Biblioteca Digital
F C E N - U B A

BIBLIOTECA CENTRAL LUIS F LELOIR
BIBLIOTECA CENTRAL LELOIR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES UBA

Tesis Doctoral

Ecología y distribución del visón americano (neovison vison) en Tierra del Fuego: efectos de este predador exótico en la fauna nativa

Valenzuela, Alejandro Eduardo Jorge

2011-08-02

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:
Valenzuela, Alejandro Eduardo Jorge. (2011-08-02). Ecología y distribución del visón americano (neovison vison) en Tierra del Fuego: efectos de este predador exótico en la fauna nativa. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:
Valenzuela, Alejandro Eduardo Jorge. "Ecología y distribución del visón americano (neovison vison) en Tierra del Fuego: efectos de este predador exótico en la fauna nativa". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2011-08-02.

EXACTAS UBA
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

UBA
Universidad de Buenos Aires

Dirección: Biblioteca Central Dr. Luis F. Leloir, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Intendente Güiraldes 2160 - C1428EGA - Tel. (++54 +11) 4789-9293

Contacto: digital@bl.fcen.uba.ar

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

ECOLOGÍA Y DISTRIBUCIÓN DEL VISÓN AMERICANO (*NEOVISON VISON*) EN TIERRA DEL FUEGO: EFECTOS DE ESTE PREDADOR EXÓTICO EN LA FAUNA NATIVA

Alejandro Eduardo Jorge Valenzuela

Tesis presentada para optar por el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas

Director: Adrián Carlos Miguel Schiavini

Directora Asistente: Andrea Nélida Raya Rey

Consejero de Estudios: Juan Carlos Reboreda

Lugar de Trabajo: Laboratorio de Ecología y Conservación de Vida Silvestre. Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET).

Buenos Aires, 2011

Ecología y distribución del visón americano (*Neovison vison*) en Tierra del Fuego: efectos de este predador exótico en la fauna nativa

El visón americano (*Neovison vison*), mustélido carnívoro semiacuático, fue liberado en Tierra del Fuego en la década de 1940. Su introducción en otros sistemas insulares en el mundo ha generado la reducción, e incluso extinción local, de las poblaciones de algunas especies nativas por depredación o competencia, constituyéndose en una de las principales amenazas para la biodiversidad del área invadida. Los estudios sobre la ecología de este predador introducido establecen el conocimiento de base necesario para diseñar estrategias de manejo de la especie. Los objetivos generales de este trabajo fueron: i) generar y aumentar el conocimiento de la ecología del visón americano en el Archipiélago Fueguino, y ii) evaluar el efecto de dicho mustélido en la fauna nativa fueguina, especialmente en el huillín (*Lontra provocax*), mustélido nativo amenazado y potencial competidor. Este trabajo se llevó a cabo en distintos ambientes (costas marinas, ríos y lagos) de la Isla Grande de Tierra del Fuego entre los años 2005 y 2009. El visón americano se distribuye de manera heterogénea en el área de estudio y utiliza mayormente hábitats de cobertura boscosa, con pendientes del terreno cercanas a los 20º y dentro de los 30 m de distancia del agua. Asimismo, la influencia humana, la presencia de hábitats modificados por el castor canadiense (*Castor canadensis*), la presencia del huillín, y el tipo de cuerpo de agua (costa marina, ríos o lagos) no afectan el uso de hábitat por parte del visón. Se comparó la dieta del mustélido exótico entre diferentes ambientes, estaciones del año e incluso en presencia y ausencia del huillín. El comportamiento trófico del visón americano en Tierra del Fuego no presentó diferencias respecto al observado en otros lugares del mundo, reflejando una conducta totalmente generalista y oportunista. Las principales presas nativas afectadas fueron los roedores cricétidos, los peces nototénidos y galáxidos, y las aves. Se estudió la distribución, el uso de hábitat y la dieta del huillín, y se compararon con los del visón americano a fin de evaluar la relación de competencia. En presencia de la nutria, el visón disminuye su comportamiento de marcado y modifica sus hábitos alimenticios, consumiendo más mamíferos y menos peces. El huillín afectaría negativamente al visón y podría limitar su invasión en Tierra del Fuego. Por lo tanto, la conservación y recuperación de esta nutria podría reducir los efectos de la introducción del visón y constituir una forma adicional de controlar la población del exótico. Se propone la implementación de estrategias de control del visón americano basadas en el trampeo selectivo en áreas prioritarias. Estas áreas deben identificarse con la ayuda de las principales conclusiones de este trabajo: 1) a partir del modelo de hábitat favorable definir los sitios con mayor probabilidad de presencia del visón; 2) entre estos sitios priorizar aquellos que revistan importancia en términos de conservación de las especies presa nativas; y 3) además darle prioridad a las áreas con presencia de huillín debido a que en las mismas el control del exótico probablemente sea más exitoso gracias al efecto de interferencia de las nutrias. Se espera que a partir de esta estrategia se pueda generar un plan de manejo del visón americano en Tierra del Fuego que sea exitoso en el control de la población y poder minimizar tiempos y costos.

Palabras Clave: comportamiento trófico, distribución, estrategias de manejo, hábitat favorable, huillín, invasión en islas, Tierra del Fuego, predador exótico, visón americano

Ecology and distribution of the American mink (*Neovison vison*) on Tierra del Fuego Island: effects of an exotic predator on native fauna

The American mink (*Neovison vison*), a semi-aquatic mustelid carnivore, was released on Tierra del Fuego Island in the 1940's. Its introduction on other insular systems around the world has caused reduction, and even local extirpation, of native species' population by predation or competition, constituting in this way one of the main threats to biodiversity in those areas. Knowledge of the ecology of this invasive predator is essential for the planning of management strategies. The main objectives of this work were: i) to generate and to increase the information about the ecology of American mink in the Fuegian Archipelago, and ii) to evaluate the effect of this exotic species on the native fauna, with special emphasis on the *huillín* or southern river otter (*Lontra provocax*), an endangered native mustelid and potential competitor. This study was conducted in different habitats (marine coast, rivers and lakes) of Isla Grande de Tierra del Fuego between 2005 and 2009. American mink distribution was heterogeneous. The introduced mustelid prefer forested habitat with 20º slope and less than 30 m from water. Human activities, beaver (*Castor canadensis*) engineered environments, presence of *huillín* and water body type (e.g. marine coast, rivers and lakes) showed no relationship to mink presence. Trophic status of the American mink was similar to the results found in other parts of the word, reflecting a generalist and opportunistic behavior. The principal native prey items were found to be rodents (Cricetidae), fish (Nototheniidae and Galaxiidae) and birds. Distribution, habitat use and diet of *huillín* were studied and compared with those of American mink to evaluate competition. When *huillín* was present, mink decreased its marking behavior and modified its feeding habits, consuming more small mammals and less fishes. The *huillín* could be adversely affecting the mink and limiting its invasion in Tierra del Fuego. Therefore, conservation and recovery of the native otter may simultaneously reduce the effects of mink introduction and provide an additional way to control the invasive mink population. We propose the implementation of American mink control strategies based on selective trapping in high priority areas. The main conclusions of this work should be used to identify those areas: 1) to define the sites with the greatest probability of mink presence via the habitat suitability model constructed here; 2) among these selected places, to prioritize those that are more important in terms of conservation of native prey species; and 3) also, to give priority to areas with *huillín* since mink control will probably be more successful due to the additive effects of otters themselves. These findings may help to develop successful management plans for the invasive American mink in Tierra del Fuego minimizing cost and time.

Key words: American mink, distribution, exotic predator, habitat suitability, island invasion, management strategies, southern river otter, Tierra del Fuego, trophic ecology

GRACIAS

A esta altura de la vida necesitaría un segundo doctorado solo para agradecer a todas las personas que colaboraron conmigo, me apoyaron y me acompañaron durante el transcurso de esta tesis. Por eso quiero agradecerles a todos y cada uno de ustedes que me han dado una mano y de algún modo también son responsables de este logro. Si bien todos son importantes y cada uno sabe muy bien como me ayudó quisiera destacar algunas personas.

Adrián Schiavini me brindó la oportunidad de tener la beca y el doctorado y me abrió las puertas de su laboratorio, compartió su conocimiento y experiencia conmigo y dirigió mi trabajo durante todos estos años. Andrea Raya Rey también fue fundamental, no solamente por guiar mi trabajo, estimularme, ayudarme y enseñarme muchas cosas sino también (e incluso mucho más importante) por *aguantarme*, en todos los sentidos de la palabra, escritorio contra escritorio, apoyándome en el día a día, retándome cuando fue necesario y compartiendo conmigo más que cosas laborales.

A la Gran Zule, mi madre, quien me apoyó durante toda esta travesía y a pesar de las distancias supo brindarme todo el amor del mundo y enseñarme a seguir peleando siempre hasta lograr lo que uno quiere. Por supuesto también al resto de mi familia, los porteños (Nery, Pepe, Lore, Nico, Orazio, Camilo, Mati, Negruchi, Juli, Gaspi, Pedro) y los pampeanos (Tita, Enrique, Pocha, Rubén, Chueco, Fla, Andre, Titina, Cacho, Raúl, Alan, María, Pamela, Kevin, Andrés, Prisci, Luis, Sofi, Pupi), todos supieron estar presente y "hacer fuerza" para que salga adelante. También para Ramonita y el Negro que lo están viendo desde el cielo. A mi tía postiza Amanda que siempre me apoya.

Para Chris, que con su infinita paciencia, amor, apoyo y dedicación estuvo y está siempre caminando al lado mío, acompañándome en cada momento e incluso sosteniéndome cada vez que sentía que me iba a caer. Gracias por hacerme sentir amado y Feliz.

Jamás podría haber terminado este doctorado sin el apoyo de todo el personal de CADIC, todos y cada uno de ustedes se lleva una partecita de este trabajo. Trabajar en un Instituto chico es ideal para poder interactuar y colaborar con otros grupos de trabajo y de este modo crecer de una manera íntegra. A veces fue solo un consejo o comentario de pasillo, otras compartir colecciones o analizar muestras, hasta casos extremos de horas de explicaciones o incluso trabajo de campo, pero todas las interacciones me ayudaron a mejorar no solo la tesis sino a crecer como persona, incluso a partir de algunos ejemplos no tan buenos. Entre todos quisiera destacar a mi principal compañía durante estos años de doctorado. Mi gran amigo Ricky, compañero de todas las campañas, de las interminables horas del laboratorio y de más de una cervecita por los bares fueguinos, sin él esta tesis no existiría.

