año 2006, permiten encontrar explicaciones para el comportamiento observado hasta el momento. La mayor parte de los cazadores entrevistados considera que durante el día es posible colocar y recorrer un máximo de unas diez trampas. Al tiempo de recorrer los cauces, colocar y volver a armar las trampas, se debe adicionar el tiempo de procesamiento de los animales. Mientras que para un cazador es muy sencillo cortar la cola de un animal y presentarla como testimonio para su pago, el cuereado del castor es una tarea que requiere habilidad y tiempo (de alrededor de una hora) para obtener un cuero de calidad que pueda ser pagado a un buen valor. A esto se suma el transporte del o los cueros obtenidos en el campo, que debe realizarse normalmente a pie hasta llegar a un acceso para vehículos. Finalmente, durante el momento del año en que los cueros presentan mejor valor, (otoño e invierno) es cuando la duración de luz solar se reduce a entre 7 y 10 horas, restringiendo el tiempo de trabajo. Debe considerarse además que, por lo general, la caza es una actividad complementaria y secundaria del peón rural y no a la que le dedica la mayor cantidad de tiempo. Todos estos factores moverían a los cazadores a priorizar la obtención de colas de castores, dejando el resto del cuerpo (cuero incluido) en el campo. Teniendo en cuenta estas razones y a fin de asegurarse una mayor provisión de cueros (y mejor trabajados), durante el año 2006 un acopiador manifestó inclusive su voluntad de adquirir los

Tabla 1. Número de cazadores registrados, acopiadores, cueros exportados y colas registradas por año en Tierra del Fuego, Argentina.

Año	Cazadores registrados	Acopiadores	Cueros exportados¹	Colas registradas
1999			410	
2000	15	2	744	
2001	123	3	998	2995
2002	162	3	1082	9058
2003	89	6	2826	2230
2004	67	3	693	--
2005	32	2	678	--
2006 ²	114	4	1336 ³	3647

¹Según emisión de Guías de Tránsito.

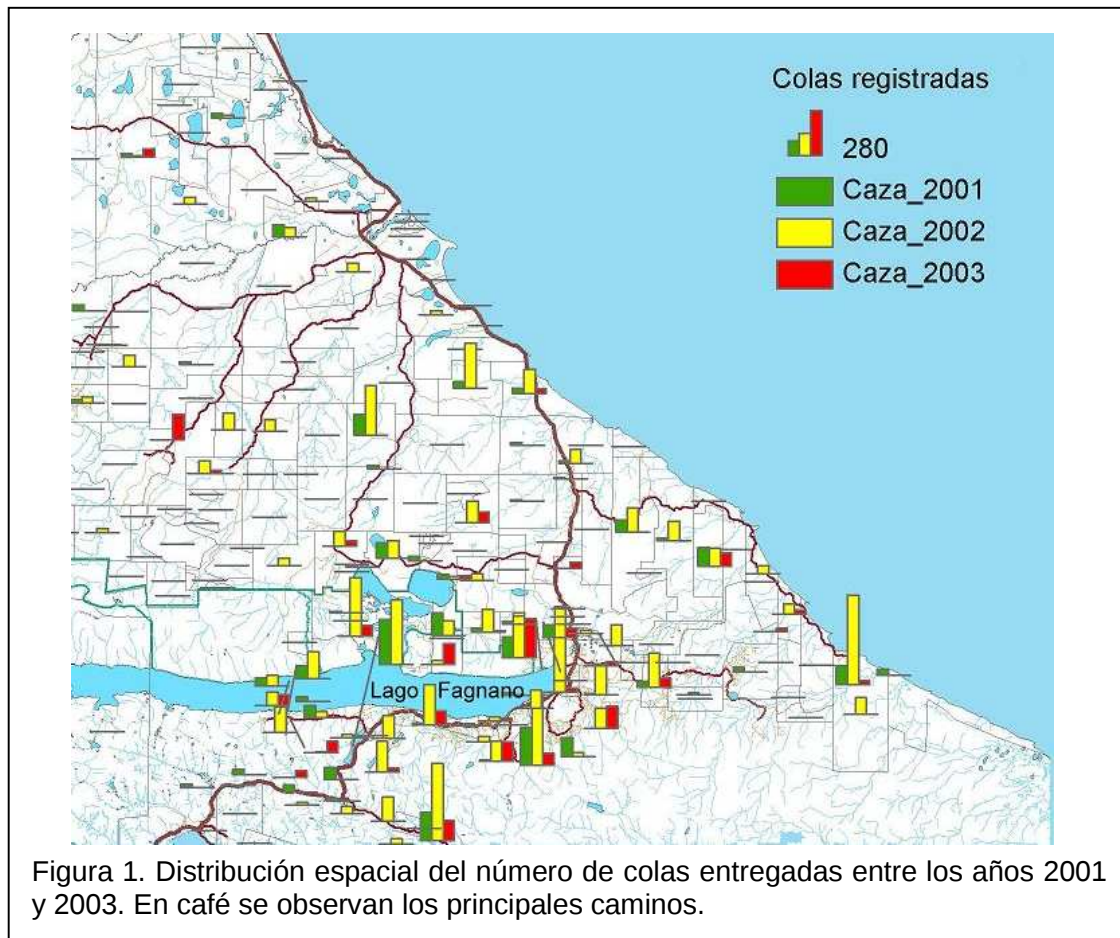
²Si bien el pago de colas se efectuó entre Septiembre y Diciembre, se constató por comentario de los cazadores que algunas correspondían a capturas de meses anteriores y aún del año anterior.

³Debido a los tiempos de preparación y exportación podría no estar contemplando todos los cueros obtenidos durante los últimos meses del año.

animales enteros de parte de los cazadores.

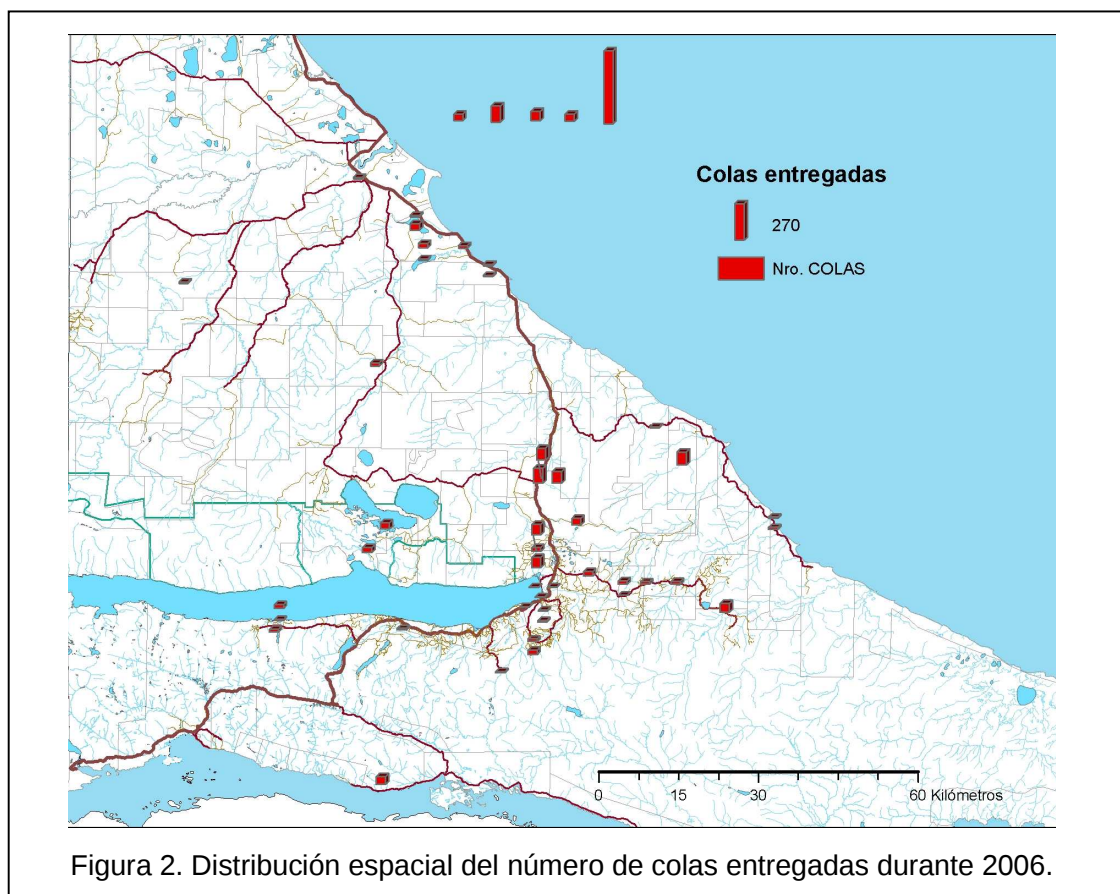
La distribución espacial de las colas entregadas entre los años 2001 y 2003 (Fig. 1), revela que la distribución de los ejemplares capturados se concentró en los alrededores del sector oriental del Lago Fagnano, así como en predios localizados en cercanías de los caminos principales y complementarios y en predios de acceso poco controlado por tratarse de predios fiscales. Esta concentración respondería a que la caza se facilita en cercanías de los accesos con vehículos. Por otro lado, los propietarios de las tierras son reticentes a permitir el ingreso de cazadores a sus predios, para evitar el robo de ganado y los incendios. Los registros del año 2006 acompañan la tendencia de años anteriores (Fig. 2), a lo que se agrega el registro de una gran proporción de colas entregadas por acopiadores de pieles, como provenientes de "varios", lo cual dificulta el análisis preciso sobre la proveniencia de las capturas.

La distribución espacial del trampeo también revela que vastas extensiones de la Isla Grande de Tierra del Fuego, como la zona norte del Parque Nacional Tierra del Fuego, la parte oeste de la Reserva Corazón de la Isla y la Península Mitre, prácticamente no han recibido presión de caza, fundamentalmente por la falta de accesos terrestres. Estas zonas podrían fácilmente proveer de animales a las zonas bajo presión de caza, gracias a los movimientos y redistribución de animales que suceden normalmente en esta especie, fundamentalmente durante el otoño, compensando de esta manera los esfuerzos de captura realizados, sin observarse entonces un efectivo control en el



número o distribución de los ejemplares. Una importante falencia de los programas de control implementados ha sido la no definición de objetivos de manejo con indicadores de éxito mensurables en el tiempo, más allá del objetivo propuesto de nivel de captura. Esto resulta necesario para permitir evaluar una relación costo-beneficio de las acciones y sus efectos, tanto desde el punto de vista económico como desde el punto de vista de los beneficios para la conservación. Ejemplos de estos objetivos son: la reducción del número de colonias activas en un nivel determinado, la reducción del daño causado por la actividad el castor, el grado de recuperación de ambientes ribereños afectados por el castor, la reducción del tamaño de los comederos que se observan durante el otoño, etc.

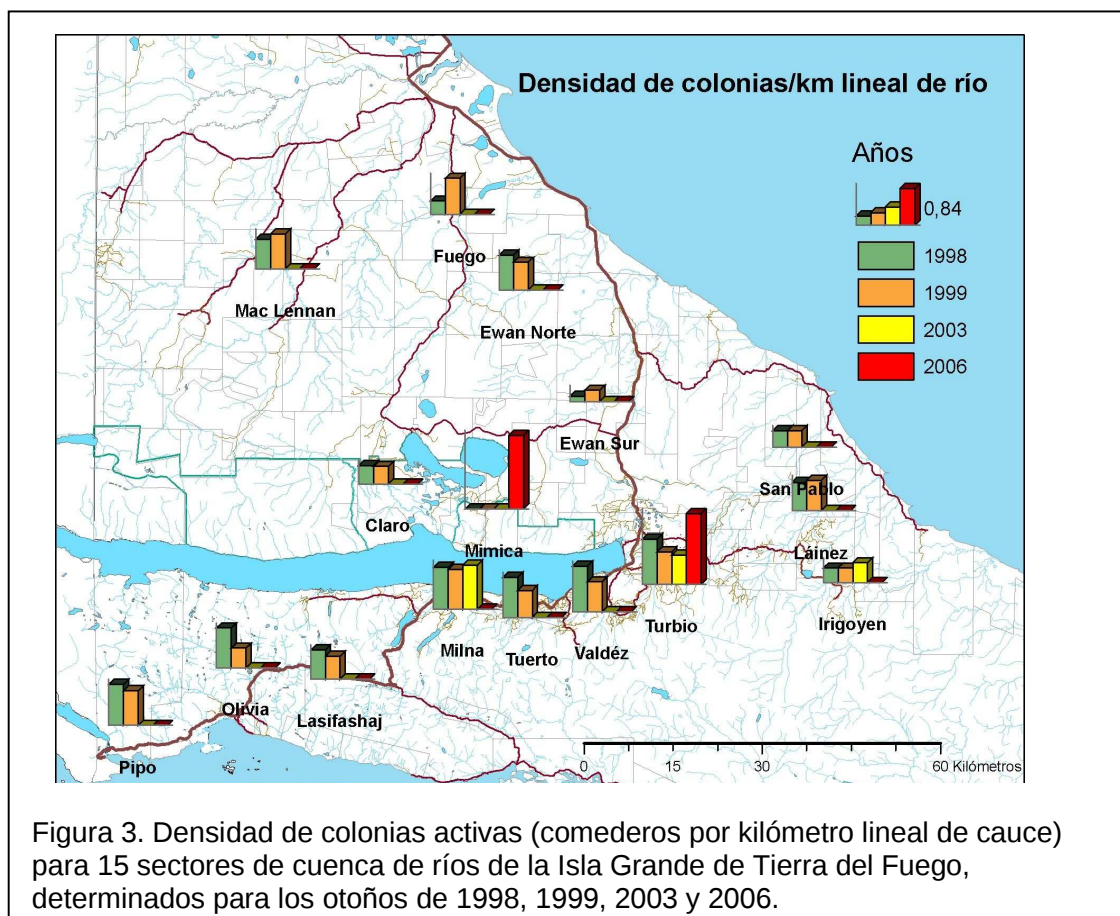
“Una importante falencia de los programas de control implementados ha sido la no definición de objetivos de manejo con indicadores de éxito mensurables en el tiempo...”



El único dato poblacional objetivo con el que se cuenta en la actualidad consiste en la densidad de colonias activas (comederos por kilómetro lineal de cauce) determinada en 15 sectores de cuenca de ríos de la Isla Grande de Tierra del Fuego, para los otoños de 1998, 1999 y para tres sectores relevados en 2003 (Ríos Irigoyen, Milna y Turbio, Fig. 3).

La falta de continuidad mencionada anteriormente también se manifiesta en la discontinuidad de los relevamientos orientados a evaluar la efectividad del programa de control en base a verificar el descenso en la densidad de colonias. Si bien se observa una reducción de la densidad entre los años 1998 y 1999 para la zona oriental del Fagnano (atribuible en primera instancia a la facilidad de caza originada por la cercanía de la comuna de Tolhuin y por la presencia de los caminos principales y complementarios), la falta de datos precisos no permite determinar que las variaciones observadas no se deban simplemente al azar.

En lo relacionado a los aspectos sociales asociados al Plan de Control del Castor, durante los períodos iniciales (fines de los años 90) se realizó un esfuerzo considerable en la capacitación de cazadores en el uso de las trampas tipo ConiBear, mediante la realización de diversos



talleres. Como también se mencionara, estos talleres no se repitieron con una periodicidad tal que permitiera incorporar fuerza de caza a lo largo de los años, o que permitiera mejorar las capacidades de los cazadores existentes. Se ha observado la persistencia de vicios en el modo de colocación o uso de las trampas, que reducen la eficiencia de captura y que podrían eliminarse con tareas de capacitación permanente.

Uno de los supuestos del plan de control encarado en 1999 era que la caza del castor podría proveer de un ingreso adicional a los pobladores rurales, en su mayoría empleados de predios privados, lo cual sería un interesante incentivo para los mismos. Sin embargo, ni antes ni durante de la implementación del plan de control llegó a realizarse relevamiento alguno sobre la percepción del poblador o cazador acerca del significado real del ingreso por caza, o sobre la efectiva capacidad del poblador o cazador de sostener un esfuerzo de caza (adicional a sus tareas habituales) acorde al objetivo de control poblacional del castor.

Como se indicara previamente, la mayoría de los cazadores ha realizado y realizan la caza como una actividad adicional a su trabajo habitual. De este modo coexisten en la actualidad el cazador profesional (de tiempo completo y cuyo principal objetivo es obtener una buena piel), el

cazador “de fin de semana” o del tiempo libre, el que aprovecha salidas de recreación para cazar, y el trabajador rural que eventualmente caza. Las modalidades de caza presentan objetivos, artes de caza y efectos diferentes sobre la población objetivo. Mientras que el cazador orientado a la venta de pieles concentra su actividad en cazar con trampas tipo Conibear, para el cazador de fin de semana puede ser indistinto, cazando con rifle o trampa, si las posee, cobra su incentivo por la cola del castor y eventualmente lograr la venta de la piel, aunque sea a un precio inferior debido a que ha sido obtenida con disparos de arma de fuego. Los números de colas entregadas, que superan ampliamente al número de cueros exportados, podrían ser un reflejo de esta situación.

La combinación de diferentes modalidades de caza, la falta de capacitación permanente de los cazadores que ingresan al sistema continuamente y la falta actual de trampas ConiBear, produce efectos laterales opuestos al objetivo final de controlar el daño producido por el castor. En efecto, durante el año 2006 se observó la proliferación de la destrucción del dique como estrategia para provocar la salida y posterior muerte de los castores mediante disparos de rifle. La destrucción de los diques ocasiona la construcción de nuevos embalses durante los períodos de redistribución de animales, lo que provoca a su vez la redistribución del daño causado por el castor por la reubicación espacial de colonias y embalses en sitios no ocupados previamente. Este fenómeno demanda la difusión de los métodos de caza adecuados a los objetivos del plan de control, así como la resolución del problema de acceso a las trampas ConiBear por parte de los cazadores.

Entre las dificultades que pueden condicionar el objetivo de erradicación de una especie invasora como el castor, la magnitud del cambio o modificación de la genética es de primordial importancia. El explosivo crecimiento poblacional de la población fundadora indica que la especie *C. canadensis* posee un amplísimo rango de patrones evolutivos que le confieren características de invasividad propias. La identificación genética representa una posibilidad de estrategia de manipulación poblacional que complementa otras estrategias utilizadas hasta el momento. En efecto, la identificación de los haplotipos de mejor poder adaptativo y de su frecuencia y distribución geográfica, permitiría priorizar áreas hacia las que se oriente la extracción. Ello requiere identificar polimorfismos de ADN utilizando marcadores moleculares y analizar las diferencias en cuanto a la distribución espacial de la variabilidad genética y los haplotipos invasores. En un contexto más amplio, el estudio genético puede aportar información sobre el cambio y consecuencias genéticas de la invasión tales como el cuello de botella poblacional relacionado al efecto fundador, la ausencia

“...la identificación de los haplotipos de mejor poder adaptativo y de su frecuencia y distribución geográfica permitiría priorizar áreas hacia las que se oriente la extracción.”

de flujo génico y la endocruza producidos por el aislamiento geográfico.

Recientemente, se ha iniciado el estudio genético de la población invasora, que aportará información sobre el cambio y consecuencias genéticas de la invasión. Particularmente interesante es la idea que las invasiones biológicas permiten a las especies alterar su propio patrón genético, por ejemplo considerando que la especiación inducida por el efecto fundador (por ej. efectos genéticos estocásticos en poblaciones fundadoras pequeñas) seguida por una rápida expansión, es una selección laxa que permite luego la reestructuración a través de deriva genética y fuerte selección natural (Wright 1955, Carson 1987).

Desde esta perspectiva, es muy importante contar con información detallada y sistematizada acerca de los procesos de invasión del castor a nivel regional antes de definir la acción a seguir. Datos tales como el comportamiento de la especie en diversos hábitats o regiones, las características ecológicas de su área original de distribución, la antigüedad en el nuevo ambiente, la identificación de la estructura poblacional y la extensión de la invasión, pueden ser claves al momento de plantear una estrategia de manejo del problema de control versus erradicación.

El manejo en el Parque Nacional Tierra del Fuego

El caso del Parque Nacional Tierra del Fuego merece tratarse aparte por representar una experiencia de trabajo a una escala pequeña, donde se ha realizado un manejo sostenido en el tiempo, durante los últimos ocho años. En el Parque Nacional, el castor fue sometido a diferentes intentos de control por parte de la Administración de Parques Nacionales desde principios de la década del 80, con el objetivo de eliminar la especie y propender a la recuperación de los ambientes impactados. En las primeras etapas, se utilizaron metodologías muy agresivas y poco efectivas, como la destrucción recurrente de diques y madrigueras, tanto en forma manual como mediante el uso de explosivos y máquinas viales, así como la captura de animales con armas de fuego (Balabusic 1984, Bugnest 1993a).

En 1989 se inició el trabajo conjunto entre el Parque Nacional y el Centro Austral de Investigaciones Científicas, sumando a la caza de individuos con armas de fuego, el uso de trampas, tanto de captura viva (Tomahawk) como muerta (Conibear #330). Se puso énfasis en el control de "sitios problema", para evitar impactos sobre infraestructura, incluyendo la Ruta Nacional N° 3 (única vía de acceso vehicular al área protegida) senderos abiertos al uso turístico, o sitios de especial interés de conservación biológica o cultural (Bugnest 1993a, Bugnest 1993b, Dirección General de Recursos Naturales 1994, Deferrari et al. 2003).

En el caso del Parque Nacional, el trabajo sobre los denominados “sitios problema” demostró ser poco efectivo en el tiempo, ya que requería numeroso personal, muchas horas de trabajo y ocasionaba un alto impacto en los sitios intervenidos. La caza con armas de fuego implicaba, en la mayoría de los casos, la rotura previa del dique y el vaciado de los mismos, por lo que permanentemente se corría el riesgo de que aquellos animales que lograban escapar lo reconstruyeran con sorprendente rapidez. Esta modalidad de control repercutía negativamente sobre el bosque circundante a los embalses ya que paradójicamente, la cantidad de árboles utilizados por los castores aumentaba constantemente en los sitios controlados en comparación con áreas donde no se realizaba ningún tipo de control de la especie (Camilión 1995, Deferrari et al. 2003). A su vez, al efectuarse el vaciado de embalses en forma súbita, se producía un importante drenaje de materia orgánica (necesaria para la recuperación de la vegetación en las zonas impactadas), y la erosión en las paredes del cauce del curso de agua. Por otro lado, los diques vaciados, pero en cuyos alrededores había disponibilidad de alimento, eran reocupados por individuos juveniles que durante la época migratoria se redistribuían en la cuenca.

“...al efectuarse el vaciado de embalses en forma súbita, se producía un importante drenaje de materia orgánica (...) y la erosión den las paredes del cauce del curso de agua.”

Tomando en cuenta estos resultados, desde el año 2001 se implementó un programa de control de la especie exclusivamente en el área sur del Parque Nacional. El sector fue seleccionado porque contiene la infraestructura para la atención de los visitantes del Parque Nacional que puede verse afectada por los diques, por tratarse del sitio donde se habían llevado a cabo las experiencias de control e investigaciones precedentes y por el bajo costo operativo en razón de su accesibilidad.

“...la Administración de Parques Nacionales no estima razonable emprender un plan de control o incluso de erradicación de la especie (castor) en una zona más amplia (...), desligado del manejo que de la misma se haga en las jurisdicciones vecinas.”

Es necesario destacar que dado que el Parque Nacional Tierra del Fuego constituye una franja intermedia en las principales cuencas hídricas compartidas entre la Región de Magallanes (Chile) y la Provincia de Tierra del Fuego (Argentina), la Administración de Parques Nacionales no estima razonable emprender un plan de control o incluso de erradicación de la especie en una zona más amplia o en toda la superficie del PNTDF, desligado del manejo que de la misma se haga en las jurisdicciones vecinas. En este sentido, la ampliación del área a ser intervenida o incluso la decisión de erradicación de la especie debe realizarse en

sintonía con las acciones que se emprendan en las jurisdicciones vecinas.

El objetivo general del plan es disminuir la densidad poblacional del castor, manteniéndola en el nivel más bajo posible. Los objetivos particulares son:

- a) Mantener estable o disminuir el número de colonias, minimizando la aparición de nuevos sitios activos, con el fin de reducir las superficies impactadas por embalses y cortes en la vegetación.
- b) Mantener bajo el número de individuos en cada colonia, con el propósito de reducir el número de individuos migrantes, minimizar la ocupación o reocupación de otros segmentos de cuenca y eventualmente posibilitar el “ingreso” de individuos migrantes.

Las capturas de cada temporada se determinan a partir de los datos obtenidos en un censo anual de ocupación que se efectúa al comienzo del otoño (Marzo/Abril), registrando los sitios activos (con colonias), para lo que se utiliza como indicador principal de sitio o colonia activa la presencia de comederos (clasificados en dos clases de tamaño), y consignando el número de diques activos relacionados con cada colonia. Luego del relevamiento se obtiene el número de sitios activos (existentes o nuevos) y no activos con respecto a años anteriores, el tamaño de comedero de cada sitio activo (chico o grande) y la estimación del número de castores sobre la base de la cantidad y tamaño de los comederos registrados.

Las capturas programadas anualmente responden al siguiente criterio: se extrae un individuo de los sitios activos con comedero clasificado como “chico” (estimando tres individuos por comedero de este tamaño) y dos individuos de los sitios activos con comedero “grande” (estimando seis castores por comedero). Las capturas se realizan principalmente con trampas tipo Conibear, salvo en aquellos sitios muy cercanos a la costa marina dónde existe la posibilidad de capturar fauna nativa de alto valor de conservación como el huillín (*Lontra provocax*).

La captura con trampas Conibear ha demostrado tener las siguientes ventajas en relación a otros métodos: se capturan animales reproductores y pre-reproductores, no es necesario destruir el embalse para su colocación (por lo que el impacto sobre el bosque es nulo), presenta una mayor efectividad de trampeo versus una menor cantidad

“La captura con trampas ConiBear ha demostrado tener las siguientes ventajas (...): se capturan animales reproductores y pre-reproductores, no es necesario destruir el embalse (...) y cumplen con los parámetros de trampeo humanitario exigidos a nivel mundial.”

de horas/hombre para su colocación, y cumplen con los parámetros de trampeo humanitario exigidos a nivel mundial.

Los resultados obtenidos desde la implementación de este Plan revelan que la presión de caza ha producido una progresiva disminución en la cantidad de colonias activas y en el tamaño de los comederos, lo que se traduciría como un descenso en el número de individuos (Tabla 2).

El análisis de los cambios observados en la estructura de sexo y edades de una población sometida a capturas como la del castor permite evaluar tanto el resultado del manejo aplicado así como la susceptibilidad diferencial de clases de edad y sexo a éste. El sexo de los individuos se determinó mediante la palpación del Báculo o hueso peneano, en el campo. La edad de los individuos se determinó en base a las capas de dentina presentes en la raíz de los primeros molares (Van Nostrand & Stephenson 1964). Los datos de distribución de edades permitieron la construcción de una tabla de vida para comparar los parámetros poblacionales bajo diferentes situaciones de manejo (período de caza, previo al 2001, y período de manejo, desde el 2001). La última tabla de vida calculada (período 2001-2005) muestra un 0,82% de mortalidad acumulada a la edad de tres años. En períodos anteriores al 2001, esos valores de mortalidad acumulada se alcanzaban recién a edades de seis o siete años. En consecuencia, la presión de caza estaría incrementando la mortalidad

Tabla 2: Resultados de los censos y números de individuos capturados en el período 2001 – 2006 en el área sur del Parque Nacional Tierra del Fuego.

Año	Nº de colonias activas	Nº de comederos según clase de tamaño		Nº estimado de individuos según tamaños de comedero	Nº de individuos a capturar programados	Nº de individuos capturados	Porcentaje de capturados respecto a capturas programadas	Porcentaje de capturados respecto a individuos estimados
		Grande	Chico					
2001	22	17	5	117	34	13	38	11
2002	24	19	5	129	43	24	56	19
2003	16	9	7	75	25	13	52	17
2004	16	12	4	84	28	17	61	20
2005	17	10	7	81	27	26	96	32
2006	14	3	11	51	17	20	118	39

de la especie a edades tempranas en el Parque Nacional.

El manejo de los últimos años dentro del área recreativa del Parque Nacional ha estabilizado el número de colonias activas (Gallo 2006) debido a que, como se mencionó anteriormente, el plan de manejo ha estado orientado a no permitir el asentamiento de colonias nuevas y a reducir el número de individuos en las colonias existentes. De este modo el plan de manejo estaría manteniendo estable el número de adultos.

El escenario actual y sus consecuencias más probables

El escenario a fines de 2006 indica que existen alrededor de 100 cazadores registrados que disponen de muchas menos trampas ConiBear de las que podrían desplegar, lo que provoca la coexistencia de modalidades de caza muy diferentes. Además el esfuerzo de caza se distribuye en función del acceso a los sitios de caza, y existen extensas zonas de Tierra del Fuego donde la presión de caza es nula. Por último, esta relación entre disponibilidad de accesos y zonas de caza estaría favoreciendo finalmente el pago de colas por sobre la disponibilidad de cueros para el mercado peletero.

Esta segregación espacial del esfuerzo de caza produciría una dinámica de “fuentes y sumideros”, de modo tal que las zonas con presión de captura elevada funcionarían como “sumideros” que, en el balance, reciben animales de las zonas en donde la presión de captura es baja o nula; las zonas “fuente”. Es conocido que el castor, como especie territorial, presenta una dinámica de este tipo en el hemisferio norte (Fryxell 2001), la cual en el caso de Tierra del Fuego se potenciaría por una fuerza de caza concentrada en determinadas zonas de fácil acceso, lo que estaría lejos de producir los efectos de manejo deseados en el plan de control.

“...(la) segregación espacial del esfuerzo de caza produciría una dinámica de “fuentes y sumideros”, de modo tal que las zonas con presión de captura elevada funcionarían como sumideros que, en el balance, reciben animales desde las zonas en donde la presión de captura es baja o nula; las zonas fuente.”

Para ejemplificar esta situación, se elaboró un modelo espacial de costo de caza utilizando un Sistema de Información Geográfica, para una zona en la que actualmente se está aplicando presión de caza debido su cercanía a la comuna de Tolhuin y a la presencia de una buena red de accesos. Se trata de la zona del Río Turbio y del Río Valdez, dos zonas con una elevada densidad de castores y sujetas a una presión de caza alta.

Este modelo considera a un cazador que se desplaza a pie en zonas boscosas y montañosas, a lo largo de la red de drenaje, transportando sus trampas tipo ConiBear desde los sitios accesibles con vehículos (caminos). El modelo asigna el costo de acceso que representa,

para ese cazador, desplazarse desde la red de caminos a un punto cualquiera de la red de drenaje. Para ello la zona de trabajo se divide en celdas de 90 x 90 m (en base a la resolución de la información georreferenciada disponible). Para cada celda se calculó el costo de “trabajar en la celda” y luego se estimó la superficie de costo acumulada que deviene de considerar el desplazamiento desde la red de caminos hasta cada celda. El costo se estima en unidades arbitrarias para cada celda, ya que lo que en el fondo interesa es la distribución espacial del costo acumulativo de acceder desde “isositios” de acceso a los potenciales sitios de caza.

El modelo contempló, en forma simplificada, tres factores que definen la dificultad para el trabajo de un cazador. El primer factor es la presencia de bosque, de modo tal que es más fácil desplazarse por fuera del bosque que dentro del mismo. El segundo factor considera que para un cazador es más fácil desplazarse con sus trampas por el cauce o en sus alrededores, que por fuera de él. Sin embargo, eso está sujeto a la pendiente del terreno, el tercer factor, jerarquizado en base a tres intervalos de dificultad de acuerdo al nivel de la pendiente (Tabla 3). La presencia de bosque se determinó en base a la cobertura de éste, realizada por la Provincia de Tierra del Fuego sobre la base de imágenes SPOT clasificadas. La presencia de cauces y cursos de agua se evaluó a partir de un modelo de elevación digital de 90 m de resolución, fotografías aéreas e imágenes SPOT de la zona, mientras que la pendiente se determinó a partir del mismo modelo de elevación digital.

Luego se estimó el costo de trabajar en cada celda, en base a la fórmula:

$$\text{COSTO} = \text{RÍO} * (\text{BOSQUE} + \text{PENDIENTE})$$

Tabla 3: Parámetros utilizados para la determinación de la superficie de costos

	Costo de desplazamiento
Presencia de bosque (BOSQUE)	
Sin bosque, desplazamiento fácil	0
Con bosque, desplazamiento difícil	5
Desplazamiento por el cauce del río (RÍO)	
Caminar por el cauce, fácil	1
Caminar por fuera del cauce, difícil	5
Desplazarse por terrenos de pendiente (PENDIENTE)	
Desplazamiento de dificultad baja, pendientes de 0° a 20°	1
Desplazamiento de dificultad mediana, de 20° a 35°	5
Desplazamiento de dificultad alta, superior a 35°	10

con la que se determinó una “superficie de costos”. Finalmente, se calculó el costo acumulado o ponderado de acceder a los diferentes sectores desde la red de caminos. Para ello se utilizó la función *Cost Weighted Analysis* de Arc Gis.

De este modo se obtuvo un mapa de costo de acceso (Fig. 4) donde se observa que el 44% del total de la red de drenaje presenta un costo de acceso de entre dos a ocho veces el costo de acceder a la red de drenaje ubicada en las cercanías de los caminos. Si bien en este ejemplo los costos han sido adjudicados en forma arbitraria, es visible que la presión de caza en los sectores altos de la cuenca va a ser muy inferior a la presión en las cercanías de caminos. Esta situación se agrava si se considera que durante la primavera y verano, cuando es más fácil desplegar el esfuerzo de caza, los animales ocupan las zonas altas de las cuencas o

aquellas zonas donde se generan cursos de agua temporarios, durante la época de deshielo. Por el contrario, durante el otoño e invierno, cuando es más difícil desplegar el esfuerzo de caza, los animales descienden de las partes altas de la cuenca y se concentran en los sectores de cauce que habitualmente presentan agua.

“...se obtuvo un mapa de costo de acceso donde se observa que el 44% del total de la red de drenaje presenta un costo de acceso de entre dos a ocho veces el costo de acceder a la red de drenaje ubicada en las cercanías de los caminos.”

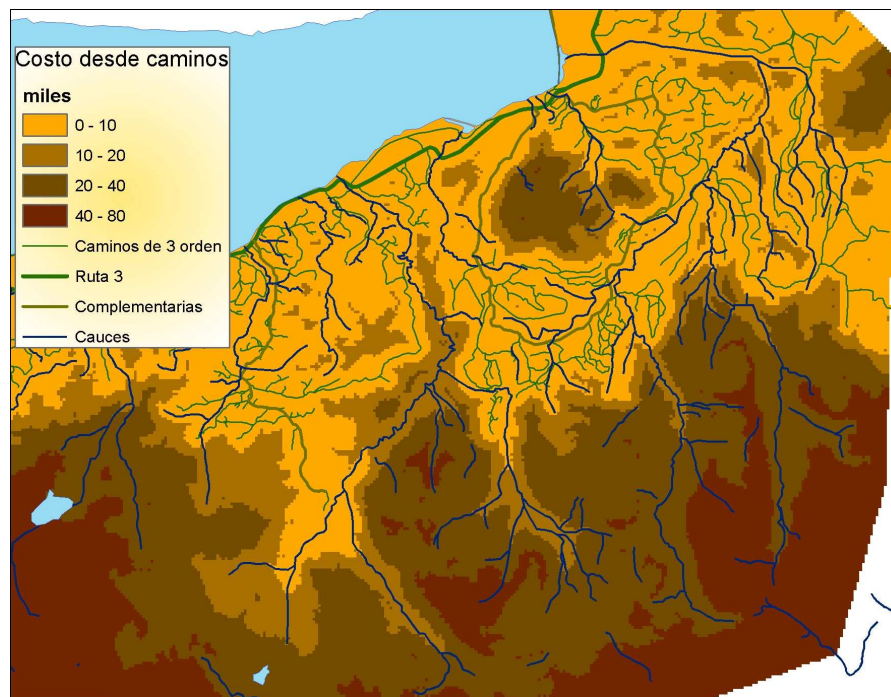


Figura 4. Modelo de costos de acceso desde caminos a sectores de cauce para caza de castor, en el sector sur-oriental del Lago Fagnano.

Finalmente, mientras la zona de fácil acceso para los cazadores provea animales a un costo razonable, la zona de difícil acceso estará sujeta a un esfuerzo de caza bajo o nulo. Esto provocará la dinámica de “fuentes y sumideros” sugerida, donde la zona sujeta a baja o ninguna presión de caza proveerá de animales a la zona donde se concentra la caza.

Desde la perspectiva del cazador, la situación general sería hasta beneficiosa, ya que él mismo se aseguraría la obtención de una “renta” anual proveniente de las zonas sin presión de caza. Sin embargo, desde la perspectiva de la necesidad de reducir la población del castor, esta dinámica resulta contraproducente.

Este modelo ha considerado a la cuenca como un sistema cerrado. Sin embargo, las partes altas de las cuencas andinas y sus divisorias de agua son permeables al paso del castor, siempre y cuando haya acceso a alimento y manejo del agua. Por ello, los animales pueden acceder desde cuencas vecinas, lo que complica más el panorama al incorporar otra fuente de animales por fenómenos de movimientos entre cuencas.

El modelo planteado, unido a la idiosincrasia observada de los cazadores y los diferentes tipos de caza observados, lleva a considerar la necesidad de revisar el sistema de incentivos a la caza como una manera de controlar la población del castor.

“El modelo planteado, unido a la idiosincrasia observada de los cazadores y los diferentes tipos de caza observados, lleva a considerar la necesidad de revisar el sistema de incentivos a la caza como una manera de controlar la población del castor.”

Referencias

- Balabusic A (1984). Proyecto de estudio de la especie exótica *Castor canadensis* en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Informe de Avance. Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Bugnest F. (1993a). Control de la especie *Castor canadensis* en sitios de la Ruta Nacional N° 3 con riesgo a ser inundados. Informe interno. Administración de Parques Nacionales, Argentina. 29 pp.
- Bugnest F. (1993b). Control de la especie exótica *Castor* (*Castor canadensis*) en los sitios problema. Informe interno II. Administración de Parques Nacionales, Argentina. 19 pp.
- Camilión M.C. (1995). Evaluación del impacto del castor en los bosques de Tierra del Fuego. Informe de avance. CADIC-CONICET, Argentina. 12 pp.
- Carson H.L. (1987). Colonization and speciation. In: Gray A.J., M.J. Crawley & P.J. Edwards (Eds.). Colonization, succession and stability. Oxford, Blackwell Scientific Publications.

- Deferrari G., J. Escobar, M. Lizarralde & P. Kunzle (2003). Estructura de edades de *Castor canadensis* en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Congreso de la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. La Rioja.
- Dirección General de Recursos Naturales (1994). Taller "Manejo del castor en Tierra del Fuego". Provincia de Tierra del Fuego. Ministerio de Economía - Subsecretaría de Economía, República de Argentina. 39 pp.
- Fryxell J.M. (2001). Habitat suitability and source-sink dynamics of beavers. *Journal of Applied Ecology* 70: 310-316.
- Gallo E. (2006). Control de las poblaciones de castor en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Informe Interno del Parque Nacional Tierra del Fuego, Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Lizarralde M. (1993). Current status of the introduced beaver (*Castor canadensis*) population in Tierra del Fuego, Argentina. *Ambio* 22: 351-358.
- Lizarralde S.M. & J.M. Escobar (1999). Plan de manejo de la especie *Castor canadensis*. Gobierno de la provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, República de Argentina. 24 pp.
- Lizarralde M.S. & M. Elisetch (2001). Economic significance and standard development of mammal trapping in Argentina. In: Field R., R.J. Warren, H. Okarma & P.R. Sievert (eds.). *Wildlife, Land and People: Priorities for the 21st. Century*: 340-342. The Wildlife Society. Bethesda, U.S.A.
- Lizarralde M. & C. Venegas (2002). El castor en las Tierras más australes del planeta. In: Novak M., J.A. Baker, M.E. Obbard & B. Malloch (Eds.) *Wild furbearer management and conservation in North America*. Ontario Trappers Association, 20 North Bay.
- Lizarralde M., J. Escobar, P. Hansen & V. Sierra (1989). Influencia de *Castor canadensis* en los sistemas ribereños de Tierra del Fuego. *Proceedings of the I Meeting of the Latin-American Ecological Society*, Uruguay.
- Lizarralde M., G. Deferrari, J. Escobar, S. Álvarez & C. Camilión (1996a). El trampeo de animales mamíferos: Un ensayo para el trampeo de castor y rata almizclera con trampas Conibear 330-2 y 110-2. *Publicación Técnica N° 4*. Editorial Recursos Naturales, Provincia de Tierra del Fuego, Argentina. 12 pp.
- Lizarralde S.M., G. Deferrari, J. Escobar & S. Álvarez (1996b). Estado de la población de *Castor canadensis* introducida en Tierra del Fuego y su estudio cromosómico. Centro Austral de Investigaciones Científicas, Internal Report. Editorial Recursos Naturales, Provincia de Tierra del Fuego, Argentina. 17 pp.
- Lizarralde M., J. Escobar, & G. Deferrari (2004). Invader species in Argentina: A review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia* 29: 352-356.
- Lizarralde M., Escobar J. and G. Deferrari (en prensa). El castor (*Castor canadensis*) austral: Una especie invasora en el Archipiélago de Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación y Ciencia* (España).
- Marconi P.N. & A.M. Balabusic (1980) Distribución y abundancia del castor en Tierra del Fuego con especial referencia a su efecto sobre los ecosistemas. Servicio Nacional de Parques, República Argentina.
- Sielfeld W. & C. Venegas (1980). Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl en isla Navarino, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* (Chile) 11: 247-257.
- Van Nostrand F.C. & A.B. Stephenson (1964) Age determination for beavers by tooth development. *Journal of Wildlife Management* 28: 430-434.
- Wright S. (1955). Classification of the factors of evolution. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 20: 16-24.

GESTIÓN Y TÉCNICAS DE CONTROL DE CASTORES EN CHILE: LECCIONES APRENDIDAS

Nicolás Soto, José Cabello & Daniel Antúnez

Resumen

El castor es uno de los ocho vertebrados terrestres declarados oficialmente perjudiciales o dañinos en la Región de Magallanes. El presente documento relata la motivación, desarrollo, resultados y lecciones aprendidas del Programa de Control de Especies Dañinas en la Región de Magallanes, ejecutado por el Servicio Agrícola y Ganadero de esta Región entre los años 2004 y junio de 2007.

Introducción

El castor (*Castor canadensis*) es uno de los ocho vertebrados terrestres oficialmente declarados como perjudiciales o dañinos en Magallanes (Decreto Supremo 05/98 Ministerio de Agricultura, Cattán & Yáñez 2000, Muñoz & Yáñez 2000, Jaksic et al. 2002, Rozzi et al. 2003). Ingresó al territorio nacional en la década del sesenta, 16 años después de que fueran liberadas 25 parejas de castores en el lago Fagnano, en el lado argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Lizarralde 1993, Lizarralde et al. 2000, 2004). La costa norte de la isla Navarino y la ribera norte del lago Fagnano fueron los primeros sitios colonizados en el lado chileno de la Isla Grande en los años 1962 y 1964, respectivamente (Skewes et al. 1999). Tras 44 años en Chile, luego de sucesivos pulsos migratorios, la población de castores se estimaba, en el año 1999, en 60.000 individuos (Skewes et al. 1999), mostrando velocidades de avance de entre 2,6 y 6,7 km lineales/año. En la actualidad, su área de distribución incluye, al menos, toda la Isla Grande de Tierra del Fuego, islas adyacentes como Navarino, Picton, Nueva, Lenox, Hoste, Dawson, e incluso hoy existen focos en Península de Brunswick, en el continente Sudamericano (Cabello & Soto 2006, Soto & Cabello 2007). Factores tales como ausencia de depredadores y competidores, alta disponibilidad de recursos y hábitat, gran adaptabilidad, tasa reproductiva relativamente alta, en conjunto con su condición de ingeniero ecosistémico que le permite modificar la estructura y la calidad del hábitat, explican en gran medida dicho crecimiento poblacional (Wallem et al. 2007a). La invasión del castor a la Patagonia austral ha provocado cambios ecológicos significativos, siendo los más evidentes la destrucción del bosque de ribera, desestabilización del suelo, alteración del régimen de luz por la apertura de claros, modificación de la estructura del hábitat de la biota acuática, notable expansión del área cubierta por humedales, cambios en el drenaje y

profundidad de la napa freática, así como acumulaciones de sedimento y materia orgánica que modifican los ciclos de nutrientes en bosques de *Nothofagus* (Lizarralde et al. 1996a, 1996b, Jaksic 1998, Lizarralde & Venegas 2001, Lizarralde et al. 2004). En el año 1999, Skewes y colaboradores estimaron que la superficie de bosque afectada podría alcanzar 23.500 ha en la parte chilena de la Isla Grande e isla Navarino, donde el 87,8% de los árboles afectados muere por inundación y el 12,2% restante lo hace por anillamiento de su corteza.

La invasión de Patagonia austral por el castor constituye un buen ejemplo de los mecanismos y efectos asociados a una invasión biológica (e.g. Mack 2005, McNeely 2005). El primer registro científico de la invasión e impactos de la especie lo entregan Sielfeld y Venegas (1980) respecto a su presencia en la isla Navarino, advirtiendo la falta de reguladores al crecimiento poblacional y necesidad de control. Mella & Saavedra (1995) y Arroyo et al. (1998), en el marco del Estudio de Impacto Ambiental del “Proyecto Río Cóndor” documentaron aspectos biológicos y ecológicos del castor en Tierra del Fuego, confirmando su carácter perjudicial para los ecosistemas forestales, diagnóstico coincidente y reforzado con los trabajos de Veblen et al. 1995, Lencinas et al. (2001), Anderson et al. (2005, 2006a, 2006b) y Martínez et al. (2006).

Conscientes de la existencia de un problema, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) encargó a la Universidad de Concepción y al Instituto Forestal un estudio que determinó la distribución y abundancia del castor a nivel regional, evaluando sus impactos y la factibilidad técnico-económica para su control y aprovechamiento (Skewes et al. 1999, 2006). El resultado de este estudio generó intereses privados cuyo objetivo era iniciar el aprovechamiento comercial de la especie, los que fueron apoyados con instrumentos de fomento estatal, como el FONTEC de la Corporación de Fomento de la Producción (CORFO). Pasado un tiempo, se pudo comprobar que las variables socioculturales, de infraestructura y de mercado imperantes no eran por sí solas efectivas para iniciar una actividad económica regular basada en el aprovechamiento de los castores (Andrade 2000). El SAG, con apoyo del Fondo para el Desarrollo de Magallanes (FONDEMA) del Gobierno Regional, y del sector privado, iniciaron en el 2004 un “Programa de Control de Especies Dañinas en la Región de Magallanes” (referido en adelante como “el Programa”), el cual tenía como finalidad fomentar el control de la abundancia y dispersión del castor mediante un sistema de incentivos económicos a la caza de la especie, subsidiando los costos de personal, operación e inversión para la implementación de un programa de trampeo de castores en la parte chilena deñ

“El SAG, con el apoyo del FONDEMA del Gobierno Regional y del sector privado, iniciaron en el 2004 un Programa (...) el cuál tenía como finalidad el control de la abundancia y dispersión del castor mediante un sistema de incentivos económicos (...) para la implementación de un programa de trampeo de castores en la parte chilena del archipiélago fueguino.”

archipiélago fueguino (Soto 2003, Soto & Cabello 2007). El Programa incluyó el fomento del control de otras especies de vertebrados invasores (Ver Recuadro), sumándose a otros esfuerzos similares realizados en Chile para este tipo de especies, tema en el cual la Región de Magallanes ya tenía una importante experiencia, derivada del control del conejo europeo, primero en la Isla Grande de Tierra del Fuego (Jaksic 1997, 1998, Jaksic & Yáñez 1983) y luego en el continente, experiencia que forma parte de la herencia cultural del sector privado y público de la Región.

El Programa impulsado en Magallanes por SAG fue una iniciativa regional, a pesar de que el tema es de interés nacional e internacional. Durante su ejecución se pusieron a prueba los primeros eslabones de una cadena que debería crecer en estructura y complejidad para responder a los objetivos inicialmente planteados, en un proceso que busca aplicar las directrices del “manejo adaptativo”. Este proceso ha sido apoyado por encuentros binacionales, que han permitido conformar una visión común del problema de control de castores, así como la estructuración de una agenda de trabajo coordinada entre servicios públicos y organizaciones privadas de Chile y Argentina. Este Taller Internacional es una buena muestra de ello.

Bases político-administrativas y financiamiento

La puesta en marcha del Programa respondió a mandatos emanados de políticas técnicas y legales, tanto de carácter internacional, nacional como regional, destacándose entre ellas las siguientes:

- Identificación de los Problemas Ambientales de Magallanes (1991).
- Convención Internacional de Biodiversidad (1994).
- Estrategia Nacional de Biodiversidad, ENB (2003).
- Plan Nacional de Acción para implementar la ENB (2005).
- Estrategia Regional de Biodiversidad, ERB (2004).
- Proyecto Región (1994 y 2000)
- Estrategia de desarrollo del Sector Forestal en Magallanes (2003).
- Estrategia Regional de Fauna de SAG (2003).

El marco legal está dado principalmente por la ley orgánica del SAG en lo general y por la Ley de Caza (19.473/96 y sus modificaciones) y su reglamento (Decreto Supremo 05/98 y sus modificaciones) en lo particular.

El SAG actuó como Unidad Técnica gestora, directora y evaluadora de la ejecución del Programa. Metodológicamente, el SAG coordinó la participación operativa de tres actores angulares: tramperos, artesanos y compradores/acopiadores de pieles. Existió una Unidad externa

de Caza y Aprovechamiento (UCA) que hizo de intermediaria entre el SAG, los tramperos y propietarios privados.

La principal fuente de financiamiento del Programa fue el Fondo para el Desarrollo de Magallanes, FONDEMA, del Gobierno Regional de Magallanes y Antártica Chilena, con un aporte total de Ch\$225,7 millones (aprox. US\$450.000), distribuidos en 21,6%, 46,6%, 27,0 y 4,7% para los años 2004, 2005, 2006 y 2007, respectivamente. A dicho monto se debe sumar un aporte sectorial de SAG y del sector privado superior a los Ch\$80 millones (aprox. US\$160.000). SAG espera continuar este Programa, para lo cual se requerirían Ch\$450 millones (aprox. US\$900.000) para cubrir el periodo 2007-2009, los que provendrían del Gobierno Regional.

Objetivos

El Programa tuvo dos objetivos generales:

1. *“mitigar, y de preferencia detener, el grave deterioro ambiental y perjuicio económico provocado por las especies de fauna catalogadas como perjudiciales según el Decreto Supremo 05/98, con especial atención en Castor canadensis”, y*
2. *“estimular el desarrollo de nuevos negocios a través del aprovechamiento y puesta en valor de las principales especies que fueron objeto de control”.*

Los objetivos específicos del Programa fueron: a) conocer la variación de densidad y distribución de las especies objeto de control (con especial referencia al castor); b) diseñar y ejecutar un programa de caza con definición de zonas de cosecha, metas y plazos; c) generar un poder de compra para estimular y dirigir la caza de las especies objeto de control; d) implementar un registro de personas y empresas acreditadas para ejecutar acciones de control de especies dañinas; e) fomentar el aprovechamiento integral de los productos y subproductos obtenidos a partir de los animales cazados; y f) elaborar y aplicar un programa de fiscalización, educación y divulgación a la opinión pública sobre los propósitos, operatoria y justificación del Programa.

Métodos

Distribución

Con el fin de delimitar la distribución actual del castor se realizó una búsqueda sistemática en 12 ríos en la Isla Grande y 11 en isla Navarino. Además se prospectaron siete cursos de agua en el área de ingreso de la especie al continente, Península de Brunswick. La prospección de los ríos para determinar la distribución se realizó en transectos paralelos a los cursos de agua, los cuales

fueron recorridos a pie. En todos los casos se buscó signos directos de presencia de castor como lo son: tala de árboles o arbustos, corte o descortezado de árboles, construcción y/o reparación de diques, presencia de madriguera y pilas de forraje. Adicionalmente, se consultó respecto de la presencia de castor a propietarios de predios ganaderos y forestales en la Isla Grande, isla Navarino y P. de Brunswick

Para apoyar la búsqueda en la zona de P. de Brunswick, donde la colonización es más reciente y por lo tanto no se tenían antecedentes claros de la distribución poblacional, se aplicó un Índice de calidad de hábitat para el castor (HSI) desarrollado por Soto et al. (2006), al río San Juan y sus lagos y ríos asociados, que forman una red hídrica de 527,7 km de longitud. Este índice, cuyos valores oscilan entre 0 y 1, permite cuantificar, mediante la evaluación de diversas variables del hábitat (e.g. pendiente de la ladera, cobertura arbustiva y forestal, gradiente longitudinal del río, fluctuación de caudal,

“Para apoyar la búsqueda en la zona de P. de Brunswick , donde la colonización es más reciente y por lo tanto no se tenían antecedentes claros de la distribución poblacional (...) se aplicó un índice de calidad de hábitat para el castor...”

composición de especies y otras), la calidad de un sitio determinado como hábitat para el castor. La aplicación de este índice a la red hídrica del río San Juan, en Península de Brunswick, permitió identificar los sitios en que era más probable el establecimiento del castor, al obtenerse para ellos un alto valor de HSI. Cabe señalar que una fracción importante de los segmentos de río (22 de un total de 168) obtuvo un HSI igual a cero, es decir, ofrecían una calidad de hábitat prácticamente nula para el invasor. La gran mayoría de los segmentos de río obtuvo HSI de entre 0,4 y 0,5 y sólo uno obtuvo un HSI mayor a 0,5. Los lagos y lagunas ofrecían en su gran mayoría una baja calidad de hábitat para la especie (HSI = 0 en diez de un total de 13 evaluados).

Densidad y abundancia.

Se evaluó la densidad de castores en los ríos muestreados por Skewes et al. (1999), aplicando para ello su mismo método. Las riberas de los ríos fueron prospectadas a pie. El área de estudio cubrió la Isla Grande de Tierra del Fuego y la isla Navarino y se subdividió en cuatro zonas, las cuales se detallan a continuación, junto con los nombres de los ríos prospectados en cada zona:

- Norte de la Isla Grande: ríos Side, del Oro y Oscar.
- Centro de la Isla Grande: ríos Mc Klelland, Marazzi y Muneta.
- Sur de la Isla Grande: ríos Green, Woodsend, Cóndor, Rasmussen, Rusffin y Grande.
- Isla Navarino: ríos Ukika, Robalo, Guerrico. Adicionalmente, se prospectaron los sectores de Puerto Toro, Wulaia, Valle del Perro, Bahía Douglas y puerto Navarino.

En cada caso se registró el número de colonias activas/inactivas y el número de kilómetros de río recorridos. Cada año (2004 y 2006) se muestrearon las mismas cuencas, identificándose las colonias activas por la presencia de pilas forraje activas. Se calculó la densidad media (colonias activas/km río) para cada zona, ponderando las densidades individuales de cada río por la participación relativa que tiene dicho río en la red hídrica de la zona correspondiente. De la misma forma, se calculó la densidad media de colonias para toda la Isla Grande y para toda el área de estudio (Isla Grande e isla Navarino).

La abundancia de castores se obtuvo multiplicando la densidad de colonias calculada para cada zona por el largo de la red hídrica de la zona y por el número promedio de castores por colonia, el cual, según Skewes et al. (1999), corresponde a cuatro individuos en la zona Norte de la Isla Grande y cinco en las zonas Centro y Sur de la Isla Grande y en la isla Navarino. Una vez obtenida la abundancia de castores para cada zona, se sumaron estos valores para obtener la abundancia total en la Isla Grande y en toda el área de estudio. Con el fin de evaluar el impacto del Programa, se realizaron las prospecciones de los ríos y se estimaron las abundancias de castores en el área de estudio tanto al inicio del Programa (año 2004) como al finalizar éste (año 2006).

Control y aprovechamiento comercial de la especie.

La información generada por Skewes et al. (1999) y Andrade (2005) se utilizó para zonificar la Región según objetivos específicos de manejo y control.

Se estableció un sistema de acreditación de tramperos y artesanos de artículos en base a insumos derivados del castor, previo a un proceso formal de capacitación y seguimiento. Se registraron detalles de la actividad de los tramperos respecto al rendimiento, localización del trampeo a nivel de macrocuencas, selectividad, así como edad y sexo de los animales trampeados.

Se estableció un mecanismo de incentivo al trampeo mediante el pago por colas y pieles de castor. Este mecanismo fue subsidiado directamente por el Programa y su objetivo fue compensar los menores ingresos que produciría la venta directa de pieles de baja calidad, mientras se desarrollaban las capacitaciones necesarias para que la calidad de las pieles entregadas fuera mejorando en el tiempo.

Fiscalización, educación y divulgación.

Se capacitó como monitores a funcionarios del SAG y de otros servicios públicos sobre la biología y técnicas de control de las especies blanco. Estos monitores replicaron a su vez lo aprendido en

las provincias afectadas. Se informó sobre el Programa a la comunidad, por medio de televisión, prensa radial y escrita.

Se organizaron diversas reuniones técnicas, varias de éstas de carácter binacional, con el fin de articular las distintas iniciativas y coordinar con las autoridades de Chile como en Argentina respecto al establecimiento de acuerdos en relación al control de castores en la Patagonia.

Finalmente, se estimuló el desarrollo de investigación local en temas relacionados con el control y aprovechamiento de la fauna dañina y la publicación y difusión de estas investigaciones en revistas científicas y congresos.

Resultados y Discusión

Distribución

El castor ocupa actualmente la totalidad de la red hídrica de la Isla Grande, el 90% de la red de isla Hoste (excepto el extremo sur), el 100% de las cuencas de las islas Navarino, Dawson, Picton, Lenox y Nueva, el área norte y sur del Seno Almirantazgo, particularmente el curso bajo del río Paralelo y

afluentes en el margen norte y el fiordo Marinelli por la

parte sur (Fig.1). Específicamente en la zona norte de la Isla Grande, la distribución se amplió en al menos 200.000 ha con respecto a la estimación de 1999.

“Específicamente en la zona norte de la Isla Grande, la distribución (del castor) se amplió en al menos 200.000 ha con respecto a la estimación de 1999.”

Respecto a la colonización del continente, se prospectaron 168,45 km de ríos, en los cuales se detectaron 34 puntos con signos de presencia de castor de los cuales sólo cuatro tuvieron madrigueras activas. Esto sugiere múltiples intentos de colonización con bajo éxito de establecimiento (Tablas 1 y 2). Una hipótesis que explica este patrón postula que el establecimiento y reproducción del castor en la vertiente oriental y sur de la Península estaría siendo limitado por factores bióticos como depredación por puma (*Puma concolor*) y zorros culpeos (*Pseudalopex culpaeus*), así como por factores abióticos como crecidas de ríos entre estaciones. Esto podría estar representando una diferencia significativa con la dinámica de invasión observada en la Isla Grande y Navarino.

La mayor frecuencia de signos de castor se registró en el río Santa María seguido por el Blanco, Del Oro y San Juan (Tabla 3). Se constataron cuatro núcleos, los cuales corresponden a la parte alta del río del Oro y el río Santa María, la parte media del río San Juan y el río Desaguadero, afluente del Lago Parrillar. Cabe recordar que el primer hallazgo de una represa activa en Península de Brunswick se produjo hace 13 años (1994), en el río Desaguadero (N. Soto, obs. pers.).

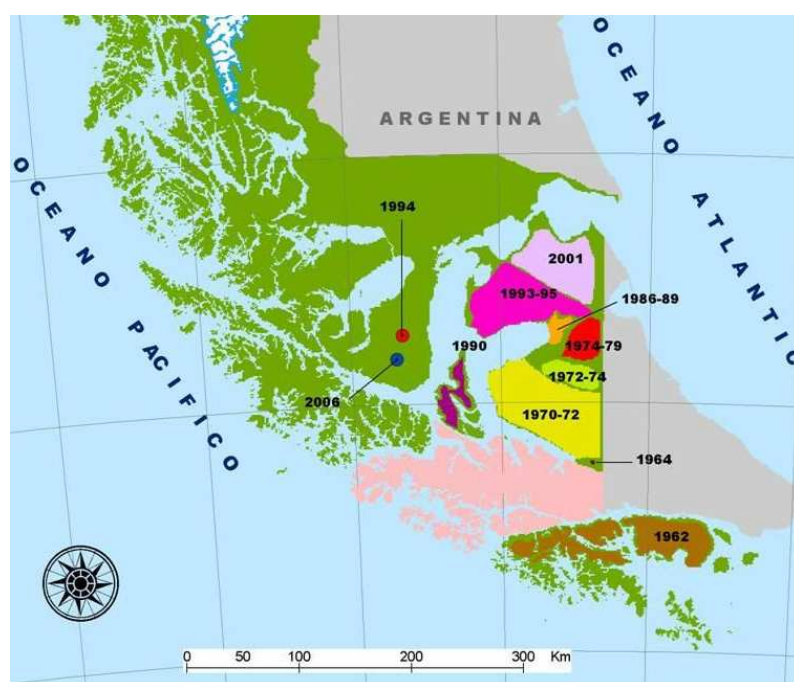


Figura 1. Avance de la colonización de castor (*Castor canadensis*) en la Región de Magallanes.

Tabla 1. Número y localización de signos de castor en ríos prospectados en la Península de Brunswick durante el Programa Control de Fauna Dañina de SAG Magallanes y Antártica Chilena.

Río principal	Km segmento prospectado	Tipo de signo				Total signos	Signos/km lineal	M/km lineal
		R	D	M	PF			
San Juan	15,65	5	-	2	1	10	0,64	0,26
San Juan	18,51	-	-	-	-	-	-	-
San Juan	42,00	-	-	-	-	-	-	-
San Juan	37,01	4	1	-	-	5	0,14	-
San Juan	4,95	-	-	-	-	-	-	-
Sta María	3,22	4	2	2	3	11	3,42	0,62
Sta María	13,75	1	-	-	-	1	0,07	-
Sta María	3,42	1	-	-	-	1	0,29	-
Sta María	1,44	-	-	-	-	-	-	-
Del Oro	3,00	2	1	1	1	5	1,67	0,33
Río Colorado	10,00	-	-	-	-	-	-	-
Río Amarillo	6,50	-	-	-	-	-	-	-
Río Quema angosta	7,00	-	-	-	-	-	-	-
Río Blanco	2,00	1	-	-	-	1	0,50	-
Total	168,45	18	4	7	5	34	0,20	0,04

R: árboles o arbustos roídos; D: dique, M: Madriguera); PF: pila de Forraje.

Tabla 2. Ríos muestreados en Península Brunswick durante el Programa Control de Fauna Dañina de SAG Magallanes y Antártica Chilena (DATUM SAD 1969).

Río principal	Año	Coordenadas UTM		Longitud segmento Prospectado (km)	Evidencia de castor	Establecimiento actual
		Este	Norte			
San Juan	1994	347538	4076807	3,0	Sí	No
San Juan	1997	347538	4076807	3,0	Sí	No
San Juan	2005	347538	4076807	15,65	Sí	No
San Juan	2007			18,51	No	No
San Juan	2007			42,00	No	No
San Juan	2007	350546	4063658	37,01	Sí	No
San Juan	2007			4,95	No	No
Sta. María	2007	355576	4043852	3,22	Sí	Sí
Sta. María	2007	364974	4049684	13,75	Sí	No
Sta. María	2007	357827	4047944	3,42	Sí	No
Sta. María	2007			1,44	No	No
Del Oro	2007	346244	4045938	3,00	Sí	Sí
Colorado	2007			10,00	No	No
Amarillo	2007			6,50	No	No
Quema Angosta	2007			7,00	No	No
Blanco	2007	371377	4062075	2,00	Sí	No
Total				168,45		

Tabla 3. Densidad media de signos de castor en Península Brunswick, medida dentro del Programa Control de Fauna Dañina de SAG Magallanes y Antártica Chilena.

Río	Signos/km lineal de río (media ponderada)
San Juan	0,13
Santa María	0,60
Del Oro	0,33
Colorado	-
Amarillo	-
Quema Angosta	-
Blanco	0,50

Densidad y abundancia

Respecto a las estimaciones realizadas, entre 1999, 2004 y 2006, se verificó una disminución general en el número de colonias activas por km de curso de agua a nivel de toda el área de estudio (Tabla 4). La población total de castores, concordante con la disminución en la densidad, también tuvo una reducción de 64,4% (Tabla 4). Más específicamente, a escala de la Isla Grande la densidad también disminuyó. La zona sur de esta isla concentró siempre la mayor proporción de la población total de la Isla. Aún cuando esta tendencia fue decreciente en el tiempo (88,8% de la población en 1999, 58,8% en 2004 y 52,9% en 2006), siempre se mantuvo por sobre el 50% (Tabla 4). Esta zona fue también la que experimentó la mayor variación en densidad entre 1999 y 2006, registrando una baja de 1,49 puntos, en comparación con las variaciones en densidad observadas en la zona norte de la Isla, que tuvo un aumento en la densidad (0,06 puntos de variación) y en la zona centro, que disminuyó la densidad en 0,05 puntos (Tabla 4, Fig. 3). En general la zona centro y norte de la Isla Grande corresponden a hábitat de menor calidad para el castor (Soto et al. 2006) y son las que han sido colonizadas más tardíamente, mientras que el área sur concentra altas densidades de castores debido a que también es la que tiene la mayor proporción de la red hídrica de la Isla (alrededor del 50%) (Skewes et al. 1999, Soto et al. 2006). Esto podría explicar el aumento en la densidad en las zonas centro y sur en el período 1999-2004. Por su parte Isla Navarino mostró

también un descenso de la densidad con respecto a 1999 (Tabla 4, Fig. 2). La disminución poblacional observada en las zonas que ofrecen mejor hábitat para el castor (sur de Isla Grande y isla Navarino) en el período 1999-2004, previo a que se implementara el trampeo, concuerdan con la predicción hecha por Skewes et al. (1999) y Lizarralde et al. (1996). Ellos indicaron que la población de castores en la Isla Grande se encontraría en una etapa natural de disminución, producto de haber alcanzado la capacidad máxima de carga (k) del sistema. La disminución en la densidad en el período 2004-2006 concuerda con la puesta en marcha del plan de trampeo del Programa. La tendencia

de disminución más marcada se observó en el área sur de la Isla Grande, donde se concentró el 60% de la actividad de los tramperos acreditados y 80,2% del total de castores trampeados en la Isla. Asimismo, los valores obtenidos para isla Navarino, en que la población de castores muestra un leve aumento en el año 2006 con respecto a lo estimado para el 2004, coincide con que en el

“La disminución poblacional observada (...), previo a que se implementara el trampeo, concuerdan con la predicción (...) que la población de castores en la Isla Grande se encontraría en una etapa natural de disminución, producto de haber alcanzado la máxima capacidad de carga del sistema.”

Tabla 4. Variación de densidad y abundancia estimada de castor en la Isla Grande (IG) e isla Navarino (Nav) entre 1999, 2004 y 2006.

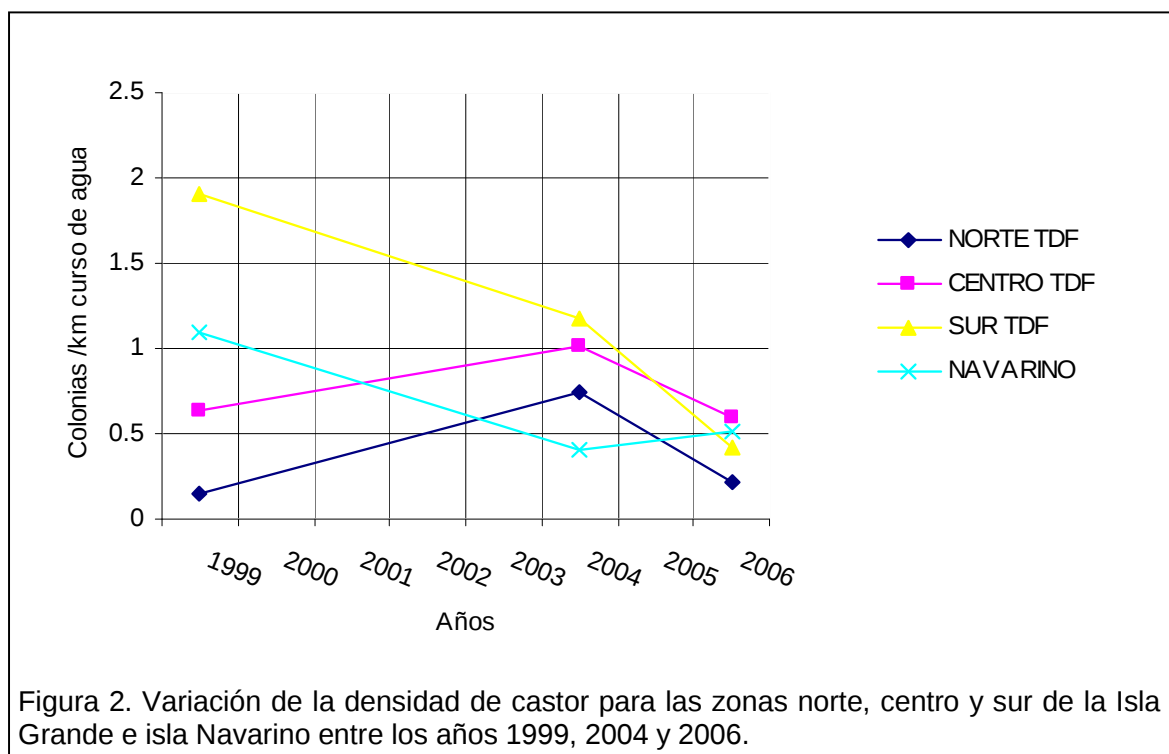
Zona	Km de red hídrica	Densidad ¹	Distancia prospectada	Densidad ¹	Distancia prospectada	Densidad ¹	Distancia prospectada	Abundancia		
		1999		2004		2006		1999	2004	2006
Norte IG	2042,9	0,15	22	0,75	120	0,21	15,73	1.226	6.128	1.716
Centro IG	1711,2	0,64	29,57	1,02	16	0,59	24,71	5.476	8.727	5.048
Sur IG	3630,6	1,91	53,76	1,17	106	0,42	21,98	34.672	21.239	7.624
Total IG	7384,7	0,76	105,33	0,68	242	0,27	62,42	41.374	36.094	14.388
Nav ²	3634,3	1,10	67	0,41	50	0,52	53,1	19.987	7.450	9.449
Nav ³	3276	1,10	67	0,41	50	0,52	53,1	12.782	6.715	8.517
Total ²	11019	1,12	172,33	0,82	292	0,44	115,52	61.361	43.544	23.837
Total ³	10660,7	1,23	172,33	0,91	292	0,48	115,52	54.156	42.809	22.905

¹ Expresada en número de castoreras o colonias activas por km de curso de agua.

² Estimación hecha considerando una extensión de la red hidrográfica de I. Navarino de 3.634,3 Km, según Skewes et al (1999), Esc 1:100.000.

³ Estimación hecha considerando una extensión de la red hidrográfica de I. Navarino de 2.324 km., según digitalización foto aérea de 1978 y carta IGM 1:50.000 / 1986 (SAG, 2006).

año 2006 el Programa no estimuló la compra de cueros ni colas de castor en isla Navarino, lo que habría provocado un desincentivo en el trapeo local. Esto se refleja también en la baja en el número de pieles/colas entregadas ese año, que disminuyó en un 79,1% respecto a lo entregado el 2004. Sin embargo, es importante mencionar que las estimaciones de densidad y abundancia realizadas en el marco del Programa pueden representar valores más bajos que los reales, debido por un lado, a que se prospectaron los tramos de río que tienen mayor accesibilidad y por lo tanto el trapeo en ellas ocurre de manera más intensiva, en detrimento de aquellas partes más altas/lejanas de las cuencas, las cuales carecen de acceso. Por otro lado, las prospecciones del año 2006 fueron realizadas luego de una serie de crecidas de caudales que ocurrieron de manera más concentrada que lo habitual y que pueden haber implicado un arrastre inusualmente elevado de diques de castor. A pesar de los problemas



metodológicos mencionados, la asociación observada entre trampeo y densidad de castores permite validar esta actividad como herramienta de control e incluso de erradicación. Independiente del objetivo final de un programa de manejo y control de la especie, el trampeo debe efectuarse en forma sistemática y planificada, tanto temporal como espacialmente. También es importante destacar que ni en Chile ni en Argentina se han implementado programas de trampeo de castores con “tramperos profesionales”, es decir, personas bien entrenadas, dedicadas a erradicar o regular núcleos poblacionales en cuencas específicas determinadas en el marco de una planificación regional, y cuyos ingresos no dependan del rendimiento comercial. Consideramos que esta práctica debe instaurarse lo más rápido posible, con el fin de avanzar en el control de la especie.

Control y aprovechamiento comercial de la especie

Se elaboró una zonificación del territorio magallánico invadido por el castor, en función del marco temporal y presupuestario disponible (Fig. 3). En esta zonificación se proponen 3 áreas con distintos objetivos y estrategias de control:

1. Zona Libre: Corresponde a toda el área que el castor aún no ha colonizado o en que la colonización se encuentra en un estado inicial (Península de Brunswick). Las colonias ya

presentes en esta zona deben ser eliminadas y la zona será mantenida totalmente libre de la presencia del castor.

2. Zona de Contención: Corresponde a sitios en los cuales el castor ha estado presente por un largo período, pero cuyas colonias también deben eliminarse por representar las fuentes de individuos migrantes hacia la zona libre de castores.
3. Zona de Manejo: Corresponde a los sitios en que las colonias de castor han estado establecidas por largo tiempo y en los que se promoverá el aprovechamiento comercial de la especie.

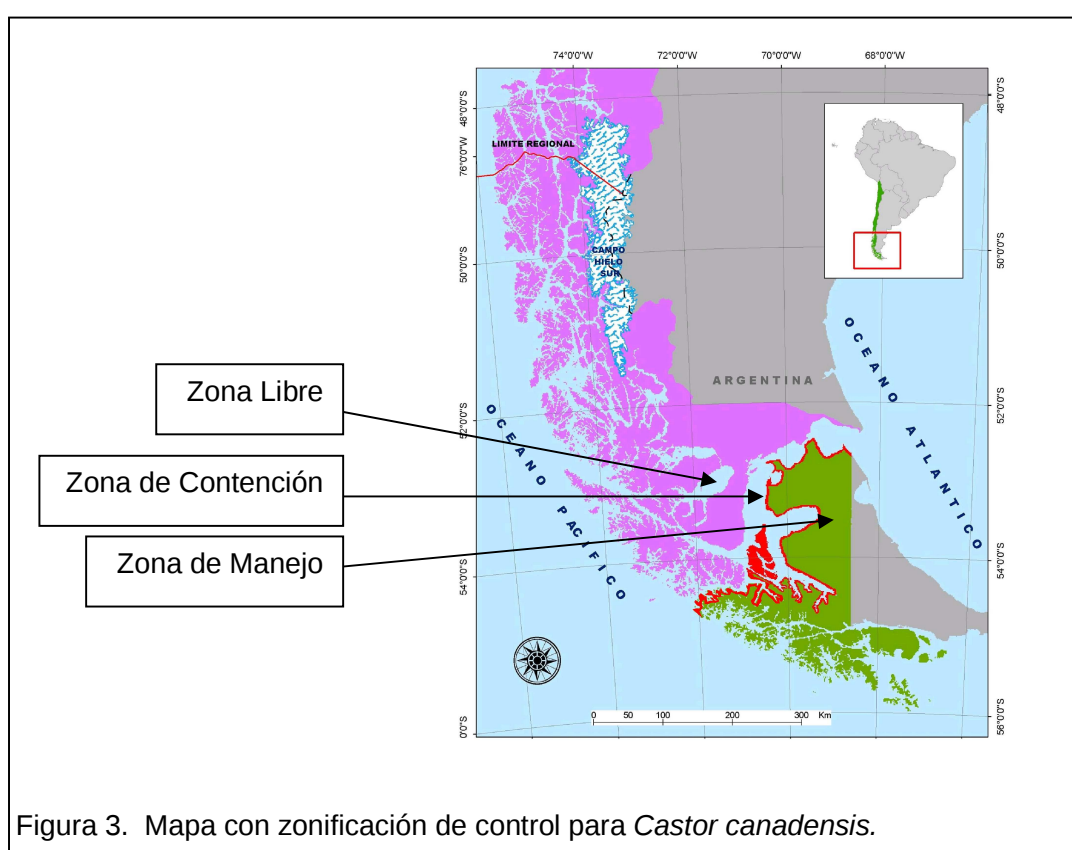


Figura 3. Mapa con zonificación de control para *Castor canadensis*.

Respecto al trampeo realizado en el contexto del Programa, se adquirieron 1.150 trampas Conibear #330 y 1500 trampas de lazo para castor, 100 equipos para operar el trampeo (e.g. desollado, estaqueado), 14 equipos de terreno para cuadrillas de trampeo y 14 títulos de literatura técnica sobre caza, manejo y aprovechamiento.

El periodo efectivo de trampeo del Programa fue de dos años (2005 y 2006). Dentro de este período se contabilizaron un total de 11.706 castores extraídos. El rendimiento de los tramperos mejoró de un año a otro, desde 0,69 castores/trampero/día a 0,74 el año 2006. Es de importancia

mentar que, aún cuando se debe continuar monitoreando y mejorando las técnicas de trapeo para evitar la captura de especies no-blanco (nutrias, *Lontra provocax* y coipos, *Myocastor coypus*, principalmente), las técnicas de trapeo utilizadas hasta hoy han dado satisfactorias muestras de selectividad.

El Programa creó un poder de compra para los ejemplares trapeados, pagando Ch\$2500 (aprox. US\$5) por cada cola de castor y Ch\$5000 (aprox. US\$10) por cada piel seca y estaqueada. Del total de individuos trapeados en Chile, 6.636 (68,8%) fueron pagados directamente por el Programa, en tanto que 3.009 cueros adicionales (31,2%) fueron adquiridos por el sector privado para fines de exportación como materia prima. Otros 2.061 individuos fueron extraídos y pagados en coordinación con la Subsecretaría de Recursos Naturales de Tierra del Fuego Argentina, el año 2006. Destaca el hecho que, en Chile, el número de compradores privados de pieles secas de castor aumentó de uno (2004) a cinco una vez finalizado el Programa (2007). Lo anterior como resultado

de la capacitación de tramperos, la entrega de equipos de trapeo, los incentivos económicos y la coordinación entre tramperos y la Unidad Intermediaria (UCA), todas acciones implementadas dentro del marco del Programa. Un total de 276 personas fueron capacitadas en técnicas de caza y trapeo, de los cuales 45 (16%) estuvieron activos el año 2005 y 30 el 2006 (11%). Asimismo, 45 artesanos fueron capacitados en técnicas de corte y confección de artículos con pieles, los que recibieron 703 pieles curtidas como materia prima para confeccionar productos comerciales que se ofrecen en el mercado.

“Debido a la magnitud de la invasión de castores (...) se generó un consenso científico-administrativo de que el proceso de erradicación debe ser afrontado en forma coordinada por Chile y Argentina...”

Fiscalización, educación y divulgación

Un total de 24 funcionarios del SAG y otros servicios públicos fueron capacitados en aspectos de biología y técnicas de control de castor y otras especies invasoras. Se realizaron dos programas televisivos con cobertura nacional y cuatro intervenciones televisivas de cobertura regional.

Como resultado del Programa se publicaron cuatro investigaciones científicas comprometidas por terceros (Anderson et al 2005, 2006a, 2006b, Wallem et al 2006) y se realizaron cinco tesis de pregrado por estudiantes de la Universidad de Magallanes, sobre alimentación y alternativas de

aprovechamiento del castor (Castillo 2006, Bahamonde 2007, Estay 2007, Paillacar 2007 y Caibul 2007), y se encuentran dos en preparación sobre trampeo en visones (Davis y Muñoz, Soto, com. per.). Asimismo, surgieron dos tesis de maestría (Soto 2006, Ibarra 2007) y dos tesis doctorales (Wallem 2007, Schutler 2007). Varias de las investigaciones realizadas, así como el Programa y sus resultados han sido presentadas en congresos nacionales e internacionales.

De especial importancia han sido las reuniones y talleres binacionales de coordinación, que se han realizado tanto en Chile como en Argentina (Tabla 5). Producto de estas reuniones y de los resultados del Programa se han consensuado criterios y estrategias comunes entre los actores nacionales y argentinos, de corto, mediano y largo plazo. Entre ellas destacan: (i) la firma de una Estrategia Binacional de Control de la Especie *Castor canadensis*, conducente a su erradicación, (ii) la realización de un Estudio de Factibilidad Técnica y Económica de Erradicar el Castor en Sudamérica y (iii) la implementación paralela y coordinada entre Chile y Argentina de actividades de fomento de control y aprovechamiento comercial de castores.

Tabla 5. Reuniones y talleres de coordinación y evaluación binacional respecto al tema del castor.

Evento	Lugar	Fecha
Reunión Control del Castor	Ushuaia, Argentina	2 - 4 de Abril, 2004
Reunión Binacional de Coordinación.	Ushuaia, Argentina	30 de Marzo - 2 de Abril, 2005
Seminario/Taller de Evaluación del Programa Control de Fauna Dañina en Magallanes.	Punta Arenas, Chile	7 y 8 de Diciembre, 2005
Reunión Técnica de Evaluación de la Invasión de Castores.	Punta Arenas, Chile	7 y 8 de Junio, 2006
Reunión Técnica de Cooperación entre Argentina y Chile sobre el Ingreso del Castor en el Área Continental de América del sur.	Río Gallegos, Argentina.	13 - 16 de Agosto, 2006
Taller Internacional de Control de Castores en el Archipiélago Fueguino.	Punta Arenas, Chile.	6 y 7 de Diciembre, 2006

Conclusiones

El principal logro del Programa fue haber posicionado el tema del castor en la comunidad de la Región de Magallanes, así como ante las autoridades regionales y nacionales. Se logró además un acercamiento del lenguaje científico-técnico con el político-administrativo, éste último propio de la gestión pública. Se ha logrado integrar esfuerzos de conservación con intereses del sector productivo silvoagropecuario y se ha conformado una red chileno-argentina de organismos, investigadores y profesionales del sector público y privado, la que se encuentra avanzando en la definición de estrategias alternativas de control del castor y otros invasores. También se generaron empleos y nuevos negocios y se ha contribuido a la educación pública y universitaria.

Las principales conclusiones y lecciones aprendidas de la implementación del Programa son:

- La invasión de *Castor canadensis* en el Hemisferio Sur es un problema de cobertura regional, nacional e internacional, estimándose necesario que dicha realidad sea asumida integralmente por la comunidad y las autoridades respectivas. Existe consenso en que el problema principal, hoy, está representado por las amenazas de avance de la invasión en el continente y es un objetivo prioritario garantizar la eliminación de las poblaciones continentales.
- Es posible realizar un manejo de castores de acuerdo a la zonificación derivada del Programa, y generar áreas libres de castor, así como otras áreas en donde la densidad se controle mediante el uso comercial. Se requiere aplicar, sin embargo correcciones al diseño original, con el objetivo de aumentar su eficiencia y efectividad.
- En el plazo inmediato, el Estado debe centrar su esfuerzo en eliminar los castores del continente y de las islas próximas que actúan como “fuentes” de individuos migrantes (e.g. isla Dawson), así como prevenir la colonización de las áreas libres de castor. El mecanismo sugerido para lograr este objetivo es realizar un manejo a escala de cuencas, el cual debe ser ejecutado por personal especializado, con dedicación exclusiva, contratados en forma de cuadrillas de trampeo y vigilancia.
- Las áreas con poblaciones establecidas que no constituyen límites norte de distribución (Zona de Manejo), se sugiere sean controladas a través del fomento a la caza y el aprovechamiento comercial por parte de terceros. Esto contribuirá a disminuir los costos para el Estado, además de contribuir a la economía local.
- Se ha logrado consenso en que la solución definitiva y deseable al problema de la invasión de castores es su erradicación de Patagonia austral. Por ello se ha iniciado una evaluación de la factibilidad técnica y económica de esta alternativa, incluyendo aspectos políticos, logísticos,

técnicos, ambientales, sociales, científicos y financieros.