La tesis me llevó a Ushuaia y tuve que alejarme físicamente de mis hermanos del alma y la vida, sin embargo en muchos casos esta distancia sirvió para que la amistad se viera reforzada y creciera un poquito más cada vez. Gracias a todos por estar, por apoyarme en todas las circunstancias e incluso seguir al lado mío acompañándome a pesar de las vueltas "raras" de la vida. Saben muy bien que podría escribir un libro si me dedico a decir cuanto los quiero y agradezco a cada uno, pero el espacio es tirano así que sepan comprender que solo los nombre, ustedes conocen muy bien su lugar de importancia en mi corazón. Agus, Amanda, Ana, Chapi, Ceci, Clau, Cris, Dani, Die, Dieguito, Eze, Fer, Fla, Flor, Gaby, Hugo, Josi, Juan L., Juan M., Katy, Lore (prima, amiga, comadre, que más?), Luis, Lula O., Lula P., Manti, Mao, Marcos, Marga, Mariana, Marti, Martín, Meli, Merce, Mirtha, Pau, Pao, Ro, Silva, Stella, Tati, Thor, Tin… ¿Qué haría sin ustedes????

En el fin del mundo me encontré con personas maravillosas que de a poco se transformaron en mi familia fueguina. El listado es interminable y estoy seguro que no voy a poder hacerle justicia a todo lo que me dieron, por eso prefiero solo nombrarlos a todos en reconocimiento. Nico y Tobi son esos amigos que sin conocerme me abrieron las puertas de sus casas y sus vidas, sin ellos no hubiese soportado la soledad de los primeros seis meses en el sur (por lo cual les estaré eternamente agradecidos), gracias por tantas cosas compartidas y principalmente por su amistad. A pesar de pasarse la mitad del tiempo de viaje, sólo Chechu fue capaz de seguirme en cuanta locura se me ocurría y estar a mi lado en todo momento, su compañía, cariño y consejo son invaluables. Mauri y Fede, mis compañeros de casa, se transformaron a la fuerza en mi familia, y como todas las familias, junto con Pau y Dali (y Morgan por supuesto), reímos, peleamos, disfrutamos, nos apoyamos y crecimos, gracias!!. Los últimos años hubieran sido imposibles de no ser por la aparición de esta hermosa persona que de manera desinteresada me ayuda en todo, me aconseja, me acompaña y hasta me charla de visones, Lalita eternamente gracias. También quiero agradecerles a los miembros de "La Comarca" por aceptarme como uno más a pesar de no haber vivido nunca ahí. Todos ustedes también han sido y son grandes amigos, muy importantes y fundamentales para mi durante estos años en el sur: Ale C., Ale M., Angie, August dC., August M., Berna, Caro, Clau, Emi, Eri, Fede T., Fede G., Fer (Pu), Gise, Jime, Lore, Marce L., Marce R., Martín, Mumi, Nat, Naty, Nico E., Santi, Romi, Rosi, Vero y seguro me quedó alguien en el teclado. De cada uno de ustedes tengo grabadas en el corazón una anécdota, un aprendizaje, una sonrisa, acaso puedo pedirles más? También quiero agradecer a mis compañeros del Colegio Monseñor Aleman (principalmente Gaby y Silvana) y del Ushuaia Gym (mis profes Guille, José, Cari y Guille) por los buenos momentos compartidos.

A todos los que alguna vez me acompañaron al campo (y que todavía no he nombrado) por compartir los duros momentos del trabajo pero muy gratificantes también. Defe, Gaby, Juan RR., Julio, Luján, Marco, Mariela, Nahuel, Nati S., Pablo, Peris, y Tomy.

A todos “mis amigos chilenos” que fueron capaces de abrir las puertas de su país a este argentino “pesao”. To my friends and family from US, thanks for your support.

Cabe destacar que este trabajo no lo podría haber llevado a cabo sin el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Wildlife Conservation Society (WCS) y el Proyecto GEF Marino Patagónico a través de becas y subsidios otorgados. Asimismo, quisiera agradecer el apoyo, principalmente desde el punto de vista logístico durante el trabajo de campo, que nos brindó la Dirección de Áreas Protegidas y Biodiversidad de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. También el Sr. Viaña, propietario de la Estancia Ushuaia por el apoyo logístico. Los miembros de la Estancia Harberton han colaborado constantemente con este proyecto, brindando alojamiento, transporte, navegación, gracias a Natalie y Thomas Goodall, y Jorge Grecco.

Con el correr de los años, el trabajo, la distancia y el cansancio he descuidado de muchos de ustedes, gracias por la comprensión, el apoyo y seguir a mi lado.

“No solo no hubiese sido nada sin ustedes sino con toda la gente que estuvo a mi alrededor desde el comienzo…algunos siguen hasta hoy, Gracias, TOTALES”.

Ale, Alito, Alex, Jano, Valen, o como más les guste.

A ellos que NO tienen la culpa de las acciones de los humanos,
pero ahora SUFREN las consecuencias…

A ellos que son hermosamente feroces e inocentemente peligrosos

Ojala algún día nos demos cuenta del precio que todos ellos pagan (y pagamos) por nuestras acciones…ojala algún día todos llevemos adelante esta frase de Sir R. Baden Powell:

Try and leave this world a little better than you found it and when your turns come to die, you can die happy in feeling that at any rate you have not wasted your time but have done your best

(Traten de dejar este mundo un poco mejor de como lo encontraron, y cuando estén por morir, podrán hacerlo felices sintiendo que no perdieron su tiempo sino que hicieron su mayor esfuerzo)

ÍNDICE

Resumen .....……ii

Abstract .....…….……iii

Agradecimientos ……..…….……...iv

Dedicatoria ..…….……..vii

Índice…….…viii

UNO. *Introducción General*……1

El visón americano, *Neovison vison* …….2

Estrategias de manejo…….. ……...10

Estructura y organización de la presente tesis..……...12

Relevancia de este estudio…….. ……...13

DOS. *Área de Estudio*…….……14

Archipiélago Fueguino ……...14

Áreas de muestreo ……...17

TRES. *Distribución y hábitat favorable para el visón americano en Tierra del Fuego*.21

Introducción …….....21

Metodología …….....23

Resultados ...…….....27

Discusión....…….....31

CUATRO. *Dieta del visón americano en Tierra del Fuego*……...35

Introducción …….....35

Metodología …….....37

Resultados ...…….....40

Discusión....…….....46

CINCO. *El huillín versus el visón americano en Tierra del Fuego*.....52

Introducción …….....52

Metodología …….....56

Resultados ...…….....58

Discusión....…….....66

SEIS. *Discusión General* ……..……..72

Ecología del visón americano en el Archipiélago Fueguino...…….....72

Estrategias de manejo del visón americano en el Archipiélago Fueguino 73

Bibliografía ……...……76

Anexo 1……...…….……...90

Anexo 2……...…….……...96

Anexo 3……...…….……...97

UNO

INTRODUCCIÓN GENERAL

Las invasiones biológicas constituyen uno de los componentes más importantes y significativos del cambio ambiental global causado por el hombre, junto con el cambio climático y la degradación y fragmentación de hábitats (Vitousek *et al.*, 1997). La invasión de ecosistemas por parte de especies exóticas se considera una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Courchamp *et al.*, 2003). Las especies exóticas pueden perjudicar a las especies nativas y a los ecosistemas de numerosas maneras, muchas veces de forma irreversible. Asimismo, su impacto actúa a cinco niveles diferentes: individual, genético, dinámica poblacional, composición y funcionamiento de las comunidades, y procesos ecosistémicos (Parker *et al.*, 1999) y por otro lado producen grandes pérdidas económicas, ya sea por afectar las actividades económicas directamente o por la necesidad de asignar recursos para la aplicación de medidas para revertir sus efectos (Pimentel *et al.*, 2000; Reaser *et al.*, 2007). A menudo, las especies nativas se ven afectadas por las introducidas por predación, consumo, competencia (por explotación o interferencia), ataque, hibridación, contagio de parásitos y/o enfermedades (Clout y Russell, 2006). Por otro lado, las especies invasoras podrían modificar el ecosistema en su conjunto alterando la hidrología, el régimen de fuegos, el ciclo de nutrientes, las cadenas tróficas y otros procesos del mismo (Wittenberg y Cock, 2001).

En particular, la introducción de mamíferos carnívoros representa una de las principales amenazas para la biodiversidad regional, especialmente cuando ocurre en sistemas aislados geográficamente, como los insulares (Jaksic *et al.*, 2002; Courchamp *et al.*, 2003). Las islas constituyen hábitats donde ha evolucionado un número limitado de especies (Primack *et al.*, 2001) y generalmente presentan una baja o nula riqueza específica de mamíferos carnívoros (Rozzi y Sherriffs, 2003), redes tróficas simples y altos índices de endemismo, lo que explica en parte la alta susceptibilidad de estos sistemas a las invasiones biológicas (Courchamp *et al.*, 2003). La evolución en ausencia de depredadores implica que la fauna insular no ha desarrollado comportamientos específicos de defensa y por lo tanto resulta vulnerable a la introducción de predadores (Rozzi y Sherriffs, 2003; Banks *et al.*, 2004). Por este motivo, la introducción de mamíferos carnívoros en islas ha provocado la extinción local de numerosas especies nativas (Savidge, 1987), causando el 42% de las extinciones de aves en islas en el pasado, y poniendo en peligro al 40% de las especies aviares de islas que actualmente están categorizadas como amenazadas (Courchamp *et al.*, 2003).

El visón americano, Neovison vison (Wilson y Reeder, 2005)

El visón americano es un mamífero carnívoro miembro de la familia Mustelidae (Figura 1.1), originario de América del Norte (Figura 1.2). En su distribución original ocupa Alaska, Canadá (con excepción del sector noreste y algunas islas) y la mayor parte de los Estados Unidos de América (EEUU), excepto las áreas más secas de Arizona, California, Nevada, Nuevo México y Texas (Dunstone, 1993; Laviere, 1999; Macdonald y Strachan, 1999; Long, 2003).