- Es necesario fortalecer los acuerdos alcanzados por las autoridades chilenas y argentinas para implementar estrategias integradas en materias de control y erradicación del castor en el archipiélago austral, junto a otras invasoras.
- Es necesario darle continuidad al Programa para el trienio 2008-2010 y buscar además alternativas internacionales de financiamiento para las acciones que se proponen para el futuro.
- Dada la magnitud del esfuerzo y las características geográficas de Magallanes, se estima necesario fortalecer la participación de otros organismos estatales como el Ejército, Armada y Fuerza Aérea para lograr las metas de eliminación en las zonas que son franjas de avance de la invasión del castor.
- La visión consensuada es que la erradicación del castor será clave en el proceso de restauración de los ecosistemas patagónicos afectados por su acción, permitiendo así que se restituyan los servicios ambientales temporalmente restados. Asimismo, eliminará los riesgos del impacto del castor en el resto de Sudamérica, al impedir su expansión en el continente.

Las principales acciones que deben ser fortalecidas son: a) revisión y adecuación del marco legal del control/erradicación del castor, b) investigación y desarrollo de técnicas que aumenten la eficacia y eficiencia del trampeo, c) profesionalización del oficio de trampeo, d) identificación e integración de nuevos actores mediante difusión y transferencia de información, e) establecimiento de acuerdos inter-institucionales necesarios para la coordinación, cooperación y planificación dentro de cada país y entre países, f) desarrollo de investigación aplicada, g) obtención de financiamiento para asegurar la continuidad de las acciones de control/erradicación, h) construcción de capacidad institucional crítica y i) monitoreo, revisión y adaptación continuas de las acciones y medidas.

Palabras Finales

Queda en evidencia que el problema de las especies invasoras en Chile constituye un desafío técnico y organizacional que demanda nuevas visiones, capacidades, normativas y el acercamiento entre las agencias de gestión, investigación y operación. Una forma de favorecer esto implica difundir los resultados del Programa, con el objeto de facilitar la comprensión de sus fundamentos y el apoyo a su ejecución.

Recuadro

Especies dañinas en Magallanes: más allá del castor

El número de especies de vertebrados exóticos presentes hoy en la Región de Magallanes supera el número de especies vertebradas nativas (Anderson et al. esta publicación). El "Programa de Control de Especies Dañinas en la Región de Magallanes" no se limitó a implementar y fomentar medidas de control y mitigación de impactos para el castor, sino que también incluyó entre sus especies blanco a la rata almizclera (*Ondatra zibethicus*), el visón (*Mustela vison*), el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*), el cerdo salvaje (*Sus scrofa*) y los perros y gatos asilvestrados (*Canis lupus familiaris* y *Felis domesticus*). Para cerdos y perros salvajes se realizó una estimación de densidad poblacional en isla Navarino, mediante avistamiento directo y detección de signos de presencia de la especie en transectos distribuidos al azar (véase Soto y Cabello 2007). La misma metodología se utilizó para determinar la actual distribución del conejo europeo. Respecto a trampeo y control de éstas y las otras especies invasoras mencionadas, se adquirieron mediante el Programa 450 trampas Conibear #120 para visón y rata almizclera y 30 trampas de auto-captura para perros asilvestrados. Para éstos últimos y para cerdos salvajes se utilizó también la caza con arma de fuego. Con el fin de incentivar la caza y trampeo de estas especies, el Programa creó un poder de compra, pagando Ch\$10.000 por cada piel de visón y Ch\$3.000 por cada piel de rata almizclera, durante los años 2005 y 2006 en ambos casos. Adicionalmente, se cooperó en la edición de un video educativo sobre la invasión del visón, así como dos cartillas explicativas con fines de difusión y divulgación de la temática de los vertebrados invasores.

Como resultado de las acciones implementadas, en el transcurso del Programa se capturaron en las áreas rurales de la Región de Magallanes 250 ratas almizcleras, 236 visones, 69 cerdos y 74 perros asilvestrados. Una parte del total de pieles de rata y visón fueron entregadas a las Municipalidades de Cabo de

Hornos y Punta Arenas y a la Corporación Nacional de Desarrollo Indígena (CONADI) con el fin de que éstas fueran utilizadas para la confección de productos artesanales y contribuyeran al desarrollo local.

El visón fue detectado en todos los sitios prospectados en la zonas centro y sur de la Isla Grande y en todos los ambientes naturales de las islas Navarino y Hoste. Análisis preliminares de la dieta sugieren que los impactos sobre la biota nativa son considerables (Ibarra 2007, Schuttler 2007). Estas observaciones indican que es urgente realizar mayores esfuerzos para controlar los impactos provocados por el visón y re-diseñar las estrategias seguidas hasta la fecha. El visón amenaza seriamente la conservación de las aves endémicas del archipiélago fueguino, comprometiendo la extinción de algunas poblaciones. En este sentido hoy es la especie invasora de mayor impacto ecológico en la región. Cualquier estrategia de control de esta especie debe tomar en cuenta que éste es un depredador de la rata almizclera, especie que parece no estar aún causando impactos tan severos en la Región como lo hacen otros invasores, pero esta situación podría cambiar si se relaja la presión que el visón hace sobre su población.

El conejo europeo es otra especie que requiere acciones en el corto plazo, ya que se detectaron nuevos focos correspondientes a poblaciones diezmadadas en el pasado en la Región (comunidades de Provenir, Punta Arenas y Última Esperanza). En el sur de la Isla Grande la especie se encontraría circunscrita naturalmente a una zona que incluye el sector de Yendegaia, en Chile, y el Parque Nacional Tierra del Fuego, en Argentina, por lo que un programa de control de la especie debe realizarse de manera simultánea y coordinada con la nación transandina. Además, en el diseño del plan, debe tomarse en cuenta el impacto que pueda tener el control de esta especie sobre la fauna nativa que hoy se alimenta de él,

especialmente cuando éstas tengan problemas de conservación, como es el caso del zorro culpeo Fueguino (*Pseudalopex culpaeus lycoides*).

El problema que representan los animales domésticos asilvestrados (gatos, perros y cerdos), tanto por su impacto sobre la biodiversidad como por constituir un riesgo a la salud pública (e.g. cerdos

como vectores en los ciclos de triquinosis y cisticercosis), hace necesario involucrar e informar a la comunidad sobre los perjuicios de permitir la liberación de éstas especies al medio silvestre o la mantención de poblaciones en sitios aislados (e.g. faros e islas), para lo que deben fortalecerse los programas de educación ambiental.

Agradecimientos

A todas las personas que desde sus particulares ámbitos de acción contribuyeron y contribuyen con la ejecución de este programa. A los integrantes del CORE de Magallanes y Antártica Chilena encabezados por su Presidenta, la Sra. Intendente María Eugenia Mancilla Macias y al FONDEMA. En forma especial y sin orden de prioridad, a la Dra.(c) Petra Wallem y Dr. Fabián Jaksic del CASEB-P.U.Católica, al Dr. Christopher Anderson, Dr. Ricardo Rozzi, Prof. Claudio Venegas Mg.Cs. y Prof. Orlando Dollenz de la Univ. de Magallanes, a la Dra.(c) Elke Schuttler y Dr K. Jak del Proy. Biokonchil y Fund. Omora; al Dr. Oscar Skewes de la U. de Concepción; al Dr. Rodrigo Olave, a la Dra. Bárbara Saavedra, Martín Funes Mg. Cs. y Dr. Andrés Novaro de la WCS; al Dr. Adrián Schiavini, Lic. Guillermo De Ferrari, Mg. Cs. y Lic. Julio Escobar del CADIC (Arg.), al Ing. Rubén Cerezanni de la SSRNN-TF (Arg.); al Prof. Walter Sielfeld Mg. Cs. de la Univ. Arturo Prat; Ing. Laura Malmierca Mg Cs y Fernanda Menvielle Mg Cs de la APN (Arg.) y al Lic. Daniel Ramadori Mg. Cs. de la Dirección Nacional de Fauna (Arg). Al Ing. José Larson, Ing. Juan Ivanovic, Med. vet. Alejandra Silva y técnicos Ricardo Cid y Luís Legues de CONAF. A los Gobernadores de las Provincias Antártica Chilena y Tierra del Fuego y los Alcaldes de las I.Municipalidades Cabo de Hornos, Timaukel, Porvenir, Primavera y Punta Arenas; A las organizaciones gremiales ASOGAMA, AFORMA, Asoc. Cr. Corriedale y Hereford, GTT y Profos de Magallanes. A la Cooperativa Cámeron, Forestal Russfin Ltda. A todos quienes han cooperado anónimamente con este esfuerzo.

Referencias

- Anderson C.B., M.C. Cienek A. Gutierrez & R. Rozzi (2005). Biota terrestre y dulceacuícola - Expedición Enero 2005. Informe Técnico: Proyecto, diagnóstico, diseño y gestión del Parque Regional Tierra del Fuego. Chile Sustentable. Ministerio de Bienes Nacionales, Santiago, Chile. 56 pp.
- Anderson C.B., C. Griffith, A. Rosemond, R. Rozzi & O. Dollenz. (2006). The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile. Do exotic beavers engineer differently in Sub-Antarctic ecosystems? Biological Conservation 128: 467-474.

- Anderson C.B., R. Rozzi, J.C. Torres-Mura, S.M. Mc-Gehee, M.F. Sherrifs, E. Schuttler & A.D. Rosemond (2006b). Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub Antarctic Cape Horn Archipiélago, Chile. *Biodiversity and Conservation* 15: 3295–3313.
- Andow D.A. (2005). Characterizing ecological risks of introduction and invasions. En: Mooney H.A., R.N. Mack, J.A. Mcneely, L.E. Neville, P.J. Shei & J.K. Waage. (Ed) (2005). *Invasive Alien Species. A New Synthesis*. Scope 63, Island Press. Washington. 368 pp.
- Andrade G.S. (2000). Investigación de la caza y uso integral del castor en Tierra del Fuego. Preparado para Crecelan Ltda. Informe Final Proyecto FONTEC Código 99-1700. 75 pp.
- Andrade G.S. (2005). Gestión para la caza y aprovechamiento de fauna dañina en la XII Región. Informe Final preparado para el Servicio Agrícola y Ganadero XII Región, Programa Control Fauna Dañina. 107 pp.
- Arroyo M.T.K., C. Donoso, R.F. Murua, E. Pisano, R. Schlatter & I. Serey (1998). Toward an ecologically sustainable Forestry Project. Concepts, analysis and recommendations. Protecting biodiversity and ecosystem processes in The Río Cóndor Project – Tierra del Fuego.
- Bahamonde C. (2007). Alternativas de elaboración de charqui a partir de carne de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia). Tesis para optar al título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 89pp.
- Briones M., R. Schlatter, A. Wolodarsky & C. Venegas (2001). Clasificación ambiental para hábitat de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) de acuerdo a características de cuencas en un sector de Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Cs. Nat. (Chile)* 29: 75-93.
- Cabello J.L. & N. Soto (2006). Informe de gestión anual 2006. Programa Control de especies invasoras en la XII Región, Chile. Servicio Agrícola y Ganadero, Magallanes y Antártica Chilena. Informe Técnico. 45pp.
- Caibul M. (2007). Elaboración de un embutido tipo “pate” a partir de carne de castor (*Castor canadensis*, Kuhl 1820). Tesis para optar al Título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 69pp.
- Castillo N. (2006). Determinación de la composición botánica de la dieta de castor (*Castor canadensis*, Kuhl 1820) en isla tierra del Fuego. Tesis para optar al Título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 69pp.
- Cattan P.A. & J. Yáñez (2000). Mamíferos exóticos en Chile. En: Muñoz P.A. & Yáñez V.J. *Mamíferos de Chile*. Valdivia, Chile. CEA Ediciones.
- Estay L. (2007). Caracterización física de pieles de castor americano (*Castor canadensis*) provenientes de las islas Tierra del Fuego y Navarino. Tesis para optar al Título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 60pp.
- Funes M. (2007). Control y monitoreo de castores en Karukinka en Tierra del Fuego: bases para un estudio de largo plazo. III Reunión Binacional Ecología: la teoría y sus aplicaciones. La Serena, Octubre 2007.
- Ibarra T. (2007). Dinámica estacional de la avifauna en ambientes de humedal y de su depredación por la especie exótica *Mustela vison* en la reserva de la Biosfera Cabo de Hornos. III Reunión Binacional Ecología: la teoría y sus aplicaciones. La Serena, Octubre 2007.
- Jaksic F. (1997). Ecología de los vertebrados de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago. 262 pp.
- Jaksic F. (1998). Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1427-1445.
- Jaksic F. & J. Yáñez (1983). Rabbit and fox introductions in Tierra del Fuego: History and assessment of the attempts. *Biological Conservation* 26: 367- 374.
- Jaksic F., J.A. Iriarte, J.E. Jimenez & D. Martinez (2002). Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4:157-173.
- Lencinas M.V., J. Escobar, G. Martínez Pastur, P. Quiroga & L. Malmierca (2001). Dinámica de vegetación de bosque de *Nothofagus* en áreas impactadas por *Castor canadensis* en Tierra

- del Fuego. XXIII Jornadas Argentinas de Botánica. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 36: 94.
- Lizarralde M. (1993). Current status of the introduced beaver (*Castor canadensis*) population in Tierra del Fuego, Argentina. *Ambio* 22: 351-358.
- Lizarralde M.S., G. Deferrari, S.E. Alvarez & J. Escobar (1996a). Effects of beaver (*Castor canadensis*) on the nutrients dynamics of the Southern Beech forest of Tierra del Fuego. *Ecología Austral* 6: 101-105.
- Lizarralde M.S. & J. Escobar (2000). Mamíferos exóticos en la Tierra del Fuego. www.cienciadehoy.org
- Lizarralde M.S. & C. Venegas (2001). El Castor: un ingeniero exótico en las tierras más australes del planeta. Recuadro VII.2.a. En: Primack R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo (Eds). *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México. 797 pp.
- Lizarralde M., J. Escobar & G. Deferrari (2004). Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystems. *Interciencia* 29: 352-355.
- Lodge D.M. (1993). Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8:133-136.
- Mack R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F.A. Bazzaz (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689-710. Versión en español : Issues in Ecology 5: <http://www.esa.org/science/Issues/FileSpanish/issue5.pdf>
- Mack R.N. (2005). Assessing biotic invasions in the time and space: The second imperative. En: Mooney H.A., R.N. Mack, J.A. Mcneely, L.E. Neville, P.J. Shei & J.K. Waage (Ed). 2005. *Invasive Alien Species. A New Synthesis*. Scope 63, Island press. 368pp.
- Martínez Pastur G., V.M. Lencinas, J. Escobar, P. Quiroga, L. Malmierca & M. Lizarralde (2006). Understorey succession in *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Applied Vegetation Science*: 9: 143-154.
- McNeely J. (2005). Human dimensions of invasive alien species. En: Mooney H.A., R.N. Mack, J.A. Mcneely, L.E. Neville, P.J. Shei & J.K. Waage (Eds). 2005. *Invasive Alien Species. A New Synthesis*: 285-309. Island Press. 368 pp.
- Mella J. & B. Saavedra (1995). Castores. Comité Científico Proyecto Río Cóndor. Estudio de Línea de Base. Informe del Subproyecto 94-14, En: Dames & Moore Group Company. 1997. Estudio de Impacto Ambiental "Proyecto Río Cóndor" - Forestal Trillium Ltda. Informe Técnico, CONAMA, Chile.
- Menvielle M.F., N. Soto, B. Saavedra, A. Schiavini, L. Malmierca & D. Ramadori (2007). History of beaver management in Tierra del Fuego – a path towards eradication. International beaver ecology and management workshop. USDA, NWRC, AWS. Phoenix (USA), Octubre, 2007 (Libro resumen).
- Muñoz P. & J. Yañez (2000). Mamíferos de Chile. CEA Ediciones. 455 pp.
- Paillacar O. (2007). Rendimiento cárnico de *Castor canadensis* de la isla Tierra del Fuego. Tesis para optar al título de Ing. Ejec. Agropecuario de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 58 pp.
- Rozzi, R. & M.F. Sherriffs (2003). El visón (*Mustela vison* Schreber, Carnivora: Mustelidae), un nuevo mamífero exótico para la isla Navarino. *Anales del Instituto de la Patagonia* 31: 97-104.
- Saavedra B., N. Soto, A. Schiavini, L. Malmierca, F. Menvielle & J. Cabello (2007). History of beaver invasión and its ecological impacts in Tierra del Fuego, South America. International beaver ecology and management workshop. USDA, NWRC, AWS. Phoenix (USA), Octubre, 2007 (Libro resumen).

- Schuttler E. (2007). Impacto del visón norteamericano (*Mustela vison*), una especie carnívora invasora recientemente registrada en isla Navarino. III Reunión Binacional Ecología: la teoría y sus aplicaciones. La Serena, Octubre 2007 (Libro Resúmenes).
- Sielfeld W. & C. Venegas (1980). Poblamiento e impacto ambiental del *Castor canadensis* Kuhl en la isla Navarino, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 11: 247-257.
- Skewes O., F. González, L. Rubilar, M. Quezada, R. Olave, V. Vargas & A. Ávila (1999). Investigación, aprovechamiento y Control del Castor (*Castor canadensis*) en las islas Tierra del Fuego y Navarino. Informe Final. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) XII Regional, Magallanes y Antártica Chilena. 200 pp.
- Skewes O., F. González, R. Olave, A.C. Ávila, V. Vargas, P. Paulsen & H.E. Koenig (2006). Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. European Journal of Wildlife Research: 52: 292-296.
- Soto N., F. Hiraldo, S. Zalba & O. Skewes (2006). Construcción de un Índice de Calidad de Hábitat para *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) en la Región de Magallanes. Punta Arenas, Chile. Tesis Maestría en Biología de la Conservación, UNIA-CSIC (España), 130 pp.
- Soto N. & J. Cabello (2007). Informe Final Programa "Control de fauna dañina en la XII Región, 2004-2007", Punta Arenas, Chile. Informe Técnico. Servicio Agrícola y Ganadero, SAG, FONDEMA (Código BIP 30.027.043-0) -GORE Magallanes y Antártica Chilena. 45 pp.
- Soto N. (2007). El SAG y su competencia con las especies invasoras. Simposio Especies Invasoras. III Reunión Binacional Ecología: la teoría y sus aplicaciones. La Serena, Octubre 2007 (Libro Resúmenes).
- Soto N., F. Hiraldo, S. Zalba & O. Skewes (2007a). Construcción de un índice de calidad de hábitat para *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) en la Región de Magallanes. IX Simposio de Vida Silvestre y Conservación de la Biodiversidad, VII Congreso Internacional de Gestión en Recursos Naturales. Valdivia, 20-23 de noviembre 2007 (Libro Resumen).
- Soto N., J. Cabello, & D. Antúnez (2007). Programa control de fauna invasora en la Región de Magallanes y Antártica Chilena. IX Simposio de Vida Silvestre y Conservación de la Biodiversidad, VII Congreso Internacional de Gestión en Recursos Naturales. Valdivia, Noviembre 2007.
- Veblen T.T, T. Kitberger, B.R. Burns & A.J. Rebertus (1995). Perturbaciones y dinámicas de regeneración en bosques andinos del Sur de Chile y Argentina. In: Armesto J.J., C. Villagrán & Arroyo M.K. (Eds). Ecología de los bosques nativos de Chile: 169-199. Editorial Universitaria, Santiago.
- Wallem P.K., C.G. Jones, P.A. Marquet & F.M. Jaksic (2007). Identificación de los mecanismos subyacentes a la invasión de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) en el archipiélago de Tierra del Fuego, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 80: 309-325.
- Wallem P. (2007). Fases iniciales de las alteraciones ecosistémicas de *Castor canadensis* en bosques subantárticos. III Reunión Binacional Ecología: la teoría y sus aplicaciones. La Serena, Octubre 2007 (Libro Resúmenes).

CONTROL Y MONITOREO DE CASTORES EN KARUKINKA, TIERRA DEL FUEGO: BASES PARA SU ERRADICACIÓN EN EL LARGO PLAZO

Martín C. Funes, Cristóbal Pizarro y Andrés J. Novaro

Resumen

Este texto relata las primeras etapas de la ejecución de un Programa de Control y Monitoreo de Castores en el Parque Karukinka, en Tierra del Fuego chilena. Los objetivos del Programa fueron reducir la densidad de castores en los alrededores del sector de Vicuña, evaluar las técnicas de trampeo y su eficacia y proveer recomendaciones para el manejo y control de la especie. Se prospectaron ríos de la zona para obtener una estimación de densidad, la cual fue de 1,09 colonias activas por km de río. El trampeo habría eliminado alrededor de un cuarto de la población. Si bien se cumplió con los objetivos iniciales del Programa, se entrega una serie de recomendaciones para mejorar las técnicas de control, manejo y eventual erradicación del castor en Tierra del Fuego.

Introducción

En el Parque Natural Karukinka, ubicado en la zona sur de la Tierra del Fuego chilena, la biodiversidad enfrenta una serie de amenazas que ponen en peligro el funcionamiento de los sistemas ecológicos y las especies nativas de flora y fauna. Dentro de las amenazas más importantes está la introducción y establecimiento de especies exóticas, cuyos impactos varían en magnitud, reversibilidad, e intensidad, según la especie de que se trate. Entre las especies exóticas de fauna silvestre que se pueden hallar en el archipiélago fueguino, el castor Americano (*Castor canadensis*) aparece como una de las más impactantes. Existe información sobre la expansión de la distribución del castor en el archipiélago (Lizarralde et al. 2004, Skewes et al. 2006) y sobre algunos de sus impactos sobre el ecosistema (Lizarralde et al. 1996, Martínez-Pastur et al. 2006, Anderson et al. 2006, Anderson & Rosemond 2007). Organismos públicos de manejo de fauna de Chile y Argentina están realizando esfuerzos para reducir sus densidades, pero no existe información sistematizada que permita maximizar la efectividad de los esfuerzos de control y eventual erradicación. En virtud de ello, se elaboró un programa de control y monitoreo de la especie en Karukinka, cuyos objetivos generales son los siguientes (Funes et al. 2006a):

1. Reducir las densidades poblacionales del castor en forma significativa en Karukinka y tierras adyacentes.

2. Evaluar y maximizar la efectividad de las medidas de control de castor, particularmente con relación a la recuperación de los ecosistemas ribereños y acuáticos a lo largo del tiempo.
3. Proveer recomendaciones sobre el control de castores a propiedades vecinas y organismos gubernamentales de Chile y Argentina, con miras a facilitar la erradicación de la especie a escala regional.

Bajo esos objetivos, las primeras actividades realizadas consistieron en la estimación de densidad de colonias de castor en una zona de estudio cercana al sector de Vicuña (Funes et al. 2006b) y la posterior remoción experimental de castores mediante trampeo en determinados sectores de la misma zona de estudio (Pizarro et al. 2006). En este trabajo se presentan los resultados más destacados de ambas actividades.

Durante la primavera (Octubre) de 2006 se inició la evaluación de la condición inicial de los ecosistemas acuáticos en los cursos de agua donde se planeaba la remoción de castores y de cursos de agua control (sin remoción). Estos últimos datos no fueron incluidos en este trabajo debido a que aun están siendo analizados (C.B. Anderson, datos no publicados).

Métodos

Área de estudio

Karukinka es una propiedad de unas 300.000 ha ubicada en el extremo sur de la Tierra del Fuego chilena (Fig. 1), que Wildlife Conservation Society (WCS) recibió en 2004 como donación por parte de la entidad financiera Goldman Sachs. Karukinka posee un mosaico de diferentes hábitats, consistente en un 60% de bosques templados, 32% de humedales (principalmente turberas), 5,3% zonas altoandinas y pequeños sectores de estepa húmeda y vegas. Las tareas de este estudio fueron desarrolladas en el sector Este de la propiedad, cerca del campamento Vicuña (Fig. 1).

Densidad de colonias de castores

Los arroyos a relevar fueron seleccionados y prospectados durante Mayo y Junio del 2006, con el objetivo de incluir un conjunto de cursos de agua contiguos de distinto tamaño, en los alrededores del campamento Vicuña. Algunos de estos arroyos fueron previamente localizados e identificados con la



Figura 1. Karukinka (zona sombreada), localizada en la sección sur-oeste de la Isla Grande de Tierra del Fuego Chilena.

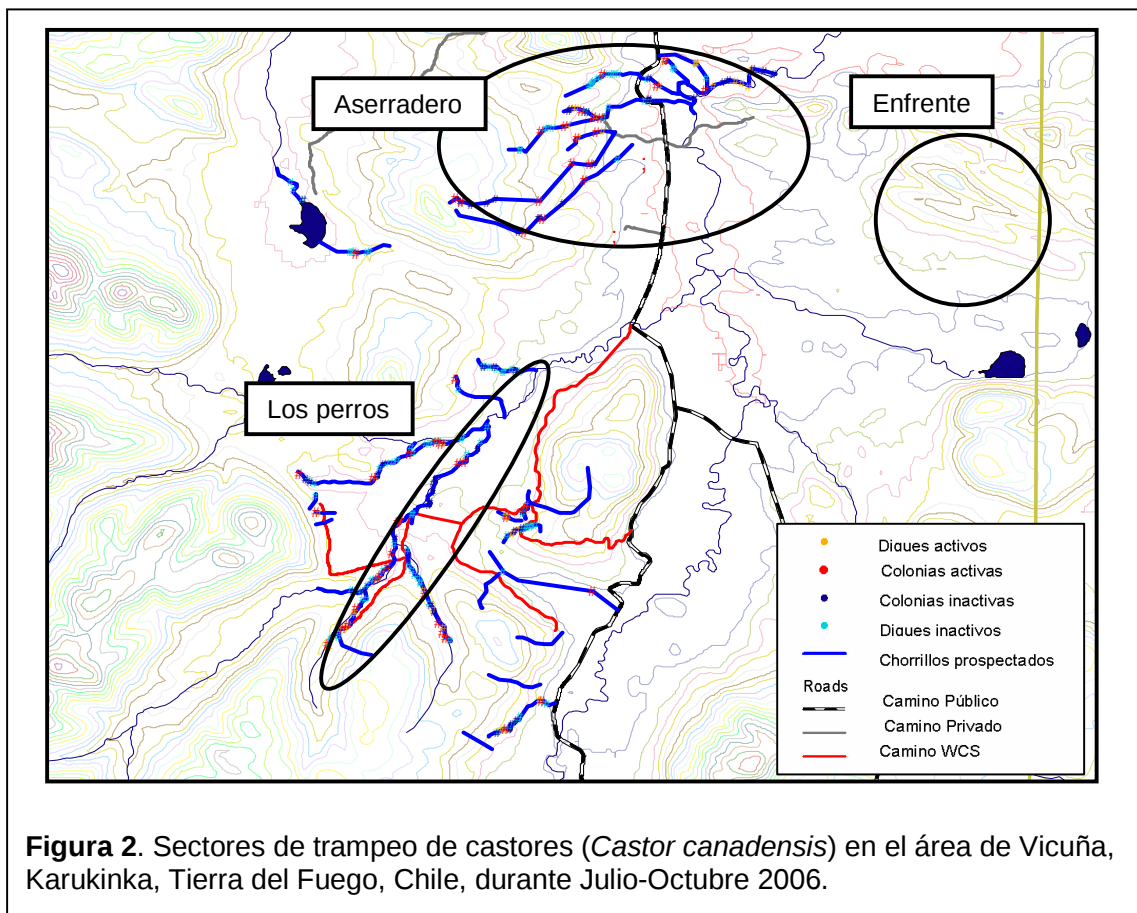
ayuda de fotografías aéreas. Los arroyos y chorrillos fueron muestreados a pie en todo su recorrido (cuando ello fue posible), registrando su curso y longitud mediante un geoposicionador satelital. A lo largo de cada curso, se registraron las colonias activas e inactivas de castor. La densidad de colonias de ambas categorías se basó en esos conteos y el largo total de cada curso de agua. Criterios para establecer actividad de colonias incluyeron el avistamiento de castores, presencia de comederos, madrigueras activas, montículos de barro, huellas frescas y/o signos de daño reciente a la vegetación circundante, particularmente para el caso de castoreras ribereñas. La presencia de una madriguera sin signos recientes se registró como colonia inactiva, mientras que un comedero sin una madriguera clásica o de ribera visible, se registró como una colonia activa, especialmente cuando se trabajó en condiciones de nieve profunda (> 50 cm). También se registró el estatus de los diques de castor de cada colonia como activos o inactivos, basado en la presencia de huellas frescas, senderos en uso, montículos de barro o diques recientemente reparados. La información geográfica fue procesada por medio del programa Arcview 3.2 ESRI™.

Cada colonia registrada fue asignada a uno de cuatro tipos de hábitat ribereño dominante dentro de un radio de 100 m: a) bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*); b) pastizal; c) turbal y d) bosque de ñirre (*Nothofagus antarctica*). Esta información fue utilizada para estimar la densidad de colonias en cada tipo de hábitat dominante. Los chorrillos relevados fueron divididos en segmentos según la dominancia de los distintos hábitats usando información disponible en un Sistema de Información Geográfica e información de campo. Los segmentos fueron medidos y sumados por tipo de hábitat y la densidad de colonias se estimó para cada hábitat.

Esfuerzo de trampeo y niveles de remoción de castores

Se diseñó una planilla de recolección de información para los cazadores, basada en el modelo usado por el Servicio Agrícola y Ganadero de Chile (SAG). El objetivo de esto es facilitar comparaciones con información similar obtenida en otros sectores de la Isla Grande de Tierra del Fuego. Una de las variables obtenidas de estos datos es el esfuerzo de trampeo, definido como la cantidad de días-trampa empleados para cazar cada castor.

El trampeo de castores se desarrolló entre el 18 de Junio y el 13 de Octubre del 2006, siendo ejecutado por un cazador comercial y guardas de la WCS (uno a la vez, con dedicación ocasional). Los días de trampeo efectivo se contabilizaron como los días en los que hubo una o más trampas armadas en alguno de los sectores, dentro del período total de trampeo. Los sectores trampeados fueron: "Aserradero", "Los Perros" y "Enfrente" (Fig. 2). En este último sitio los chorrillos no fueron relevados para densidad de castoreras, pero fueron elegidos por el cazador comercial por tratarse de una zona con buenas expectativas de captura por falta de trampeo previo. Los castores fueron cazados con trampas Conibear #330®, colocadas en las salidas de madrigueras orientadas hacia la laguna formada por el dique, en lugares de acceso a zona de alimentación (cercanías de la pila de forraje otoñal), en salidas para forrajear fuera de la laguna (primavera), y otras vías de tránsito frecuente, visibles en terreno. Para aumentar la probabilidad de captura individual, en ocasiones se rompían ligeramente los diques, lo que estimulaba la salida de los castores de sus madrigueras para reparar el daño. Los sitios de caza fueron georeferenciados y se registró, cuando ello fue posible, la edad y sexo de los animales cazados. La cantidad de animales cazados y la fracción que representaron de la población en los dos primeros sectores trampeados se estimó usando los cálculos de densidad y abundancia de castores obtenidos durante los relevamientos otoñales según la metodología ya descrita. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE = castores/día-trampa) fue analizada en conjunto para los sectores del Aserradero y de Los Perros con el fin de aumentar el tamaño muestral, basado en similitud ambiental. Para ello, el período de 117 días fue dividido en



cuatro sub-períodos de igual extensión y se calculó el número de castores cazado por día de trampeo en cada sub-período. Si una fracción significativa de la población de castor está siendo removida, se espera observar una declinación marcada en la eficacia del trampeo (medida en CPUE), a medida que el período de captura progresa.

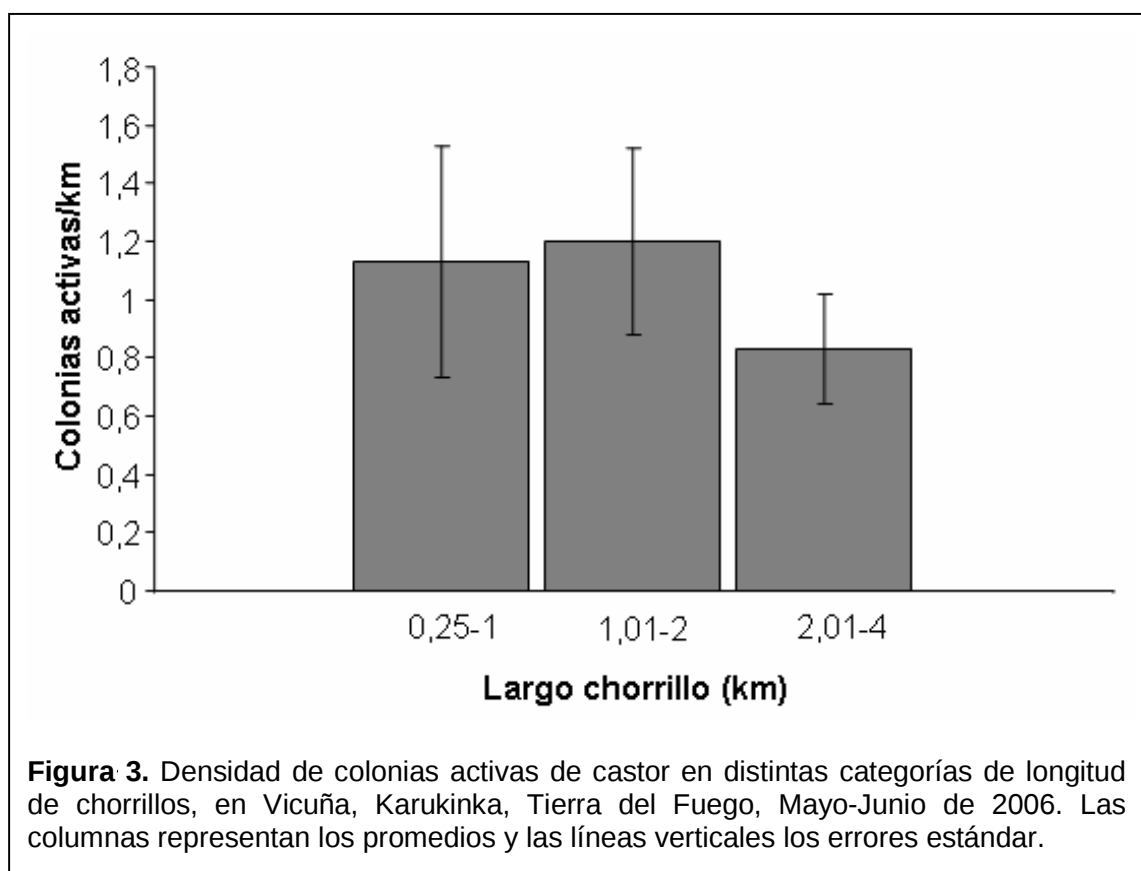
“Si una fracción significativa de la población de castor está siendo removida, se espera observar una declinación marcada en la eficacia del trampeo, a medida que el período de captura progresa.

Resultados

Densidad de colonias

Se prospectó un total de 35 chorrillos, cubriendo 52,3 km de hábitat ribereño y unas 3.700 ha en superficie. El largo promedio de los chorrillos fue 1,49 km (EE = 0,16). Se registraron 105 colonias de castor, con proporciones similares de colonias activas e inactivas. La densidad global total fue de 2,0 colonias/km lineal, mientras que la densidad

“La densidad global total fue de 2,0 colonias/km lineal, mientras que la densidad promedio de colonias activas fue de 1,09 colonias/km.”



promedio de colonias activas en chorrillos fue de 1,09 colonias/km (EE = 0,20). Doce chorrillos (34%) no contaban con colonias activas a lo largo de sus cursos, si bien 4 de ellos contaban con colonias inactivas.

El largo de los chorrillos recorridos fue variable. Chorrillos de menos de 1 km de longitud representaron el 17,3% del esfuerzo total de muestreo, chorrillos entre 1-2 km de longitud un 37,3% y los cursos más largos (entre 2-4 km), representaron un 45,3% de los arroyos relevados. El cálculo de densidad de las colonias basado en las diferentes longitudes de chorrillos

mostró que éstas variaron entre 0,8-1,2 colonias activas/km, sin diferencias entre categorías (Fig. 3). La mayoría de los chorrillos que carecían de colonias activas pertenecían a la categoría de menor longitud.

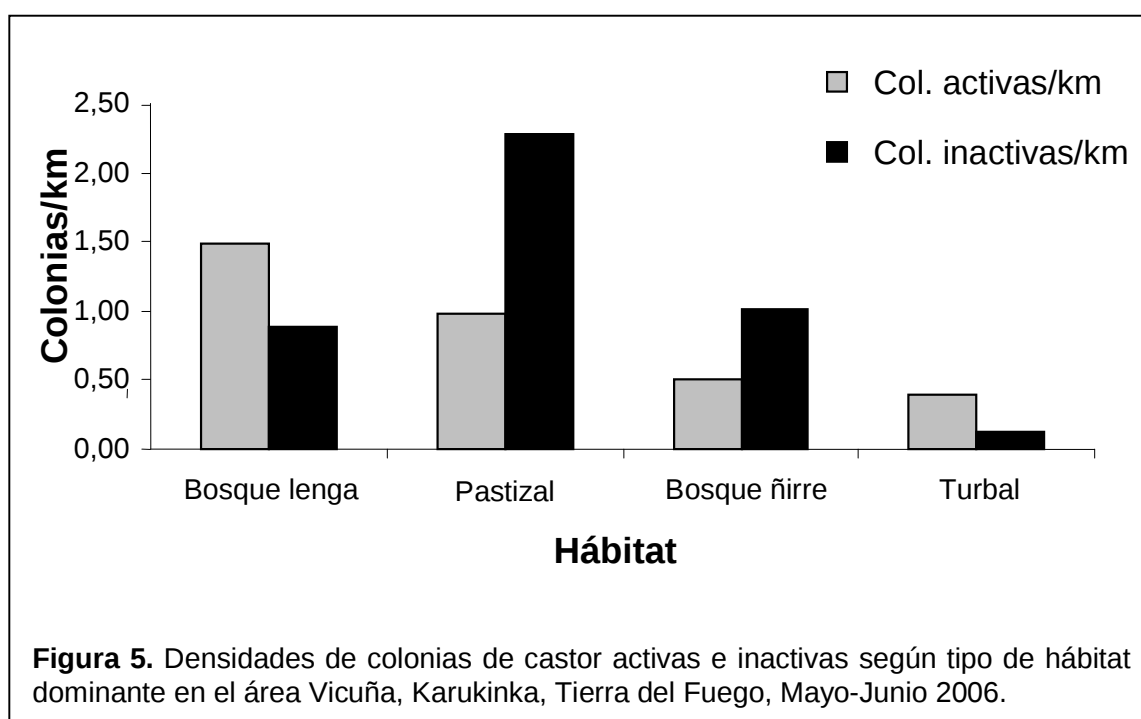
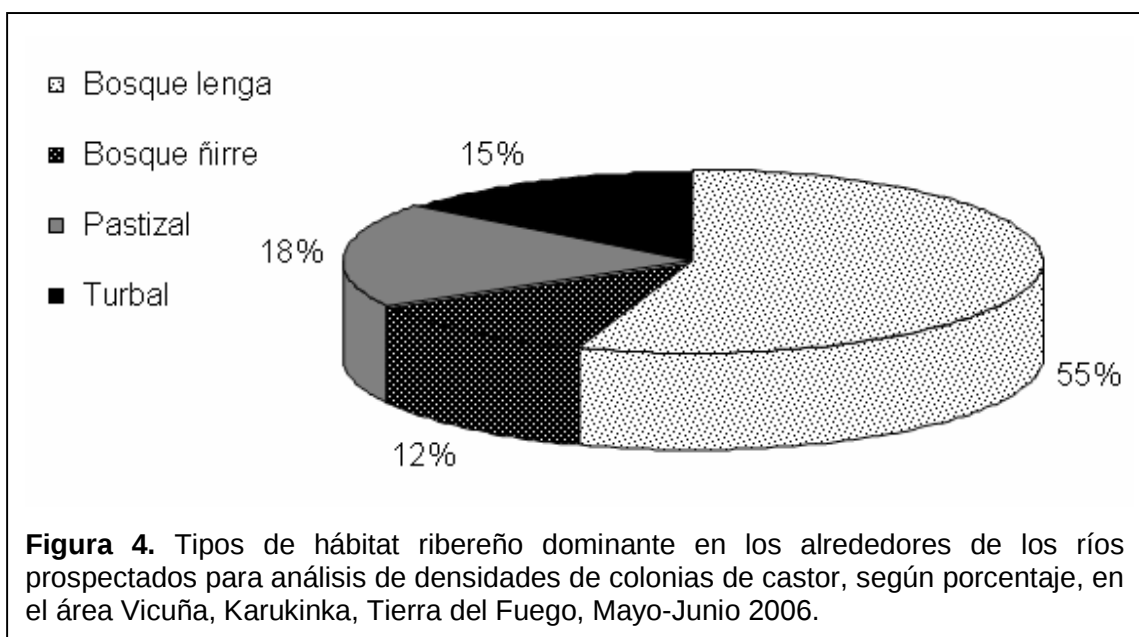
Según datos de Skewes et al. (2006), el tamaño medio de una colonia de castor en el sector chileno de Tierra del Fuego es de cinco individuos (rango 4-6). En base a esa información, la densidad promedio estimada de castores por kilómetro lineal de chorrillo fue de 4,4 - 6,5 individuos. Adicionalmente, se obtuvo el tamaño de la población total para los chorrillos efectivamente relevados, multiplicando la cantidad de colonias activas halladas en cada chorrillo por los valores de cinco (rango 4-6) castores/colonia. Por lo tanto la población calculada durante el otoño de 2006 fue de 260 castores (rango 208-312).

Uso de hábitat

Más del 50% del hábitat ribereño relevado estaba dominado por bosque de lenga, con los restantes tres hábitats representados en proporciones similares (Fig. 4). La densidad total de colonias más elevada (incluyendo colonias activas e inactivas) se encontró en el pastizal, pero la densidad más alta de colonias activas fue hallada en el bosque de lenga. Esto implica que en el pastizal, la densidad de colonias inactivas fue mayor que la densidad de colonias activas. Un patrón similar fue observado en el bosque de ñirre (Fig. 5). Esto sugiere que estos hábitats podrían tener una tasa de abandono de colonias superior a la de otros hábitat.

“La densidad total de colonias más elevada se encontró en el pastizal, pero la densidad más alta de colonias activas fue hallada en el bosque de lenga. Esto sugiere que estos hábitats podrían tener una tasa de abandono de colonias superior a la de otros hábitat.”