Figura 1.1: Visón americano (*Neovison vison*). Foto: A. Künzelmann.

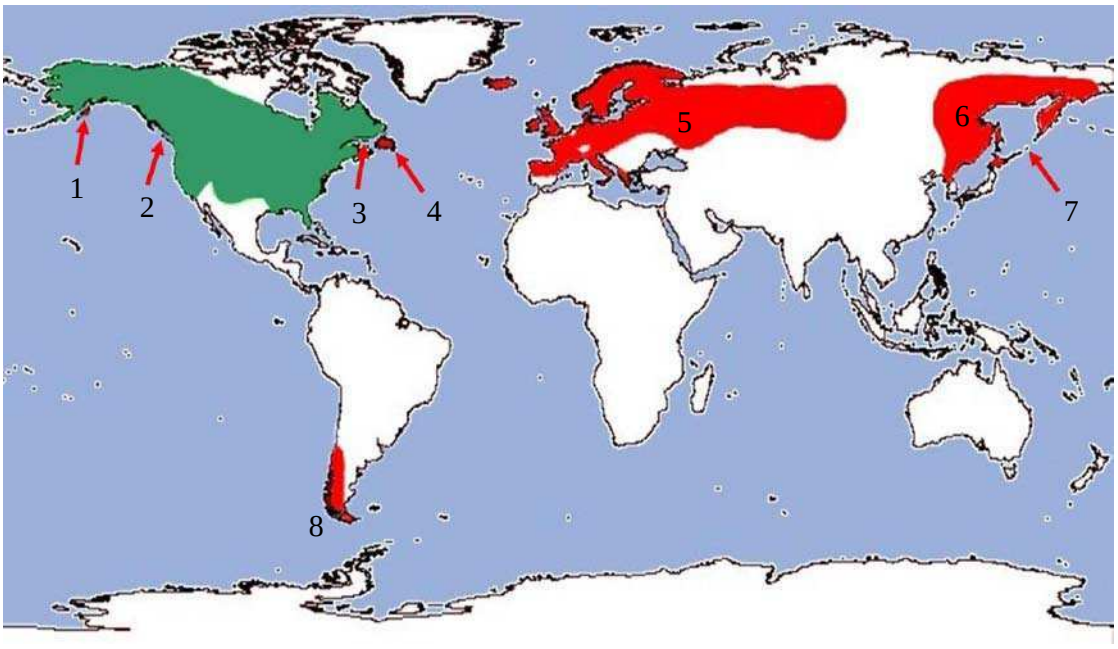

Figura 1.2: Distribución actual del visón americano, ya sea nativa (verde) o como mamífero exótico (rojo). Áreas con poblaciones asilvestradas: 1. Is. Kodiak y Montague, Alaska (EEUU); 2. Is. Lanz y Cox, British Columbia (Canadá); 3. Is. Anticosti, Quebec (Canadá); 4. Is. Newfoundland, Newfoundland (Canadá); 5. Eurasia (exceptuando el sur de la Península Ibérica, Suiza, Bélgica y el centro-norte de los Balcanes; 6. Noroeste de Asia (costa Pacífica de Rusia, y norte de Japón); 7. Islas Kuriles (Rusia y Japón); 8. Patagonia continental y Archipiélago Fueguino (Argentina y Chile).

Los visones son mustélidos semiacuáticos y generalmente se encuentran asociados a ambientes de gran cobertura vegetal en las riberas de cuerpos de agua dulce (ríos, arroyos, lagos, lagunas, pantanos) o en la costa marina (Ben-David *et al.*, 1996; Previtali *et al.*, 1998; Laviere, 1999, Long, 2003). Normalmente no construyen sus propias madrigueras sino que las establecen en oquedades naturales o en madrigueras de otros animales (Figura 1.3; Dunstone, 1993; Laviere, 1999). Son animales territoriales y solitarios, cuyos territorios se disponen de manera lineal en la costa de algún cuerpo de agua y varían entre 0,5 y 3,4 km de extensión dependiendo del sexo y la edad del animal, pero también de las características del hábitat y de la disponibilidad de presas (Gerell, 1970; Dunstone, 1993; Macdonald y Strachan, 1999; Harrington y Macdonald, 2008). Presentan un cuerpo de forma tubular alongada (largo total: entre 50 y 70 cm) con extremidades cortas y cola cubierta de pelos que constituye aproximadamente el 33% de la longitud total del cuerpo (Dunstone, 1993; Laviere, 1999; Macdonald y Strachan, 1999). Su peso de adulto puede variar entre los 400 y los 1800 gramos con un dimorfismo sexual evidente donde los machos pueden duplicar el peso de las hembras (Dunstone, 1993; Yamaguchi y Macdonald 2003). Presentan la cabeza aplanada en forma de cuña estrechándose hacia el hocico, con dos orejas pequeñas que apenas sobresalen del pelaje y un cuello largo, características que ayudan a estos animales a disminuir la resistencia hidrodinámica y un pelaje grueso que les otorga aislamiento térmico (Dunstone, 1993; Laviere, 1999; Long, 2003).

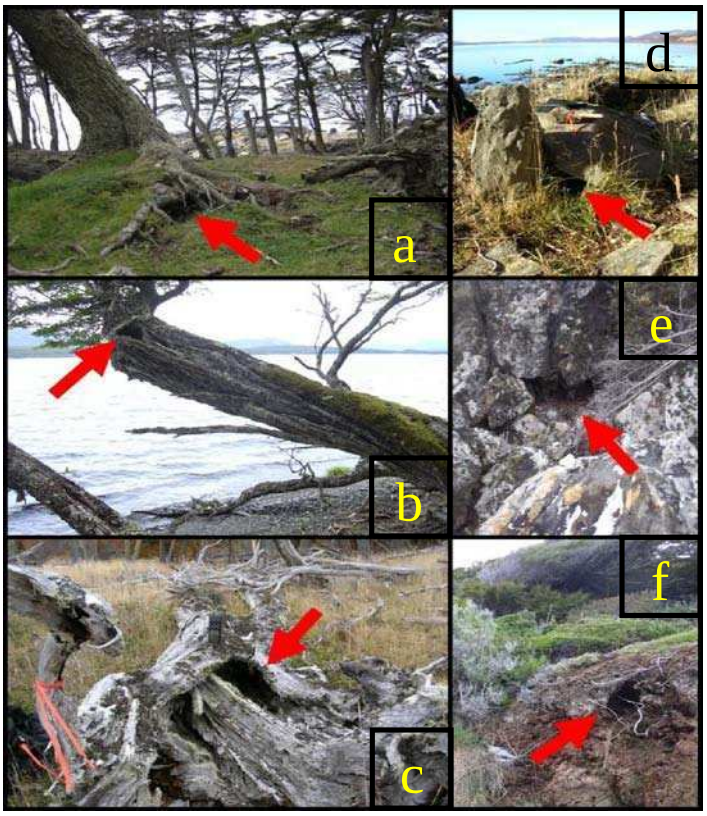

Figura 1.3: Madrigueras de visón americano en Tierra del Fuego. Las flechas en rojo indican el ingreso a las mismas. a) entre raíces. b) en hueco de árboles. c) en troncos caídos. d) debajo de rocas. e) entre rocas en la costa. f) en madrigueras usurpadas, en este caso en una madriguera de conejo europeo hecha en un turbal. Fotos: A. Valenzuela.

Las hembras de los visones presentan varias adaptaciones reproductivas que les permiten tener camadas de más de 4 cachorros por año de distintos machos (Macdonald y Harrington, 2003). Normalmente la época de apareamiento es durante los meses de invierno, las crías nacen para inicios del verano y son capaces de reproducirse en la temporada siguiente (Macdonald y Strachan, 1999). Viven un promedio de 5 años en la naturaleza (Long, 2003).

Son carnívoros estrictos pero generalistas y su dieta abarca presas de un amplio rango de tipos y tallas, desde insectos, micromamíferos (ratones, ratas, musarañas, entre otros), crustáceos, moluscos, peces, anfibios, reptiles, aves hasta presas de mayor porte como lagomorfos o incluso gansos. La dieta de este mustélido refleja la disponibilidad y abundancia local de presas (Melquist *et al.*, 1981; Macdonald y Strachan, 1999; Long, 2003). Asimismo, como muchos otros carnívoros, el visón americano suele matar más presas de las que puede consumir en el caso que las encuentre en alta disponibilidad y fácil acceso, como por ejemplo en una colonia de aves (Dunstone, 1993; Macdonald y Harrington, 2003). En su ambiente nativo este mustélido puede ser depredado por el búho real (*Bubo virginianus*), los halcones (*Buteo spp.*), el coyote (*Canis latrans*), el zorro colorado (*Vulpes vulpes*), los gatos monteses y linces (*Lynxs spp.*), los caimanes (*Alligator sp.*) e incluso por otros mustélidos (Erlinge, 1972; Gerell, 1967; Laviere, 1999).

Dado su carácter elusivo, sus hábitos solitarios y que típicamente se encuentra en densidades bajas, el muestreo de signos (método indirecto) constituye la metodología estándar utilizada para la mayoría de los estudios ecológicos de la especie (Harrington *et al.*, 2007). Los signos utilizados en estos muestreos incluyen (Figura 1.4) madrigueras, letrinas, defecaciones y huellas (Yamaguchi *et al.*, 2002). Las madrigueras son fácilmente identificables gracias a que se pueden encontrar varias defecaciones en la entrada de las mismas (Figura 1.4a) como parte del comportamiento del mustélido para marcar territorio. Del mismo modo, las letrinas (Figura 1.4b) suelen ser sitios prominentes dentro del territorio del animal donde ha excretado en reiteradas ocasiones (Scottish Natural Heritage, 2001). Las defecaciones son muy características y fácilmente identificables (Figura 1.4c). Tienen una forma cilíndrica, de entre 5 y 8 cm de largo y menos de 10 mm de diámetro, generalmente son retorcidas o espiraladas con extremo cónico o en punta (Macdonald y Strachan, 1999). Típicamente son de color negro verdoso o marrón oscuro y están cubiertas por una secreción fétida (proveniente de dos glándulas perianales) que produce un fuerte olor que es utilizado para marcar territorio o incluso como defensa (Laviere, 1999). Mientras que las huellas (Figura 1.5d) raramente exceden los 45 mm de diámetro y por lo general son encontradas en las márgenes barrosas y blandas de los cuerpos de agua (Scottish Natural Heritage, 2001).