Al analizar la disponibilidad de ambientes a lo largo de los chorrillos relevados y la densidad de colonias activas en esos hábitat, se observó que las mayores densidades de castores se correspondieron con los dos hábitat de mayor disponibilidad (bosque de lenga y pastizal). Los dos hábitats restantes mostraron densidades y disponibilidades con valores similares entre ambas (Figs. 4 y 5).



Trampeo de castores

El período de trapeo efectivo fue de 44 días, durante los cuales se cazaron 79 castores, a razón de 1,8 animales/día en promedio, con un esfuerzo total de trapeo de 199 días/trampa. En promedio se requirió de 1,9 días/trampa para cazar cada castor (Tabla 1).

Tabla 1. Número de castores cazados y esfuerzo de trampeo según sector. Se detalla el sexo y etapa de vida de los individuos. DE: desvío estándar.

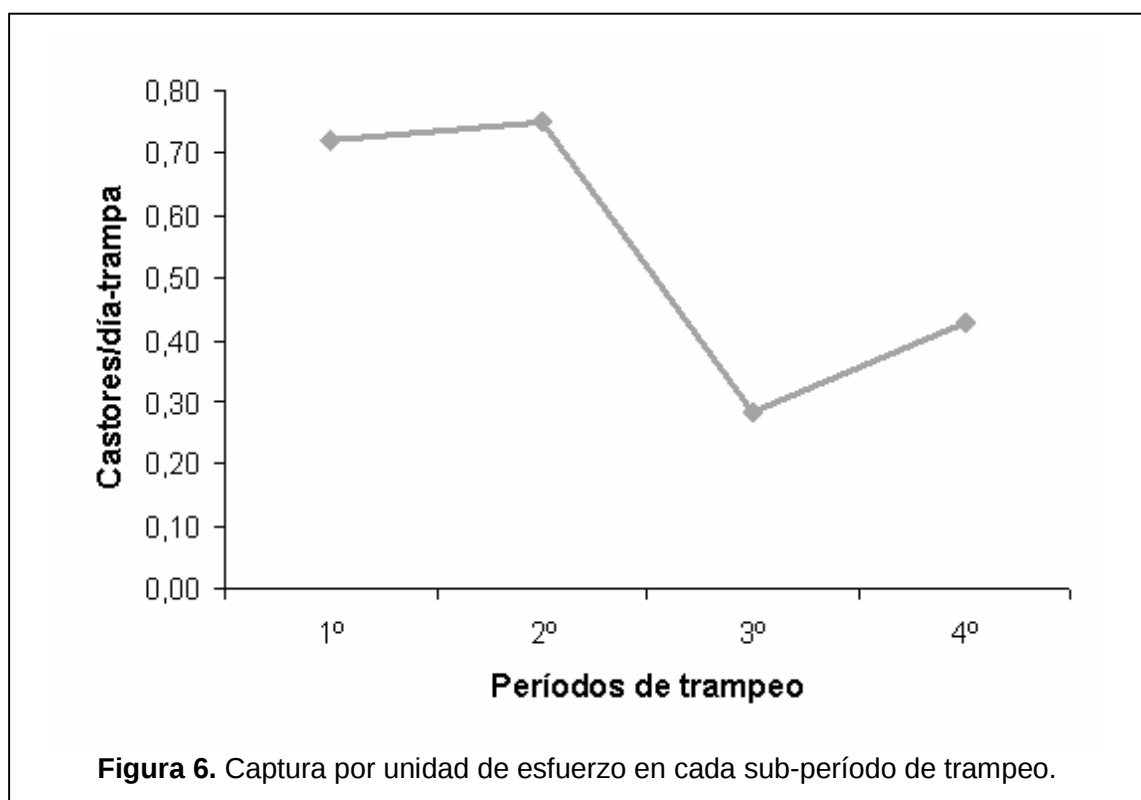
Sector	Total	Machos		Hembras		Crías		Juveniles		Adultos		Esfuerzo de trampeo (DE)
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	
Aserradero	24	14	58	10	42	2	8	11	46	11	46	2,7 (2,0)
Los perros	29	12	41	17	59	11	38	5	17	13	45	1,4 (0,8)
Enfrente	26	15	52	11	38	8	31	10	38	8	31	1,5 (0,8)
Total	79	41	52	38	48	21	27	26	33	32	40	1,9 (1,4)

La población total de castores calculada en el sector del Aserradero fue de 95 individuos a lo largo de 15,3 km de chorrillos. De esto se deriva que la extracción de castores en ese sector podría haber alcanzado el 25% de la población (Tabla 1). En el caso del sector del Chorrillo de los Perros, la población total estimada fue de 125 castores (sobre 19,07 km de chorrillos), por lo que el trampeo habría removido aproximadamente el 23% de la población. Para el caso del sector Enfrente, como ya se indicó, no se contaba con datos de estimación de densidad por lo que no se pudo calcular la fracción removida de la población de castores. Pese a ello, en base a los 26 animales cazados, las similitudes ambientales y el esfuerzo necesario para remover cada castor, es factible que se haya removido una fracción similar a la cuarta parte de la población, tal como se estimó para los sectores del Chorrillo de los Perros y Aserradero.

La precisión de la información colectada sólo se consideró apropiada para el caso de los datos obtenidos por los guardas de WCS correspondientes al sector Aserradero, debido a que cada castor trampeado fue georreferenciado y se mantuvo un control directo sobre las planillas de registro. Por otra parte, los datos provistos por el cazador comercial mostraron inconsistencias con relación a la edad y peso estimados, lo que puede denotar una falta de dedicación en el registro de la información en el momento adecuado.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) mostró, tal lo esperado, una marcada declinación a lo largo del tiempo de trampeo. Durante los primeros dos sub-períodos, la CPUE promedio varió entre 0,70-0,75 castores/día-trampa, cayendo abruptamente a menos de la mitad en el tercer sub-período (Fig. 6). En el período final, la CPUE aumentó ligeramente, probablemente debido al esfuerzo invertido por el cazador comercial en el sector del Chorrillo de Los Perros. Esta caída en la eficacia de trampeo, reflejada en la CPUE, particularmente en el sector del Aserradero, podría significar que la remoción de la población de castores haya sido mayor al porcentaje estimado de cerca del 25% del total. Esto sería consecuente con el bajo número de signos de colonias activas encontrados durante

una corta prospección de las áreas de remoción conducida durante los días 3 y 4 de Diciembre de 2006, en forma previa al Taller Internacional de Control de Castores en la Patagonia, realizado en Punta Arenas (J. Paulson, USDA-APHIS, com. pers.).



Discusión

Doce años antes del presente estudio, Mella (1995) reportó para la zona de Vicuña una densidad de 8,5 colonias de castor/km. Sin embargo, esa mayor densidad fue estimada a partir de solamente 1,3 km de chorrillos prospectados intensivamente, a diferencia de los datos de este trabajo que se basan en una muestra de más de 50 km de hábitat ribereño a lo largo de chorrillos y arroyos. Esto dificulta las comparaciones por la diferencia de escala y de esfuerzo de muestreo. Incluso, no está claro si el dato reportado por Mella (1995) abarca tanto colonias activas como inactivas. En otro estudio, Briones et al. (2001) estimaron densidades de colonias activas para diferentes sectores de Karukinka, con valores entre 0,32 a 5,38 colonias activas/km, pese a que no informan cuál de los valores de ese rango corresponden al área Vicuña. El valor más similar (0,88) correspondió a un tipo de hábitat caracterizado por bosque en ambas orillas y pendientes mayores a 40°, lo cual se asemeja al hábitat

predominante en nuestro sitio de estudio. Del lado argentino de la Isla Grande, la densidad relativa ha sido estimada entre 0,2 y 5,8 sitios de colonia/km de chorrillo para diferentes tipos de hábitat (Lizarralde et al. 2004). Nuevamente, no queda claro si esto incluye tanto colonias activas como inactivas. En hábitats extensivamente colonizados del Parque Nacional Tierra del Fuego (Argentina), se ha calculado una densidad de 0,7 colonias activas/km² (Lizarralde et al. 2004). Finalmente, Skewes et al. (2006) estimaron para la región sur de Tierra del Fuego chilena una densidad promedio de 1,91 colonias activas/km (rango 1,14-5,58), mientras que los datos de Andrade (2005) permitieron al SAG estimar una densidad promedio de 1,09 colonias activas/km (N. Soto, SAG, com. pers.). Ambos estudios se basaron en relevamientos terrestres efectuados principalmente a lo largo de ríos medianos y grandes. En general los valores reportados en nuestro estudio son similares a los valores informados por otros autores para el sur de

Tierra del Fuego chilena, aunque en el extremo inferior del rango de estimaciones. Toda esta información, refuerza la necesidad de establecer consensos en relación a los métodos utilizados en Tierra del Fuego para estimar densidades de colonias de castor, los criterios para discriminar la presencia de colonias activas e inactivas, así como en relación a las estimaciones poblacionales que se hacen a partir de los datos colectados en terreno. Esto es particularmente relevante cuando se proyecta desarrollar estudios que permitan alimentar el control coordinado a nivel bi-nacional de esta especie invasora.

“...(se) refuerza la necesidad de establecer consensos en relación a los métodos utilizados en Tierra del Fuego para estimar densidades de colonias de castores, (...) colonias activas e inactivas, así como en relación a las estimaciones poblacionales que se hacen a partir de los datos colectados en terreno.”

Con respecto a la remoción experimental de castores, resulta imperativo incrementar el esfuerzo de trampeo para garantizar una eliminación localizada, pero efectiva de castores de subcuencas seleccionadas geográficamente definidas con el objeto de evaluar la efectividad de la remoción. Los niveles de trampeo y éxito en Karukinka reflejarían un patrón regional, ya que un bajo esfuerzo de trampeo y eficacia de los cazadores comerciales también ha sido observado por el SAG en Isla Grande e isla Navarino durante el 2006 (N. Soto, SAG, com. pers.). Si el trabajo de remoción se basa principalmente en cazadores comerciales, es importante desarrollar mecanismos que permitan obtener información confiable de este tipo de caza, tanto en lo referente al esfuerzo de trampeo, como en otros aspectos relacionados con la locación geográfica o caracterización de los animales capturados. Desafortunadamente no existen otros trabajos que informen datos de esfuerzo de trampeo con relación a estimaciones poblacionales de abundancia de castor en Tierra del Fuego, por lo que los valores de este estudio no pueden ser analizados comparativamente.

Una conclusión relevante de este trabajo indica que para poder incrementar significativamente el esfuerzo de trampeo se debe trabajar con otro tipo de trampero. Tanto los cazadores comerciales como los guardaparques de WCS con dedicación parcial, tienen fuertes limitaciones. En el caso de los cazadores comerciales, las limitaciones incluyen falta de compromiso con el programa de remoción y a una motivación económica que los obliga a buscar nuevas zonas de caza cuando la captura por unidad de esfuerzo disminuye, lo que determina el abandono de los cursos de agua y una remoción parcial de castores. En el caso de los guardaparques, sus limitaciones derivan de falta de tiempo para dedicarse en forma exclusiva a la remoción de castores.

Las limitaciones de ambos tipos de cazadores conspiran marcadamente con la eliminación localizada de castores, aun en sectores relativamente acotados. En el futuro, en programas de control de castores, se debería trabajar con cazadores de dedicación exclusiva, tiempo completo, debidamente capacitados y comprometidos con los objetivos de control. Estos cazadores deberían ser financiados por programas de remoción, y su salario debería depender de la eficacia que muestren en esta tarea, y no por la venta de productos derivados del castor.

“En el futuro, en programas de control de castores, se debería trabajar con cazadores de dedicación exclusiva ...y su salario debería depender de la eficacia que muestren en esta tarea, y no por la venta de productos derivados del castor.

Próximos pasos del programa

El programa de WCS plantea continuar con una serie de actividades ligadas al control y monitoreo de castores en Karukinka, entre las que se encuentran:

1. Intensificar el trampeo para eliminar al castor de sectores seleccionados. Como ya se mencionó, esta tarea debe continuarse y desarrollarse en forma permanente durante todo el año, mejorando la toma de registros geográficos de las actividades, incluyendo el esfuerzo de trampeo desplegado, así como la captura de castores. De ser posible se debe intentar cambiar el perfil de los tramperos empleados hasta el momento.
2. Repetir el muestreo de ambientes acuáticos: recientemente se obtuvo la primera información generada por muestreos desarrollados en octubre 2006 por el Dr. Christopher Anderson de la Universidad de Magallanes y la WCS. En base a esos datos se deberá analizar la necesidad de repetir y/o ampliar la toma de datos, los cuales incluyeron: a) el ensamble de

macroinvertebrados bentónicos; b) la materia orgánica bentónica; y c) la caracterización del sustrato.

3. Iniciar el muestreo de vegetación para la línea de base en los sitios de estudio definidos como de largo plazo (Anderson 2006; Funes et al. 2006a).
4. Repetir anualmente la estimación de densidad castoreras en los mismos chorrillos y sectores durante otoños sucesivos, con el fin de evaluar la eficacia de las remociones y estimar la tasa de reocupación en aquellos sitios donde se logró una remoción completa (otoño 2007). Ello eventualmente podrá complementarse con el análisis de los patrones de dispersión de castores juveniles y adultos jóvenes, que son los principales responsables de la expansión territorial y la recolonización, a los que se les colocarán radiotransmisores para su seguimiento.
5. Replicar este tipo de estudios experimentales ligados al manejo del castor en otros sitios, que incluya sectores de Argentina y Chile, con el fin de aumentar la información referida a la respuesta de las poblaciones de castor al control intensivo; y coordinar la formulación de preguntas cruciales y el uso de metodologías comunes y comparables, con miras a optimizar el proceso de control y eventualmente de erradicación de su zona de distribución en Sudamérica.

Agradecimientos

Queremos expresar nuestro agradecimiento a Juan Sotomayor, quien colaboró activamente en las tareas de campo, así como a los guardas de WCS Anthony Muñoz, Custodio Millán, Mauricio Chacón y Luis Escalona, por todo el apoyo logístico brindado, al igual que a Ricardo Muza, coordinador de Magallanes de WCS y Bárbara Saavedra, Directora de WCS en Chile. También queremos expresar nuestra gratitud a Nicolás Soto y José Luis Cabello del SAG y a Christopher Anderson de la Universidad de Magallanes por su permanente disposición a compartir información e intercambiar opiniones sobre la problemática del castor. A Julio Escobar y Adrián Schiavini del Centro Austral de Investigaciones Científicas de Ushuaia por compartir sus experiencias del lado argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Referencias

- Anderson C.B. (2006). Preliminary report. Design and implementation of a long-term monitoring program associated with ongoing beaver control efforts at Karukinka, Tierra del Fuego island, Chile. Omora Sub-Antarctic Research Alliance. 57 pp.
- Anderson C.B. & A. Rosemond (2007). Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia* 154: 141-153.
- Anderson C.B., C.R. Griffith, A.D. Rosemond, R. Rozzi & O. Dollenz (2006). The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile. Do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation* 128: 467-474.
- Andrade B.S. (2005). Gestión para la caza y aprovechamiento de fauna dañina en XII Región. Informe preparado para el Servicio Agrícola y Ganadero de Magallanes. 107 pp.
- Briones M., R. Schlatter, A. Wolodarsky, & C. Venegas (2001). Clasificación ambiental para hábitat de *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) de acuerdo a características de cuencas en un sector de Tierra del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia, serie Ciencias Naturales* (Chile) 29: 75-93.
- Funes M.C., A.J. Novaro & C. Pizarro (2006a). Beaver control and monitoring program in Karukinka, Tierra del Fuego, Chile. *Wildlife Conservation Society*. 28 pp.
- Funes M.C., C. Pizarro, J. Sotomayor & A. Novaro (2006b). Beaver control and monitoring program in Karukinka, Tierra del Fuego, Chile. Progress report: Pre-removal densities of beaver colonies in the Vicuña area. *Wildlife Conservation Society*. 9 pp.
- Lizarralde M.S., G. Deferrari, S.E. Alvarez & J.M. Escobar (1996). Effects of beaver (*Castor canadensis*) on the nutrient dynamics of the Southern Beech forest of Tierra del Fuego (Argentina). *Ecología Austral* 6: 101-105.
- Lizarralde M., J. Escobar & G. Deferrari (2004). Invader species in Argentina: A review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia* 29: 352-356.
- Martínez-Pastur G., M.V. Lencinas, J. Escobar, P. Quiroga, L. Malmierca & M. Lizarralde (2006). Understory succession in *Nothofagus* forests affected by *Castor canadensis* in Tierra del Fuego (Argentina). *Applied Vegetation Science* 9: 143-154.
- Mella J. (1995). Castores. Informe del Subproyecto 94-14. Estudio de Línea de Base – Comité Científico Proyecto Río Cóndor. Punta Arenas. 39 pp.
- Pizarro C., M. Funes & A.J. Novaro (2006). Programa de control y monitoreo de castores en Karukinka, Tierra del Fuego, Chile. Informe de avance: Trampeo de castores en el sector Vicuña, julio-octubre 2006. *Wildlife Conservation Society*. 5 pp.
- Skewes O., F. Gonzalez, R. Olave, A. Ávila, V. Vargas, P. Paulsen & H.E. König (2006). Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research* 52: 292-296.

Parte 4:

La Experiencia Internacional y su Uso en el Control del Castor en Tierra del Fuego



APROXIMACIONES PARA RESOLVER PROBLEMAS RELACIONADOS CON EL CASTOR

Dale Nolte & John Paulson

Resumen

El presente trabajo describe en forma general la biología y ecología del castor, para luego describir en detalle los métodos utilizados en la actualidad para enfrentar los problemas que derivan de su presencia y actividad.

Introducción

Los castores (*Castor canadensis*) ocupan humedales a través de la mayor parte de América del Norte (Miller y Yarrow 1994, Baker & Hill 2003). El rango prístino para estos mamíferos acuáticos incluye casi cualquier sitio que tenga agua continua y forraje para el invierno (Baker & Hill 2003). Sin embargo, la captura a fines de 1800 produjo una importante disminución en el número de castores.

Las poblaciones, estimadas en 60 millones antes de las llegadas de los europeos, fueron casi exterminadas para el 1900 (Seton 1900). En el último siglo, las poblaciones de castores se han recuperado, principalmente debido a las regulaciones en materia de captura y los programas de reubicación puestos en práctica por los servicios dedicados a la vida silvestre (Hand 1984). En la actualidad, los castores se han restablecido en todo su rango original y algunos animales dispersores han invadido sitios antes no ocupados (Wilson & Ruff 1999).

“En la actualidad, los castores se han restablecido en todo su rango original y algunos animales dispersores han invadido sitios antes no ocupados.”

Los castores a menudo modifican los atributos ambientales (Rutherford 1955). Si cuentan con una fuente de agua, los castores son probablemente la especie con las mayores capacidades, a excepción de los seres humanos, para crear hábitats adecuados para ellos mismos (Hand 1984). Los diques de castor y los estanques resultantes han contribuido al éxito de los proyectos de restauración de riberas (Albert & Trimble 2000). Los estanques de castor generan agua estancada, lo que produce una mayor diversidad de la vegetación y efectos de borde, además de una reducción de la erosión

(Hill 1982). Estos atributos generalmente benefician a otras especies silvestres (Rutherford 1955). Si bien los castores son un componente natural y deseado en un ecosistema de humedales, sus conductas pueden ser destructivas. La disminución en el flujo de agua es perjudicial para cierta fauna y grandes poblaciones de castores pueden tener un impacto negativo en las comunidades de plantas nativas (Hill 1982). El forrajeo extensivo de los castores puede destruir proyectos de restauración de vegetación (Nolte 1998). Los castores han dificultado enormemente los esfuerzos para establecer vegetación a fin de mejorar el hábitat del salmón en la zona del Pacífico noroeste (DuBow 2000).

Descripción general

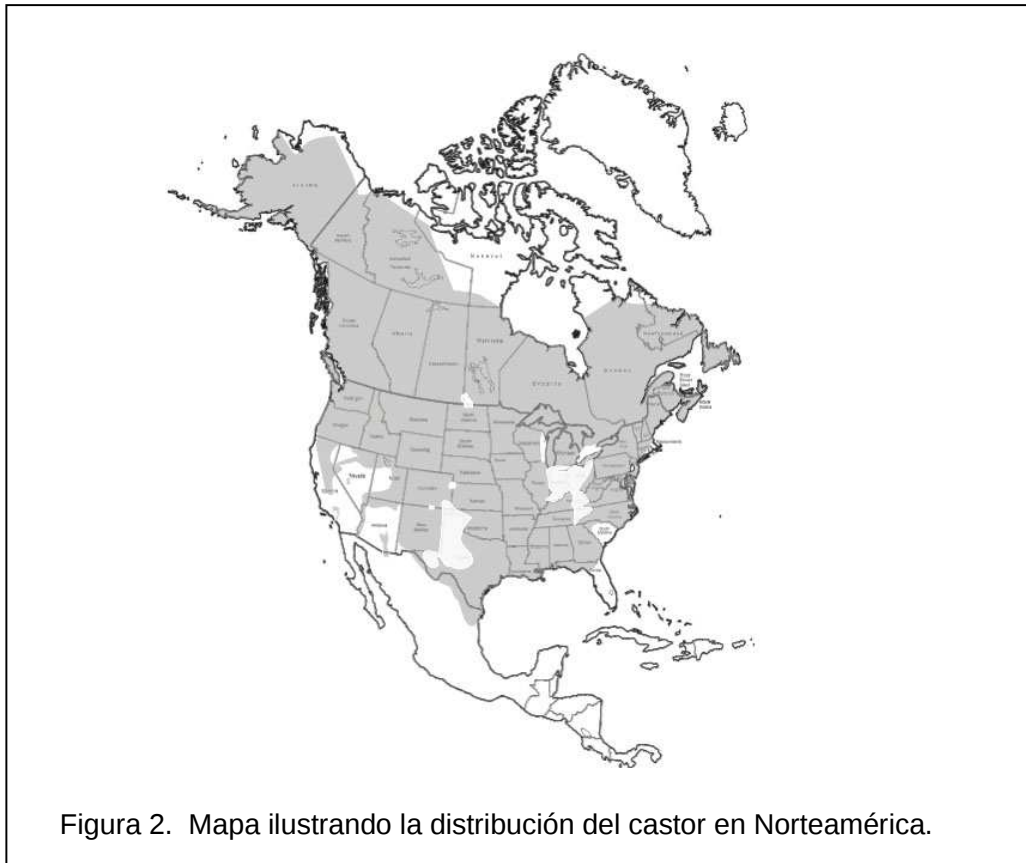
El castor es el roedor nativo más grande de Norteamérica (Baker & Hill 2003; Fig. 1). Es un animal robusto que está bien adaptado para la vida acuática. Sus características distintivas incluyen sus grandes incisivos, patas traseras palmeadas y su gran cola plana y ancha. Al igual que en otros roedores, los dientes frontales del castor crecen en forma continua durante toda su vida, reemplazándose las partes desgastadas por roer madera. La cola la utilizan como apoyo al sentarse derechos y como timón cuando nadan. Los castores son muy diestros con sus patas frontales más pequeñas y sus patas traseras palmeadas relativamente grandes les permiten ser excelentes nadadores. El pelaje de los castores es normalmente de color café rojizo, pero puede variar de café amarillento a negro. La mayoría de los adultos pesa entre 15,9 y 22,7 kg, pero algunos individuos han pesado más de 45,3 kg. De la cabeza a la cola un castor adulto mide aproximadamente 91,4 cm.



Figura 1. El castor es un animal achaparrado, bien adaptado para la vida acuática. Características distintivas incluyen sus largos incisivos, patas traseras palmeadas y su ancha, larga y aplanada cola.

Rango nativo de distribución

Los castores se encuentran en toda Norteamérica, excepto en la tundra ártica y en las zonas desérticas sur occidentales (Baker & Hill 2003; Fig. 2). La especie puede ser abundante a nivel local cuando existen hábitats acuáticos.



Hábitat

Los castores son mamíferos acuáticos y pueden ocupar casi cualquier sitio que tenga agua continua y forraje para el invierno (Baker & Hill 2003). Frecuentemente construyen diques para modificar su ambiente (Fig. 3). Los castores construyen madrigueras cónicas cónicos con ramas y lodo, pero también suelen excavar en las orillas construyendo guaridas subterráneas. Los castores de las zonas más al norte recolectan y almacenan plantas creando reservas de alimento para el invierno (Hay 1958), no obstante, esta conducta es menos común en los climas más cálidos (Swafford et al. 2003).



Figura 3. Dique construido por castor.

Biología y conducta

Los castores son exclusivamente herbívoros y con frecuencia se alimentan de árboles de crecimiento rápido, como por ejemplo el álamo americano o el sauce (Aldous 1938). Sin embargo, pueden comer hojas, pequeñas ramas y corteza de diversos árboles, además de plantas acuáticas y herbáceas que crezcan del agua (Jenkins 1975). Los castores fácilmente recorren hasta 91 metros desde un estanque para llegar al alimento que desean. Normalmente cortan estas plantas y las arrastran al agua, las partes que no son comestibles las pueden utilizar en la construcción de madrigueras o diques. El proceso de construcción de diques por parte de los castores ha sido descrito por Baily (1927): “En la construcción de los diques, los castores trabajan desde el lado río arriba. Ramillas, hojas, hierbas, césped y lodo son colocados a través del arroyo y se añaden hasta frenar el flujo de agua y el nivel comienza a aumentar. Luego, a medida que aumenta, las ramitas son empujadas sobre la parte superior dejándolas entrecruzadas en la pendiente inferior, fijándose y quedando firmemente agarradas por el lodo y siendo lo suficientemente fuertes para contener el agua del estanque en el nivel deseado, siendo impermeables a las filtraciones y resistiendo la presión de las

inundaciones. Los extremos se van extendiendo a medida que el agua sube y la forma y posición final de los diques son por lo general el resultado de largas pruebas de fuerza y resistencia, experimentos, fallas y cambios; algunos de los diques más grandes son el trabajo de varias generaciones de castores, y aún donde los constructores fueron eliminados hace un siglo, sus diques permanecen como parapetos sólidos bajo antiguas praderas de castor”.

“...algunos de los diques más grandes son el trabajo de varias generaciones de castores, y aún donde los constructores fueron eliminados hace un siglo, sus diques permanecen como parapetos sólidos bajo antiguas praderas de castor”

Por lo general, los castores se mantienen activos durante unas 12 horas cada noche y en ocasiones están activos durante el día (Lancia & Dodge 1977). Su comportamiento nocturno implica que es más común que las personas los observen al atardecer o temprano en la mañana. Los castores son considerados monógamos, formando grupos familiares compuestos por un macho y una hembra adultos, junto con sus crías (Baker & Hill 2003). Sin embargo, la evidencia más reciente sugiere que los castores que habitan lugares donde el alimento para el invierno no es limitado, como por ejemplo en los climas australes, pueden tener colonias considerablemente más grandes, con múltiples hembras reproductoras activas. Los castores son territoriales y defenderán su territorio de los intrusos. Con frecuencia marcan sus límites territoriales con pequeños montículos aromatizados que forman con lodo y que luego frotan con sus glándulas de castor (Svendsen 1978). Las hembras paren dos a cuatro crías cada primavera. Éstas pesan alrededor de 0,5 kg al nacer y lo hacen con toda su piel y sus ojos abiertos. Las crías permanecen con la unidad familiar un par de años antes de dispersar para formar un nuevo territorio.

Resolviendo problemas

La actividad de los castores puede tener graves impactos negativos sobre los recursos agrícolas y los desarrollos en infraestructura (Hill 1976, Miller & Yarrow 1994). Gran parte del daño es resultado de las inundaciones y la posterior pérdida de madera, cultivos, caminos y otros recursos (Arner & DuBose 1978, Arner & Hepp 1989; Figs. 4, 5 y 6). Un daño sustancial pero menor ocurre por la excavación en la ribera y la tala o anillamiento de los árboles (Bullock & Arner 1985, Sullivan 1992, Miller & Yarrow 1994). Incluso los árboles con heridas leves ocasionadas por los castores mientras se mueven entre ellos durante las crecidas, a menudo sucumben a enfermedades (Toole & Krinard 1967, Arner & Bullock 1982).



Figura 4. Cultivos inundados como resultado de una poza de castor. La inundación prolongada producirá la muerte de los cultivos e incluso una inundación de corto plazo impedirá las prácticas de cultivo y, posiblemente, la cosecha.



Figura 5. Camino inundado como resultado de una poza de castor. La inundación de caminos es, en el mejor de los casos, un inconveniente hasta que los niveles del agua ceden, pero suelen causar remociones que requieren reparación antes de que vuelvan a ser utilizables.

La presencia de castores normalmente es fácil de identificar por los estanques que crean en los lugares donde construyen los diques. Tocones con forma cónica y virutas de madera de gran tamaño en la base de éstos son los principales indicadores del daño que ocasionan los castores (Fig. 6). Ramas descortezadas con marcas horizontales uniformes dejadas por dientes generalmente también son halladas en la vecindad de la actividad de los castores.

Diversas técnicas han sido implementadas para resolver problemas ligados a los castores, con diversos niveles de éxito. Presentamos aquí varias aproximaciones usuales, discutiendo como son usadas y su aplicabilidad. Para la remoción de castores, el trampeo es la aproximación más comúnmente usada, pero la caza con arma de fuego puede ser efectiva en algunas situaciones.

Trampeo

Usualmente, el trampeo es el método más eficaz, práctico y ambientalmente seguro para eliminar los castores de zonas problemáticas (Miller & Yarrow 1994). Los objetivos de un programa de trampeo y la experiencia del trampero son lo que generalmente determina el tipo de trampas que deben utilizarse. Son varios los factores que deben considerarse al desarrollar un programa de trampeo, incluidos la características conductuales y biológicas del animal objetivo, facilidad de acceso al sitio, experiencia y habilidad del trampero, animales no-blanco en los alrededores, costo-efectividad, leyes y regulaciones estatales y federales, así como también otras consideraciones específicas con



Figura 6. Un árbol anillado y luego roído por castor.

respecto al sitio. Los programas de captura y liberación pueden ser eficaces cuando es necesario remover individuos específicos. Sin embargo, los sitios de liberación deben ser identificados antes de la captura. Transferir animales a zonas sin los recursos apropiados o donde otros castores ya han establecido su territorio sería extremadamente perjudicial para el animal reubicado. Deben revisarse las regulaciones locales antes de liberar animales en sitios nuevos. Las leyes estatales y federales rigen el tratamiento y traslado de la vida silvestres. Antes de poner en práctica un programa de trampeo, es necesario consultar con las autoridades pertinentes para estar seguro de que éste sea legal. En general, el Departamento de Vida Silvestre de la región administrativa es un lugar apropiado para contactar y obtener información y orientación sobre las regulaciones de captura.

La mayoría de las trampas suponen un peligro mínimo para los seres humanos. No obstante, debe tenerse cuidado, en especial cuando es posible que niños encuentren los dispositivos de trampeo. Adicionalmente, los animales atrapados pueden perturbarse. Dependiendo de su tamaño, los castores pueden ser peligrosos. Los tramperos deben tener cuidado para evitar sufrir lesiones al manipular los animales capturados y al instalar algunos tipos de trampas (p.ej. las que atrapan el cuerpo y las de cebo).

Trampas Conibear: Las trampas Conibear u otras similares de atrape de cuerpo (# 330) son eficaces y usadas comúnmente por los tramperos para capturar castores (Fig. 7). Las trampas Conibear consisten en dos mandíbulas rectangulares de varas redondas de acero con fuertes muelles helicoidales en ambos lados de la trampa. La trampa se activa comprimiendo los dos muelles y

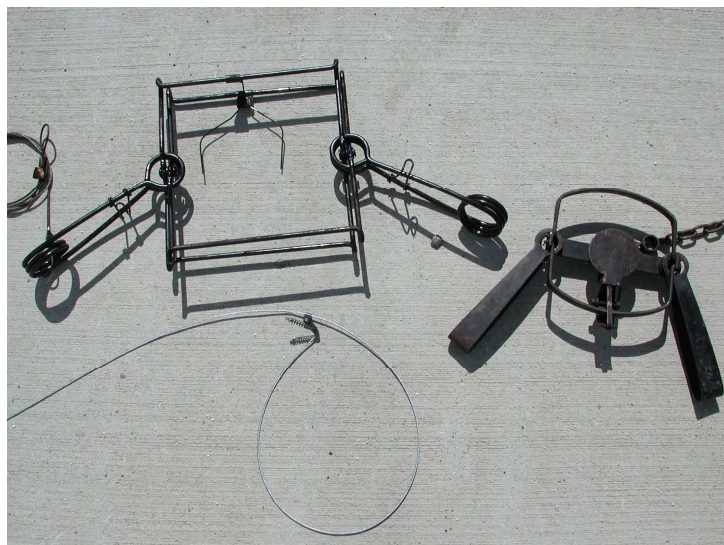


Figura 7. Tres trampas usadas comúnmente para capturar castores: Conibear, trampa de cebo y de alambre.

abriendo las mandíbulas. Una vez abiertas, se mantienen en su lugar con una palanca o garra dentada en una de las mandíbulas. La otra mandíbula tiene anexo el disparador de libre movimiento. El diente de la garra se ajusta de manera exacta al del disparador, manteniendo la trampa en posición fija. Cuando el disparador es movido en cualquier dirección, se libera la garra, permitiendo que las mandíbulas de la trampa se cierren rápidamente. Los animales mueren por un fuerte golpe en el cuerpo, que generalmente les rompe el cuello o columna vertebral.

Por lo general, las trampas Conibear se colocan directamente en las entradas de las madrigueras, caminos u otros lugares por los cuales sea probable que transite el castor (Fig. 8). Los caminos y entradas de madrigueras que estén siendo usadas activamente por los castores serán a menudo ligeramente más profundos que el suelo circundante. Los caminos suelen estar más apretados y duros que el sustrato circundante, debido a la mayor actividad de los castores. Las trampas también pueden colocarse en los senderos utilizados por los castores para trepar sobre los diques o donde el sendero entra al agua. Los castores revisan con frecuencia sus diques para reparaciones necesarias. Se pueden realizar rupturas en los diques y colocar las trampas en las vías de acceso a estas rupturas. Pueden enterrarse en el fondo estacas fabricadas comercialmente o de

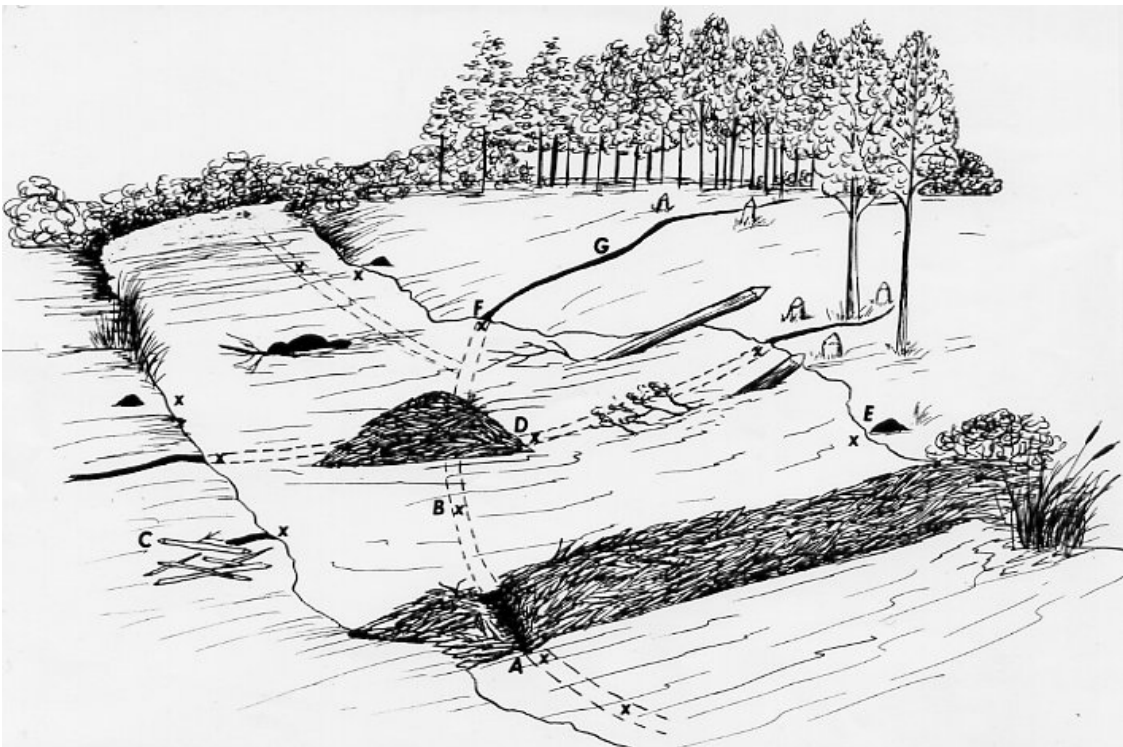


Figura 8. Sitios potenciales donde colocar trampas dentro de una colonia de castor: A – cruce de poza, B – salidas del fondo, C – comedero, D – entrada sub-acuática a la madriguera, E – montículo aromatizado, G – senderos terrestres (Weaver et al., 1985).

madera muerta, para asegurar las trampas en su lugar. Pueden colocarse estacas adicionales a ambos lados de la trampa para guiar al castor hacia ella. Una trampa Conibear colocada firmemente debajo de troncos que crucen los senderos de castor probablemente lo atrapen al sumergirse debajo del tronco. Una rama del grosor de la muñeca acostada sobre las estacas de apoyo sirve al mismo propósito. Salvo que la estaca se utilice como carnada, debe usarse madera muerta ya que los castores se ven atraídos a las ramas verdes, al ser fuente de alimento. La base de la barra de la trampa debe colocarse plana en el fondo del sendero o camino, de lo contrario los castores probablemente nadarán bajo ella. Los set de trampas de ruptura de diques suelen instalarse a unos

“...la captura de especies no deseadas es responsabilidad del trampero y evitarlo depende principalmente de la experiencia y habilidad del trampero.”

30-45 cm en frente de la ruptura del dique. Los disparadores pueden modificarse o reubicarse para reducir las capturas de animales no-blanco. Mover el disparador hacia el lado y enrollar sus alambre juntos disminuye la captura de animales no-blanco, como por ejemplo ratas almizcleras y nutrias, pero continúa siendo eficaz para los castores (Gotie et al. 2000). Hay disponibles varios dispositivos (p.ej., tensores de disparador) que pueden añadirse a las trampas para reducir la captura de especies no-blanco. Sin embargo, la captura de especies no deseadas es responsabilidad del trampero y evitarlo depende principalmente de la experiencia y habilidad del trampero.

Lazo de alambre: Los lazos de alambre son una alternativa eficaz a las trampas Conibear (Fig. 7). Weaver y colaboradores (1985) describieron cómo hacer y colocar lazos para tener dispositivos efectivos (Fig. 9). En resumen, se corta un alambre (alambre de aeronave entretejido galvanizado flexible de 3/32 pulgadas 7 x 7) de 100 cm de largo para las trampas submarinas con cables de amarre o de 150 cm para las trampas sin estos alambres. Se sujeta un botón de detención (botón de detención de 3/32 pulgadas o una tuerca de 1/4 pulgadas) a un extremo del alambre ensartándolo en éste y luego golpeándolo con un martillo. Deslice un pivote (ojal de 7/8 pulgadas) por el alambre hasta que el botón de detención se ubique dentro del pivote. Enrosque el alambre a través de uno de los orificio del seguro de la trampa, con el ápice del seguro apuntando hacia el extremo de pivote del alambre. Luego enrosque el alambre a través del segundo orificio pequeño del seguro, de modo que el extremo del alambre apunte hacia el extremo de pivote del alambre. Fije otro botón de detención en el otro extremo del alambre, según la descripción anterior. Tire el seguro de la trampa hacia abajo del

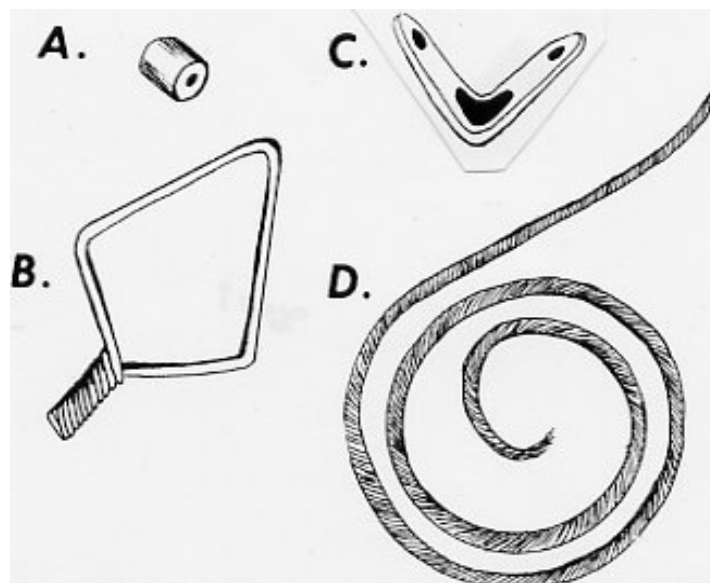


Figura 9. Materiales para construir una trampa de lazo de alambre: A – botón de detención, B – pivote, C – seguro para alambre, D – alambre galvanizado de aeronave (Weaver et al. 1985).

alambre alejándolo del extremo de pivote del mismo para formar un pequeño bucle (5 cm) en el extremo opuesto, en contra el botón de detención, torciendo el alambre y el pequeño bucle para que quede plano. Doble el botón de detención alrededor del seguro hasta que toque el alambre y luego doble hacia dentro este último formando un rizo detrás del botón de detención usando alicate. Este rizo debe formar un doblez permanente en el alambre en el lugar en que atraviesa el seguro de la trampa, justo detrás del botón de detención. Para probar si el lazo de alambre funciona adecuadamente, abra el alambre para formar un bucle de alrededor de 25 cm, agarre el pivote y apunte la trampa hacia abajo. El seguro de la trampa debe deslizarse libremente y con rapidez por el alambre, formando un pequeño bucle en el extremo opuesto. Una vez que el seguro de la trampa se desliza hacia abajo por el alambre, debiera quedar fijo y no deslizarse hacia el pivote cuando se empuje en esa dirección.

Weaver y colaboradores (1985) describieron asimismo varios tipos de instalaciones de lazos de alambre capaces de capturar castores. Primero localice un camino activo por el cual sea probable que el castor transite (Fig. 10), coloque una estaca robusta de anclaje aproximadamente a 30 cm del lugar donde pretende colocar la trampa de alambre. Sujete un extremo de un cable de atadura (cuerda de aluminio galvanizado de seis hebras o continental de calibre 16) a la estaca y el otro al pivote de la trampa. Haga un corte de alrededor de 2,5 cm de profundidad en un extremo de un palo

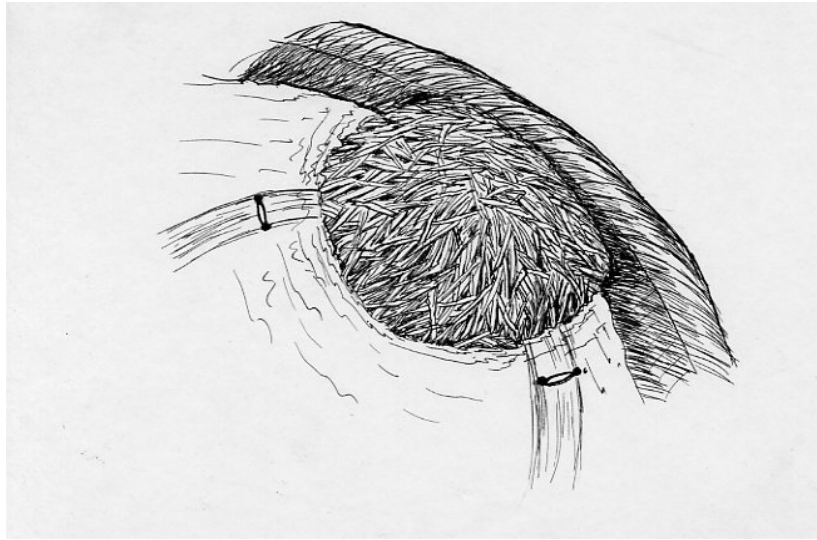


Figure 10. Caminos que llevan a las entradas de la madriguera del castor son buenos lugares para poner trampas.

de apoyo (aproximadamente 1/2 diámetro x 60 cm) e introduzca el otro extremo del palo en el lodo, en un ángulo de 45 grados, de modo que el tope dentado de la estaca quede 15-18 cm fuera del agua y centrado sobre el camino. Abra la trampa para formar un bucle de 25 cm de diámetro. Inserte el alambre al palo de apoyo, de modo que el seguro quede inmediatamente enfrente del extremo de éste y directamente sobre el centro de la posición escogida. El bucle de la trampa debe tener la forma más circular posible. Insertar una horquilla en el cable para que agarre las dos hebras detrás y debajo del seguro de la trampa ayuda a mantener la forma circular del bucle. Manipule el bucle hasta que su base quede alrededor de una pulgada sobre el fondo del camino, levantando y bajando la estaca de apoyo e inclinando el cable hacia arriba o hacia abajo en el corte de la estaca (Fig. 11). Si el agua es poco profunda, la mayor parte de la trampa puede quedar expuesta sobre el agua, pero deben mantenerse los 2,5 cm de distancia entre el bucle y el fondo del camino. Pueden colocarse varios palos-guía en el lodo a ambos lados del bucle, angulados hacia la trampa y los más cercanas apenas tocándola. Aunque no son necesarios si la ruta seleccionada es de tráfico frecuente, pueden colocarse señuelos (p.ej., extractos de glándula de castor) en los palos colocadas alrededor de a 30 cm de la trampa.

Cuando los trayectos atraviesan aguas profundas o madrigueras y entradas a las guaridas de ribera, pueden utilizarse trampas de inmersión para capturar a los castores (Weaver et al. 1985). Por lo general, los castores nadan en la superficie del agua cuando no son molestados, pero habitualmente se sumergen bajo los objetos que flotan en su trayecto. Una trampa de inmersión

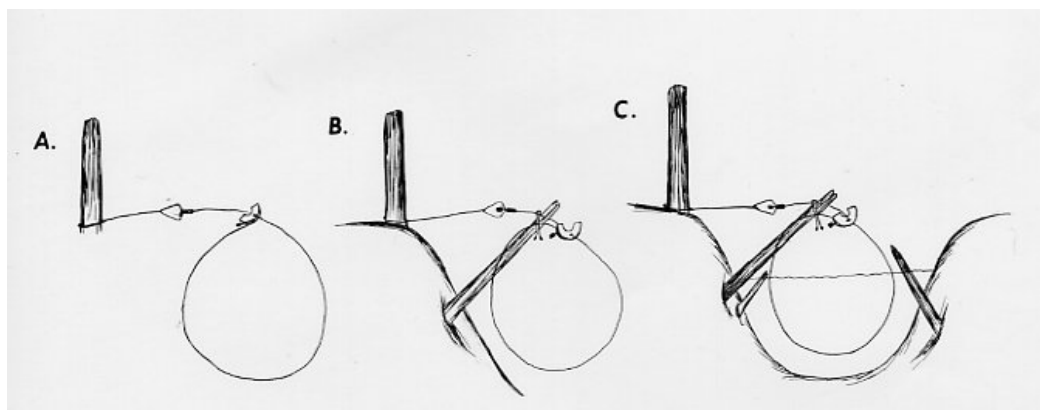


Figura 11. Pasos para poner una trampa en un camino de castor: A – amarrar y asegurar la trampa a una estaca robusta de anclaje, B – posicionar la trampa de forma apropiada usando un palo de apoyo y un alfiler, C – instalar palos guía si es necesario para guiar al castor hacia la trampa (Weaver et al. 1985).

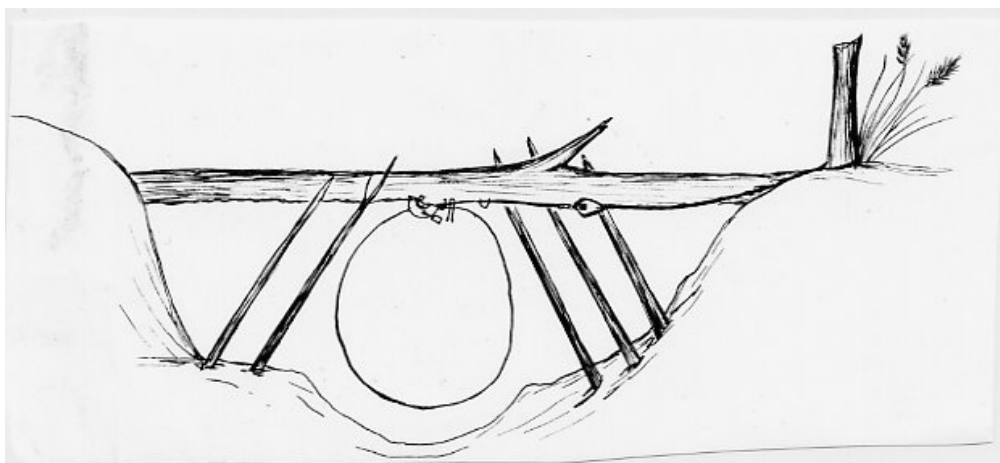


Figura 12. Un set sumergible para castor puede ser construido en aguas profundas poniendo un palo en un camino de castor (Weaver et al. 1985).

requiere un alambre de 100 cm sujeto bajo un tronco o anclado a un palo sumergido colocado en el camino del castor (Fig. 12). Cuando el castor se topa con la barrera, se sumerge bajo ella y pasa a través de la trampa. En el caso de instalación en canales o arroyos, coloque una estaca robusta (10 cm de diámetro) a través del canal anclándola mediante la excavación de pequeñas zanjas para cada extremo. La trampa se coloca ya sea en la mitad del canal o sobre un camino existente. Asegure una estaca de anclaje cerca de la posición escogida y sujete un cable de atadura desde la estaca hasta el pivote. Abra un bucle de 25 cm en la trampa y fíjelo debajo de la estaca sumergida con un par de

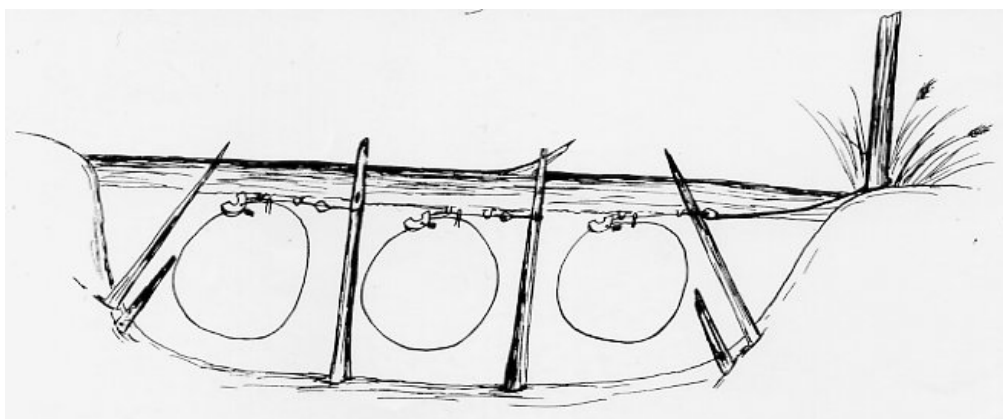


Figura 13. Múltiples set sumergibles pueden ser instalados uno al lado del otro si el castor usa canales espaciosos.

grapas de valla de 2 cm, una detrás del seguro de la trampa en el extremo del alambre permanente y la otra cerca del pivote. Gire el seguro para formar un bucle circular, use una horquilla para fijar este último, según la descripción para la instalación de trampas en caminos. No olvide que el bucle debe estar al menos a 2,5 cm del fondo del canal. Las estacas colocadas en el lodo, cuando sobresalen de la superficie del agua y están anguladas hacia la trampa pueden utilizarse para guiar al castor hacia ella.

Cuando los canales son lo suficientemente anchos, pueden colocarse varias trampas debajo de la misma estaca (Weaver et al. 1985; Fig. 13). Coloque uniformemente las trampas en la estaca y bloquee las zonas entre con palos-guía. Cuando el canal sea demasiado ancho para permitir una fácil colocación de la estaca o cuando la colocación es una zona abierta, sujete la estaca de inmersión a dos estacas verticales colocadas firmemente en el fondo del arroyo o estanque. Una de las estacas de apoyo puede servir también como estaca de atadura.

Una instalación eficaz para capturar castores, en especial desde fines del otoño hasta comienzos de la primavera, es una trampa de camino combinada con pequeños montículos artificiales aromatizados (Weaver et al. 1985). Construya una réplica de un montículo aromatizado natural de castor levantando lodo del fondo, hojas y ramillas para formar una pila cónica en la orilla. Estas instalaciones funcionan mejor cuando se ubican cerca de montículos aromatizados naturales, caminos, deslizamientos o a lo largo de recodos en los arroyos, y en puntos peninsulares o de bancos de arena. Construya el montículo al menos a 10 cm detrás de la ubicación de la trampa. Esparza una buena cantidad de señuelo o extracto fresco de castor sobre un palo y luego insértelo sobre el montículo. Puede esparcirse también señuelo adicional o aceite de castor sobre las hojas y ramitas

que sobresalgan del montículo. Coloque un tipo de trampa en que el castor deba nadar a través de ella cuando se aproxima a investigar el montoncito.

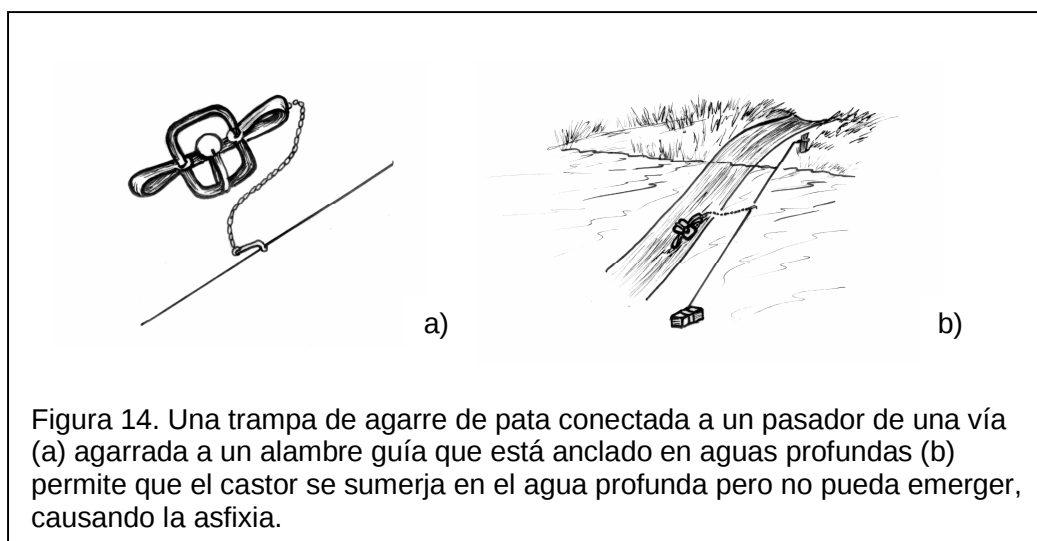
Si bien las trampas se colocan normalmente para eliminar a los castores, pueden utilizarse también de manera eficaz para capturarlos vivos (McKinstry & Anderson 1998). Su nivel de capturas es bueno y una ventaja principal es que el bajo costo permite la colocación de múltiples trampas, lo que básicamente permite al trampero saturar una zona con ellas. Se pueden capturar castores de todos los tamaños; el tamaño del bucle puede ajustarse de acuerdo al tamaño de los individuos que se desea capturar.

Trampas de cebo: Estas trampas son pequeños dispositivos mecánicos de captura activados por un resorte (Fig. 7). Consisten en un par de mandíbulas, uno o más resortes, una chapa (mecanismo de activación) y una base a la que se sujetan las mandíbulas y los resortes. Cuando se aplica presión a la chapa, las mandíbulas se cierran mediante la activación de los resortes, y atrapan el pie del animal. Todas estas trampas se fabrican con acero o aleaciones de acero y vienen en varios tamaños. La mayoría de las trampas hechas para capturar castores tienen aberturas de las mandíbulas de 18 a 20 cm. Normalmente, hay disponibles tres tipos básicos de trampas de cebo. Las trampas de muelle helicoidal funcionan con dos o cuatro resortes pequeños empotrados en el centro de la trampa. El diseño integral de la trampa de muelle helicoidal reduce su tamaño y perfil, lo que permite ocultarlas mejor. Las trampas de resorte único o de salto funcionan con un solo resorte integral. Las trampas de resorte largo funcionan con uno o dos resortes externos de “articulación”. Estos resortes externos aumentan el tamaño y peso de la trampa, pero tienen mayor estabilidad y facilidad en la instalación. Las trampas de cebo han sido modificadas o reconfiguradas frecuentemente para hacerlas más humanitarias o su capacidad para atrapar y retener un animal. Modificaciones comunes incluyen mandíbulas desplazables, dispositivos de tensión de chapa para excluir animales más pequeños, y varios pivotes o dispositivos de montaje para asegurar la trampa, además de alterar la resistencia de los resortes, acolchar las mandíbulas o aumentar el ancho de estas. Ruid (2003) demostró que modificar las trampas aumentando las aberturas de las mandíbulas a más o menos 25 cm mejoraba la efectividad de la captura de castores.

La ubicación apropiada de las trampas de cebo posiblemente sea más importante que en el caso de las trampas Conibear o las trampas de alambre (Miller & Yarrow 1994). Se pueden usar montículos aromatizados para atraer a los castores hacia la trampa. Coloque la trampa en el borde del agua si pretende una captura por las patas delanteras, ligeramente sumergida frente al montículo aromatizado tratado con extracto de castor. Si el propósito es atrapar por las patas traseras, la trampa debe colocarse a unos 36-46 cm de la ribera, de preferencia en 20-30 cm de agua. Empuje con

cuidado la trampa hacia el lodo y cúbrala con hojas o restos. Debe haber una cavidad debajo de la chapa, de modo que pueda hundirse cuando la pise un castor. Coloque la trampa un poco alejada del centro de los senderos o caminos, de modo que el animal pise la chapa en lugar de arrastrar su panza a través de ella. Este tipo de trampas también puede colocarse en la base de deslizamientos o donde el castor cruza sobre los diques.

Las trampas de cebo se combinan normalmente con dispositivos de ahogo, cuando el objetivo es eliminar al castor (Fig. 14). Un dispositivo simple pero eficaz de ahogo es un alambre guía con uno de sus extremos sujeto a una estaca cerca de la trampa y el otro sujeto a una estaca o algún peso en aguas profundas (Miller & Yarrow 1994). Un alambre sujeta la trampa a una pieza de seguro angular deslizable de hierro que se desliza por el alambre guía. Cuando es atrapado, el castor intentará sumergirse a aguas profundas. El seguro deslizable se desliza hacia abajo con el castor, pero le impide volver a la superficie. Posteriormente, el castor se ahoga al no poder emerger de las aguas profundas.



Mason y colaboradores (1983) compararon la eficacia, en términos de la captura de castores, de las trampas de alambre, las de cebo y las Conibear. La mayoría de los castores atrapados durante el estudio fue mediante trampas de alambre o Conibear de inmersión. Las trampas Conibear #330 usadas como trampas de inmersión fueron las trampas y modo de instalación más efectivos en la evaluación. Las trampas colocadas enfrente de rupturas de diques fueron las menos efectivas, ya que por lo general los castores empujaban lodo y ramas hacia las trampas mientras reparaban los diques, haciendo que éstas se cerraran prematuramente.

Trampas de maleta o de almeja: Las trampas de maleta (Baily) o de almeja (Hancock) se utilizan para capturar castores vivos (Taber & Cowan 1969, Hodgdon 1978). Estas trampas consisten en dos marcos de metal conectados en un lado con articulaciones de muelle helicoidal. Los marcos están cubiertos con tela metálica de eslabones. Al colocarlas, se asemejan a una maleta o almeja abierta o semi-abierta. Una palanca se extiende desde los muelles helicoidales hacia el centro de la trampa y activa el mecanismo de liberación. Las trampas son bastante grandes (53 x 99 cm) y no existen opciones o modificaciones de fábrica. Las trampas individuales pesan entre 9 y 14 kg y su volumen puede dificultar el transporte en distancias largas.

Las trampas normalmente se colocan a nivel del agua o sobre ésta cerca de las aberturas de las madrigueras, adyacentes a un deslizamiento en la línea de la ribera o en caminos de uso frecuente. La instalación de trampas cerca de madrigueras de castor puede estar regulada por la ley en algunos estados. Es posible que el castor se ahogue si la trampa se sumerge por completo, manteniendo la nariz del animal por debajo del agua. Por consiguiente, la trampa debe sujetarse firmemente mediante una estaca, para evitar que se deslice hacia aguas profundas, además, al seleccionar los sitios para las trampas, debe considerarse el potencial de aumento en el nivel del agua. Pueden usarse carnadas o señuelos para atraer al animal hacia la trampa. Algunas carnadas usadas comúnmente incluyen ramas de sauce, álamo y maíz y señuelos como esencias de castor o de plantas.

Exclusión

Las vallas de gran extensión para excluir a los castores son por lo general demasiado costosas, salvo en el caso de pequeñas zonas designadas. Las vallas no necesitan ser altas (61 a 76 cm) ya que los castores no saltan ni escalan bien. Normalmente cavan o se arrastran a través de las aberturas, de modo que las bases de las vallas deben estar ajustadas al suelo o enterrarse algunas pulgadas. El alambre tejido (10 x 10 cm) disuade a los castores, en ese sentido, puede ser necesario alambre de mayor calibre si se protegen recursos muy apetecibles. Una valla de eslabones de calibre 9, núcleo de 0,095, con malla de 2 pulgadas, con recubrimiento de vinilo, de color verde y 90 cm de alto funcionó bien a la hora de disuadir a los castores de acercarse a la vegetación de un parque. Materiales de enrejado similares o rocas colocadas a lo largo de las orillas pueden impedir al castor socavarlos. Por lo general, puede impedirse al castor atravesar pequeños arroyos instalando una valla que cruce el mismo y se extienda unos 150 cm hacia ambos lados (Baily 1927).

Las barreras individuales para árboles también funcionan para disuadir a los castores. Una altura adecuada para estas barreras es alrededor de 76 cm. Las superficies lisas funcionan mejor,

porque si los castores pueden agarrar los rebordes o aletas de la barrera pueden tirar de ellos o morderlos hasta acceder al árbol. El tipo de barrera depende de cuan apetecible es el forraje protegido y la disponibilidad de alimento alternativo. El alambrado para pollos y las cubiertas plásticas para árboles también pueden disuadir a los castores, pero éstos pueden morderlas y atravesarlas con facilidad si se colocan en sus plantas preferidas.

Métodos culturales

Los castores pueden crear con el tiempo su propio hábitat acuático, pero la eliminación de alimentos, árboles y otros materiales leñosos para la construcción de diques disminuye el interés sobre el sitio. Plantar menos especies ornamentales apetecibles a lo largo de los cursos de agua reducirá el daño ocasionado al paisaje. La destrucción continua de los diques puede desalentar a algunos animales, que se mudarán a nuevas ubicaciones. Este enfoque es más fácil de poner en práctica y tiene más probabilidades de funcionar si los castores no han tenido la oportunidad de establecerse. Arner y colaboradores (1981) introdujeron caimanes como depredadores del castor. Sus pruebas demostraron que caimanes de 1,8 m eran capaces de capturar y matar castores de hasta 13,5 Kg. Si bien las poblaciones de castores disminuyeron, la técnica se consideró poco práctica en la mayoría de las situaciones, ya que era posible que los caimanes se mudaran de los embalses poco profundos de los castores durante los meses calurosos de verano. Son aconsejables las cosechas de recuperación periódicas (10 años) en las zonas donde los castores han probado los árboles al deambular por los terrenos inundados (Arner & Bullock 1982). Patógenos suelen ocurrir sobre los árboles dañados por los castores, produciendo la descomposición y finalmente la muerte. Estas cosechas de rutina permiten cosechar la mayor cantidad de árboles mientras aún conservan su valor comercial.

Intoxicantes

En el pasado se hicieron esfuerzos para identificar toxinas efectivas, ambientalmente seguras y prácticas para uso específico en contra de los castores (Hill 1976). En la actualidad, no obstante, los tóxicos no son una opción, ya que no hay ninguno registrado para su uso sobre castores (Miller & Yarrow 1994). Además, los castores pueden ser quisquillosos en su dieta y no hay disponible un cebo confiable para administrar el tóxico.

Caza con arma de fuego

Si bien requiere de tiempo, iluminar con proyectores y disparar a los castores durante la noche puede ser un enfoque efectivo (Miller & Yarrow 1994). Esta técnica se vuelve más eficaz con el uso de escopetas (calibre 12) cargadas con BB o perdigones de 4 o rifles de pequeño calibre con percusión anular o central (p. ej. .22, .22 magnum, .222). La hora más efectiva para utilizar el arma de fuego como técnica de control de castores es entre una hora antes y una hora pasado el anochecer, mientras se siente calladamente cerca de una ruptura en un dique. Esta aproximación se utiliza generalmente cuando la densidad poblacional es baja o después de haber intentado otras aproximaciones.

Remoción de diques de castor con explosivos

La obstrucción del flujo del agua suele causar daños significativos al inundar bosques, cultivos, caminos, puentes y áreas residenciales (Miller & Yarrow 1994). La remoción de los diques de castores que causan la inundación es realizada generalmente con el fin de restablecer el flujo del agua a los cursos de agua existentes y los patrones de drenaje, y reducir las aguas que han afectado la silvicultura, agricultura y actividades ganaderas establecidas o las estructuras de drenaje, como las alcantarillas.

Los diques de castor están contruidos de desechos naturales, como troncos, ramas, lodo y otros materiales que los castores toman del área inmediata. Para reducir el daño, los especialistas de los Servicios de Vida Silvestre suelen ofrecer la ruptura o remoción de la parte del dique de castor que está bloqueando el arroyo o canal de drenaje. Diques no deseados pueden ser rotos o removidos a mano con un rastrillo o herramientas con motor (p. ej. un cabestrante), o con explosivos.

Aunque los diques pequeños pueden ser removidos a mano, esto puede ser muy laborioso y peligroso. Los diques contruidos cerca de tuberías de drenaje (alcantarillas de metal o de concreto bajo autopistas o líneas férreas) pueden ser peligrosas de remover a mano. Los Servicios de Vida Silvestre no utilizan maquinaria pesada, como tractores con pala mecánica, que dañan el área ribereña circundante, para la remoción de diques de castor. En algunos casos, la actividad de los Servicios de Vida Silvestre involucra la instalación de estructuras para controlar el nivel del agua en el sitio de un dique roto, permitiendo al propietario de la tierra manejar el embalsamiento con fines de manejo de la vida silvestre.

Debido a la creciente demanda por manejo de castor en los 80, los Servicios de Vida Silvestre exploraron opciones más eficientes de remover los diques de castor. Los explosivos han demostrado

ser la herramienta más eficiente y efectiva en términos de costos para esto. Los Servicios de Vida Silvestre establecieron una política sobre uso de explosivos y desarrollaron un programa de de entrenamiento y certificación de explosivos para sus empleados de campo, para aliviar las preocupaciones respecto a la seguridad. Durante los últimos 18 años, el Programa de Seguridad en Explosivos (Comité) del Servicio de Vida Silvestre ha entrenado y certificado a 225 especialistas en explosivos en 26 estados en el almacenamiento, transporte y uso de campo de explosivos para la remoción de diques de castor y en el cumplimiento de los requerimientos de la regulación. Actualmente, 85 especialistas en explosivos del Servicio de Vida Silvestre operan en 22 estados. El Comité de Seguridad en Explosivos del Servicio de Vida Silvestre esta compuesto por nueve personas calificadas del Servicio de Vida Silvestre, los cuales realizan el entrenamiento en certificación de explosivos y mantienen un programa nacional de seguridad y cumplimiento legal en explosivos, y dos ingenieros de la industria de explosivos cumplen el rol de consejeros técnicos del Comité.

El Servicio de Vida Silvestre usa explosivos binarios que son mezclados en el sitio de explosión. Estas sustancias no tienen la capacidad de explotar hasta el momento de ser mezclados. Los especialistas en explosivos tienen la flexibilidad de usar tres sistemas de detonación (no-eléctrica, eléctrica o mecha de seguridad). Una vez que son mezclados, los explosivos binarios son atados a un cable detonante de 50 g por metro de explosivo y colocados en el dique de castor. Un detonador es anexado a la línea principal y asegurado por encima y por el lado del dique.

El Servicio de Vida Silvestre ha desarrollado un set único listas de verificación de procedimientos de iniciación y falla, similar a la lista de verificación de un piloto previo a un vuelo. Esta set de listas de verificación laminadas de bolsillo deben ser llevadas por los Especialistas en Explosivos todo el tiempo durante operativos de explosión. Estas listas de verificación entregan instrucciones paso a paso de cómo preparar, conectar e iniciar los detonadores, así como sobre como manejar una falla de cada uno de los sistemas de iniciación. De manera adicional a las listas de verificación, restricciones específicas sobre el uso de detonadores de mecha mejoran significativamente la seguridad. Las restricciones incluyen el uso obligatorio de dos detonadores de mecha por cada disparo (doble capa) y una restricción de distancia de no usar detonadores de mecha a menos de 152 m de cualquier carretera pública, línea férrea, sendero frecuentemente transitado o carretera secundaria o construcción o otra estructura donde sea probable que haya humanos presentes. Sólo Especialistas en Explosivos certificados están autorizados para preparar, conectar e iniciar una explosión, y la maquinaria de explosión u otro aparato de detonación debe permanecer en posesión del encargado de la explosión durante todo el tiempo. Cuando son usados explosivos, se

colocan señales para detener el ingreso de personas, y otras medidas de seguridad son tomadas para evitar la exposición del público a las actividades de explosión.

Los detonadores retardados y cargas binarias más pequeñas son usados para remover diques de castor en áreas aisladas o en situaciones en que la vibración del suelo sea una preocupación, p. ej., bajo puentes de carreteras o cerca de estructuras. El Servicio de Vida Silvestre provee entrenamiento adicional para un número selecto de Especialistas en Explosivos que emplean esta técnica.

Si bien la remoción de diques de castor puede parecer como la simple aplicación de una cantidad pequeña de explosivos, el proceso en su totalidad puede ser complejo y requerir de un análisis cuidadoso y coordinación. Este método requiere consultar con los propietarios de la tierra, comúnmente en conjunto con los gobiernos locales o del condado, agencias estatales, y otras agencias federales. El cumplimiento de las indicaciones del Acta Nacional de Política Ambiental, el Acta de Aguas Limpias y otras legislaciones ambientales, regulaciones y órdenes ejecutivas, junto con la coordinación los requerimientos del Cuerpo de Ingenieros en el Programa de Permisos de la Sección 404 de la Armada es necesario cuando humedales o aguas navegables se encuentran involucradas. Estos requerimientos pueden ordenar medidas de mitigación de impactos negativos en humedales, arroyos navegables u otros ecosistemas ribereños, el uso de equipo de monitoreo sismográfico para documentar la vibración mínima y los límites de explosión aérea para los gobiernos locales, o la consideración de otros factores mitigadores. Sólo entonces puede ser calculada e instalada la carga explosiva óptima y para asegurar la remoción de la mínima cantidad de material de relleno desde el dique para abrir el curso de agua y al mismo tiempo minimizar el daño al ecosistema ribereño circundante.

Desarrollando un plan para reducir el daño por castores

El enfoque más apropiado para reducir el daño ocasionado a la vida silvestre debe reflejar los objetivos generales del propietario de la tierra o el encargado de los recursos, así como también las condiciones del problema específico. No todas las técnicas son viables o apropiadas para todas las situaciones. Este proceso de cinco etapas es una aproximación razonable para desarrollar un plan para reducir el daño.

Evaluar la gravedad del problema

Determine qué probabilidad hay de que ocurran daños adicionales si no se toman medidas, además de evaluar la gravedad actual del problema. Al mismo tiempo, identifique el responsable indicado o la especie a la que estarán dirigidos sus esfuerzos para reducir el daño. Debe además determinar cuándo ocurrió el daño (p.ej., estación), cuándo es posible que se repita y si es probable que se repita la frecuencia (p.ej., continua, estacional o esporádica).

Usualmente el responsable es una especie común y fácil de reconocer cuando observada. Desafortunadamente, en general el responsable debe ser identificado exclusivamente en base al daño resultante. Algunos daños son fáciles de identificar. Por ejemplo, el castor construye diques, tapa alcantarillas y deja su marca distintiva en los árboles cortados. Para otros tipos de daño es más difícil determinar la especie culpable. Por ejemplo, los castores pueden cortar plantas pequeñas a nivel del suelo y las aberturas en las riberas socavadas probablemente se encuentren bajo el agua. Hay varias guías disponibles que ayudan a identificar el daño o consultar a un experto.

Evaluar la viabilidad de los enfoques

El enfoque más apropiado para reducir el daño ocasionado a la vida silvestre debe reflejar los objetivos generales del encargado, así como también las condiciones del problema específico. No todas las técnicas son viables o apropiadas para todas las situaciones. Si el problema es relativamente menor, la mejor medida puede ser no tomar ninguna. Algunas consideraciones preliminares pueden mejorar el potencial de éxito de un plan. Seleccionar un enfoque efectivo requiere familiaridad con los rasgos conductuales y la biología de la especie en cuestión. Por ejemplo, repelentes para alejar a los conejos pueden atraer a las ratas de bosque, o una valla que impida el movimiento de venados probablemente no tendrá ningún impacto en la movilidad del castor de montaña. Evalúe cómo las condiciones ambientales del sitio afectan los métodos seleccionados y las consecuencias de tales medidas para el medio ambiente. Por ejemplo, barreras de 76 cm una protección mínima si el daño es infligido de manera rutinaria durante el invierno por ratas, luego de nevazones de 76 cm. Asimismo, vallas grandes construidas a lo largo de rutas migratorias de alces pueden impedir movimientos naturales, poniendo mayor presión en la valla para detener animales o posiblemente dirigiéndolos a nuevos sitios problema. Verifique las ramificaciones legales de las medidas seleccionadas y constate que no sean potencialmente riesgosas para las demás especies, en particular en el caso de especies amenazadas o en peligro de extinción. Por ejemplo, a menos que una nueva valla este bien marcada, puede suponer una amenaza peligrosa para un ciervo despistado. Determine si los métodos seleccionados lograrán un grado aceptable de protección y si la

situación justifica los gastos anticipados. También es necesario considerar la actitud del público al seleccionar una aproximación.

Desarrollar una Estrategia para Implementar las Aproximaciones Seleccionadas

Una estrategia puede incorporar varios métodos a la vez o utilizar un método para detener el daño y otro para limitar los problemas futuros. Investigue con expertos en el terreno si necesita información adicional o no está seguro de los requisitos específicos. Adquiera la capacitación o pericia necesaria para manejar equipos o químicos con los que no esté familiarizado. Identifique y obtenga los permisos necesarios o equipo, personal, recursos y dispositivos de seguridad que se requieran para implementar el plan.

Implementar el Plan

Si bien puede requerir tiempo y esfuerzo, la implementación de los planes debe ser simple y directa, siempre y cuando los pasos anteriores se hayan cubierto a cabalidad. Sin embargo, problemas no anticipados pueden requerir estrategias modificadas o alternativas. En ese caso, repita el proceso de decisiones incorporando la nueva información.

Monitoree las consecuencias

El monitoreo de las consecuencias que derivan de los esfuerzos por reducir el daño a la vida silvestre es esencial, pero a menudo este paso se olvida. Determine si los objetivos deseados o al menos los anticipados se están cumpliendo. Determine además si hubo consecuencias negativas inesperadas derivadas de sus acciones. Continúe evaluando el programa hasta que los recursos ya no sean vulnerables u otras condiciones justifiquen la alteración o finalización de los esfuerzos.

“El monitoreo de las consecuencias que derivan de los esfuerzos por reducir el daño a la vida silvestre es esencial, pero a menudo este paso se olvida.”

Verifique todas las leyes y regulaciones federales y estatales antes de implementar un programa de prevención de daños. El aplicador asume la responsabilidad de asegurar que todas las inquietudes legales y de seguridad se cumplan antes de utilizar los productos. Lea con cuidado y

observe las restricciones y precauciones de seguridad que se indican en las etiquetas correspondientes. Los registros federales y estatales certifican que es legal utilizar el producto de acuerdo con las condiciones y restricciones que se estipulan en la etiqueta aprobada. El registro no garantiza la disponibilidad o eficacia de un producto. El uso de nombres comerciales, de firmas o aportes en esta publicación es para la información o conveniencia del lector, y no constituye la aprobación por parte del Departamento de los productos o servicios para la exclusión de otros que puedan ser adecuados.

Removiendo al castor de Tierra del Fuego

Los castores se encuentran bien establecidos y dispersos en Tierra del Fuego. La erradicación será difícil, pero los autores la consideran posible dados los recursos y tiempo apropiados. En el presente, el trampeo es probablemente la herramienta disponible más efectiva. Aún cuando es laboriosa, con la aplicación persistente permitirá la remoción extensiva de los castores. Los tramperos fueron los principales responsables de la dramática declinación del castor en los Estados Unidos a fines del 1800. La caza con arma de fuego puede complementar los esfuerzos de trampeo,

a menudo permitiendo la remoción de animales desconfiados de las trampas. Usualmente la aplicación de tóxicos es la técnica elegida para eliminar grandes poblaciones de roedores. Sin embargo, no hay tóxicos disponibles en la actualidad para el castor. Aún cuando la inundación no es una preocupación prioritaria, la remoción de diques constituye una forma simple y eficaz de monitorear la actividad de los castores. Los castores repararán el dique, por lo tanto, monitorear los arroyos para determinar si los diques están reconstruidos es una aproximación confiable para determinar si los castores han retornado al área. Dada la frecuencia y tamaño de los diques en Tierra del Fuego, es probable que sean necesarios explosivos para remover los diques.

“Los castores se encuentran bien establecidos y dispersos en Tierra del Fuego. La erradicación será difícil, pero los autores la consideran posible dados los recursos y tiempo apropiados.”

Referencias

- Albert S. & T. Trimble (2000). Beavers are partners in riparian restoration on the Zuni Indian Reservation. *Ecological Restoration* 18:87-92.
- Aldous S.E. (1938). Beaver food utilization studies. *Journal of Wildlife Management* 2:215-222.

- Arner D.H. & J.F. Bullock (1982). Ecological and economic impact of beaver (*Castor canadensis*) on bottomland forest ecosystems of Mississippi. Department of Wildlife and Fisheries, Mississippi State University, Mississippi. Final Report. 99 pp.
- Arner D.H. & J.S. DuBose (1978). The economic impact of increased forest and farmland beaver damage in Mississippi. Water Resources Institute, Mississippi State University, Mississippi. 41 pp.
- Arner D.H. & G.R. Hepp (1989). Beaver pond wetlands: a southern perspective. Pages 117-128 In: Smith L.M., R.L. Pederson & R.M. Kaminski (Eds.). Habitat Management for migrating and wintering waterfowl in North America: 117-128. Texas Tech University Press, Lubbock, Texas.
- Arner D.H., C. Mason & C.J. Perkins (1981). Practicality of reducing a beaver population through the release of alligators. Proceedings of the Wildlife Furbearer Conference 1:1799-1805.
- Baily V. (1927). Beaver habits and experiments in beaver culture. United States Department of Agriculture Technical Bulletin 21. 40 pp.
- Baker B.W. & E.P. Hill (2003). Beaver. In G.A. Feldhamer, B.C. Thomson & Chapman (eds.). Wild mammals of North America: biology, management and conservation: 288-310 The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Bullock J.F. & D.H. Arner (1985). Beaver damage to nonimpounded timber in Mississippi. Southern Journal of Applied Forestry 9:137-140.
- DuBow T.J. (2000). Reducing beaver damage to habitat restoration sites using less palatable tree species and repellents. Thesis. Utah State University, Logan, Utah, USA. 76 pp.
- Gotie R., M. Kautz, M. Brown & E. Kautz (2000). Selectivity with #330 Conibears. The Trapper and Predator Caller (U.S.A.) Oct: 27-29.
- Hand D. (1984). The beaver's tale: out of the woods and into hot water. Smithsonian: 15:162-171.
- Hay K.G. (1958). Beaver census methods in the Rocky mountain region. Journal of Wildlife Management 22:395-402.
- Hill E.P. (1976). Control methods for nuisance beaver in the Southeastern United States. In: Siebe C.C. (Ed.) Seventh Vertebrate Pest Conference: 85-98. University of California, California.
- Hodgdon J.E. (1978). Social dynamics and behaviors within an unexploited beaver (*Castor canadensis*) population. Ph.D. Dissertation. University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts. 292 pp.
- Jenkins S.H. (1975). Food selection by beaver. Oecologia 21:157-173.
- Lancia R.A. & W.E. Dodge (1977). A telemetry system for continuously recording lodge use, and nocturnal and subnivean activity of beaver (*Castor canadensis*). In: Long F.M. (Ed.) Proceedings of the First International Conference of Wildlife Telemetry: 89-92. Laramie, Wyoming.
- Mason C.E., E.A. Gluesing & D.H. Arner (1983). Evaluation of snares, leg-hold, and conibear traps for beaver control. Proceedings of the Annual Conference of the Southeast Association of Fish and Wildlife Agencies (U.S.A.) 37: 201-209.
- McKinstry M.C. & S.H. Anderson (1998). Using snares to live-capture beaver, *Castor canadensis*. Canadian Field-Naturalist 112:469-473.
- Miller J.E. & G.K. Yarrow. 1994. Beavers. In: Hyngstrom S.E., R. M. Timm & G.E. Larsen (Eds.). Prevention and control of wildlife damage: B1-B11. University of Nebraska Cooperative Extension. Lincoln, Nebraska.
- Nolte D.L. (1998). Wildlife considerations when planning plant projects. In: Rose R. & D.L. Haase (Eds.). Native plants propagating and planting: 118-123. Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Ruid D.B. (2003). Assessment of four retraining devices for capturing beavers. Masters Thesis. Utah State University, Logan, Utah.
- Rutherford W.H. (1955). Wildlife and environmental relationships of beavers in Colorado Forests. Journal of Forestry 53: 803-806.
- Seton E.Y. (1900). Lives of games animals. Revised in 1953 by Charles T. Branford Company, Boston Massachusetts, USA. Volume 4: 441-500.

- Sullivan T.P. (1992). Tree squirrels, woodrats, and beaver. In Black H.C. (Ed.). *Silvicultural Approaches to Animal Damage Management in Pacific Northwest Forests*: 271-287. General Technical Report PNW-GTR-287, Portland, Oregon. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Svendsen G.E. (1978). Castor and anal glands of the beaver (*Castor canadensis*). *Journal of Mammalogy* 59: 618-620.
- Swafford S.R., D.L. Nolte, K. Godwin, C.A. Sloan & J.J. Jones (2003). Beaver population size estimation in Mississippi. In: Fagerstone K.A. & G.W. Witmer (Eds.) *Proceedings Tenth Wildlife Damage Management Conference*: 398-407. National Wildlife Research Center, Fort Collins, Colorado.
- Taber R.D. & I. M. Cowan (1969). Capturing and marking wild animals. In: Giles H. (Ed.) *Wildlife management techniques*: 277-317. Third Edition. The Wildlife Society, Washington D.C.
- Toole E.R. & R.M. Krinard (1967). Decay in beaver-damaged southern hardwoods. *Forest Science* 13:316-318.
- Weaver K.M., D.H. Arner, C. Mason & J.J. Hartley (1985) A guide to using snares in beaver capture. *Southern Journal of Applied Forestry* 3:141-146.
- Wilson D.E. & S. Ruff (1999). *The Smithsonian book of North American mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 750 pp.

LECCIONES APRENDIDAS DE LA ERRADICACIÓN DEL COIPO (*Myocastor coypus*) DE LOS PANTANOS DE LA BAHÍA DE CHESAPEAKE EN MARYLAND: APLICACIÓN A LA ERRADICACIÓN DEL CASTOR (*Castor canadensis*) EN TIERRA DEL FUEGO

Stephen Kendrot

Resumen

Las especies invasoras son uno de los grandes desafíos de la conservación amenazando la biodiversidad y la estabilidad ecosistémica en todo el mundo. Hay evidencia creciente de que la erradicación de poblaciones establecidas de roedores invasores es posible y, aún cuando la biología de las especies puede diferir dramáticamente, todos los programas de erradicación de especies invasoras deben lidiar con los mismos desafíos básicos.