Figura 1.4: Signos de visón americano. a) madriguera con defecaciones en su entrada; b) letrina donde se observan un gran número de deposiciones de diferente antigüedad (con el tiempo pasan de ser oscuras a gris claro); c) Típica defecación; d) huellas del mustélido. Fotos: A. Valenzuela.

El visón americano como especie invasora

Debido a las buenas cualidades de su pelaje y su fácil domesticación, el visón americano fue intensamente criado y la industria peletera asociada a este animal llegó a ser la más importante del rubro (Laviere, 1999; Carlsson *et al.*, 2010). Por este motivo se instalaron criaderos del mustélido en ciertas regiones de América del Norte, América del Sur, Europa y Asia donde el clima es propicio para el desarrollo de pelaje de alta calidad (Macdonald y Harrington, 2003). Esta actividad continúa siendo rentable en varios países de Europa (Bonesi y Palazón, 2007). Actualmente se encuentran poblaciones exóticas establecidas del mustélido en al menos 33 países (Tabla 1.1 y Figura 1.2) provenientes de escapes de los criaderos o de liberaciones intencionales, ya sea para potenciar la fauna local o como consecuencia de acciones imprudentes (Anderson y Valenzuela, 2011).

Tabla 1.1: Países donde ha sido introducido el visón americano (*Neovison vison*), con fecha de introducción y respectivas fuentes de información. Población asilvestrada proveniente de escapes de criaderos (E), liberaciones intencionales (L) o invasión desde un país vecino (I). (F): introducción fallida.

País	Introducción	Bibliografía
América del Norte		
Canadá - Isla Anticosti	1912 (F)	Long (2003)
Canadá - Islas Lanz y Cox	década del '30 (L)	Long (2003)
Canada - Isla Newfoundland	1934 (E) y 1948 (L)	Long (2003)
EEUU - Islas kodiak, Alaska	1920 (F) y 1952 (L)	Long (2003)
EEUU - Islas Montague, Alaska	1951 (L)	Long (2003)
Eurasia		
Alemania	década del '20 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Austria	1944 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
Bélgica	década del '30 (F)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
Bielorusia	1928 (E) (L)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Dinamarca	1930 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Eslovaquia	1950 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
Eslovenia	década del '60 (E)	Bonesi y Palazón (2007)
España	década del '50 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Estonia	1928 (E) (L)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Federación Rusa	1928 (E) y 1933 (L)	Dunstone (1993); Long (2003)
Finlandia	1930 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Francia y Principado de Mónaco	década del '60 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Gran Ducado de Luxemburgo	1993 (I)	Bonesi y Palazón (2007)
Grecia	década del '90 (E)	Bonesi y Palazón (2007)
Holanda	década del '30 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Hungria	década del '60 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
Irlanda	1951 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Islandia	1930 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Italia, San Marino y Vaticano	década del '80 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
Kazakhstan	1928 (E) (L)	Long (2003)
Latvia	1928 (E) (L)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
Letonia	1928 (E) (L)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993)
Lituania	1928 (E) (L)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Noruega	década del '20 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Polonia	década del '60 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993)
Portugal	década del '60 (I)	Bonesi y Palazón (2007)
Reino Unido	década del '50 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
República Checa	década del '60 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Long (2003)
República de Malta	1972 (F)	Bonesi y Palazón (2007)
Rumania	década del '30 (I)	Long (2003)
Suecia	década del '20 (E)	Bonesi y Palazón (2007); Dunstone (1993); Long (2003)
Ucrania	1928 (E) (L)	Dunstone (1993); Long (2003)
Asia - Costa Pacífica		
Federación Rusa - Kamchatka	década del '30 (E)	Long (2003)
Federación Rusa - Islas Kuriles	década del '30 (E)	Long (2003)
Japón - Isla Hokkaido	1930 (E)	Long (2003)
América del Sur		
Argentina - Patagonia continental	década del '30 (E)	Dunstone (1993); Jaksic *et al.* (2002); Lizarralde y Escobar (2000); Pagnoni *et al.* (1986)
Argentina - Archipiélago Fueguino	década del '40 (E)	Anderson *et al.* (2006); Fabbro (1989); Jaksic *et al.* (2002); Lizarralde y Escobar (2000)
Chile - Patagonia continental	1934 (E)	Dunstone (1993); Jaksic *et al.* (2002); Long (2003)
Chile - Archipiélago Fueguino	década del '50 (I)	Anderson *et al.* (2006); Jaksic *et al.* (2002)

Teniendo en cuenta los hábitos generalistas, crepusculares y semiacuáticos del visón americano, además de su alta tasa reproductiva y una gran plasticidad que le permite vivir en un amplio rango de hábitats, esta especie se ha adaptado muy bien a los nuevos ambientes en los que ha sido liberado (Long, 2003; Carlsson *et al.*, 2010). El visón americano como especie introducida tiene el potencial de ser perjudicial tanto para las especies nativas como para las actividades económicas del área invadida (Macdonald y Harrinton, 2003; Bonesi y Palazón, 2007). El principal efecto causado por la introducción de dicho mustélido en otras regiones del mundo ha sido una importante reducción de las poblaciones de especies nativas, ya sea por predación o por competencia (Tabla 1.2). Por efecto de la introducción del visón americano se observó una disminución en las poblaciones de aves que anidan en forma solitaria y en el suelo (Ferreras y Macdonald, 1999; Nordström *et al.*, 2002; Nordström *et al.*, 2003), y en el caso de aves coloniales, ha provocado el fallo reproductivo en colonias de gaviotas y gaviotines en Escocia (Craick, 1995). En el archipiélago del Mar Báltico, el visón americano subsiste principalmente a base de roedores y peces durante el invierno, y de aves durante el verano (Niemimma y Poki, 1990), y además se le atribuye la reducción significativa en la población de la rana común (*Rana temporaria*), el principal anfibio presente en la dieta del mustélido (Ahola *et al.*, 2006). Del mismo modo, se los considera el causal en la disminución de la abundancia del cangrejo de agua dulce (*Austropotamobius pallipes*) en Europa (Smal, 1991; Bonesi y Palazón, 2007). En Inglaterra, la predación por parte del visón americano empujó al borde de la extinción al roedor semiacuático *Arvicola terrestris* luego que el mismo sufriera una importante reducción poblacional a causa de la degradación del hábitat (Barreto *et al.*, 1998; Macdonald y Strachan, 1999). Asimismo, como predador carnívoro semiacuático introducido, el visón americano tiene el potencial de afectar a todo el gremio de predadores semiacuáticos ya sea por competencia por comida y hábitat, transmisión de enfermedades, agresión interespecífica e incluso hibridación (Macdonald y Harrington, 2003). En este sentido, otro efecto observado fue el desplazamiento o extinción local del visón europeo (*Mustela lutreola*) y del hurón europeo (*Mustela putorius*) en algunas regiones de Europa (Bonesi y Palazón, 2007).

Tabla 1.2: Especies impactadas por el visón americano (*Neovison vison*) ya sea por depredación o por competencia.

Especie		País	Bibliografía
	Depredación		
Aves	Alca común (*Alca torda*)	Finlandia, Suecia	Nordström et al. (2003); Nordström y Korpimäki (2004)
	Ánade friso (*Anas strepera*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
	Ánade rabudo (*Anas acuta*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
	Ánade real (*Anas platyrhynchos*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
	Arao aliblanco (*Cepphus grylle*)	Finlandia, Islandia, Suecia	Nordström et al. (2003); Olsson (1979) y Petersen (1979), citados en Bonesi y Palazón (2007)
	Bisbita costero (*Anthus petrosus*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2003)
	Chorlitejo grande (*Charadrius hiaticula*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2003)
	Collalba gris (*Oenanthe oenanthe*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2003)
	Eider común (*Somateria mollisima*)	Islandia, Suecia	Hersteinsson (1999) citado en Bonesi y Palazón (2007); Macdonald y Harrington (2003)
	Escúa ártica (*Stercorarius parasiticus*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2003)
	Gallareta común (*Fulica atra*)	Polonia, Reino Unido	Bartoszewicz y Zalewski (2003); Brzezinski (2008); Ferreras y Macdonald (1999); Macdonald y Harrington (2003)
	Gallineta común (*Gallinula chloropus*)	Reino Unido	Ferreras y Macdonald (1999)
	Gaviota común (*Larus canus*)	Finlandia, Reino Unido	Craik (1997); Nordström et al. (2003); Macdonald y Harrington (2003)
	Gaviota reidora (*Larus ridibundus*)	Reino Unido, Suecia	Craik (1997); Nordström y Korpimäki (2004); Macdonald y Harrington (2003)
	Gaviotín ártico (*Sterna paradisaea*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2003); Nordström et al. (2004);
	Gaviotín común (*Sterna hirundo*)	Reino Unido	Craik (1997); Macdonald y Harrington (2003)
	Negrón especulado (*Melanitta fusca*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
	Ostrero común euroasiático (*Haematopus ostralegus*)	Reino Unido	Macdonald y Harrington (2003)
	Pato cuchara (*Anas clypeatas*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
	Pato serrucho (*Mergus serrator*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002); Macdonald y Harrington (2003)
	Playero vuelvepiedras (*Arenaria interpres*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2003)
	Porrón moñudo (*Aythya fuligula*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
	Rascón común (*Rallus aquaticus*)	Islandia	Hersteinsson (1999) citado en Bonesi y Palazón (2007)
	Somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*)	Polonia	Brzezinski (2008)
	Somormujo orejudo (*Podiceps auritus*)	Islandia	Hersteinsson (1999) citado en Bonesi y Palazón (2007)
	Tarro blanco (*Tadorna tadorna*)	Finlandia	Nordström *et al.* (2002)
Mamíferos	Conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*)	Reino Unido	Birks y Dunstone (1985)
	Rata topo (*Arvicola terrestris*)	Bielorrusia, Reino Unido	Barreto *et al.* (1998); Halliwel y Macdonald (1996); Macdonald y Strachan (1999); Macdonald *et al.* (2002); Macdonald y Harrington (2003)
	Topillo agreste (*Microtus agrestis*)	Finlandia	Banks *et al.* (2004)
	Topillo rojo (*Clethrionomys glareolus*)	Finlandia	Banks *et al.* (2004)
Anfibios	Rana común (*Rana temporaria*)	Finlandia, Polonia	Ahola *et al.* (2006); Brzezinski (2008)
Crustáceos	Cangrejo de los torrentes (*Austropotamobius torrentium*)	República Checa	Sálek *et al.* (2005) citado en Bonesi y Palazón (2007)
	Cangrejo de río europeo (*Austropotamobius pallipes*)	Irlanda	Smal (1991)
	Competencia		
Mamíferos	Hurón europeo (*Mustela putorius*)	Bielorrusia, Reino Unido	Sidorovich y Macdonald (2001); Macdonald y Harrington (2003)
	Visón europeo (*Mustela lutreola*)	Bielorrusia, España, Estonia	Ceña *et al.* (2003); Macdonald et al. (2002); Mañas *et al.* (2001); Maran y Henttonen (1995); Maran et al. (1998); Sidorovich y Macdonald (2001)