En este artículo resume la metodología y resultados del Proyecto de Erradicación del Coipo (*Myocastor coypus*) de la Península Delmarva, Maryland, Estados Unidos, con el fin de aportar con importantes elementos derivados de esta experiencia para el control y eventual erradicación del castor Americano (*Castor canadensis*) de Tierra del Fuego y la Patagonia compartidas por Chile y Argentina.

Introducción

Coipos en Maryland

Los coipos (*Myocastor coypus*) son roedores semi-acuáticos de tamaño mediano (5-10 kg) nativos de Sudamérica. Desde principios a mediados del 1900, los coipos fueron ampliamente promovidos como animales posibles de criar en granjas por su valor peletero y como agentes de control biológico de malezas. Esto llevó a la introducción y establecimiento de poblaciones asilvestradas en varios estados de

Estados Unidos. La expansión de la población ha aumentado el rango del coipo a la mayor parte del sur de EE.UU., Maryland, Oregon y Washington. Los coipos ya son ampliamente reconocidos como

**“Los coipos ya son
ampliamente
reconocidos como una
plaga en EE.UU. y se
les han atribuido daños
a los recursos
naturales, la propiedad
privada y cultivos
agrícolas.”**

una plaga en EE.UU. y se les han atribuido daños a los recursos naturales, la propiedad privada y cultivos agrícolas.

Los coipos fueron introducidas en la década de 1930 en Maryland, en costa oriental de la Bahía de Chesapeake, en el condado de Dorchester. Por lo menos 12 animales pueden haber sido liberados por granjeros particulares que esperaban complementar las poblaciones de animales peleteros nativos con otras especies valiosas. Las poblaciones aumentaron lentamente hasta fines de la década de 1960, y luego crecieron exponencialmente en los años 70. La mortandad de coipos después de los crudos inviernos de 1977-78 sólo redujo temporalmente el crecimiento de esta población. En las décadas de 1980 y 1990, las poblaciones de coipos alcanzaron niveles máximos históricos en Maryland y, al mismo tiempo, los encargados de los recursos naturales y granjeros observaron mayores tasas de pérdida de pantanos en los humedales costeros de Chesapeake.

Impactos Ecológicos – Definiendo el Problema

Las poblaciones de coipo en Chesapeake alcanzaron su mayores densidades en los pantanos salobres y de agua dulce dominados por totoras (*Scirpus americanus*), juncos (*Typha* spp.), y espartina (*Spartina alterniflora*). Estas plantas forman densas capas de raíces que se unen y evitan la erosión del suelo orgánico. Las raíces y tubérculos son muy nutritivos y una fuente alimenticia preferida para los coipos y algunas especies nativas. Los coipos se alimentan intensivamente en áreas localizadas y la excavación de estas plantas crea “vacíos”. Los canales de desplazamiento excavados por los coipos crean una ruta para que las mareas inunden el pantano y erosionen el material y suelo orgánico suelto cuando el agua se retira. Cuando el suelo inferior se erosiona, la capa de raíces se hunde y las plantas eventualmente se ahogan. Entre 1970 y 1995, el Blackwater National Wildlife Refuge perdió más de 7.000 acres de pantano que se convirtieron en sistemas de agua abierta, escasos en vegetación. Patrones similares de pérdida de pantanos se observaron en tierras adyacentes públicas y privadas y las personas encargadas de los recursos naturales sospecharon que los coipos tenían un papel clave. Sin embargo, varios factores ambientales también contribuyen a la pérdida de pantanos en la Bahía de Chesapeake incluyendo: subida del nivel del mar, hundimiento de la tierra, retiro de agua subterránea y entrada de agua salada. Para probar la relación entre el coipo y la pérdida de pantanos, el Departamento de Recursos Naturales de Maryland (MD-NDR) se unió al Instituto de Monitoreo Geológico de EE.UU. (USGS) para realizar un estudio de la herbivoría del coipo. Se instalaron varias rejas de 30x30 metros diseñadas para excluir al coipo de pantanos protegidos a lo largo de la cuenca de drenaje del río Blackwater. La vegetación dentro y fuera de las exclusiones fue monitoreada y, dentro de un año, se hizo evidente que los coipos

estaban destruyendo el pantano. La zona inmediatamente fuera de las rejas se convirtió en una planicie barrosa a medida que las plantas eran consumidas, mientras que el pantano protegido dentro de las rejas logró recuperarse. Si bien otros factores aceleraban la tasa de pérdida de los pantanos, los coipos parecían ser el catalizador que iniciaba el proceso. Este estudio ofreció evidencia adicional de que el retiro de los coipos podría permitir la recuperación natural del pantano dañado. Estos hallazgos movilizaron a los encargados de recursos naturales en la región y se inició un plan para controlar el problema de los coipos invasores.

Diseñando una Solución

El establecimiento del vínculo entre la herbivoría del coipo y la pérdida de pantanos fue crucial para movilizar y unificar los esfuerzos para proteger y conservar los pantanos costeros de la Bahía de Chesapeake. Previo al estudio de exclusión, el MD-DNR había diseñado un plan de control e iniciado un programa que reembolsaba a cazadores US\$1,50 por cola de cada coipo atrapada en terrenos estatales cedidos para trampeo. En 1994, el Dr. Morris Gosling, experto en coipos que lideró

“El establecimiento del vínculo entre la herbivoría del coipo y la pérdida de pantanos fue crucial para movilizar y unificar los esfuerzos para proteger y conservar los pantanos costeros de la Bahía de Chesapeake.”

los esfuerzos de erradicación en el Reino Unido, visitó la costa oriental y consultó al MD-DNR sobre las estrategias de erradicación. Entregó varias recomendaciones sobre el tipo de información que los administradores deberían reunir antes de iniciar un plan de erradicación. En 1997, el MD-DNR organizó una reunión cumbre sobre el control del coipo y se creó la Sociedad del Coipo de Maryland. La alianza estuvo compuesta por seis agencias federales, cinco agencias estatales, 11 organizaciones no-gubernamentales y un representante del Congreso. El objetivo de la alianza era demostrar el amplio apoyo al control del coipo a los comités encargados del presupuesto en el Congreso. Estos esfuerzos llevaron al establecimiento del programa “Show Itinerante del Coipo”, una campaña intensiva de difusión liderada por miembros claves de las agencias de manejo de recursos naturales involucradas. Su propósito era aumentar la conciencia pública y política del problema para conseguir fondos para realizar investigaciones e implementar medidas de control. Presentaciones públicas, testimonio en el Congreso y la distribución de declaraciones públicas y material de información fueron las principales actividades de los participantes del programa itinerante.

En Octubre de 1998, el presidente Clinton firmó la Ley 105-322 que autorizaba al Departamento del Interior a asignar 2,9 millones de dólares para la investigación y control del coipo en Maryland. Dos meses después, se firmó una Orden Ejecutiva Presidencial sobre Especies Invasoras con instrucciones dirigidas a las agencias federales para minimizar los impactos económicos, ecológicos y sobre la salud humana de especies invasoras. Por último, en Enero del 2000, el Proyecto del Coipo de Maryland comenzó un programa de investigaciones de dos años diseñado para responder algunas de las interrogantes planteadas por el Dr. Gosling seis años antes.

En Marzo del 2002, el programa cambió su foco de investigación al control operacional, y luego de varios meses de preparación y desarrollo de técnicas, se inició la Fase II de erradicación.

El proyecto está siendo manejado actualmente por un Equipo de Manejo de Coipos (NMT) con ocho miembros que representan al Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EE.UU. (FWS), el MD-DNR, el Servicio de Salud Vegetal y Animal (APHIS) del Departamento de Agricultura de EE.UU., Tudor Farms, y la Universidad de la Costa Oriental de Maryland (UMES). El equipo de implementación comprende 19 empleados de APHIS, incluyendo 17 especialistas en vida silvestre / tramperos, un especialista en mantención y un líder/supervisor del proyecto.

La Meta: Erradicación vs. Control

En el inicio del proceso de planificación, el NMT decidió que la erradicación sería la meta de los esfuerzos de manejo de coipos en la Península Delmarva. Éste es un sitio en que los coipos se establecieron a causa de un evento de liberación y no por la expansión de una población continental. Se cree que la Bahía de Chesapeake es una importante barrera contra la dispersión de poblaciones establecidas en la costa occidental de Chesapeake, en el sureste de Virginia. Además, el coipo parece estar limitado en su distribución hacia el norte por el severo clima invernal. Por tanto, los coipos en Delmarva se consideran una población aislada y si pudieran ser erradicados, es probable que la península se proteja de la re-colonización por animales que dispersan desde la costa occidental.

Además de considerar alternativas para los medios más eficientes de reducir las poblaciones de coipos, los planificadores del proyecto también debatieron los méritos de un sistema de recompensa versus cazadores contratados con un salario. Un sistema de recompensas que pagase a los cazadores un valor por cada coipo capturado era altamente favorecido por los cazadores locales. Sin embargo, bajo un sistema de recompensas, la rentabilidad de la caza de coipos se reduce a medida que bajan las densidades. Con la meta de la erradicación, había preocupación de que los esfuerzos de control fueran abandonados una vez que la captura se hiciera difícil. Una recompensa

progresiva que aumentase en la medida que bajaran las poblaciones fue desechada como alternativa viable debido a la amenaza de fraude. Saber del aumento de las recompensas podría incentivar a loazadores a acaparar coipos hasta que subiera el precio, o a capturar animales fuera de la zona de

“...se determinó que la mejor alternativa para erradicar la especie eran los cazadores asalariados, que seguirían trampeando incluso cuando las tasas de captura fueran extremadamente bajas.”

erradicación y reclamarlas como presas legítimas. Con una especie tan prolífica como el coipo, es necesaria la captura de los últimos individuos, y colocar precio sobre los animales en sí mismos podría promover una estrategia sustentable de manejo de resultados más que la erradicación. Por consiguiente, se determinó que la mejor alternativa para erradicar la especie eran los cazadores asalariados, que seguirían trampeando incluso cuando las tasas de captura fueran extremadamente bajas.

El Modelo

Para que cualquier acción de conservación a nivel de paisaje tenga éxito, ésta debe seguir un modelo para asegurar que su implementación sea consistente espacial y temporalmente. El modelo empleado por el proyecto de Erradicación de Coipos de Maryland tiene varios componentes, incluyendo:

- Manejo Adaptativo: El manejo adaptativo es la integración de diseño, manejo y monitoreo para sistemáticamente poner a prueba supuestos, con el fin de adaptar y aprender. Involucra hacer predicciones sobre el resultado de acciones de conservación propuestas, desarrollar hipótesis comprobables, monitorear los resultados y adaptar el plan consucientemente. Es crucial para el éxito de proyectos complejos de largo plazo, implementados en amplias regiones geográficas. El Proyecto del Coipo es un candidato perfecto para manejo adaptativo porque es de largo plazo, involucra un complejo paisaje respecto a la composición de hábitat y propiedad de la tierra, además de involucrar especies altamente adaptables.
- Manejo Integrado de Daño por Vida Silvestre: Muy pocos programas de manejo de daño provocado por la vida silvestre pueden tener éxito con la aplicación de una sola técnica de manejo. Cada método de control tiene debilidades, y cierto porcentaje de la población será

resistente o no vulnerable al control usando ese método. Por lo tanto, la integración de múltiples técnicas es necesaria para cumplir objetivos de manejo. Este principio es la base para el Manejo Integrado de Daño por la Vida Silvestre (IWDM). El proyecto del coipo utiliza numerosas técnicas de trampeo, caza, perros de detección y múltiples estrategias de monitoreo de la población. Además, aunque no se han usado tóxicos hasta ahora, mantener la habilidad para usarlos en caso de que fallen otros métodos es un componente de nuestro plan integrado.

- Profesionales Capacitados: El Manejo de Daño por la Vida Silvestre requiere de un alto nivel de preparación por parte de sus practicantes. Saber qué herramientas usar bajo diferentes situaciones sólo puede lograrse a través de la experiencia. El trampeo, en particular, es una habilidad adquirida y aunque lo básico puede ser enseñado en poco tiempo, se necesitan años y miles de capturas para ser experto en maximizar la eficiencia y evitar cazar especies no buscadas. Naturalistas observadores que puedan distinguir señales de la vida silvestre, entiendan la conducta de los animales y entiendan cómo la selección de micro y macro hábitats se relaciona con los patrones de movimiento diario y estacional son importantes para implementar una campaña de erradicación efectiva. Como tal, el desarrollo de un personal para asumir un complejo proyecto tal como el de la erradicación de especies invasoras es uno de los desafíos más importantes que deben superarse.
- Integración de Tecnología GIS y GPS: La implementación de un programa de control de especies invasoras a nivel del paisaje con una mano de obra relativamente pequeña requiere de la descomposición sistemática del hábitat en unidades de trabajo manejables. Usamos el tradicional Sistema de Información Geográfica (ArcView) y sitios de cartografía en Internet (Google Earth® y Google Map®) para lograr una perspectiva de paisaje de la distribución de hábitat, corredores de movimiento potenciales, pertenencia de la tierra y puntos de acceso (embarcaderos, caminos, etc.). En combinación con Sistemas de Posicionamiento Global (GPS), podemos ser precisos en nuestro despliegue de actividad de trampeo. Graficar la distribución de capturas nos ayuda a predecir la ocurrencia en áreas sin trampeo, y al bajar los datos de las rutas de GPS podemos evaluar el nivel de detalle e intensidad de nuestras coberturas. Los datos generados por GIS y GPS son una de las herramientas más importantes disponibles para la toma de decisiones y planificación de un proyecto de esta tamaño y alcance.

Despliegue Estratégico de Presión de Trampeo

El trampeo de una gran población de coipos requiere de un enfoque sistemático y progresivo para asegurar la mantención de una presión de extracción intensa, por un tiempo suficiente para capturar todas los coipos residentes. Usando un GIS, aplicamos una grilla de 402 x 402 metros sobre todos los hábitat de pantanos en la Península de Delmarva. Estas grillas de caza son la base de nuestro protocolo de trampeo sistemático. Las esquinas de las grillas de trampeo se cargan en los dispositivos GPS portátiles y los tramperos pueden llevar mapas de referencia a terreno. Al determinar su posición relativa a las esquinas de la grilla, los tramperos pueden determinar en forma precisa su posición en el pantano. En áreas que contienen grandes bloques continuos de pantano, a los tramperos se les asigna una serie de sitios en los son responsables por el trampeo. Los cazadores establecen un frente progresivo limitado en los extremos por hábitat que no es apto para el coipo y cazan de un lado a otro, coordinando su movimiento hacia nuevos lugares para asegurarse que una franja contigua de actividad de casa se extienda a través del pantano y avance a un paso uniforme para que algún vacío espacial no ofrezca al coipo la oportunidad de evitar el trampeo huyendo por algún corredor hacia un lugar donde se han retirado las trampas.

En hábitats ordenados linealmente a lo largo de corredores de ríos, la estrategia progresiva es ineficaz, por lo que a los cazadores se les asigna tramos de río que son trampeados simultáneamente. En ambos casos, los cazadores hacen seguimiento de sus movimientos mediante GPS manuales y descargan en el GIS. Esto permite al personal evaluar la uniformidad de su cobertura en el pantano.

Reducción de la Población - Técnicas de Trampeo

Los especialistas en vida silvestre emplean diferentes tipos de trampas para capturar coipos. Las trampas corporales de muerte instantánea (7"x7" y 10"x10") se instalan en senderos y canales de natación usados por los coipos. Las trampas son estabilizadas con estacas de bambú clavadas entre las esquinas y los resortes en el pantano. En algunos casos se usan estabilizadores de metal prefabricados para sujetar las trampas en el suelo firme cuando las estacas de bambú no se pueden clavar. En zonas de mareas donde las fluctuaciones en el nivel del agua pueden inundar una trampa volviéndola inútil, se usan estabilizadores de trampas diseñados por especialistas en vida silvestre del proyecto.

Las trampas de cebo son otra herramienta importante usada por especialistas en el control de coipos. Los sujetadores pueden armarse en configuraciones fijas o de inmersión. Las configuraciones fijas se clavan sólidamente en la superficie del pantano con una cadena corta para restringir el movimiento del animal. Esta configuración retiene animales vivos y se deben revisar cada 24 horas. Los ceos por inmersión se conectan a un mecanismo de cierre deslizante de una vía unido a un cable que se fija en el lugar de la trampa y en agua profunda. El coipo se sumergen instintivamente en el agua al momento de su captura y el mecanismo de cierre de una vía evita que regresen a la superficie, lo que ahoga al animal de manera rápida y eficiente. Los ceos ocasionalmente se colocan en plataformas flotantes construidas de espuma y madera terciada en áreas donde no hay lugares adecuados para trampas en la línea costera. El coipo subirá a la plataforma flotante para descansar, dejar marcas de oler o defecar, y se sumergirá en el agua al momento de su captura.

En raras ocasiones también se usan amarras de cable y jaulas por los especialistas de vida silvestre, cuando se desea capturar animales vivos para investigación o entrenamiento. Sin embargo, ya que estas trampas se deben revisar a diario para asegurarse que los animales capturados vivos sean sacados de las jaulas, no se usan masivamente para los fines de control.

Reducción de Capturas Accidentales

La captura de especies no blanco se minimiza al evitar áreas usadas por múltiples especies y configurando los gatillos de las trampas corporales para que permitan el paso de animales más pequeños y aves. Generalmente las estacas sobre la trampa se colocan en ángulo para promover que los ciervos salten sobre la trampa. Estacas de bambú dobles se clavan en ángulo hacia el pantano y cruzadas sobre trampas de cebo para evitar que aves acuáticas y rapaces se posen sobre ellas. Los cadáveres de los coipos son desechados lejos de las trampas para evitar atraer carroñeros.

“La captura de especies no blanco se minimiza al evitar áreas usadas por múltiples especies y configurando los gatillos de las trampas corporales para que permitan el paso de animales más pequeños y aves.”

Caza

En altas densidades, las coipos pueden ser cazadas de manera eficaz con escopetas de calibre 12 y rifles de calibre 22. Esta técnica es particularmente eficaz durante el clima extremo de invierno, cuando la vegetación se seca o se quema, la nieve facilita el seguimiento de huellas, y el pantano se congela, lo que restringe el hábitat de escape de agua abierta, permitiendo un seguimiento eficiente para los especialistas. La caza es más efectiva a densidades moderadas a altas y números pueden ser eliminados. A bajas densidades, los tiempos de búsqueda reducen la eficacia de la caza como técnica de erradicación.

Uso de Perros de Detección

El uso de perros entrenados para detectar coipos ha mejorado altamente la eficiencia de la caza y el monitoreo de poblaciones de coipos a baja densidad. Los perros pueden detectar olores en el suelo, agua y aire desde varios cientos de metros de distancia dadas las condiciones adecuadas. Los coipos son muy eficaces para evadir la detección de los humanos sumergiéndose en el barro o agua, escondiéndose tras grupos de plantas o bien aventanajando a los especialistas. Los perros pueden oler coipos desde una distancia significativa, y se mueven rápidamente a través de vegetación espesa, expandiendo de esa forma la distancia de detección en comparación a los especialistas sin perros, los que dependen de pistas visuales para detectar a los coipos.

Monitoreo de Poblaciones

El éxito de una campaña de erradicación no se mide por la cantidad animales eliminados, sino por cuántos quedan restantes. De manera concordante, el monitoreo de la población en áreas donde se ha realizado trampeo de coipo es crítico para el éxito del programa. Se asignaron especialistas a equipos

“El éxito de una campaña de erradicación no se mide por la cantidad de animales eliminados, sino por cuantos quedan restantes.”

de tres miembros, responsables de la inspección rutinaria de las unidades de monitoreo. Las unidades variaban de 1.942 a 11.671 hectáreas y eran delimitadas por las cuencas, tributarios y bordes de hábitat de altura.

Durante los esfuerzos de monitoreo, la condición de de población de coipos en cada grilla de 16 hectáreas se definió como ausente, en tránsito o residente. El estado residente fue definido por la presencia de caminos bien marcados, actividad de forrajeo y construcción de lechos y/o presencia de

diferentes tamaños de heces, lo que indica múltiples grupos etarios. El estado en tránsito fue definido por actividad esporádica y no focalizada, que indicaba que los coipos estaban en tránsito y no residían en el área. Los coipos residentes encontrados durante los esfuerzos de monitoreo fueron atrapados inmediatamente al ser descubiertos, mientras que los sitios con coipos en tránsito fueron monitoreados continuamente hasta que los niveles de actividad alcanzaron un punto donde la captura se consideraba probable.

Los sitios son monitoreados de acuerdo a un programa basado en el último estado poblacional informado. Los sitios con poblaciones de coipos residentes, en tránsito y ausentes se caracterizan como sitios de prioridad alta, mediana y baja y se monitorean en rotaciones de tres, seis y doce meses respectivamente. Los niveles de prioridad suben o bajan de acuerdo a los hallazgos más recientes.

Los especialistas usaron perros para ayudar en la detección y eliminación de coipos durante las actividades de monitoreo. Aunque probar la ausencia de coipos no es posible (podemos sólo estar errando en detectar su presencia), el uso de perros aumentó nuestro nivel de confianza en nuestra determinación del estado poblacional.

Los especialistas crean también falsos lechos, plataformas de vegetación diseñadas para simular las verdaderas áreas de descanso que construyen los coipos, a lo largo de vías acuáticas usadas por los coipos para detectar su presencia. Estos falsos lechos suelen atraer a cualquier coipo pasando por el área. El atractivo visual de los lechos es suficiente para atraer al coipo a visitarlos, pero los especialistas frecuentemente agregan orina de coipo para aumentar su atractivo. Los coipos suelen defecar en estos lechos, dejando evidencia de su existencia en un área. Las trampas de cebo combinadas con falsos lechos son un medio extremadamente eficaz para capturar coipos en vías acuáticas usadas como corredores de viaje.

Resultados

Reducción de la Población

En el primer año del programa, los tramperos eliminaron 4.848 coipos de 26.015 acres, o un coipo de cada 5.3 acres. La mayoría de los hábitats de agua dulce del condado de Dorchester habían sido trampeados para fines del 2005 y, en el año 2007, a pesar de los considerables esfuerzos, los tramperos removieron sólo 96 coipos de un área de 99.210 acres – un coipo cada 1.033 acres de hábitat (Tabla 1).

Tabla 1. Número de coipos removidos y magnitud del área des poblada en terrenos federales y no-federales, por año fiscal.

Año Fiscal	Tierras Federales (Blackwater NWR)		Tierras No Federales (State and Private)		Todas las Tierras Combinadas	
	# Coipos	Acres	# Coipos	Acres	# Coipos	Acres
2003	2.490	13.967	2.348	12.048	4.838	26.015
2004	470	2.572	2.972	24.745	3.442	27.317
2005	59	0	1,070	16.426	1.129	16.426
2006	34	0	505	25.309	539	25.309
2007	16	0	80	4.144	96	4.144
Total	3.059	16.539	6.975	82.402	10.044	99.210

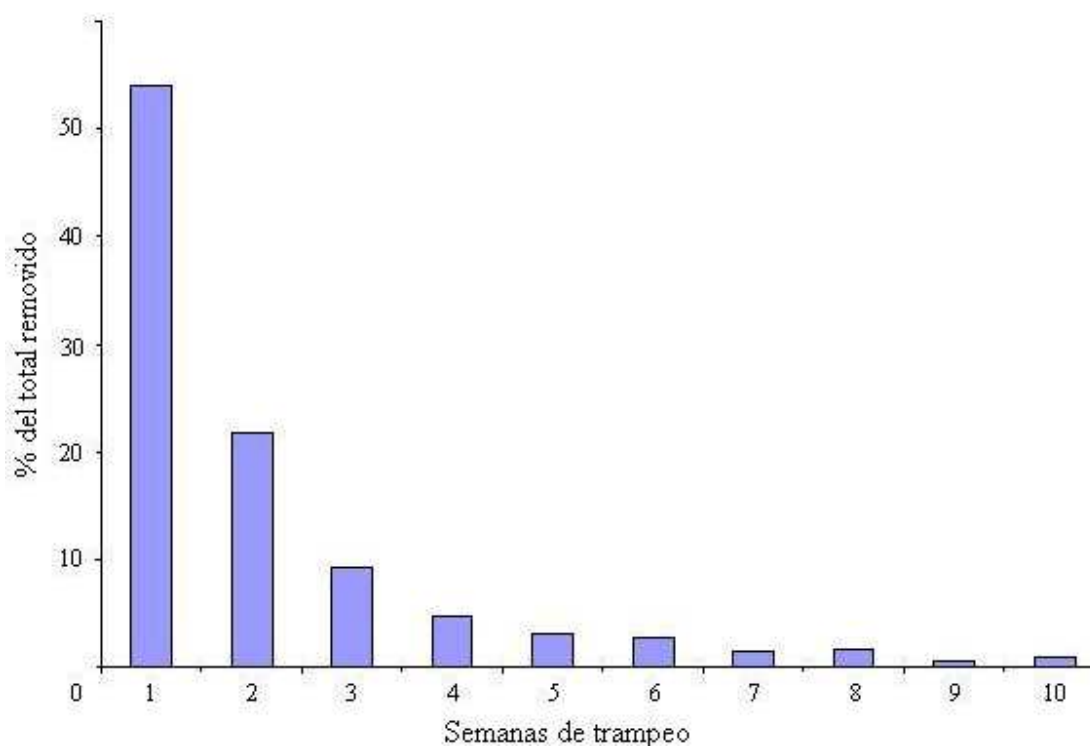


Figura 1. Porcentaje promedio de la población de coipos eliminado durante semanas sucesivas de trampeo, en unidades de trampeo de 40 acres.

El 90% de las unidades de trampeo fueron despobladas en 9-10 semanas, aunque algunos sitios ubicados adyacentes a poblaciones inaccesibles necesitaron de hasta 28 semanas de trampeo semi-continuo para lograr la erradicación. La Figura 1 muestra la cantidad de tiempo necesaria para despoblar una unidad de trampeo de coipos de 40 acres. Más de la mitad de los coipos residentes en una unidad de trampeo fue capturada la primera semana del periodo de trampeo. Al final de la cuarta semana, el 90% de la población total que habitaba el sitio había sido removida y se necesitaron otras 4-5 semanas para capturar el resto de los animales.

Capturas

La mayoría de los coipos (68%) fueron capturados con trampas corporales durante la fase de reducción inicial de la población, sin embargo, durante el monitoreo post-reducción sólo alrededor de un tercio de los coipos fueron capturados en trampas corporales (Tabla 2). Las trampas corporales suelen se montan como configuraciones ciegas en senderos bien establecidos que son comunes en áreas infestadas con poblaciones de coipos de densidad moderada a alta. Sin embargo, luego de la reducción poblacional, los senderos son rápidamente reclamados por la vegetación y los indicios son difíciles de encontrar. Por lo tanto, los métodos que son independientes de la ubicación de indicios de coipos se convierten en técnicas de captura más importantes. Los falsos lechos usan la vista u olfato para atraer un animal de paso, que de otro modo no visitaría un sitio dado. Los perros detectan a los coipos mediante el olfato y las buscan activamente. Ésto ilustra la importancia de incorporar múltiples

Tabla 2. Métodos usados para eliminar los coipos durante la reducción inicial de la población y los esfuerzos de limpieza.

Método	Fase Inicial		Fase de Monitoreo		Combinadas	
	#	%	#	%	#	%
Conibear	6.244	68%	349	30%	6.593	65%
Arma de fuego	1.299	14%	85	8%	1.384	13%
Cepo y ahogo	762	8%	382	34%	1.144	11%
Perro	457	5%	239	21%	696	6%
Cepo	453	5%	77	7%	530	5%
Total	9.215		1.132		10.347	

técnicas de control en la campaña de erradicación de una especie invasora. Cada método tiene sus fortalezas y debilidades y ninguno será infalible durante todas las fases de la erradicación.

Capturas Accidentales

Los especialistas en vida silvestre implementan numerosas técnicas para minimizar la captura de especies no blanco, incluyendo: evitar áreas de uso por múltiples especies, configurar gatillos de trampas Conibear para permitir el paso de especies de pequeñas, instalar barreras y obstáculos para prevenir el acceso de especies no blanco a las trampas, y seleccionar tipos de trampa adecuados. Las especies no blanco se liberan toda vez que sea posible. Los coipos comprendían el 83% (n = 10.805) de la captura total de todas las especies desde Septiembre del 2002 a Julio del 2007 en un área de aproximadamente 120.000 acres de tamaño. Ninguna otra especie excedió el 6% de la captura total y las ratas almizcleras (n = 780, 6%), mapaches (n = 540, 4%), tortuga mordedora (n = 246, 2%), y pato real (n = 156, 1%) comprendían la mayor parte de la captura accidental. Todas estas especies son localmente abundantes. Dado el marco de tiempo y área de donde estos animales se capturaron, es poco probable que los impactos en la población fueran importantes para alguna especie que no sea el coipo.

Monitoreo

Debido a que los sitios de baja prioridad son sólo monitoreados cada 12 meses y los sitios de alta prioridad con una frecuencia tan alta como cada tres meses, nuestros datos de monitoreo están sobre-representados por sitios con una probabilidad más alta de contener poblaciones de residentes de coipos. Por lo tanto, los datos presentados en la Tabla 3 se pueden considerar una estimación muy conservadora de la cantidad de sitios libres de coipos (ausentes). Si todos los sitios despoblados fueran inspeccionados en cada intervalo de tiempo, el porcentaje de sitios libres de coipos sería sin lugar a dudas mucho más alto. Al combinarse con los datos de reducción de densidad antes presentados, estos datos representan un caso convincente de que las poblaciones de coipos se pueden reducir de manera rápida y drástica y que las poblaciones residuales son detectadas prontamente y posteriormente eliminadas.

Tabla 3. Estado de población del coipo en grillas de captura con trampas en intervalos de tres meses luego de la despoblación.

Meses	Estado de la Población						Total Sitios
	Ausente		En tránsito		Residente		
	#		#		#		
	%	Plots	%	Plots	%	Plots	
3	79%	420	7%	35	14%	77	532
6	81%	706	5%	43	14%	124	873
9	84%	769	4%	40	11%	102	911
12	89%	741	3%	28	7%	59	828
15	93%	604	3%	22	4%	24	650
18	91%	542	3%	19	6%	33	594
21	92%	647	2%	12	6%	41	700
24	92%	555	2%	12	6%	35	602
27	89%	435	1%	4	10%	48	487
30	96%	380	3%	10	2%	6	396
33	96%	407	1%	6	3%	12	425
36	93%	418	2%	7	5%	23	448
39	93%	264	6%	17	1%	2	283
42	89%	147	7%	11	4%	7	165
45	97%	139	1%	2	2%	3	144
48	93%	162	5%	8	2%	4	174
51	91%	79	2%	2	7%	6	87
54	100%	11	0%	0	0%	0	11
60	100%	3	0%	0	0%	0	3

Discusión

Aunque los coipos aún no han sido erradicados de la Península de Delmarva, se han cumplido varios hitos importantes. Hemos demostrado que con la aplicación sistemática y progresiva de una presión de extracción intensiva usando técnicas múltiples se pueden eliminar efectivamente los coipos

invasores de áreas específicas en un ecosistema de pantano costero de la Bahía de Chesapeake. Hemos documentado la recuperación natural de la vegetación en pantanos dañados donde los coipos han sido efectivamente eliminados. También hemos observado un aumento en las poblaciones silvestres nativas, particularmente las ratas almizcleras, que son afectadas directamente por los coipos. Al monitorear cuidadosamente áreas claves estratégicas, hemos podido evitar la re-infestación de zonas despobladas.

Sin embargo, se deben cumplir una serie de condiciones para que la erradicación tenga éxito a largo plazo:

- Cada animal debe ser puesto en riesgo para que la erradicación sea efectiva. Por lo tanto, se requiere el acceso a todos los hábitats potenciales y la cooperación de propietarios de terrenos privados es crítica para el éxito a largo plazo.
- La tasa de remoción de animales debe ser mayor a la tasa de reproducción.
- Se debe generar una planificación adecuada que evite la re-invasión a los sitios donde ya ha sido removida la especie.
- El financiamiento debe aumentar en relación con el tamaño de la zona de erradicación. Al expandirse el área libre de coipos, se necesitarán más recursos para monitorear áreas ya sometidas a trapeo.
- Se deben desarrollar nuevos métodos para aumentar la eficiencia de ubicar y remover a los coipos.
- Los especialistas en erradicación altamente capacitados deben conservarse para evitar la pérdida de habilidades críticas y el conocimiento acabado de la región. Al declinar las poblaciones de coipos, el ánimo del personal baja, aumenta la rotación de empleados y la capacitación de nuevo personal se hace cada vez más difícil. El ofrecer incentivos a los empleados para que se mantengan en el programa se hace más importante al aproximarse la meta de erradicación.

Relevancia para la Erradicación del Castor en Tierra del Fuego

Hemos demostrado que un equipo relativamente pequeño de tramperos especialistas altamente capacitados, usando tradicionales técnicas de manejo de población aplicadas en una forma sistemática y rigurosa puede eliminar de manera

“Hemos demostrado que un equipo relativamente pequeño de tramperos especialistas (...) puede eliminar de manera efectiva una población bien establecida y geográficamente dispersa de roedores acuáticos invasores.”

efectiva una población bien establecida y geográficamente dispersa de roedores acuáticos invasores. Aunque la región de la Bahía de Chesapeake y Tierra del Fuego son biogeográficamente distintas, y la historia de vida del castor y el coipo son diferentes, hay varios factores que indican que la erradicación del castor de Tierra del Fuego puede ser factible:

- Los castores tienen tasas de fecundidad relativamente bajas en comparación con el coipo. Por lo tanto, la reducción intensiva de la población puede tener impactos a mayor plazo en las poblaciones locales de castores, requiriendo un menor monitoreo post-trampeo. Esto liberaría el tiempo del personal para avanzar a nuevas áreas, lo que podría a su vez reducir el riesgo de nueva inmigración a las zonas libres de castores.
- Los castores tienen requisitos de hábitat más específicos que el coipo y su dependencia de hábitats ribereños reduce altamente el área de búsqueda. El terreno montañoso de Tierra del Fuego puede limitar la distribución del castor a corredores de esteros y ríos relativamente estrechos que se pueden evaluar fácilmente con análisis hidrológico y cartografía GIS. Más aún, la topografía puede limitar la dispersión entre cuencas, ofreciendo cierta seguridad contra la re-invasión mientras los esfuerzos de la erradicación se centran en áreas nuevas.
- La biología y ecología del castor está bien investigada en su zona nativa y las lecciones aprendidas del manejo de daño y de animales peleteros puede ofrecer valiosas aproximaciones a las estrategias de erradicación en Tierra del Fuego. Considerando que el trampeo comercial en el 1800 casi llevó a la especie a la extinción a lo largo de su rango nativo en Norteamérica, hay buenos presagios para la factibilidad de su erradicación de Tierra del Fuego. Aunque lo remoto de Tierra del Fuego pondrá a prueba los esfuerzos de erradicación, vale la pena señalar que los castores fueron casi eliminados de Norteamérica cuando los tramperos recorrían la frontera a caballo y a pie.

En base a nuestras experiencias en la erradicación del coipo, las siguientes recomendaciones debieran ser tomadas en cuenta al diseñar una campaña de erradicación para los castores en Tierra del Fuego:

- Un paradigma de Manejo Integrado de Plagas que use todas las técnicas y herramientas de control conocidas y potenciales debiera orientar la creación de una estrategia de control. El valor de las diferentes herramientas y técnicas irá cambiando

a través de las diferentes fases de la campaña de erradicación. Una herramienta o técnica que funcione bien para la despoblación inicial puede no ser la más efectiva durante las operaciones de limpieza.

- La complejidad espacial de un esfuerzo de erradicación de gran escala requiere el uso intensivo de tecnología GIS y GPS. La responsabilidad de reunir, compilar y analizar esta información no debiera quitarse de las manos del personal de terreno debido a que la interpretación en tiempo real de esta información es esencial para el uso eficiente de los recursos de personal. Idealmente, debería posibilitarse que el personal en terreno integrase plenamente estas tecnologías en su planificación diaria del trabajo.
- Un personal en terreno dedicado y profesional es crítico para el éxito. La capacitación intensiva en el rango completo de técnicas de control (incluyendo manejo de información y aplicaciones de GIS/GPS) debiera ser una prioridad antes del lanzamiento de una campaña a gran escala.
- La erradicación, por definición, resultará en que el personal de terreno se estará dejando a sí mismo sin trabajo. Un plan de compensación que motive a los especialistas en erradicación a alcanzar su meta, más que a prolongar su empleo debiera ser cuidadosamente desarrollado.
- La tentación de medir el éxito con la cantidad de castores removidos es fuerte, ya que es una estadística fácil de entender para la gente. Sin embargo, a medida que la población se reduce, el costo por castor aumenta exponencialmente y atraerá críticas de los detractores del programa. Por lo tanto, se debiera desarrollar normas de éxito que se basen en los recursos recuperados o protegidos de un daño futuro en vez de la cantidad de castores removidos.

Conclusiones

Las especies invasoras son uno de los mayores desafíos de la conservación que amenazan a la biodiversidad y estabilidad del ecosistema a nivel mundial. El comercio global e internacional ha resultado en la reubicación intencional y accidental de especies en todo el mundo (UICN 2000). Hay una creciente cantidad de evidencia que indica que la erradicación de poblaciones

“La erradicación, por definición, resultará en que el personal de terreno se estará dejando a sí mismo sin trabajo.”

establecidas de roedores invasores es posible y en la medida en que se desarrollan técnicas, los encargados de los recursos naturales cuentan con mejores herramientas para enfrentar problemas mayores (Veich & Clout 2002). Aunque la biología de las especies puede diferir dramáticamente, todos los programas de erradicación de especies invasoras enfrentan los mismos desafíos básicos (Veich & Clout 2002) y pueden beneficiarse potencialmente del conocimiento e intercambio de habilidades. Se espera que nuestra experiencia en el trabajo en pos de la erradicación del coipo en la Península de Delmarva pueda brindar ideas importantes para la erradicación del castor de Tierra del Fuego.

Agradecimientos

El Proyecto de Erradicación del Coipo de Maryland es una alianza entre el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (FSW), los Servicios de Vida Silvestre del Departamento de Agricultura de EE.UU. (WS), el Departamento de Recursos Naturales de Maryland (MD-DNR), Granjas Tudor (TF), el Instituto de Monitoreo Geológico de EE.UU. (USGS), la Universidad de la Costa Oriental de Maryland (UMES), y mas de 20 organizaciones no-gubernamentales. El trabajo descrito en este documento es el resultado de los esfuerzos de muchas personas que representan a numerosas agencias.

Se agradece especialmente a las siguientes siguientes, que han servido en el equipo de manejo del proyecto:

- FWS: John Wolflin, Dan Murphy, Glenn Carowan, Larry McGowan, Tom McCabe.
- WS: Kevin Sullivan (Director Estatal).
- MDNR: Jonathan McKnight, Paul Peditto.
- UMES: Ted Mollett, Jim Wiley.
- USGS: Mike Haramis.
- Tudor Farms: Ed Soutiere, Paul Tudor Jones.

Finalmente, nada de este trabajo habría sido posible sin los grandes esfuerzos de más de 35 especialistas en vida silvestre de USDA WS que en forma normal lidian con insectos, frío y hielo, calor y humedad, y un entorno de trabajo diario físicamente extenuante en sus esfuerzos por salvar uno de los estuarios más grandes del mundo, la Bahía de Chesapeake. Entre ellos están: Adam Stroud, Edward Majors, Bridger Thompson, Dean Hopkins, Brent Sullivan, John Mogle, Brian Van Niewenhyuzen, Mario Eusi, Steve Schwartz, Kelly Field, Kevin Baker, Chet Martinek, Cory Abbott,

Wade Jones, Brian Sunderland, Rick Elzey, Troy Hershberger, Ted Igleheart, Stacey Coggins, Eric Ganus, Matt Lumley, Robert Hromack, Brian Scharle, Matthew Beall, Joseph Rogerson, Edward Potter, Michael Green, Dan Dawson, Tim White, Lisa Selner, Eric Atkins, Caleb Kauffman.