El visón americano en Tierra del Fuego

En la década de 1940 se introdujo al visón americano en el sector argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego con el fin de establecer criaderos (Lizarralde y Escobar, 2000). Debido a dificultades económicas para proveer alimento adecuado los criaderos cerraron y se liberaron varios individuos del mustélido en cercanías a la Estancia Los Cerros en 1948 y en la zona del Río Irigoyen en 1953 (Fabbro, 1989). Massoia y Chebez (1993) catalogaron a la especie como de presencia hipotética y dudosa, no obstante, Lizarralde y Escobar (2000) mencionan la existencia de pequeños grupos en la zona de Península Mitre desde 1988 y registros en el centro de la isla y en las costas del Canal Beagle desde 1990. Bugnest (1995) indica que a fines de 1994 se realizó el primer avistaje en el Parque Nacional Tierra del Fuego. En 1998 fue reportada la presencia de visón americano en las zonas central y norte del sector chileno de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Jaksic *et al.*, 2002). Desde 2001 se lo ha registrado en la Isla Navarino (Rozzi y Sherriffs, 2003), en 2005 fue capturado un ejemplar en Isla Hoste (Anderson *et al.*, 2006) y para 2011 ya se encontraron individuos en Isla Lennox (Davis *et al.*, en prensa), todas estas islas separadas de la Isla Grande de Tierra del Fuego por el Canal Beagle (Figura 1.5).

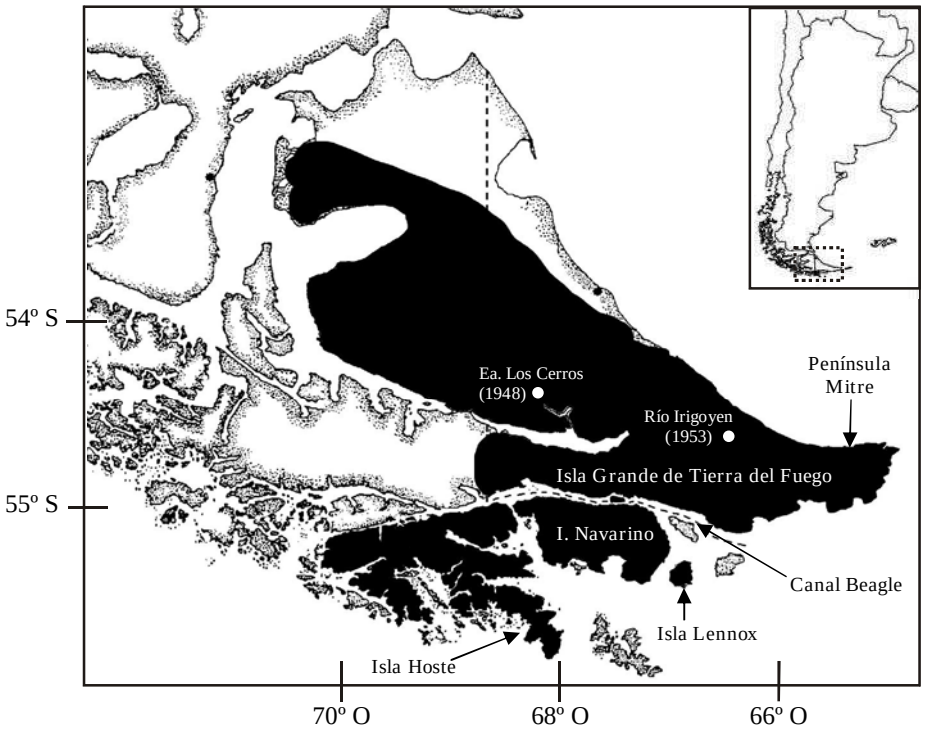

Figura 1.5: Mapa del Archipiélago Fueguino donde se indica (en negro) la ocupación actual del visón americano (*Neovison vison*) en el área y los dos puntos de liberación de individuos (círculos blancos).

En el Archipiélago Fueguino pueden identificarse dos situaciones diferentes en cuanto al potencial impacto del visón americano en la fauna nativa, principalmente en las aves. Por un lado, en la Isla Grande de Tierra del Fuego el visón americano lleva más de 50 años de presencia y expansión y además no es el único predador terrestre, ya que en la isla se pueden encontrar otros predadores tanto nativos (zorro colorado fueguino, *Lycalopex culpaeus lycoides*), como exóticos (zorro gris, *Pseudalopex griseus*; perros, *Canis lupus familiaris*; y gatos, *Felis silvestres catus*). Dicho ensamble de predadores y el tiempo de presencia del visón, pudieron haber favorecido la adopción de mecanismos de defensa anti-predatorios por parte de las aves. Sin embargo, la situación en el resto de las islas del archipiélago es diferente, es probable que la fauna aviar presente comportamientos *naive* para la presencia de un predador de estas características, teniendo en cuenta que han evolucionado sin carnívoros terrestres nativos, y la presencia de otros exóticos data de pocos años atrás (Short *et al.*, 2002; Rozzi y Sherriffs, 2003; Banks *et al.*, 2004; Anderson *et al.*, 2006).

Para plantear estrategias de manejo exitosas es de vital importancia entender la biología y ecología tanto del carnívoro exótico como del ecosistema invadido (Clout y Russell, 2006). Por consiguiente, existe una necesidad de comprender a nivel local/regional la ecología del visón americano y sus interacciones (intra o interespecíficas) en el Archipiélago Fueguino para poder reconocer y actuar ante los procesos por los cuales estos predadores exóticos amenazan y afectan la biodiversidad de estos ecosistemas insulares, y frenar de ser posible su expansión.

Estrategias de Manejo

Existen cuatro enfoques principales para el manejo de un carnívoro exótico: la contención, la exclusión, el control poblacional o la erradicación (Barum y Simberloff, 2011). En dos extremos opuestos se encuentran la contención y la erradicación, mientras que la primera se enfoca en limitar la expansión de una especie invasora (ya sea eliminando o no individuos), la segunda involucra la eliminación completa y permanente de todas las poblaciones de la especie introducida en un área específica por medio de una estrategia de tiempo acotado (Genovesi, 2011). Por su parte, la exclusión se lleva a cabo cuando se remueve por completo la especie invasora de un pequeño sector específico y delimitado y por algún interés en particular, por ejemplo de un área protegida (Randall, 2011); y el control implica una reducción constante de su población, preferentemente a una tasa mayor que la reproductiva, en toda el área invadida (Barum y Simberloff, 2011). La erradicación se considera la mejor alternativa para mitigar el impacto causado por las invasiones biológicas en general (Donlan *et al.*, 2000; Bremner y Park, 2007) y en particular para el caso de depredadores introducidos en islas (Courchamp *et al.*, 2003). En este sentido, las experiencias de erradicaciones exitosas de

carnívoros han conducido a una gran recuperación de las especies nativas y del ecosistema en su conjunto (Clout y Russel, 2006). Sin embargo, el contexto ecológico de una erradicación es más complejo en el caso de regiones donde la especie introducida se encuentra establecida hace mucho tiempo y el sistema está afectado por múltiples invasores (Genovesi, 2005) y en muchos casos es inviable debido a su alto costo, ya sea logístico como económico (Abdrelkim *et al.*, 2005). Clout y Russell (2011) indican que cuando la erradicación es imposible el control poblacional de la especie introducida es la opción más adecuada para el caso de predadores. Cualquiera sea el enfoque elegido, para implementar un plan de manejo de una especie exótica es importante tener en cuenta el ecosistema en su totalidad, los efectos secundarios que podría generar el manejo, los métodos adecuados para llevarlo adelante y que sea exitoso, la posibilidad de realizar un estudio previo al manejo para evitar efectos ecológicos no deseados, monitoreos del comportamiento del ecosistema durante o post-manejo e incluso el contexto político-social de la región (Zavaleta *et al.*, 2001; Clout y Russel, 2006).

En el caso particular del visón americano, Zabala *et al.* (2010) consideran que se lo podría erradicar de algunas áreas con las técnicas actuales a un costo de bajo a moderado, sin embargo en el caso de no ser posible una erradicación exitosa, se debe llevar a cabo un control poblacional del mustélido para disminuir su impacto (Gherardi y Angiolini, 2004). Por ejemplo en Inglaterra, el grado de dispersión del visón americano, así como las nuevas liberaciones accidentales o intencionales, han llevado a desestimar la posibilidad de erradicarlo, y que en el mejor de los escenarios las acciones de manejo se limiten al control o exclusión en zonas determinadas por su valor para la conservación de poblaciones autóctonas de especies presa, como las aves marinas y acuáticas (Scottish Natural Heritage, 2001). De hecho, se ha verificado que la reducción en las poblaciones de visón americano puede tener un efecto positivo en la fauna nativa (Sidorovich y Polozov, 2002; Nordström *et al.*, 2003; Bonesi y Palazón, 2007), quedando demostrada la factibilidad de implementar planes de manejo eficaces incluso con una especie considerada problemática. En este sentido, Macdonald y Harrington (2003) sugieren un enfoque holístico para mitigar el impacto del visón americano que involucre el control de la población del mustélido, la restauración del hábitat nativo y propiciar la recuperación de los competidores nativos.

Si bien en Europa existen varios programas de control y erradicación del visón americano (ver Bonesi y Palazón, 2007), sólo se han llevado a cabo erradicaciones exitosas de esta especie en pequeñas islas (menos de 1500 km^2) como la Isla Hiiuma (Estonia), las islas del Parque Nacional Archipiélago de Sudoeste (Finlandia), o las islas del Archipiélago del Oeste (Escocia) (Sidorovich y Polozov, 2002; Moore *et al.*, 2003; Nordström *et al.*, 2003; Genovesi, 2005). En este tipo de

ambientes insulares, luego de la erradicación, se pudo evitar fácilmente la re-invasión y estudiar los efectos de la remoción sobre el ecosistema (Moore *et al.*, 2003) pero estas tareas requieren un seguimiento a largo plazo (Courchamp *et al.*, 2003). Los resultados de estas experiencias sugieren que para manejar esta especie es necesario utilizar una combinación de diferentes métodos que deben ser adaptados al área de operación. El método más adecuado es la captura o muerte selectiva (combinando distintos tipos de trampas de captura viva, caza con armas de fuego, búsqueda con perros, por ejemplo), pero para lograr completa efectividad debe ser utilizado junto con otros métodos como el uso de venenos específicos, la introducción de un patógeno o de un virus específico, y/o la reintroducción de competidores (Ruiz-Olmo *et al.*, 1997; Courchamp *et al.*, 2003; Bonesi y Macdonald, 2004a; Bonesi y Palazón, 2007). Todos estos métodos requieren un amplio conocimiento de la biología de la especie invasora, su ecología en cuanto a su interacción con el ecosistema invadido, y la seguridad de que el plan de manejo no va afectar a otras especies no blanco (Courchamp *et al.*, 2003; Simberloff, 2009; Carlsson *et al.*, 2010). Por otro lado, Harrington *et al.* (2009a) demostraron que es posible excluir al visón de determinadas áreas continentales de una cuenca hidrográfica (y favorecer la reintroducción de especies nativas en esa área) siempre que las estrategias de manejo estén basadas en estudios ecológicos. En este sentido, varios autores plantean que los programas de manejo pueden ser controversiales, costosos e incluso perjudiciales en algunos casos, si no se cuenta con la investigación científica correspondiente que los respalde (Courchamp *et al.*, 2003; Bremer y Park, 2007; Simberloff, 2009).

Estructura y Organización de la presente Tesis

Los propósitos de este trabajo consisten en:

1. Estudiar algunos aspectos básicos de la ecología del visón americano como especie invasora en los Bosques Magallánicos Subantárticos utilizando como marco geográfico la Isla Grande de Tierra del Fuego.
2. Evaluar los efectos del mustélido introducido sobre la fauna nativa.

De acuerdo a lo descripto previamente, se pueden definir dos marcos teóricos para el impacto del visón americano en el Archipiélago fueguino: i) el efecto de predación sobre las poblaciones presas como nuevo predador tope carnívoro, y ii) el efecto por competencia por el espacio y los recursos sobre los potenciales competidores.

En el capítulo 2 se describen las características del Archipiélago Fueguino y en particular del área de estudio. En el capítulo 3 se presenta un modelo de distribución y hábitat favorable para el visón americano, basándose en la hipótesis que el mustélido exótico se distribuye heterogéneamente en el litoral del

Canal Beagle y en los cuerpos de agua dulce del interior de la isla en función a las características ambientales. Se espera encontrar un mayor uso de ambientes con mayor cobertura.

A continuación, en el capítulo 4, se describe la dieta del mustélido introducido y sus variaciones en diferentes contextos (estacionalidad y distintos tipos de hábitats), a fin de conocer las especies que se ven afectadas por predación, bajo la hipótesis que el visón americano en Tierra del Fuego se comporta como depredador generalista y oportunista. Consecuentemente se espera encontrar diferencias en la composición de la dieta entre ambientes y se propone que las aves constituyen una presa importante del mustélido.

En el capítulo 5 se analiza la posible interacción entre el visón americano y un mustélido nativo del mismo gremio, el Huillín (*Lontra provocax*). Dicha interacción se analiza respecto a la distribución, uso de hábitat y dieta. Se espera encontrar una superposición significativa entre el nicho espacial y trófico de ambos mustélidos. Finalmente en el capítulo 6 se resumen los aspectos más importantes discutidos en cada capítulo del presente trabajo y se presentan conclusiones y consideraciones generales sobre el tema.

Relevancia de este estudio

La comunidad científica y sus investigaciones son de vital importancia para generar la base de conocimiento necesaria para sensibilizar al público en general y a los gobernantes sobre las especies invasoras (Bonesi y Palazón, 2007) y sobre la aplicación efectiva y exitosa de métodos de erradicación y control (Bremer y Park, 2007). Por lo tanto se espera que los resultados de este trabajo llenen vacíos de información aportando el conocimiento ecológico de base necesario para la planificación e implementación de estrategias de manejo del visón americano en el Archipiélago Fueguino, con el objetivo de evitar su propagación hacia otras islas aún no invadidas y controlar su población para disminuir su efecto en el ecosistema. La información encontrada en este trabajo podría beneficiar a todos los actores involucrados y afectados por el visón americano: los tomadores de decisiones del Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur; la Administración de Parques Nacionales; los operadores y guías turísticos; los encargados de las pisciculturas locales; y a los estancieros. Por otro lado, considerando que el visón americano ha invadido el sector chileno del archipiélago, los resultados de este estudio podrían ser de relevancia para abordar un plan de manejo a nivel regional.

DOS

ÁREA DE ESTUDIO

Archipiélago Fueguino

El sector insular de la región Patagónica y el más austral del continente americano está constituido por el Archipiélago Fueguino localizado aproximadamente entre las latitudes 52º30' S y 56º S, y entre las longitudes 63º30' O y 72º O (Figura 2.1). El mismo está compuesto por cientos de islas e islotes, siendo la Isla Grande de Tierra del Fuego (TDF) la más importante y además la única compartida por Argentina y Chile. Las Islas Hoste, Navarino y Dawson (Chile) e Isla de los Estados (Argentina) son las que le siguen a TDF en tamaño.

Esta región se caracteriza por presentar ecosistemas únicos, prístinos, y frágiles (Lizarralde *et al.*, 2004). Fue categorizada como una de las ecorregiones más prístinas del mundo y como un área prioritaria de conservación de la biodiversidad global por sus ecosistemas forestales de frontera y la presencia de aves endémicas (Mittermeier *et al.*, 2002; Brooks, *et al.*, 2006). El clima regional es templado frío hacia el sur y templado oceánico al norte (Rabassa *et al.*, 2000), no tiene marcadas influencias continentales (Bujalesky, 2007) y se caracteriza por presentar veranos cortos y frescos (temperatura media: 9ºC) e inviernos largos y fríos con temperaturas medias 0ºC (Tuhkanen *et al.*, 1989). Los vientos más frecuentes son fríos y húmedos, provienen de aguas antárticas al sur del Océano Pacífico y tienen una dirección sudoeste-noreste (Bujalesky, 2007). La presencia de la Cordillera de los Andes, que en el sector corre paralela al Canal Beagle con orientación oeste-este, genera un fuerte gradiente de temperaturas y de precipitaciones orográficas con sentido sudoeste-noreste (Bujalesky, 2007). De este modo, la media anual de precipitaciones varía desde 700 mm/año en el sudoeste hasta menos de 300 mm/año en el noreste, presentando así mismo nevadas durante el invierno principalmente en el sur del Archipiélago (Endlicher y Santana, 1988; Rabassa *et al.*, 2000).

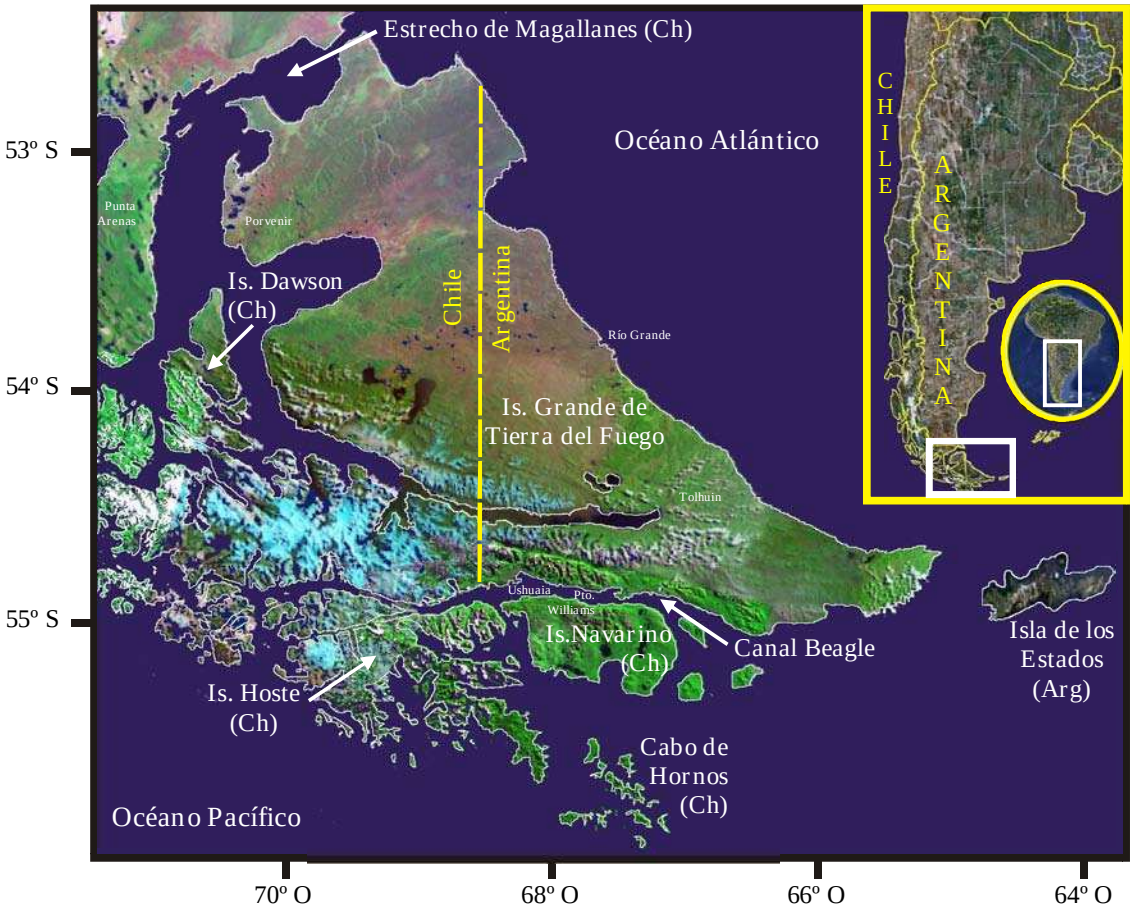

Figura 2.1: Imagen satelital con mapa superpuesto del Archipiélago Fueguino.