Referencias

- UICN (2000). UICN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. Information Paper. Available at: <http://www.issg.org>
- Vietch D. & M. Clout (2002). Turning the tide: The eradication of invasive species. Proceedings of the International Conference on eradication of island invasives. Occasional paper of the UICN Species Survival Commission N°27. Available at: <http://www.issg.org>

CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LAS ISLAS DE LAS AMÉRICAS

C. Josh Donlan

Resumen

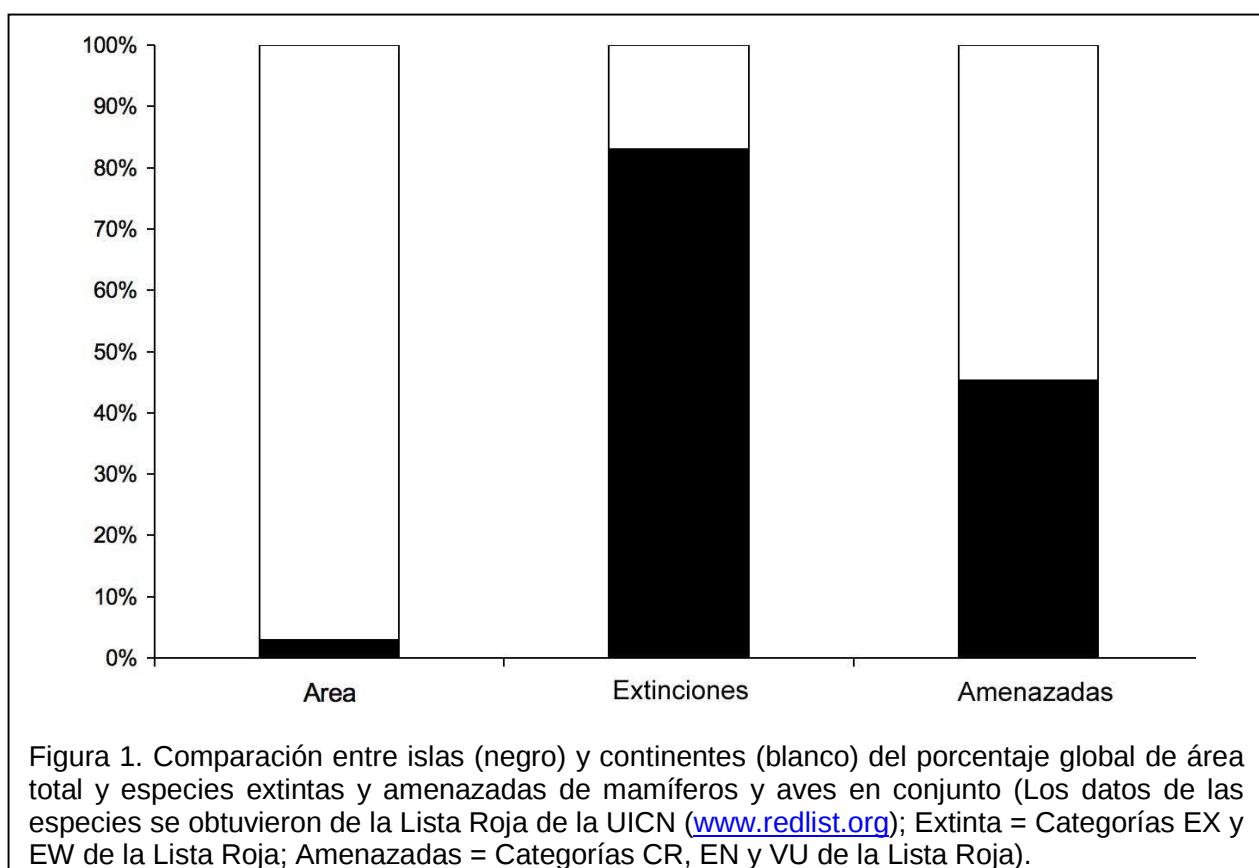
Las islas albergan un alto porcentaje de la biodiversidad mundial y, al mismo tiempo, la mayoría de las extinciones de especies han ocurrido en islas. Si bien los seres humanos tuvieron una participación directa en muchas de estas extinciones, comúnmente los principales culpables han sido los mamíferos invasores introducidos. El retiro de éstos de las islas es una de las herramientas más poderosas de la sociedad para evitar extinciones y restaurar ecosistemas. En este artículo se resumen algunos ejemplos de invasiones de mamíferos a islas y su erradicación exitosa, y se discute el futuro de la restauración de islas.

Introducción

Las islas representan microcosmos de la interacción entre los seres humanos y sus finitos ambientes naturales. Las islas representan aproximadamente el 3% de la superficie terrestre total del planeta, no obstante albergan un alto porcentaje de biodiversidad, incluidos diversos organismos endémicos maravillosos, como la tortuga gigante de las Galápagos, el lagarto gecko de Nueva Caledonia que

“Desde la desaparición del último mamut enano, hace unos 4.000 años, la mayoría de las extinciones de especies han ocurrido en islas.”

tiene el tamaño de un perro pequeño y el mamut enano de la isla de Wrangel en Siberia (ya extinto). Desde la desaparición del último mamut enano hace unos 4.000 años, la mayoría de las extinciones de especies han ocurrido en islas. Un crudo ejemplo de ello son las islas de Oceanía: antes de ser colonizadas por los seres humanos, estas islas albergaban a más de 2.000 especies de aves hoy extintas, cifra que equivale al 20% de la avifauna que existe en el mundo - desaparecida (Steadman 2006). Los seres humanos tuvieron una participación directa en muchas de estas extinciones, así como en la caza desmedida de la moa no voladora de Nueva Zelanda, cuya altura alcanzaba los 3,6 metros. Sin embargo, comúnmente los principales culpables han sido los mamíferos invasores introducidos. Hoy esta amenaza es aún más predominante; hay mamíferos invasores en más del 80% de las islas del planeta y, por consiguiente, casi la mitad de las especies de mamíferos y aves



amenazadas que figuran en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) son especies insulares (Fig. 1). La amenaza a la biodiversidad que tiene su origen en los mamíferos invasores se extiende ampliamente también a los ecosistemas continentales, desde el conejo y el sapo de caña en Australia al castor en el sur de Chile y Argentina.

Todos quienes hayan visitado una isla antes y después de haber removido un mamífero invasor probablemente hayan presenciado de primera mano el poder de conservación que tiene la erradicación (Donlan et al. 2003). En las últimas dos décadas se han hecho grandes avances en términos de nuestra capacidad para erradicar mamíferos invasores de islas. Hace veinticinco años, los conservacionistas neozelandeses luchaban por erradicar la rata (*Rattus* sp.) de islas del tamaño de un campo de fútbol (Thomas & Taylor 2002). En 2002, lo hicieron de una isla de 11.300 hectáreas y la campaña de erradicación en la isla Campbell se efectuó de manera tan eficiente que sirve hoy como ejemplo para la innovación en el servicio público (McClelland & Tyree 2002, Wright & Joux 2003). Al otro lado del mundo, otras erradicaciones de mamíferos invasores están ocurriendo, las cuales eran consideradas imposibles hace una década. El Parque Nacional Galápagos y la Fundación Charles Darwin erradicaron recientemente la cabra (*Capra hircus*) de las dos islas más grandes del archipiélago de las Galápagos: Santiago (58.465 hectáreas) e Isla Isabela (458.812

hectáreas). Lo hicieron de manera más rápida y costo-eficiente que nunca antes: más de 140.000 cabras fueron retiradas de las dos islas en menos de cinco años por un valor de ~\$US16 por hectárea (valor dólar de 2006; F. Cruz, V. Carrion, K. Campbell y C.J. Donlan, datos no publicados). Otros han desarrollado técnicas para mitigar con éxito los impactos no-blanco de las aplicaciones de rodenticida durante las erradicaciones, las que han facilitado el exitoso retiro de ratas invasoras en las islas en que hay presencia de mamíferos nativos pequeños con igual susceptibilidad al rodenticida (Morris 1989, Howald et al. 2005). Visto desde varias perspectivas, la vara para medir erradicación de mamíferos invasores ha crecido en gran magnitud.

El retiro de mamíferos invasores de las islas es una de las herramientas más poderosas de la sociedad para evitar extinciones y restaurar los ecosistemas. Los beneficios de la erradicación en términos de la biodiversidad son respaldados hoy por la creciente y cada vez mayor cantidad de estudios de impactos previo a la erradicación y de la recuperación posterior a ella (Donlan et al. 2002, Keitt & Tershy 2003, Nogales et al. 2004, Croll et al. 2005, Whitworth et al. 2005, Fukami et al. 2006, Igual et al. 2006, Towns et al. 2006, Wanless et al. 2007). A la fecha, ha habido más de 725 erradicaciones de vertebrados invasores desde las islas, orientándose a islas cada vez más grandes (Fig. 2). Abordando desafíos aún mayores, los conservacionistas han adoptado hoy estas técnicas de erradicación para crear “islas” de hábitat en las dos principales islas más grandes de Nueva Zelanda (Saunders & Norton 2001). Si bien la erradicación a gran escala no es aún el objetivo en los sistemas continentales, las poblaciones de depredadores invasores están siendo suficiente y costo-eficientemente suprimidas de modo eficaz en función de los costos y en cantidad suficiente dentro de estas islas de hábitat, permitiendo que las poblaciones silvestres nativas se mantengan fuertes.

En el caso de algunos mamíferos invasores, como el ratón casero (*Mus musculus*), el tamaño de la isla pareciera ser aún un importante factor limitante para la erradicación. En contraste, dados los recientes éxitos, el tamaño de la isla puede ya no ser limitante para otras especies, como la cabra y la rata noruega (*R. norvegicus*) (Campbell & Donlan 2005, Howald et al. 2007). En vista de los últimos avances en tecnología y técnicas de erradicación (Burbidge 2004, Parkes et al. 2005, Lavoie et al. 2007), es razonable sostener que, en general, la superficie de la isla pronto dejará de ser el factor limitante a la hora de remover

“En vista de los últimos avances (...), es razonable sostener que, en general, la superficie de la isla pronto dejará de ser el factor limitante a la hora de remover mamíferos invasores.”

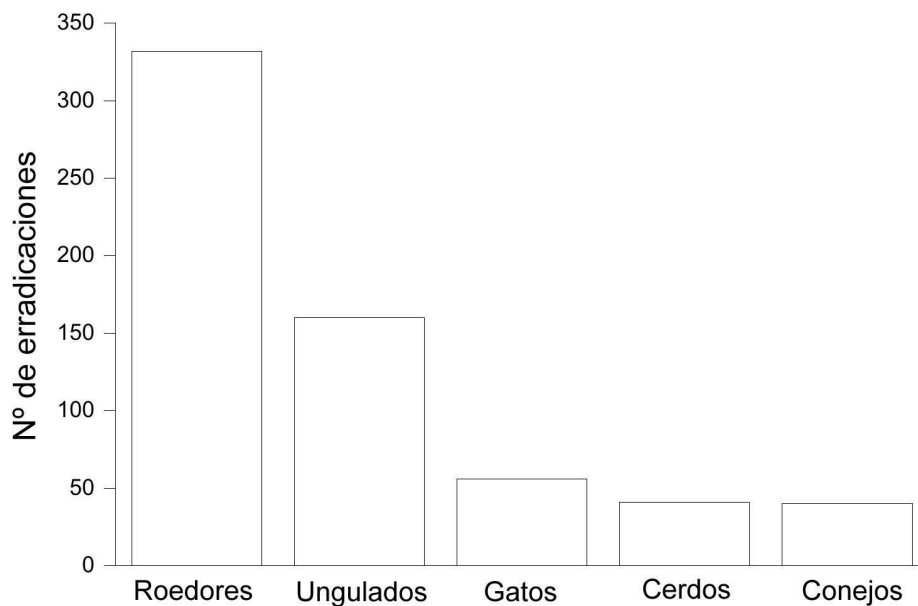


Figura 2. Número de erradicaciones exitosas de mamíferos en islas de todo el mundo (Referencias: Nogales et al. 2004; Campbell & Donlan 2005; Howald et al. 2007, Donlan 2007; K. Campbell, com. pers.; B. Keitt, com. pers.).

mamíferos invasores. Bajo tal supuesto, la erradicación de mamíferos invasores de los ecosistemas continentales se convierte en una posibilidad, siendo los principales desafíos mitigar los impactos no blanco, aumentar la costo-eficiencia de las campañas de erradicación y garantizar el capital social y económico necesario. Teniendo como base y adoptando las técnicas desarrolladas en Australia y Nueva Zelanda, los conservacionistas están removiendo los mamíferos invasores de islas a través de las Américas y otras partes del planeta. Los ejemplos de casos prácticos de las Islas Aleutianas, la zona occidental de México y las Galápagos ilustran la complejidad de la remoción de invasores, los desafíos y el potencial para la conservación de especies a nivel mundial. Muchas de las lecciones aprendidas en las islas debieran ser traspasables a las futuras campañas de erradicación en sistemas continentales.

Zorros en las Islas Aleutianas

Las Islas Aleutianas en Alaska son uno de los últimos lugares silvestres y verdaderamente remotos del mundo. Más de 2.500 islas conforman el Refugio Natural Marítimo de Alaska y abarcan más de 2 millones de hectáreas, proporcionando hábitat de nidificación para más de 40 millones de aves marinas. Pero a pesar de su ubicación remota y glacial, las Aleutianas no han podido escapar al impacto de los mamíferos invasores. Los rusos descubrieron las islas hace más de 200 años e

introdujeron accidentalmente la rata negra. El zorro ártico y el zorro rojo (*Alopex lagopus* y *Vulpes vulpes*) fueron liberados intencionalmente en más de 450 islas como fuente de alimento y para ocupar sus pieles. Con posterioridad, los mismos arrasaron con las aves acuáticas, aves zancudas, aves marinas y los sitios de nidificación de la perdiz nival, depredando los huevos, crías y aves adultas (Bailey 1993). Una de las consecuencias fue la extinción a nivel local del ganso graznador aleutiano endémico (*Branta hutchinsii leucopareia*) de todas las islas, salvo tres. Esta depredación incluso precipitó cambios en el ecosistema, ya que un menor número de aves marinas significó una disminución en el transporte de nutrientes fertilizante a tierra desde el océano, mediante el guano, lo que permitió que los pastizales se convirtieran en tundra (Maron et al. 2006).

“La recuperación de las poblaciones de aves (...) ha sido impresionante y las poblaciones nidificantes marinas han aumentado entre cuatro y cinco veces.”

Dedicado personal del Refugio comenzó a remover zorros del archipiélago aleutiano en 1949, y han logrado despejar con éxito al menos una isla por año desde 1983. Dedicados cazadores han pasado largas y solitarias temporadas año tras año en estas islas remotas y agotadoras - en la actualidad los zorros han sido erradicados de 40 islas, haciendo un total de casi 5.000 km² (Ebbert & Byrd 2002). La recuperación de las poblaciones de aves acuáticas, aves costeras y perdices nivales ha sido impresionante y las poblaciones nidificantes de aves marinas han aumentado entre

cuatro y cinco veces. Un programa de reubicación salvó de la extinción al ganso graznador aleutiano y su número aumentó de 1.000 aves a más de 80.000 en 30 años (Byrd et al. 1994). Los zorros continúan habitando sólo nueve islas y su remoción ya está siendo programada. El personal está ahora poniendo su atención en el desafío de erradicar las ratas del archipiélago. Estos logros representan grandes avances en lo que se refiere a la protección de las zonas de nidificación de aves marinas más importantes del hemisferio norte.

Eliminando los gatos salvajes de las islas de la zona occidental de México

Las islas con alta biodiversidad en climas más cálidos también se están beneficiando de campañas de erradicación focalizada. Las islas de la zona occidental de México son célebres laboratorios de la evolución y se han evitado históricamente las alteraciones humanas directas, debido a su aislamiento y aridez. La mayoría de las más de 100 islas son de propiedad federal y están protegidas legalmente de las distintas formas de conversión de tierras, no obstante los mamíferos invasores, introducidos a

fines de 1800, han tenido consecuencias graves. Al igual que en otras partes, los gatos salvajes son responsables de la disminución generalizada en las poblaciones nativas de la región, incluidas las reducciones a gran escala de las colonias de aves marinas reproductivas y la extinción de ocho roedores endémicos. El petrel de la isla de Guadalupe (*Oceanodroma macrodactyla*), visto por última vez a principios del 1900, ha sido declarado extinto y cuatro especies de rata de cola peluda de las islas (*Neotoma* sp., pequeños roedores herbívoros que son el equivalente ecológico al ciervo enano) han sido borradas del mapa a causa de la depredación por el gato salvaje.

Desde 1994, una coalición de organizaciones conservacionistas dirigida por Island Conservation, el Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C., y la Universidad Nacional Autónoma de México, ha removido exitosamente los mamíferos invasores de las islas. Equipos multifacéticos formados por biólogos, cazadores y tramperos han removido hasta el momento 42 poblaciones de mamíferos invasores de 26 islas, incluidos gatos de 17 islas - un hito en la erradicación exitosa de gatos (Tershy et al. 2002, Aguirre-Muñoz en prensa). La dedicación para “retirar hasta el último” es impresionante: en algunas islas, los empeñados cazadores han pasado

hasta un año aventajando y atrapando hasta el último gato. Estos éxitos fueron productos de un modelo holista de conservación, que integró la investigación, la educación pública, el diseño de políticas, la formación de capacidades y la acción en conservación en el campo. A final de cuentas, todo este trabajo fue costo-efectivo en términos de las ganancias en materia de conservación: 88 vertebrados terrestres endémicos y 201 colonias de aves marinas fueron protegidas por menos de US\$50.000 por taxón/colonia (Aguirre-Muñoz et al. 2008).

“...8.8 vertebrados terrestres endémicos y 201 colonias de aves marinas fueron protegidas por menos de US\$50.000 por taxón/colonia”

Con la suficiente capacidad técnica y apoyo político, el resto de las islas de la zona occidental de México en que hay mamíferos invasores tiene un gran potencial para la restauración. Los gatos salvajes están presentes en tres de las islas más biodiversas: Guadalupe, Socorro y las Tres Marías. Todas son grandes y plantean desafíos sin precedentes; no obstante, la reciente investigación y avances en Australia, en particular el desarrollo de carnadas aéreas que resultan atractivas para los gatos salvajes (Algar & Burrows 2004) hacen factible la erradicación en estas islas. Será todo un reto y significará grandes costos, pero rendirá resultados impresionantes y permitirá que este archipiélago único pueda convertirse en un ecosistema equilibrado y silvestre.

Herbívoros en las Galápagos

Tanto Wallace como Darwin fueron testigos de la destrucción de la Isla Santa Helena a manos de las cabras en el Siglo XIX. Introducida en el 1200, la cabra es responsable de la extinción de al menos once variedades de plantas; el número verdadero se desconoce ya que el primer botánico llegó 300 años después que la cabra. Desafortunadamente, la cabra también se adelantó a Darwin en llegar a las Islas Galápagos, causando una destrucción generalizada del hábitat. No obstante, si bien las cabras continúan deambulando por Santa Helena, muchas de las islas Galápagos se recuperan hoy del daño ocasionado por los herbívoros introducidos, y todo el archipiélago está en vías de ser restaurado.

En 1961, la cabra fue retirada del islote de 12 hectáreas Plaza Sur. Para el 2000, el Parque Nacional Galápagos y la Fundación Charles Darwin libraron exitosamente de la cabra a otras siete islas. Las primeras campañas de erradicación eran oportunistas e involucraban la caza terrestre. A fines de la década de 1990, el Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF) y otros financiaron el Proyecto Isabela, una campaña sin precedentes para remover a las cabras de las islas más grandes de las Galápagos. El plan era erradicar en primer lugar la cabra y el cerdo salvaje de la isla Santiago, de 580 km². Después de refinar las técnicas, la erradicación de la cabra se trasladó a la isla Isabela, una zona de 4.590 km², la acción más grande de este tipo hasta el momento.

Remover a la cabra de una isla casi del tamaño de Rhode Island exigió el desarrollo de nueva tecnología y nuevas técnicas de caza y monitoreo. Incluyó la integración de tecnología GPS y GIS en todos los aspectos de la campaña, caza aérea a gran escala con el uso de helicópteros, caza terrestre con perros especializados y el uso de “cabras Judas” - individuos con radio-collar que se liberan para unirse con el resto de las cabras, revelando así de manera involuntaria el paradero de los rezagados. Cerdos, cabras y burros fueron removidos de Santiago y, en total, más de 150.000 cabras fueron removidas de Santiago e Isabela (Campbell et al. 2004, Cruz et al. 2005, Lavoie et al. 2007, Carrion et al. 2007). La recuperación generalizada del ecosistema ha sido rápida; comunidades enteras de plantas se están recuperando, beneficiando a la tortuga gigante y al burrito de las Galápagos (*Laterallus spilonotus*) (Donlan et al. 2008). La atención se ha centrado ahora en remover a las cabras de las últimas cuatro islas del archipiélago. Después de cientos de años, la persistente destrucción ocasionada por los herbívoros introducidos en las Galápagos está llegando a su fin.

“Después de cientos de años, la persistente destrucción ocasionada por los herbívoros introducidos en las Galápagos está llegando a su fin.”

El futuro de la conservación de islas

Históricamente, los programas sistemáticos de conservación de islas y la erradicación de mamíferos invasores se limitaron a islas pequeñas y medianas. Hoy la situación es distinta; la restauración ocurre en islas de mayor tamaño en todo el mundo y los conservacionistas centran su atención en islas más complejas biológicamente, y estas islas conllevarán vastas oportunidades de conservación y nuevos desafíos.

Será necesario que desarrollemos nuevas técnicas que aumenten la costo-eficiencia de las campañas de erradicación y que mitiguen el impacto sobre la vida silvestre no-blanco de las islas. Es necesaria mayor investigación acerca de la remoción del gato salvaje y el ratón de casa, dos de los mamíferos invasores más difíciles de erradicar. Debido a la presencia de comunidades humanas en las islas más grandes, las futuras erradicaciones de roedores deberán incorporar programas de educación ambiental, prevenir la reintroducción accidental de animales invasores y dejar en claro los beneficios sociales y económicos de la restauración, como la mejora en la salud agrícola y humana. Un análisis regional y global para priorizar las islas que necesitan campañas de erradicación podría maximizar la conservación de especies nativas y en particular favorecer a las aves marinas.

Desde el Océano Índico, pasando por la zona subantártica, hasta la región tropical del Océano Pacífico, los conservacionistas siguen la pauta impuesta por aquellos obcecados neozelandeses que no estaban dispuestos a perder el último vestigio de su vida silvestre nativa. Las Aleutianas, las Galápagos y las islas de la zona occidental de México son sólo tres ejemplos de conservación exitosa de islas. Prevenir la extinción es el centro de la conservación de la biodiversidad, y el retiro de mamíferos invasores desde las islas es una de las herramientas más poderosas de la sociedad para hacerlo. Ya no podemos permitirnos campañas de erradicación prolongadas, ya que demasiadas

“...por primera vez en la historia, proyectos de conservación como la restauración de Tierra del Fuego mediante la remoción de castores invasores están a nuestro alcance.”

especies insulares están al borde de la extinción. En las décadas venideras, será vital que los conservacionistas se esfuercen para erradicar de manera segura los mamíferos invasores de las islas, más rápidamente (y a un menor costo), con el fin de maximizar los beneficios de la conservación. Tras el éxito en islas grandes, tales como la isla Isabela en las Galápagos, vendrán las mega-erradicaciones en los sistemas continentales. Estas exigirán la entrega de todas las técnicas desarrolladas en las islas y nueva

investigación sobre técnicas y tecnología adicionales. Pero, por primera vez en la historia, proyectos

de conservación como la restauración de Tierra del Fuego mediante la remoción de castores invasores están a nuestro alcance. Con el tenaz deseo de reasilvestrar lugares, podremos tener éxito.

Nota: Algunos párrafos de este artículo son extractos del libro '*State of the Wild: A global portrait of wildlife, wildlands and oceans*' (2008). Feran, E. & K. Redford (eds.). Island Press, New York.

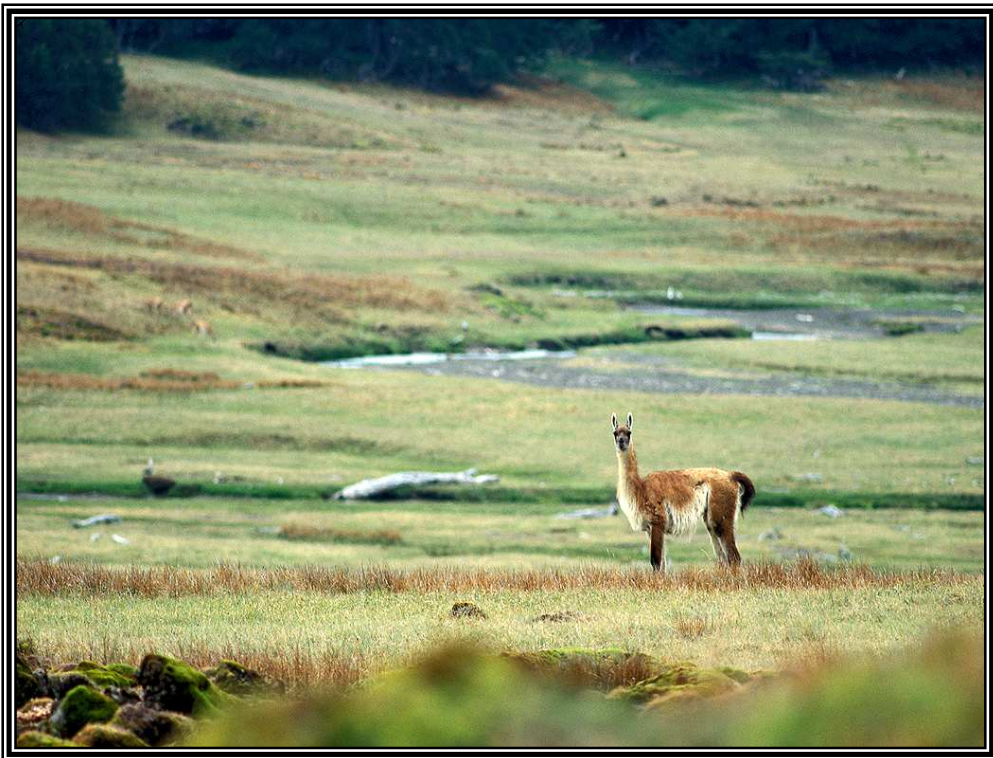
Referencias

- Aguirre-Muñoz A., D. A. Croll, C. J. Donlan, R. W. H. III, M. A. Hermosillo, G. R. Howald, B. S. Keitt, L. Luna-Mendoza, M. Rodríguez-Malagón, L. M. Salas-Flores, A. Samaniego-Herrera, J. A. Sanchez-Pacheco, J. Sheppard, B. R. Tershy, J. Toro-Benito, S. Wolf, and B. Wood (2008). High-impact conservation action: a case study from the islands of western Mexico. *Ambio* 37: 101-108.
- Algar D. & N.D. Burrows (2004). Feral cat control research: Western Shield review - February 2003. *Conservation Science Western Australia* 5: 131-163.
- Bailey E.P. (1993). Introduction of foxes to Alaskan Islands - history, effects on avifauna, and eradication. U.S. Fish and Wildlife Service Resource Publication 193. United States Department of Interior.
- Burbidge A.A. (2004). Montebello Renewal: Western Shield review - February 2003. *Conservation Science Western Australia* 5: 194-201.
- Byrd G.V., J.L. Trapp & C.F. Zeillemaker (1994). Removal of introduced foxes: A case study in restoration of native birds. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 59: 317-321.
- Campbell K. & C.J. Donlan (2005). Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology* 19: 1362-1374.
- Campbell K., C.J. Donlan, F. Cruz & V. Carrion (2004). Eradication of feral goats *Capra hircus* from Pinta Island, Galápagos, Ecuador. *Oryx* 38: 328-333.
- Carrion V., C.J. Donlan, K. Campbell, C. Lavoie & F. Cruz (2007). Feral donkey (*Equus asinus*) eradication in the Galápagos. *Biodiversity and Conservation* 16: 437-445.
- Croll D. A., J.L. Maron, J.A. Estes, E.M. Danner & G.V. Byrd (2005). Introduced predators transform subarctic islands from grassland to tundra. *Science* 307: 1959-1961.
- Cruz F., C.J. Donlan, K. Campbell & V. Carrion (2005). Conservation action in the Galápagos: Feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biological Conservation* 121: 473-478.
- Donlan C.J., B.R. Tershy, K. Campbell & F. Cruz (2003). Research for requiems: the need for more collaborative action in invasive species management and conservation. *Conservation Biology* 17: 1850-1851.
- Donlan C.J., B.R. Tershy & D.A. Croll (2002). Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology* 39: 235-246.
- Donlan C. J., K. Campbell, W. Cabrera, C. Lavoie, V.C. G & F. Cruz (2008). Recovery of the Galápagos Rail (*Laterallus spilonotus*) following the removal of invasive mammals. *Biological Conservation* 138: 520-524.
- Ebbert S.E. & G.V. Byrd (2002). Eradications of invasive species to restore natural biological diversity on Alaska Maritime National Wildlife Refuge. In: C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*: 102-109. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland.

- Fukami T., D.A. Wardle, P.J. Bellingham, C.P.H. Mulder, D.R. Towns, G.W. Yeates, K.I. Bonner, M.S. Durrett, M.N. Grant-Hoffman & W.M. Williamson (2006). Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters* 9: 1299-1307.
- Howald G.R., K.R. Faulkner, B. Tershy, B. Keitt, H. Gellerman, E.M. Creel, M. Grinnel, S. Ortega & D. A. Croll (2005). Eradication of black rat from Anacapa Island: biological and social considerations. In: D.K. Garcelon & C.A. Schwemm (Eds.). *Proceedings of the Sixth California Islands Symposium*: 299-312. Institute for Wildlife Studies, Arcata, California.
- Howald G., C.J. Donlan, J.P. Galván, J. Russell, J. Parkes, A. Samaniego, Y. Wang, D. Veitch, P. Genovesi, M. Pascal, A. Saunders & B. Tershy (2007). Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21: 1258-1268.
- Igual J.M., M.G. Forero, T. Gomez, J.F. Orueta & D. Oro (2006). Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation* 9: 59-65.
- Keitt B.S. & B.R. Tershy (2003). Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. *Animal Conservation* 6: 307-308.
- Lavoie C., C.J. Donlan, K. Campbell, F. Cruz & V. Carrion (2007). Geographic tools for eradication programs of insular non-native mammals. *Biological Invasions* 9: 139-148.
- Maron J.L., J.A. Estes, D.A. Croll, E.M. Danner, S.C. Elmendorf & S. Buckalew (2006). An introduced predator transforms Aleutian Island plant communities by disrupting spatial subsidies. *Ecological Monographs* 76: 3-24.
- McClelland P. & P. Tyree (2002). Eradication: The clearance of Campbell Island. *New Zealand Geographic* 58: 86-94.
- Morris K.D. (1989). Feral animal control on Western Australian islands. In: A. Burbidge (Ed.). *Australian and New Zealand islands: nature conservation values and management*: 105-111. Department of Conservation and Land Management, Perth.
- Nogales M., A. Martín, B.R. Tershy, C.J. Donlan, D. Veitch, N. Puerta, B. Wood & J. Alonso (2004). A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* 18: 310-319.
- Parkes J., M. Statham & G. Edwards (2005). *Proceedings of the 13th Australasian Vertebrate Pest Conference*. Landcare Research, Wellington.
- Saunders A. & D.A. Norton (2001). Ecological restoration at Mainland Islands in New Zealand. *Biological Conservation* 99: 109-119.
- Steadman D.W. (2006). *Extinction and biogeography of tropical pacific birds*. University of Chicago Press, Chicago, U.S.A.
- Tershy B.R., C.J. Donlan, B. Keitt, D. Croll, J.A. Sanchez, B. Wood, M.A. Hermosillo & G. Howald (2002). Island conservation in northwest Mexico: A conservation model integrating research, education and exotic mammal eradication. In: C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*: 293-300. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland.
- Thomas B.W. & R.H. Taylor (2002). A history of ground-based rodent eradication techniques developed in New Zealand, 1959-1993. In: C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*: 301-310. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland.
- Towns D.R., I.A. E. Atkinson & C.H. Daugherty (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions* 8: 863-891.
- Wanless R.M., A. Angel, R.J. Cuthbert, G.M. Hilton & P.G. Ryan (2007). Can predation by invasive mice drive seabird extinctions? *Biology Letters* 3: 241-244.
- Whitworth D.L., H.R. Carter, R.J. Young, J.S. Koepke, F. Gress & S. Fangman (2005). Initial recovery of Xantus's Murrelets following rat eradication on Anacapa Island, California. *Marine Ornithology* 33: 131-137.
- Wright A. & V.D. Joux (2003). *Getting results: case studies of innovation in the public service*. Amherst Group Ltd, Connecticut.

Parte 5:

Final



HACIA UNA ESTRATEGIA BINACIONAL PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS AUSTRALES AFECTADOS POR EL CASTOR AMERICANO

Fernanda Menvielle, Nicolás Soto, Bárbara Saavedra, Adrián Schiavini, Laura Malmierca & Daniel Ramadori

Resumen

Las especies exóticas invasoras constituyen uno de los componentes más dañinos del cambio global generando efectos negativos sobre la economía local, producto de las pérdidas provocadas por el impacto tanto a sistemas naturales como productivos. La no acción en contra del castor hoy día, tendría como resultado más probable la continuidad de la dispersión del castor en el archipiélago fueguino y la extensión de su rango en el continente. El funcionamiento y sustentabilidad de los bosques y demás ecosistemas del sur de Sudamérica se verán comprometidos, y con ello su potencial económico. Por ello, la única forma de restaurar los ecosistemas afectados por el castor requiere su erradicación de toda su área de distribución en Sudamérica, como paso previo para lograr la recuperación de los ambientes afectados. Esta acción será la única forma de eliminar definitivamente la amenaza de invasión de la especie hacia el continente Sudamericano, donde una vez establecido será casi imposible su extirpación. Un Estudio de Factibilidad de Erradicación constituye el primer paso para analizar efectivamente la posibilidad que existe de alcanzar el objetivo de erradicación.

Antecedentes generales

El escenario, el problema

Los paisajes australes de Sudamérica son sinónimo de bosques, montañas, turbales, humedales, ríos y fiordos. Estos paisajes son relativamente jóvenes, debido a su origen posterior a la última glaciación. Esta historia ha determinado en gran parte que los bosques del sur de Sudamérica presenten una baja diversidad a nivel específico, que se refleja por ejemplo en la composición de sus bosques, los que están dominados por tres especies del género *Nothofagus*. A pesar de ello, el rol de estos ecosistemas a nivel funcional tanto a escala local como global es extraordinario, puesto que recae en

“Los paisajes australes de Sudamérica (...) son relativamente jóvenes, debido a su origen posterior a la última glaciación. (...) A pesar de ello (...) recae en ellos toda la responsabilidad de llevar a cabo los procesos ecosistémicos terrestres a esta latitud”

ellos toda la responsabilidad de llevar a cabo los procesos ecosistémicos terrestres a esta latitud.

Es justamente en estos paisajes donde se aprecia más claramente el rol que las especies invasoras ejercen sobre la biodiversidad. Ellas constituyen uno de los componentes más dañinos del cambio global generando efectos negativos sobre la economía local, producto de las pérdidas provocadas por el impacto tanto a sistemas naturales como productivos (e.g. agrícolas, ganaderos, forestales). El Archipiélago de Tierra del Fuego contiene en la actualidad un significativo ensamble de especies invasoras, cuya dispersión y colonización, en el caso de los mamíferos, se ha visto favorecida por la ausencia de grandes predadores.

En este escenario de tierras montañosas, bosques y ríos el castor americano (*Castor canadensis*) encontró condiciones de hábitat muy favorables para su establecimiento en Tierra del Fuego, como abundancia de alimentos y falta de depredadores. Este roedor, originario de Norteamérica fue introducido a Tierra del Fuego en 1946, en el sector argentino de la Isla Grande, expandiéndose a partir de un pequeño núcleo de 25 parejas. Esta especie se expandió con notable éxito gracias a su característica de ingeniero de ecosistemas, constituyéndose en la especie exótica de mayor presencia e impacto en Tierra del Fuego. Esto, sumado a la falta de acciones en su contra durante más de 40 años, permitió su expansión e incremento poblacional en Tierra del Fuego e incluso en el sur del continente Sudamericano.

A escala geográfica, los castores ocupan en la actualidad la totalidad de Isla Grande de Tierra del Fuego, islas Navarino, Dawson, Hoste e islotes adyacentes. Las estimaciones poblacionales de la especie son escasas, y se han focalizado en la Isla Grande y Navarino. En la actualidad se estima que la población de castores en el archipiélago bordearía los 100.000 individuos, presentando tasas de avance de 2 a 6 km lineales por año. Poblaciones en islas como

“La especie ocupa en esta zona (Tierra del Fuego) todos los ambientes, incluyendo ecosistemas de bosque, turberas, matorral, estepa magallánica e incluso ecosistemas andinos.”

Dawson, un sitio crítico para el avance de la especie hacia el continente, esperan aún ser evaluadas. La especie ocupa en esta zona todos los ambientes, incluyendo ecosistemas de bosque, turberas, matorral, estepa magallánica e incluso ecosistemas andinos. Si bien no hay datos precisos para el sector argentino, en el sector chileno el establecimiento de la especie en las áreas de estepa del norte de la Isla Grande data al menos del año 2000. En estos ambientes de menor calidad, la

tendencia a la dispersión a largas distancias se vería favorecida, lo que a su vez favorecería el cruce de la especie al continente. Hasta el presente no se han analizado y precisado las características de los sitios más propicios para el cruce, aventurándose hipótesis que restan por ser puestas a prueba.

La presencia de castores se ha constatado en el continente, donde se han detectado focos de la especie en la península de Brunswick, que datan al menos del año 1994, habiéndose capturado y/o hallados hasta el presente unos 12 individuos. Recientemente, prospecciones realizadas por el Servicio Agrícola y Ganadero de Magallanes (SAG, Chile) en esta península, evidenciaron la presencia de castor en tres focos: Laguna Parrillar, Río Gennes y Río San Juan.

Los focos de presencia de castores detectados hasta ahora en el continente están asociados a la presencia de bosques. Ello, sumado al carácter insular del archipiélago fueguino y patagónico austral chileno, sugiere que la ruta de dispersión se realizaría a través de una combinación de corredores que presenten acceso tanto a terrenos bajos con suficientes recursos hídricos, como a árboles que son recurso para la construcción. Sin embargo, las lecciones aprendidas en la estepa magallánica llaman a no descartar la dispersión en zonas donde no haya presencia de bosque.

Los efectos del castor sobre la biodiversidad local, así como sobre la economía de la zona de Tierra del Fuego han sido descritos de manera heterogénea. El impacto de los castores sobre la biota austral se basa en la capacidad intrínseca de la especie de modificar su hábitat, por la construcción de represas y madrigueras, lo que genera la detención de cursos de agua y el anegamiento de vastas zonas, lo que tiene como consecuencias a diferentes niveles. Entre ellos se destaca la alteración de procesos ecosistémicos, como ciclaje de nutrientes, hasta modificación de la estructura de los ecosistemas y sus comunidades acuáticas y terrestres.

En su hábitat originario del hemisferio norte, el castor consume especies vegetales de las riberas, las cuales están adaptadas a esta presión de herbivoría. Esto favorece el mantenimiento de un sistema vegetal ribereño a pesar de la presión ejercida por el castor. Por el contrario, la baja diversidad de árboles en bosques australes, y el hecho que las mismas no están adaptadas a soportar la herbivoría y anegamiento producido por los castores, ha derivado en un fuerte impacto de la especie sobre los ambientes ribereños. Estos efectos se concentran en una franja de 50-100 m a ambos lados de los cauces en zonas con bosque ribereño, pero no se restringen totalmente a ella. De este modo los castores afectan el bosque produciendo la muerte directa de árboles (por consumo o anegación), la pérdida de suelo, así como por la modificación de los ensambles de especies en la etapa de recolonización del bosque. Como resultado de su dispersión, y dependiendo de la zona, el castor ha afectado entre el 3% y el 28% de la superficie de los bosques de la Isla Grande

“Hoy se sabe que la estrategia natural de reemplazo de los bosques de Nothofagus, basada esencialmente en la regeneración posterior a la apertura del dosel, no está adaptada a la presión de herbivoría efectuada por el castor.”

de Tierra del Fuego. Hoy se sabe que la estrategia natural de reemplazo de los bosques de *Nothofagus*, basada esencialmente en la regeneración posterior a la apertura del dosel, no está adaptada a la presión de herbivoría efectuada por el castor. Las modificaciones al hábitat ribereño producidas por el castor trascienden a la vida útil de los embalses, de modo tal que la dinámica del uso, agotamiento y abandono de los sitios ocupados por castores genera un pastizal artificial de castor, donde la dinámica natural de sucesión del bosque se ve reemplazada por una artificial que deriva en praderas o matorrales, incluyendo la colonización de especies vegetales exóticas, dificultando la subsecuente regeneración del bosque.

Esta pérdida de biodiversidad nativa se traduce en una merma de recursos naturales y el consecuente deterioro de la actividad económica local, incluyendo el patrimonio silvícola, agropecuario y obras de infraestructura. Es así por ejemplo que estimaciones realizadas en Tierra del Fuego hacia fines de los 90, indicaban la pérdida de unas 25.000 ha de bosque nativo producto de la acción directa de los castores. Otros efectos económicos se asocian a la salud pública, por la alteración de sistemas hídricos que son fuentes de agua potable, disminuyendo la calidad del agua de

“Esta pérdida de biodiversidad nativa se traduce en una merma de recursos naturales y el consecuente deterioro de la actividad económica local, incluyendo el patrimonio silvícola, agropecuario y obras de infraestructura”

bebida. La proyección de pérdidas económicas asociadas a la presencia de este roedor sólo en el sector chileno se eleva por sobre los US\$2.200 millones. Ello se produce entre otros por daño a caminos, alcantarillados, puentes y cercos, los cuales se ven regularmente interrumpidos, debilitados y cortados por la acción de castores, lo que genera pérdidas económicas al sector público y privado, junto con pérdidas de conectividad social. A su vez las modificaciones sobre el ecosistema producen impactos sobre el patrimonio paisajístico y pueden afectar la actividad turística. Un aspecto menos evaluado, pero más relevante es la disrupción de los ciclos hidrológicos naturales que sustentan los ecosistemas australes.

¿Qué se espera que suceda en los próximos años bajo la alternativa de no acción?

Evaluar la alternativa de no acción (permitir la persistencia y dispersión futura del castor) lleva a visualizar el escenario de los ecosistemas de la Patagonia austral en un horizonte de algunas

decenas de años, con el castor ocupando en su totalidad el archipiélago fueguino y dispersándose en el continente hacia el norte.

Para este breve análisis conceptual valen algunas consideraciones ya esbozadas:

- El castor utiliza para su instalación terrenos con acceso al agua y recursos alimenticios, donde el gradiente bajo favorece el manejo del agua y en consecuencia la instalación de sus madrigueras.
- El castor utiliza árboles u otro tipo de vegetación para construir sus embalses y madrigueras.
- El castor puede colonizar ambientes subóptimos como los de la estepa magallánica o las praderas altoandinas, donde el factor esencial parece ser el acceso a manejar el agua y donde no necesariamente hay acceso a árboles. Incluso en los cursos de agua de estepa, meandrosos y con escasa pendiente, puede no construir diques. En consecuencia, la existencia de árboles o bosque no debería ser percibida como requisito indispensable para la dispersión del castor.
- El castor puede desplazarse por ambientes marinos, por lo que no se descartan los movimientos a lo largo de las costas marinas del archipiélago fueguino y patagónico.
- Pero lo más inquietante es que el paisaje geográfico en el que se ha desenvuelto el castor durante los últimos 60 años, es decir las condiciones para su instalación y dispersión, se repiten con variaciones desde la Tierra del Fuego hasta las provincias de Neuquén en Argentina y hasta la Novena Región en Chile.
- Peor aún, bajo la premisa de que los principales factores para la instalación del castor son el acceso a agua y alimentos, el castor puede desplazarse por hábitats sin bosques, lo que pondría pocos límites a su dispersión por Sudamérica.