Según el Anexo I para Argentina del Convenio sobre la Diversidad Biológica (Organización de las Naciones Unidas, 1992), la región se encuentra dominada principalmente por dos ecorregiones determinadas por dicho gradiente climático. En el sudoeste del Archipiélago asociado a la zona de cordillera, se encuentra el bosque magallánico subantártico (Cabrera, 1971), el ecosistema forestal más austral del mundo (Rozzi *et al.*, 2006). Al nordeste de la Isla Grande de Tierra del Fuego se puede encontrar la estepa magallánica, ambiente semiárido que se continúa hasta la costa atlántica (Cabrera, 1971). Entre ambos ambientes se encuentra un área ecotonal que presenta parches de bosque en la zona esteparia y de pastizales. El Archipiélago Fueguino, además de una gran variedad de costas marinas (desde largas playas de arena hasta escarpados acantilados rocosos), presenta una importante cantidad de cuerpos de agua dulce (lénticos y lóticos), de turberas y humedales.

De acuerdo a la clasificación de formaciones vegetales propuesta por Cabrera (1971) el Archipiélago Fueguino se encuentra

dentro del Distrito Magallánico de la Provincia Fitogeográfica Subantártica del Dominio Subantártico. El ecosistema forestal se encuentra dominado principalmente por tres especies del género Nothofagus (Pisano, 1977): la lenga (*Nothofagus pumilio*), el ñire (*N. antarctica*) y el guindo (*N. betuloides*). Estas especies pueden encontrarse juntas o no y en algunas ocasiones aparecen asociadas con otras especies de árboles o arbustivas como el cohiue (*N. dombeyi*), el calafate (*Berberis buxifolia*), el canelo (*Drimys winteri*), el michay (*B. ilicifolia*), la mata negra (*Chilliotrichum diffusum*), y la chaura (*Pernettya mucronata*) entre otros.

La región estuvo afectada por glaciares que generaron las geoformas dominantes en la zona hace aproxidamente 15.000 años y en la actualidad solo quedan algunos remanentes de esos glaciares sobre las cimas de las montañas o deslizándose por algunos valles (Rabassa *et al.*, 2000). Luego del derretimiento de los hielos el agua quedó atrapada en grandes espejos de agua (como los lagos Fagnano, Escondido, Roca, Yehuin, Chepelmut, Fuego entre un extenso listado de cuerpos lénticos) y originó una amplia red hidrográfica. En el área se puede encontrar dos tipos de cuerpos de agua lóticos: a) los llamados “de cordillera” que se desarrollan completamente en la zona de influencia de la cordillera de los Andes con todo su recorrido en el bosque (ríos Lasifashaj, Almanza, Moat, Lapataia, Olivia, Varela, Encajonado, Irigoyen, Pipo, entre otros); y b) los de “ecotono-estepa” que se originan en la línea del bosque en la zona ecotonal y pueden atravesar la estepa para desembocar en la costa atlántica o en un lago (ríos Claro, Ewan, Grande, Indio, Inn, Mimica, entre otros). Tanto los cuerpos de agua lóticos como los lénticos y los hábitat ribereños se encuentran modificados por la acción del castor canadiense (*Castor candensis*), que construye diques y genera embalses anegando áreas del bosque (Anderson *et al*., 2009).

Otro resultado importante de la glaciación fue la formación del Canal Beagle, el cual ocupa un valle excavado por un glaciar y conecta los Océanos Atlántico y Pacífico (Bujalesky, 2007). Dicho canal presenta una profundidad máxima de 450 m y su ancho promedio es de 5 km, alcanzando un valor mínimo de 1,4 km en el denominado Paso Mackinlay entre las Islas Gable y Navarino (Bujalesky *et al.*, 2004). Es justamente en esta zona, donde confluyen las aguas de ambos océanos (Isla *et al.*, 1999), por la cual el visón americano (*Neovison vison*) podría haber cruzado desde la Isla Grande de Tierra del Fuego hasta la Isla Navarino (Rozzi y Sherriffs, 2003). El Canal Beagle presenta costas escarpadas y rocosas afectadas por la acción modeladora del hielo con playas de menor pendiente de grava y conchas en las ensenadas (Bujalesky *et al.*, 2004). En el sector argentino, el desarrollo de la línea de costa norte de dicho canal tiene una extensión de 220 km desde el límite nacional con Chile por el oeste hasta la Punta Moat por el este.

Áreas de Conservación en el Archipiélago Fueguino

Debido a las características únicas y prístinas de la región, el Archipiélago Fueguino cuenta con numerosas áreas protegidas cuyo principal objetivo es conservar la biodiversidad y el ecosistema fueguino, de este modo el 33,3% de las 7.375.300 ha. de superficie total se encuentra bajo algún sistema de protección.

En el sector argentino existen un total de trece áreas protegidas o de reserva que abarcan un 31,6% del área total, a saber: i) Parque Nacional Tierra del Fuego, ii) Reserva Natural Provincial de Usos Múltiples Corazón de la Isla, iii) Reserva Provincial Ecológica, Histórica y Turística Isla de los Estados, iv) Reserva Natural Valle de Tierra Mayor, v) Sitio Ramsar Reserva Natural Costa Atlántica, vi) Área Natural Protegida Península Mitre, vii) Reserva Provincial Cultural Natural Playa Larga, viii) Reserva Recreativa Natural Laguna del Diablo, ix) Refugio Privado de Vida Silvestre Dicky, x) Área Natural Protegida Le Martial, xi) Sitio Ramsar Glaciar Vinciguerra y Turberas asociadas, xii) Reserva de Usos Múltiples Laguna Negra, y xiii) Reserva de Usos Múltiples Río Valdez (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina, www.ambiente.gov.ar).

Mientras tanto, el sector chileno presenta seis áreas protegidas que involucran un 33,9% de su superficie total que son las siguientes: i) Parque Nacional Alberto de Agostini, ii) Parque Nacional Cabo de Hornos, iii) Parque Etnobotánico Omora, iv) Monumento Natural Laguna de los Cisnes, v) Monumento Natural Los Pingüinos, y vi) Parque Natural Privado Karukinka (Corporacion Nacional Forestal de Chile, www.conaf.cl). Asimismo, cabe destacar que las primeras tres áreas nombradas se encuentran comprendidas dentro de la Reserva de Biósfera Cabo de Hornos que tiene una superficie de 4,9 millones de hectáreas de las cuales 3 millones son acuáticas y 1,9 millones terrestres (Rozzi *et al*., 2006).

A pesar del gran número de áreas de conservación presentes en la zona, en muchos casos la falta de planes de manejo, personal e infraestructuras adecuados provocan que la biodiversidad protegida sufra amenazas tanto globales como locales, como el cambio climático, las especies invasoras y el desarrollo económico, incluyendo al turismo (Anderson *et al.*, 2009).

Áreas de Muestreo

El presente trabajo se desarrolló en el sector argentino del Archipiélago Fueguino (Figura 2.2). Para abarcar los diferentes ambientes presentes en la zona, el estudio se centró en las costas marinas del Canal Beagle y en las riberas de los cuerpos de agua dulce (lénticos y lóticos) de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

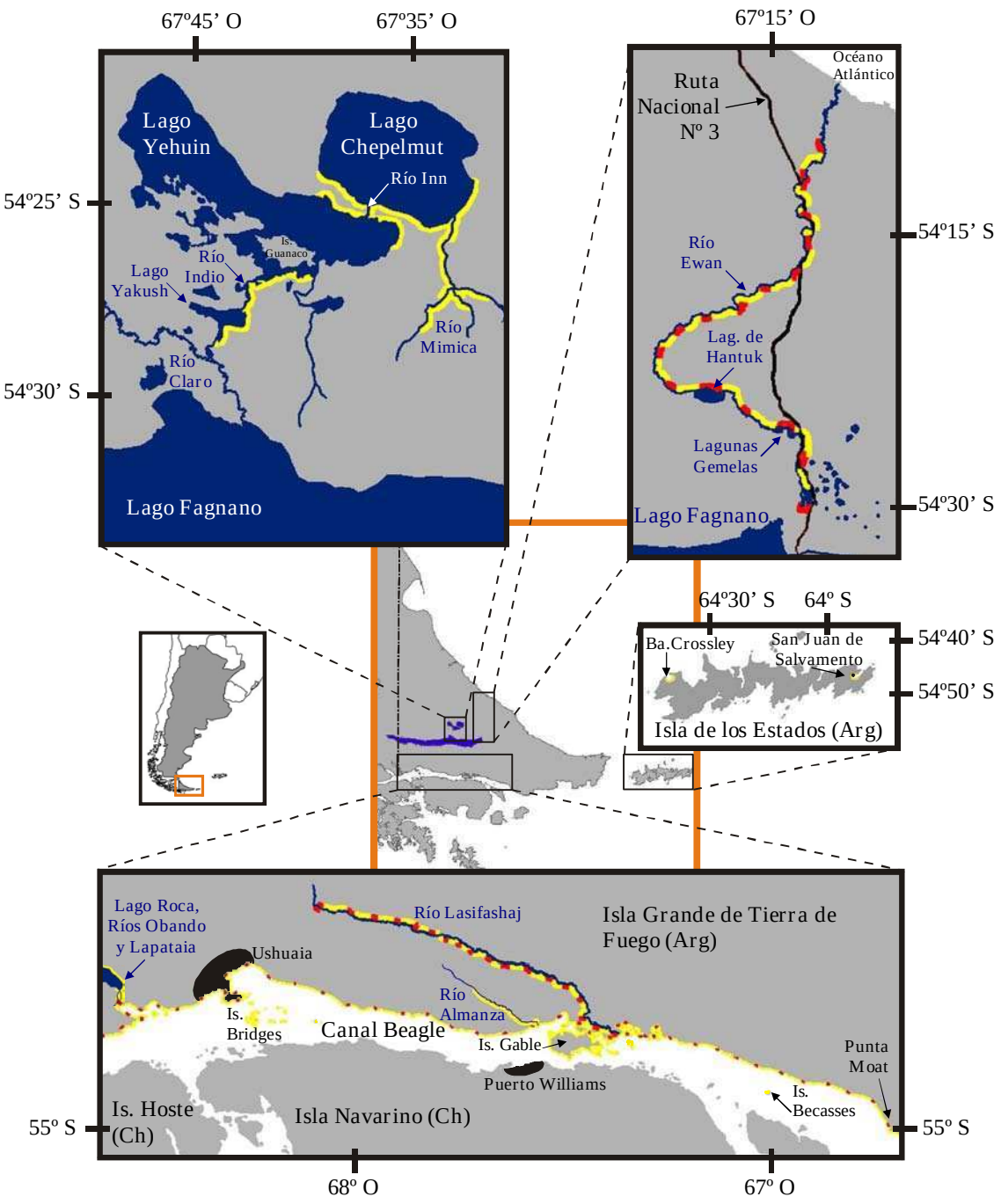

Figura 2.2: Mapa del área de estudio y detalles donde se indica en amarillo el área muestreada. En el caso que se hayan recorrido transectas las mismas están señaladas en rojo.