La no acción en contra del castor hoy día, tendría entonces como resultado más probable la continuidad de la dispersión del castor en el archipiélago fueguino hacia áreas aún libres como la costa sur de la Isla Hoste, el Cabo de Hornos y las innumerables islas hacia el norte y la extensión de su rango en el continente. Como consecuencia, los ambientes ribereños originales continuarían disminuyendo en su extensión y serían progresivamente reemplazados por pastizal artificial de castor, sólo ausentes en zonas cuya pendiente o gradiente no permita su instalación.

Por otro lado, la presión demográfica del castor lo empujaría a colonizar hábitats subóptimos, de modo tal que en un plazo breve, las posibilidades de invasión al continente habrán incrementado notablemente gracias a la existencia de diversos frentes de avance. Las características demográficas de este roedor lo harán muy difícil de detener, incrementándose cuantiosamente los costos para su control, una vez que en el continente encuentre sitios favorables para controlar el agua y obtener

alimento, así como corredores a lo largo de los que pueda dispersarse, corredores que pueden incluir pasos cordilleranos. De este modo, las vertientes tanto pacíficas como atlánticas de la Cordillera de los Andes serán susceptibles al avance de esta especie.

“Esta acción (la erradicación) será la única forma de eliminar definitivamente la amenaza de invasión de la especie hacia el continente Sudamericano, donde una vez establecido será casi imposible su extirpación.”

En resumen, la opción de no intervención derivará en la continuidad de los efectos del castor en Tierra del Fuego y en la dispersión de la especie hacia el continente. Tal como la no acción frente a la invasión de los castores en el pasado ha determinado el deterioro significativo de los ecosistemas nativos australes y pérdidas económicas significativas en el Archipiélago Fueguino, la no acción hoy día frente a

esta plaga determinará efectos similares en el continente Sudamericano. El funcionamiento y sustentabilidad de los bosques y demás ecosistemas del sur de Sudamérica se verán comprometidos, y con ello su potencial económico. Por ello, la única forma de restaurar los ecosistemas afectados por el castor requiere la erradicación del castor de toda su área de distribución en Sudamérica, como paso previo para lograr la recuperación de los ambientes afectados. Esta acción será la única forma de eliminar definitivamente la amenaza de invasión de la especie hacia el continente Sudamericano, donde una vez establecido será casi imposible su extirpación.

Erradicar el castor de su rango actual de distribución implica abordar tres líneas principales de acción:

- a) Eliminar los focos de presencia actualmente localizados en el continente.
- b) Evitar la invasión-reinvasión del sector continental.
- c) Erradicar las poblaciones de castores en el archipiélago fueguino.

¿Es posible erradicar al castor?

En comparación con otras especies exóticas de la Patagonia, así como la amplitud y persistencia de los efectos directos e indirectos producidos por la especie, el castor es una especie factible de ser erradicada considerando varios aspectos de su biología y comportamiento.

El castor es una especie cuya detección resulta sencilla ya que los signos asociados a su presencia son muy evidentes y sus movimientos parecen seguir patrones claramente predecibles,

siguiendo en general cursos de agua y solo cruzando a través de los interfluvios en casos de encontrar barreras a la expansión lineal por un mismo curso de agua o por falta de recursos dentro de ese curso.

La especie presenta una tasa de natalidad moderada y una movilidad relativamente baja. Una vez detectada la presencia de un individuo o una familia, su eliminación es relativamente sencilla, especialmente si se realizan las capturas en el período de menor movilidad de la especie (otoño – invierno).

A escala continental, la especie presenta aún una distribución restringida y principalmente asociada a sectores insulares. Ello ofrece una ventaja comparativa para su control, pues sus efectos sobre los ecosistemas están también restringidos y acotados.

Considerando que la mejor oportunidad en términos de costos ambientales y de esfuerzo para la erradicación de una especie invasora, se asocian a las etapas iniciales de su establecimiento. La propagación de la invasión, no sólo produciría un impacto de gran magnitud sobre los ecosistemas, sino además un incremento en los costos y esfuerzos futuros de erradicación.

A lo recién expuesto, puede agregarse que en países como los nuestros –con menor disponibilidad efectiva de recursos económicos para el manejo de las invasiones biológicas- la necesidad de actuar en las etapas iniciales del proceso constituye la opción mandataria. Permitir que una invasión incipiente “se escape”, en la práctica puede significar que la invasión ya nunca podrá ser erradicada, ya que esos mayores costos tornan inviable el objetivo. Esta situación es más patente en el contexto de la llegada de castores al continente Sudamericano.

La erradicación de especies exóticas se define como acciones de manejo que se desarrollan en un tiempo acotado y definido, durante el cual se debe terminar con todos los individuos que componen la población invasora en el área definida. Este proceso contempla diversas etapas, entre las que se pone especial cuidado en evaluar los impactos sobre especies “no blanco”.

En el caso del castor y la amenaza de invasión al continente, se debe considerar como objetivo de la erradicación la instalación de una barrera de contención efectiva en el sector o franja emisora en las Islas del archipiélago fueguino. La definición de una zona “buffer” que permita encontrar y eliminar nuevos individuos que puedan eventualmente sobrepasar la barrera, evitaría o minimizaría que la invasión pase al continente, constituyendo una primera tarea de prevención.

La Península de Brunswick corresponde al sector continental que ha sido blanco del arribo de castores. Esta es un área de difícil acceso y baja ocupación humana, por lo cual se requiere implementar con urgencia un Plan de Acción/Contingencia que contemple simultáneamente tareas de erradicación de los focos existentes, labores de vigilancia que permitan detectar nuevos focos de

invasión, así como acciones de control rápida y efectiva que permitan acabar con los focos encontrados.

Constituye esta una oportunidad extraordinaria para impulsar la restauración de los ecosistemas afectados por castores en Patagonia Austral, lo cual redundará en beneficios directos para las comunidades locales de Chile y Argentina. Existe consenso y voluntad política para encarar la restauración de estos ecosistemas, así como capacidades técnicas y administrativas tanto en Chile como Argentina como para impulsar en forma conjunta este proceso. La restauración de los ambientes afectados por el castor en Patagonia Austral podría constituir un modelo único en su tipo, de singular valor para el trabajo cooperativo de naciones hermanas y otras, en función del bien común no sólo presente, sino que futuro.

Planes de control hasta el 2006

A la fecha las autoridades tanto chilenas como argentinas han implementado diversos programas de control de castores, los cuales presentan heterogeneidad en continuidad, rango geográfico y recursos disponibles, entre otros aspectos.

El control de castores en Argentina comenzó en 1981, con la autorización de la caza de la especie. Desde ese momento y hasta 1996, se realizaron distintos esfuerzos públicos y privados de captura. Ellos se focalizaron por un lado en el control de daños producidos por castores en áreas rurales, con el objetivo de optimizar los métodos de captura y estimular investigaciones aplicadas al manejo de la especie, y por otro a gestionar ante la Unión Europea acciones tendientes a la facilitación del comercio internacional de productos de la especie. Programas posteriores (2001) estuvieron dirigidos directamente a la caza, la cual se pretendía estimular por compra directa de productos. Sin embargo, estos programas fracasaron entre otras causas, debido a la falta de financiamiento de largo plazo, de articulación entre dueños de predios privados y fiscales, así como por la falta de mercado para los productos obtenidos de la caza. El fracaso se evidenció tanto en el objetivo de promover el control de las poblaciones como en el de implementar un sistema fluido de uso de los productos de la especie. Al igual que en Chile, la mayor asignación de fondos a estos programas provino de fuentes públicas. A diferencia de Chile, la coordinación y manejo de los programas argentinos incluía diferentes reparticiones públicas, tanto provinciales como nacionales. A partir del 2006, el castor es declarado especie perjudicial y dañina por la legislación provincial.

En Chile, el castor está oficialmente declarado como especie perjudicial o dañina a partir del año 1992, mediante la publicación del DS 133, Reglamento de la Ley de Caza. Luego de realizar dos estudios (1981 y 1999) destinados a evaluar abundancia, dispersión, impactos y potencial de

aprovechamiento del castor en las islas Navarino y Tierra del Fuego, el año 1999 se ejecutó el primer programa específico dirigido a estimular el aprovechamiento comercial de la especie. El objetivo principal de este programa fue evaluar el potencial aprovechamiento económico de la especie, se trató de una inversión pública y privada y se esperaba tuviera continuidad con un proyecto de promoción de caza y uso de la especie. Posteriormente (2004-2006), al identificar algunas limitaciones del proyecto anterior y procurando asumir un rol subsidiario en este aspecto, el SAG de Magallanes inició un Programa de Control de Fauna Dañina en la XII Región, financiado con fondos regionales e integrando activamente el interés y aportes del sector privado. Tal como en los casos anteriores, el objetivo de este programa se centró en estimular el control a través de la puesta en valor y consecuente aprovechamiento de las especies invasoras, dentro de las cuales se incluía al castor. Esta vez, el programa tuvo por objetivo general mitigar e incluso detener, si fuera posible, el deterioro ambiental y económico provocado por la fauna invasora. El énfasis en este caso estuvo puesto en concentrar la caza en áreas de Tierra del Fuego que constituirían las mayores amenazas para la invasión del continente y la vigilancia de este último.

En general, los programas de control de especies invasoras han sido poco eficaces debido fundamentalmente a la falta de políticas y canales de gestión público-privadas destinados a prevenir y controlar la liberación de especies dañinas y domésticas asilvestradas, incluyendo al castor. Estos factores se agravan si se considera las características de los mercados, el aislamiento geográfico de la fuente de producción y la carencia de una cultura de caza local, entre otras.

En el caso particular del castor, las estrategias de control basadas en incentivos a la caza no han dado a la fecha los frutos esperados. Dos causas de esta situación han sido la relación costo beneficio entre los incentivos y el costo de captura, sumado a aspectos culturales y la idiosincrasia de los sectores de la comunidad involucrados en la caza. El resultado es que en general, la mayor

“En el caso particular del castor, las estrategias de control basadas en incentivos a la caza no han dado a la fecha los frutos esperados.”

presión de caza se ha centrado en cercanías de caminos y de los asentamientos humanos. En contraposición, las mayores extensiones de Tierra del Fuego son inaccesibles por lo que la presión de caza ha sido nula y por ende el control sobre la población de castores inexistente. En términos poblacionales, se mantendría con este sistema zonas de emisión de castores, en las cuales la presión de caza es cero, las que alimentarían con nuevos individuos a zonas cercanas a caminos, donde la población de castores se reduce por caza.

Sin perjuicio de lo anterior, también es necesario reconocer que los esfuerzos de control realizados hasta la fecha constituyen iniciativas de muy corta edad y que son pioneras en ambos

países, marcando un hito sobre el particular. No solo han cumplido con haber identificado el problema, haberlo relevado ante las instancias de los respectivos gobiernos regionales y centrales, y haber implementado los primeros mecanismos de control, sino que además están generando experiencias valiosas que permiten orientar los esfuerzos futuros.

2006. El tramo final del camino hacia el consenso

Debido a la magnitud de la invasión de castores en el Archipiélago Fueguino, así como su presencia y potencial expansión hacia el continente, se generó un consenso científico-administrativo de que el proceso de erradicación de castores debe ser afrontado en forma coordinada por Chile y Argentina, lo que permitirá al menos vislumbrar un final exitoso a este proceso. Es así como a partir del año 2003, los gobiernos de Chile (SAG) y Argentina (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, SAYDS),

“Debido a la magnitud de la invasión de castores (...) se generó un consenso científico-administrativo de que el proceso de erradicación debe ser afrontado en forma coordinada por Chile y Argentina...”

han iniciado la coordinación técnica y de gestión para abordar este problema. El trabajo bi-nacional ya ha comenzado, desarrollándose tanto en los ámbitos del Comité de Frontera como en numerosas reuniones técnico-científicas destinadas a abordar los problemas de manejo de especies invasoras y fauna silvestre en general.

En esta interacción se han logrado acuerdos significativos en relación al manejo de las especies invasoras, especialmente del castor. Entre otras medidas se ha mantenido activa la presión de caza en áreas específicas del archipiélago, con el fin de impedir el avance de la especie al continente. Destaca el consenso sobre la necesidad de instrumentar la caza de castores con fines de erradicación, inicialmente en el continente y en segundo lugar en el archipiélago Fueguino, así como de buscar fuentes de financiamiento que permitan desarrollar este proceso a una escala binacional.

Esto es particularmente relevante, pues existe evidencia suficiente que indica que el control de castores vía incentivos a la caza comercial del castor, no ha permitido alcanzar la meta requerida en relación a controlar las poblaciones de castor (discutido más arriba), ni mucho menos erradicarlo. Este último aspecto tendría su base en el desarrollo de un mecanismo perverso de valoración del castor, que actuaría en contra de cualquier objetivo de erradicar la especie en caso que alguna vez su uso genere beneficios considerables para las comunidades locales. Más riesgoso aún, es la

posibilidad que el valor que pudieran tener en el futuro en el mercado los productos derivados del castor (pieles y en menor grado carne) podrían empujar a iniciativas privadas que intenten favorecer la presencia del castor en sitios en donde no se lo encuentra en la actualidad, lo que produciría dispersiones poco predecibles en tiempo y lugar. La experiencia recabada a nivel local en relación al control con incentivos, así como numerosa evidencia internacional en programas exitosos de erradicación indican que el proceso de erradicación del castor debe independizarse de cualquier valor comercial presente o futuro que pudieran tener el castor o sus subproductos. Debe destacarse aquí sin embargo, que el proceso de erradicación de una especie es en sí mismo un proyecto de gran envergadura, el que involucra cuantiosos y diversos recursos tanto humanos como económicos, los que pueden otorgar beneficios significativamente más altos para la población local, la cual se beneficia no sólo por la generación de nuevos empleos, sino por la adquisición de capacitación, establecimiento de redes internas e internacionales de cooperación, recuperación de biodiversidad nativa, entre muchos otros.

Un momento relevante en el proceso de generación de consenso científico-administrativo en relación al control de castores lo constituyó la “Primera reunión técnica de cooperación entre Argentina y Chile sobre el ingreso del castor (*Castor canadensis*) en el área continental de América del Sur”, realizada en agosto del 2006 (Río Gallegos, Argentina). En esta reunión se firmó por primera vez el documento base de una “Estrategia Binacional para la Erradicación del castor en Patagonia Austral”, la que está apoyada por organismos públicos y privados tanto chilenos como argentinos, así como ONG de carácter internacional. En función de este objetivo, dicho documento apunta explícitamente a: 1) la eliminación de los focos continentales de castor; 2) el desarrollo de un plan para evitar la re-invasión continental de la especie; y 3) la erradicación del castor del archipiélago Fueguino.

En la misma acta se acordó la conformación de un Comité de Gestión encargado del seguimiento de las actividades y conformado por miembros de las principales instituciones públicas y privadas de ambos países involucradas en el tema (SAG, CONAF, SayDS, APN, Gobiernos Provinciales, Wildlife Conservation Society).

Un segundo momento relevante en este proceso fue el presente “Taller Internacional de Control de Castores en la Patagonia” llevado a cabo en Punta Arenas, Chile. Este taller contó con la presencia de especialistas con experiencia internacional en la erradicación de mamíferos invasores en diferentes ambientes tanto insulares como continentales. La contribución de este grupo selecto de expertos fue fundamental para reconocer que en el Archipiélago Fueguino existiría la factibilidad biológica y técnica para implementar programas de erradicación de mamíferos en los más diversos ambientes.

Los principales logros de este Taller incluyen el convencimiento por parte de los agentes públicos locales y nacionales competentes tanto Chilenos como Argentinos, de la necesidad de iniciar un proceso conducente a la erradicación de castores ahora, siendo prioritario un estudio que determine la factibilidad técnica y económica de erradicar el castor en el hemisferio sur. En segundo lugar, la convicción y compromiso de llevar a cabo este proceso en forma coordinada y cooperativa entre ambos países, y en tercer lugar de la generación de una visión compartida que indica con claridad la necesidad de desarrollar acciones de cooperación internacionales destinadas a restaurar la Patagonia Austral, recuperar sus ecosistemas nativos y elevar con ello el valor de su biota en beneficio de sus pobladores actuales y futuros.

La visión y cómo cumplirla

Los antecedentes generales antes descritos, junto con el análisis de las consecuencias frente a la no-acción en relación a la invasión de castores, han generado y fortalecido una visión consensuada respecto del futuro de estos ecosistemas. Esta visión indica el escenario futuro deseado para la Patagonia Austral, compartida por Chile y Argentina, la que consiste en la presencia de:

Ecosistemas del extremo austral de Sudamérica restaurados a su condición previa a la liberación del castor americano

Para alcanzar esta visión se requiere:

1. Erradicar el castor de su rango actual de distribución artificial en el extremo sur de Sudamérica.
2. Recuperar o restaurar los ambientes afectados por el castor.

Estos objetivos difieren en las actividades, riesgos y necesidades asociadas, pero su logro debe ser encarado en conjunto y coordinadamente por todos los actores relevantes asociados a ambos lados de la frontera, y debe ser desarrollado en etapas sucesivas. La recuperación de los ambientes patagónicos afectados por el castor requiere como etapa inicial la eliminación de este agente de modificación, de manera tal de evitar su presencia actual y por ende futura dispersión. Del mismo modo, la sola erradicación del castor no es suficiente, ya que si bien es esperable que en algunos casos ocurra una recuperación “natural” de los ambientes afectados, en otros casos deberán ponerse

en marcha acciones tendientes a recuperar efectivamente los ambientes afectados, alcanzando así la visión inicialmente planteada.

La magnitud del trabajo en relación a las actividades asociadas a este proceso, su planificación, financiamiento, así como los aspectos logísticos asociados, indican sin duda que la restauración de los ecosistemas Patagónicos Australes afectados por el castor será una tarea de mediano y largo plazo. Diversas líneas de acción conformarán toda esta empresa, las que a pesar de presentar secuencia temporal, podrán sobreponerse en el tiempo.

Pasos hacia la restauración de Patagonia austral, vía la erradicación del castor americano

1) Estudio de Factibilidad de la erradicación de castores.

El Estudio de Factibilidad (EF) constituye el primer paso para analizar efectivamente la posibilidad que existe de alcanzar el objetivo de erradicación. Este Estudio debería evaluar en un período breve de tiempo, la factibilidad de implementar un programa de erradicación de castores en la Patagonia Austral, incluyendo la zona continental y el Archipiélago Fueguino Chileno-Argentino. El EF debe contener todos los aspectos relevantes asociados al proceso, incluyendo aquellos de orden ecológico, técnico-profesional, económico, social e institucional. Deberá ser desarrollado por un grupo de expertos que combine experiencia internacional en erradicación de especies exóticas, manejo específico de castor, así como de las particularidades sociales e institucionales de Chile y Argentina.

El EF deberá responder diversas preguntas, las que han surgido en cada una de las instancias de discusión realizadas en el pasado, como:

- ¿Se debe evitar que el castor cruce al continente o se debe evitar que el castor se instale en colonias/poblaciones permanentes en el continente?
- ¿Qué tareas y qué esfuerzo son necesarios para cumplir con esos dos objetivos operacionales diferentes?
- ¿Es posible esperar para actuar en el área continental sin que ocurran daños ambientales irreparables en el continente y/o sin que el costo de la erradicación sea inabordable?
- ¿Sería aceptable algún grado de impacto de castores en el continente antes de instalar una estrategia de erradicación? ¿Qué período se podría esperar sin actuar?
- ¿Es preferible ocupar los esfuerzos en contener la invasión de castores a nivel de las islas y de ese modo prevenir una invasión en el continente?
- ¿Cuánto tiempo se tardaría en definir e implementar una contención de las poblaciones de castor en el sector emisor (fuente) para evitar el paso al área continental?

- ¿Dónde es preferible volcar esfuerzos de manejo para hacerlo más efectivo y que se produzcan menos impactos, evitando llegar a una situación inmanejable?
- ¿En dónde y cuándo es mejor focalizar los recursos para manejar la invasión como un todo y evitar los mayores daños, a la vez haciendo el uso más efectivo de los recursos?

“Los resultados del estudio (de Factibilidad) servirán para que los gobiernos de los países involucrados cuenten con información autorizada sobre la factibilidad de llevar a cabo la tarea propuesta.”

Los resultados del estudio servirán para que los gobiernos de los países involucrados cuenten con información autorizada sobre la factibilidad de llevar a cabo la tarea propuesta. Podrá ser usado asimismo como un instrumento de difusión tanto del problema como del Programa de Restauración, con el objetivo de conseguir apoyo y financiamiento en instancias locales e internacionales que permitan su implementación.

2) Desarrollo de un Plan Estratégico Binacional.

Una vez que conocidos los resultados del EF, y que éste indique si se habilita y legitima avanzar en el logro de la visión, se deberá desarrollar el Plan Estratégico Binacional de Erradicación (PEBE). Constituirá ésta una herramienta poderosa para asistir en la búsqueda de apoyo técnico, alianzas estratégicas y fondos que permitan la implementación del proceso de erradicación.

El Plan Estratégico Binacional de Erradicación deberá incluir al menos:

- Visión y su justificación.
- Aproximación general a la erradicación.
- Análisis de riesgos para alcanzar los logros y cómo se manejarán.
- Costos globales.
- Actores relevantes y necesarios del proceso.
- Estructura administrativa (creación de Comité Binacional de Gestión) y acuerdos esenciales necesarios.
- Previsiones para el monitoreo y evaluación de los progresos hacia el logro de los objetivos y sus consecuencias.

Una vez conocido el Estudio de Factibilidad para erradicar el castor del hemisferio sur, el producto principal que deberá surgir como parte del Plan Estratégico Binacional, será la preparación

del Proyecto de Erradicación del Castor, propiamente tal. Como se ha señalado anteriormente este será un esfuerzo económico y técnico de consideración y con seguridad deberá abordarse en una esfera de financiamiento múltiple con preponderancia de aportes internacionales.

El PEBE debería permitir que todo sector interesado e involucrado en el tema pueda informarse, incluyendo socios o participantes, organismos de financiación, sector político, e incluso medios de comunicación.

3) Defensa de la visión.

El camino necesario para alcanzar la visión planteada probablemente contará con oposición de sectores, probablemente que priorizan el derecho a la existencia del castor por sobre otros objetivos. Por ello será necesario encarar de modo cooperativo, la elaboración de información orientada a la defensa de la visión. Otro grupo potencial de oponentes podría incluir aquellos que cuestionen los altos costos económicos asociados al proceso de erradicación.

Para ello se deberá definir quiénes necesitarán información, cómo se transferirá esta información y cómo se medirá o evaluará la efectividad de esta información en el cambio de las opiniones de los sectores a quienes se la dirige.

4) Desarrollo de una base de información sobre los efectos del castor en Argentina y Chile.

Con el objetivo de favorecer la coordinación y asegurar el éxito de las actividades de erradicación de castores en Patagonia Austral, se deberá generar una base amplia de información. Esta base deberá contener información accesible, autorizada y actualizada, sobre los efectos del castor en ambos países. Debería constituir la fuente de información natural, y estar orientada a usuarios diversos provenientes del ámbito político, difusión, científico, nacional e internacional, y comunidad en general.

Esta base de información abierta constituirá el sustento objetivo para la promoción y defensa (*advocacy*) de la Visión de Restauración de Patagonia Austral, y podrá ser utilizada ante sectores de interés que eventualmente puedan oponerse a la erradicación del castor.

Deberá incluir, como un primer paso, la elaboración de un mapa georeferenciado, en el que se indique el rango actual de distribución del castor tanto en Argentina como en Chile, sin distinguir fronteras. Constituirá este el primer paso para la visualización de la magnitud del problema, y de la estrategia binacional necesaria para abordarlo.

5) Experiencias demostrativas.

Durante el tiempo en que se avance desde el EF hasta el Diseño definitivo del PEBE es recomendable favorecer el desarrollo de estudios demostrativos, pertinentes al logro de la visión.

Estos estudios ayudarán en la etapa inicial a construir capacidades técnicas y permitir el intercambio de experiencias entre países asociados. Este proceso permitirá fortalecer el carácter integrado de la iniciativa, así como las redes institucionales, académicas, sociales nacionales e internacionales, que permitirán impulsar y sustentar todo el proceso de erradicación.

Al mismo tiempo proyectos de este tipo podrán ser utilizados como una herramienta de difusión para la defensa de la visión incluyendo, además de la clásica difusión de resultados de los proyectos, la visita de sectores de interés a los mismos sitios de ejecución de proyectos.

Los proyectos podrían abarcar temas como:

- Búsqueda de herramientas alternativas para la erradicación del castor, con énfasis en técnicas socialmente aceptables.
- Pruebas piloto de erradicación de castores para valorar la magnitud del esfuerzo.
- Desarrollo de herramientas para prevenir la reinvasión y la detección eficiente en términos de costo-beneficio de la presencia del castor.
- Experiencias piloto de recuperación de ambientes previamente afectados por el castor.

6) Cambios en la visión social actual de la caza

A la fecha las comunidades de ambos países son conscientes de que la caza del castor, aunque marginal, puede representar un ingreso económico. Más allá de los resultados actuales de los programas de incentivos a la caza, es esperable que en el corto plazo se vayan integrando más cazadores a la actividad de caza.

En el marco de la defensa de la visión, y atendiendo al futuro de esos cazadores en un escenario donde la caza del castor tendría el solo objetivo de la erradicación, es necesario que se considere a este sector en su calidad de socio de este proceso, antes que en un adversario. Por este motivo, en el corto plazo los programas de incentivos a la caza deberían migrar progresivamente, a ojos vista de la comunidad, hacia programas de entrenamiento de la futura fuerza de caza una vez que el programa de erradicación-restauración se encuentre en marcha. En especial se debería identificar a los mejores cazadores que se encuentran trabajando en cada país, quienes podrían constituirse en líderes formativos de la futura capacidad de caza, y ser a la vez los depositarios de la labor de monitoreo/seguimiento asociada al proceso. Contar con esta futura fuerza de caza podría

constituir una forma de favorecer la aceptación social del proceso de erradicación de castor y estaría basado en la distribución de beneficios del mismo en la comunidad local.

7) Plan Temporal de Contingencia y Acción para avanzar en el logro de la visión.

El Plan de Restauración de Ecosistemas Australes afectados por el castor es un programa a largo plazo, y su puesta en marcha puede demandar varios años. El paso inicial en este proceso corresponderá a un Plan de Acción Temporal orientado a implementar todas aquellas acciones estimadas urgentes en Chile y Argentina. Estas acciones se enmarcan en los proyectos que actualmente ambos países se encuentran ejecutando y gestionando con financiamientos propios.

7.1. Acciones para la erradicación

Frente a las poblaciones establecidas en el continente, y en focos actualmente identificados, será necesario desarrollar un “ataque relámpago” con el objetivo de eliminar todos estos focos invasivos en forma simultánea.

Con el objetivo de reducir el arribo de potenciales colonizadores hacia áreas nuevas o la reinvasión de zonas continentales ya liberadas de focos, será necesario establecer programas de monitoreo y control inmediato en sitios tales como las rutas de paso identificadas desde las fuentes más probables de emisión de castores.

Por último, en zonas fuente de invasión, será necesario establecer planes de control de más largo plazo, con el objetivo inicial de reducir el tamaño de las poblaciones y minimizar el riesgo de expansión y el objetivo de largo plazo de lograr su erradicación. Asociado a estas acciones de control, necesariamente debe incluirse la planificación y desarrollo de planes de monitoreo sistemático, destinados a evaluar la efectividad de las acciones emprendidas. En el caso del continente, será ésta tarea la más importante para garantizar que la especie no se expanda.

Desde su introducción en la costa oeste del Lago Fagnano, el castor se ha dispersado en distintas direcciones ocupando actualmente la totalidad del archipiélago chileno-argentino de Tierra del Fuego. La información sobre su densidad poblacional y distribución es heterogénea y en muchas zonas, aún no está determinada. Existen zonas que presentan poblaciones de gran densidad (e.g. sector suroeste de Isla Grande, Isla Navarino), en comparación con zonas que albergan poblaciones de pequeño tamaño y distribución restringida, probablemente debido a colonización reciente (e.g. Península Brunswick). Asociado a diferencias en tamaño y distribución poblacional, así como cercanía geográfica y calidad de hábitat, algunas poblaciones constituirían fuentes de emisión de

castores, mientras que otras serían áreas preferentemente blanco de nuevas invasiones. Un ejemplo de la primera es la costa suroeste de la Isla Grande e Isla Dawson, mientras que entre las zonas blanco está la Patagonia continental. La distribución poblacional del castor, sumada a la geografía particular de esta zona de Patagonia austral, determinaría rutas más probables de llegada de castores al continente, así como a otras zonas del archipiélago fueguino. Por otro lado, la determinación de la situación poblacional en zonas no prospectadas cercanas al continente es urgente.

Todos los factores geográficos, poblacionales y logísticos deben considerarse al momento de establecer las acciones destinadas a erradicar y detener el avance de la especie en el continente y, posteriormente a erradicar a la especie del resto de Tierra del Fuego. Por lo tanto, deberán desarrollarse esfuerzos proporcionales, en el espacio y el tiempo, tanto frente a la presencia y amenaza de avance de castores en el continente, como a la protección de las zonas ya liberadas. Tal como en el resto del proceso, el análisis y planificación de la erradicación de castores debe incluir indefectiblemente el carácter binacional del problema.

7.2. Temporalidad de la erradicación

La magnitud de la invasión de castores en Patagonia, y especialmente el arribo de los mismos al continente, determina la necesidad de establecer medidas urgentes que permitan reducir esta amenaza continental a cero. Ellas deberán concentrar los esfuerzos organizativos, económicos y de otros recursos que permitan aplicar un plan de erradicación de la especie en esta zona. Para ello deberían acordarse acciones conjuntas inmediatas cuya implementación no esté supeditada a las acciones de erradicación-restauración a nivel del Archipiélago. En este sentido existe una propuesta de trabajo surgida del Taller de Río Gallegos que debería ser revisada, modificada y puesta en funcionamiento a través del Comité Binacional de Gestión para su acuerdo. Esta aplicación deberá ser evaluada permanentemente, con pautas diferenciadas para el seguimiento en el corto, mediano y largo plazo, con el fin de evitar la re-colonización por parte de la especie.

A nivel del Archipiélago, se deberán jerarquizar las medidas en el corto y largo plazo, las cuales deberán responder a la interrupción de las rutas de invasión hacia el continente, y a la reducción y eventual eliminación de fuentes de colonizadores. Para todos ellos se deberán establecer los mecanismos legales, administrativos y técnicos que permitan asegurar la efectividad y continuidad de las acciones de control y monitoreo.

7.3. Actores necesarios y relevantes

Las acciones para la erradicación deberán estar coordinadas y dirigidas por los servicios públicos competentes al interior de Chile y Argentina, que podrían ser el Servicio Agrícola y Ganadero y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS), respectivamente. No obstante, el carácter federal de la Argentina, hace que necesariamente deban participar organismos del nivel provincial, al menos de las provincias de Tierra del Fuego y de Santa Cruz, esta última con un carácter preventivo. Se debe establecer y consolidar formalmente a la brevedad un Comité Binacional de Coordinación cuya función será la de coordinar el desarrollo y aplicación de los ejes centrales del proceso de erradicación en cada país y mantener la coordinación binacional. Este Comité deberá reunirse con la frecuencia requerida acorde al estado de avance del proceso de erradicación, debiendo mantener contacto permanente a través de vías expeditas como teléfono, internet, otras.

Cada uno de los organismos públicos involucrados en este proceso deberá trabajar para lograr la priorización de la erradicación del castor en sus respectivos ámbitos de acción político-administrativo, tanto a nivel local como nacional. Para ello debe hacer partícipe del problema y su solución a autoridades competentes especialmente de los gobiernos regionales, Direcciones Nacionales de Servicios y respectivos ministerios. Estos servicios serán los encargados de establecer y coordinar el trabajo de erradicación, así como del seguimiento del proceso.

Con el fin de facilitar la articulación intersectorial e internacional de los actores relevantes, se deberá generar a la brevedad una red de comunicación. El objetivo de esta red será canalizar rápida y eficazmente la información generada en todos los ámbitos del programa, en lo referido a caza, monitoreo, investigación y gestión, con mecanismos virtuales de intercambio de información y actualización.

“Dentro de cada país, así como en ambos países, los servicios participantes deben trabajar para sumar a todos los actores relevantes locales, incluidos representantes del ámbito público y privado, académico y político, entre otros.”

Dentro de cada país así como entre ambos países, los servicios participantes deben trabajar para sumar a todos los actores relevantes locales, incluidos representantes del ámbito público y privado, académico y político, entre otros. En el primer caso, se debe incorporar especialmente a aquellos sectores públicos que trabajan en el ámbito de la conservación y la protección de recursos naturales. El sector público encargado de promover la generación y distribución de recursos fiscales con fines de producción, debe asimismo estar incorporados en esta red. Resulta crucial la

incorporación temprana y permanente de las fuerzas armadas y de seguridad. La llegada de castores al continente constituye un problema nacional e internacional, el cual debido al aislamiento de Tierra del Fuego y Magallanes, requiere para su solución del apoyo logístico estratégico de este sector del Estado en ambos países.

La participación de la comunidad científica competente (Universidades, Centros y organizaciones dedicadas a la investigación) es necesaria para asegurar el éxito en el corto y mediano plazo de la erradicación. Serán ellos los encargados de contribuir con las herramientas y elementos de juicio para la toma de decisiones, tanto en el ámbito de mecanismos de control, así como del seguimiento y efectividad del monitoreo. También será este sector el que primariamente podrá entregar elementos para ponderar el curso del proceso de invasión/erradicación, así como de los efectos de la especie sobre los procesos naturales y económicos. En este nivel es muy importante promocionar la idea de globalización de la erradicación, por cuanto la experiencia local acumulada en el tema de control de especies exóticas en general y del castor en particular, es limitada.

Se considera fundamental la incorporación activa del sector privado, el cual puede estar representado por asociaciones de ganaderos, forestales o de servicios turísticos. Esto es particularmente relevante en el caso de Argentina, en donde la propiedad de la tierra está repartida en numerosos propietarios de superficie reducida. La participación de este sector podría estimularse parcialmente por la adición de valor comercial a los productos de la especie, pero fundamentalmente por la creación específica de fuerza laboral destinada a capturar/monitorear directamente a la especie y por los beneficios que se obtendrán de la erradicación, como se mencionó más arriba.

Deben incorporarse también a este proceso las organizaciones no gubernamentales de conservación, educación, promoción local y otras presentes en la zona. Cada una de ellas, dependiendo de su línea de acción y especialización, podrá articular su tarea con el objetivo general de erradicar a los castores de Patagonia. Será tarea de los servicios coordinadores de todo el programa, el proponer e implementar mecanismos de participación de este sector de la sociedad. Resulta esencial contar con el apoyo de este sector de la comunidad, reduciendo la oposición a la erradicación a su mínima expresión posible.

Finalmente, cada uno de estos actores debe promocionar la participación de pares internacionales que permita acceder por un lado a fuentes de conocimiento sobre el manejo y erradicación de la especie, así como a fuentes de financiamiento que permitan apoyar los costos asociados a este proceso.

7.4 Objetivos específicos y líneas de acción

1. Erradicar las poblaciones de castores (focos) que se han establecido y que eventualmente continúen estableciéndose en el sector continental de Patagonia Austral.

1.1. Líneas de acción

- Realizar en el más corto plazo posible una campaña de erradicación de los tres focos conocidos en la Península de Brunswick.
- Monitorear permanentemente el establecimiento de castores en el continente y ejecutar acciones inmediatas para su erradicación.
- Establecer normativa técnica, legal y administrativa, propia y común entre Chile y Argentina, que permita garantizar la continuidad y eficiencia de la erradicación continental de castores.
- Generar financiamiento para las actividades.
- Capacitar a pobladores locales (puesteros, ovejeros, parceleros y trabajadores rurales en general) y fuerzas armadas y de seguridad (Carabineros de Chile, Gendarmería Nacional y Prefectura Naval de Argentina) en la detección y denuncia de individuos y/o focos de invasión continental e implementar una red de seguimiento de esta capacidad.
- Crear opinión y conductas favorables a la erradicación de castores y de conservación de la biodiversidad nativa a nivel local, binacional e internacional.

1.2. Actividades específicas

- Diseñar e implementar el monitoreo de castores con el fin de detectar la aparición de nuevos focos de invasión continentales incluyendo: búsqueda de signos o de ejemplares de castor por parte de personal especialmente entrenado, sobrevuelos, en un frente amplio que abarque toda la zona de probable entrada al continente. Realizar al menos un sobrevuelo anual en las áreas más susceptibles de ingreso al continente; utilización de imágenes de alta o mediana resolución.
- Implementar caza y erradicación de focos con personal especializado preferiblemente de dedicación exclusiva.
- Entrenar personal en el reconocimiento de signos de presencia de castor. El personal puede pertenecer a las instituciones responsables del Plan de Acción o a otras instituciones con las que se realicen acuerdos previos (posiblemente las fuerzas armadas y de seguridad). Analizar la posibilidad de la participación de este personal en la eliminación de individuos.
- Capacitar y articular, mediante campañas de difusión pública, la participación particulares (e.g. pescadores artesanales, pescadores y cazadores deportivos, guías de turismo) en labores de vigilancia de poblaciones de castores.
- Identificar sitios o frentes más susceptibles a la entrada del castor al continente -sobre la base

de la distribución actual y los sitios con mayor probabilidad de cruce (e.g. por menores distancias, por estar frente a sitios de las islas con más capacidad emisora).

- Establecer un sistema único y abierto de comunicación intersectorial y binacional.
- Implementar sistemas de registros de denuncia
- Diseñar y ejecutar un programa de educación ambiental y difusión de la restauración y erradicación de castores en Patagonia austral.
- Analizar la normativa legal y administrativa chilena y argentina que permita aplicar/fomentar la erradicación de castores, y proponer las modificaciones necesarias.
- Formular e implementar convenios de cooperación entre organismos públicos y privados al interior de cada país, y entre países, con especial atención al apoyo logístico y operativo que se requiere de las Fuerzas Armadas y del Orden.

2. Evitar la invasión-reinvasión del sector continental y mantenerlo como área libre de castores.

2.1. Líneas de acción

- Prevenir el arribo de individuos al sector continental a través del Estrecho de Magallanes.
Para ello debería desarrollarse en el más breve plazo posible un programa de contención/erradicación de la especie en la zona de “salida”. Identificar las áreas fuente e interrumpir las rutas de invasión y las áreas fuente para la expansión de castores Tierra del Fuego/archipiélago-continente.
- Identificar la situación actual en relación a la presencia de castores en áreas no prospectadas cercanas al continente.
- Evaluar e implementar métodos efectivos de control de castores para reducir significativamente las áreas fuente de castores para la expansión.
- Monitorear las poblaciones en áreas identificadas como fuentes de invasión.
- Difusión al público en general de modos para detectar la presencia del castor.

2.2. Actividades específicas

- Jerarquizar el riesgo de invasión a escala de cuencas en función de rutas posibles de dispersión desde áreas fuentes y la potencial invasibilidad de los sitios receptores en base a las condiciones de hábitat.
- Validar predicciones de modelos teóricos de la invasión archipiélago-continente y evaluar la aplicabilidad de estos modelos para predecir nuevas invasiones.
- Implementar caza y erradicación de poblaciones fuente con personal especializado de

dedicación exclusiva.

- Monitorear efectividad y eficiencia de la caza.
- Diseñar y mantener actualizado un sistema de información geográfica referido al programa y sus acciones que permita el análisis espacial permanente.
- Vigilancia activa post-erradicación/contención en la franja fuente o frente emisor en la Isla Grande de Tierra del Fuego, enfrentada con el continente. Las acciones de vigilancia principales se realizan con posterioridad a la extracción de todos los individuos en la franja intervenida.
- Fomentar la vigilancia pasiva u ocasional. Para ello producir materiales de información y difusión para el público en general con información sobre identificación de la especie y sus signos. Divulgar y concientizar al público general y de organismos estatales sobre la necesidad de informar rápidamente en caso de encontrar signos de la especie.
- Acordar un mecanismo preciso y detallado de recolección y transmisión de la información de un hallazgo -camino críticos de comunicación- de manera que la misma se transmita en forma adecuada y llegue rápidamente a los responsables de la ejecución de la “respuesta”.
- Capacitar y articular la participación de pobladores locales, personal de Fuerzas Armadas y seguridad y otros (e.g. pescadores artesanales, parceleros, pescadores y cazadores deportivos, guías de turismo) en labores de vigilancia y control de poblaciones de castores.

3. Erradicar poblaciones de castores en el Archipiélago Fueguino.

3.1. Líneas de acción

- Evaluar e implementar métodos efectivos de erradicación de castores, con el objetivo de reducir totalmente la densidad y distribución de las poblaciones fuente para la expansión.
- Monitorear efectividad y eficiencia de la caza.
- Monitorear expansión del rango de distribución en áreas del Archipiélago Fueguino y la eventual recolonización en sectores de los cuales hayan sido erradicados.
- Establecer normativa técnica, legal y administrativa, propia y común entre Chile y Argentina, que permita garantizar la continuidad y eficiencia de la erradicación insular de castores.

3.2 Actividades específicas

- Facilitar la participación del poder de caza privado, sólo como una instancia temporal de

aprovechamiento de recursos durante la etapa de control intensivo y masivo de castores y de capacitación para el futuro Plan de Restauración.

- Realizar acciones de erradicación en áreas no atractivas para el poder de caza privado.
- Diseñar e implementar el monitoreo para evaluar el éxito de los programas de erradicación.
- Mantener en forma sistemática la comunicación intersectorial y binacional.
- Formular e implementar convenios de cooperación entre organismos públicos y privados al interior de cada país, con especial atención al apoyo logístico y operativo que se requiere de las fuerzas armadas y del sector privado.

4. Evaluar la recuperación de ambientes afectados por el castor con posterioridad a su erradicación en el Archipiélago Fueguino.

4.1 Líneas de acción

- Evaluar el grado de recuperación de ambientes posteriormente a la remoción del castor.

4.2 Actividades específicas

- Diseñar e implementar proyectos demostrativos sobre la recuperación de ambientes afectados por el castor.
- Diseñar e implementar el monitoreo para evaluar la recuperación de los ecosistemas acuáticos y ribereños, luego de la remoción de castores a gran escala.

Documento discutido/elaborado por asistentes al Taller Internacional para el Control de Castores en el Archipiélago Fueguino, organizado por Wildlife Conservation Society y Servicio Agrícola y Ganadero de Región de Magallanes y Antártica Chilena, en Punta Arenas 6-7 Diciembre, 2006.