Costa Marina

El muestreo abarcó la totalidad de la costa argentina del Canal Beagle sobre la Isla Grande de Tierra del Fuego. Para ello se recorrieron transectas sobre la línea de costa de 600 m de largo cada 4,4 km, totalizando intervalos de 5 km, a fin de lograr un compromiso entre una cobertura amplia y evitar información redundante. De este modo se evitó colectar datos de un mismo individuo considerando que la extensión lineal promedio del territorio de un visón americano descripta por varios autores varía entre 0,54 y 3,4 km (Gerrel, 1970; Dunstone, 1993; Harrington y Macdonald, 2008; Melero *et al.*, 2008). Asimismo este largo de transecta fue elegido a fin de que este estudio sea comparable con la mayoría de los trabajos realizados sobre visón y sobre mustélidos en general los cuales utilizan este esfuerzo de muestreo (e.g. Chehebar, 1985, Strachman y Jefferies, 1996; Yamaguchi *et al.*, 2003; Bonesi y Macdonald, 2004b; Fasola, 2009). En cada transecta se muestreó hasta 50 m desde la línea de costa. Según Yamaguchi *et al.* (2003) y Harrington y Macdonald (2008), los animales no suelen encontrarse a distancias superiores a los 50 m del cuerpo de agua. De este modo resultaron 50 transectas de 600 x 50 m recorridas en la costa norte del Canal Beagle (Figuras 2.2 y 2.3a).

Además, se recorrió la mayoría de las islas argentinas del Canal, como las pertenecientes a los grupos de islas Bridges (18 islas), Warren (4 islas), Is. Les Eclaireurs (5 islas), las islas de la zona de Isla Gable (6 islas) y las Islas Becasses con la finalidad de detectar la presencia de visón americano en estas áreas de importancia para la reproducción de aves marinas. Sin embargo, las mismas no fueron tomadas en cuenta en el análisis debido a que no se encontraron signos del mustélido.

Asimismo, se obtuvieron muestras de defecaciones de huillín (*Lontra provocax*) en la costa marina de Isla de los Estados (Bahías Crossley y San Juan de Salvamento) para evaluar la dieta de esta especie en una isla alejada de la Isla Grande de Tierra del Fuego, mucho más oceánica y que no presenta poblaciones de visón americano.

Cuerpos de agua lénticos

Se realizaron muestreos en la costa de los lagos Chepelmut, Yehuin, Yakush y Roca y de las lagunas Gemelas y Hantuk. Debido a la dificultades logísticas para acceder a los sitios de muestreo, ocasionadas por el terreno, en el caso de los lagos se recorrió la mayor sección de la ribera a la cual se pudiera alcanzar (Figuras 2.2 y 2.3b).

Cuerpos de agua lóticos

A fin de abarcar los distintos tipos de cuerpos de agua lóticos se muestrearon 5 ríos de cordillera (Almanza, Lapataia, Lasifashaj, Los Castores y Ovando) y 4 de ecotono-estepa (Ewan, Indio, Inn y Mimica). Se recorrieron transectas de 600 m cada 5 km en una de las márgenes de los ríos Lasifashaj (18 transectas),

Lapataia (2 transectas), Ovando (2 transectas), Los Castores (2 transectas) y Ewan (16 transectas), mientras que en el caso de los ríos Almanza, Mimica, Inn e Indio en función de la accesibilidad y logística se recorrió la máxima extensión posible en una margen de los mismos (Figuras 2.2 y 2.3c y d).

Figura 2.3: Áreas de estudio. a) Canal Beagle; b) cuerpo de agua léntico; c) cuerpo de agua lótico de cordillera; d) cuerpo de agua lótico de ecotono-estepa. Fotografias: A. Valenzuela y A. Schiavini.

TRES

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT FAVORABLE PARA EL VISÓN AMERICANO EN EL ARCHIPIÉLAGO FUEGUINO: IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO DE ESTA ESPECIE INVASORA

Resumen. Reconocer los factores del hábitat que determinan la distribución de un carnívoro introducido es de vital importancia para la generación de estrategias de control o erradicación de la especie. Se construyó un modelo predictivo de hábitat favorable para determinar la probabilidad de presencia del visón americano (*Neovison vison*) en el Archipiélago Fueguino en función de distintas variables ambientales mediante modelos lineales generalizados. El modelo obtenido indica que el mustélido se distribuye de manera heterogénea en el área de estudio y prefiere los hábitats de bosque y/o matorral, con pendientes del terreno entre 10 y 30° y dentro de los 30 m de distancia de un cuerpo de agua. Asimismo, no se encontró un efecto en el uso de hábitat por parte del visón americano en el área de estudio debido a la influencia de la presencia humana, la presencia de hábitats modificados por el castor canadiense (*Castor canadensis*), la presencia del huillín (*Lontra provocax*) y el tipo de cuerpo de agua (costa marina, ríos o lagos). Se propone que el diseño de un plan de control/erradicación del visón americano en el Archipiélago Fueguino tome en cuenta el modelo obtenido en este trabajo para aplicarlo en la identificación de áreas prioritarias para el trampeo de la especie, en orden de ser más exitosos en el control de la población, y minimizar tiempos y costos.

INTRODUCCIÓN

Reconocer los factores que afectan los patrones geográficos de las especies es un tema crítico para el manejo y conservación de la biodiversidad, ya sea para preservar aquellas amenazadas como para controlar las dañinas (Yamaguchi *et al.*, 2003; Greaves *et al.*, 2006). La abundancia y distribución de muchos carnívoros está fuertemente determinada por la disponibilidad de sitios adecuados para reproducirse, alimentarse y descansar (Long *et al.*, 2011). En particular, la selección de sitios por parte de pequeños carnívoros está determinada por tres factores: protección contra predadores, proximidad a las áreas de alimentación y aislamiento térmico (Melero *et al.*, 2008).

El visón americano (*Neovison vison*) se encuentra asociado comúnmente a áreas con una importante cobertura vegetal ya que evita los sectores abiertos para no ser depredado (Yamaguchi *et al.*, 2003), y por sus hábitos semiacuáticos, se lo suele encontrar en ambientes que cuenten con cuerpos de agua o humedales cercanos (Dunstone, 1993; Ben-David *et al.*, 1996). Además, la presencia de ambientes con orificios donde puedan ubicar

sus madrigueras constituye un importante recurso para este mustélido, dado que estos proveen a los animales de refugio, mientras descansan o durante el período de crianza de los cachorros, y aislamiento térmico (Gerell, 1970; Melquist *et al.*, 1981; Gough y Rushton, 2000). Asimismo, su distribución refleja los hábitos territoriales y solitarios de la especie (Dunstone, 1993; Macdonald y Strachan, 1999) y también puede estar influenciada por la distribución y abundancia de las presas (Melquist *et al.*, 1981) y de los mustélidos competidores (Bonesi y Macdonald, 2004c).

Los modelos predictivos son simplificaciones de la realidad ampliamente utilizados para ayudar a entender sistemas complejos (Guisan y Zimmerman, 2000; Gough y Rushton, 2000). Los modelos predictivos de hábitat favorable de las especies se desarrollaron como una herramienta fundamental para la ecología espacial, la conservación y el manejo (Dayton y Fitzgerald, 2006; Williams *et al.*, 2009). Estos modelos ayudan a entender cuáles son las variables que afectan la distribución de una especie (Gough y Rushton, 2000) y permiten extrapolar las relaciones especie-hábitat encontradas a nivel local hasta un nivel de paisaje o regional (Barbosa *et al.*, 2003; Dayton y Fitzgerald, 2006).

En el caso del visón americano, el principal antecedente para los modelos de hábitat favorable es el presentado por Allen (1986) quien a partir de datos bibliográficos generó una serie de índices teóricos para la presencia del mustélido en su rango nativo. Este autor encontró que los animales preferían ambientes con buena cobertura vegetal (bosques y matorrales principalmente) dentro de los 100 m desde un cuerpo de agua y que tuvieran disponibilidad de sitios secos para utilizar como madrigueras. Asimismo, en dicho trabajo se indica que los visones son tolerantes a la presencia humana y evitan estar expuestos a la predación en áreas abiertas (Allen, 1986). También dentro de su distribución nativa, Melquist *et al.* (1981) y Ben-David *et al.* (1996) coinciden con el tipo de hábitat descripto por el modelo de Allen (1986) e indican que la distribución del mustélido está determinada por la disponibilidad de presas, la presencia de sitios adecuados para usar de madrigueras, incluyendo los diques de castor canadiense (*Castor canadensis*), y también la distribución de las especies competidoras.

En el continente europeo, donde el visón americano fue introducido, existen varios trabajos que relacionan la presencia del mustélido con características ambientales (e.g. Sidorovich *et al.*, 1996; Ruiz-Olmo *et al.*, 1997; Macdonald y Strachan, 1999; Bonesi *et al.*, 2000; Sidorovich y Macdonald, 2001; Yamaguchi, *et al.*, 2003; Bonesi y Macdonald, 2004b; Zabala *et al.*, 2007a; Harrington y Macdonald, 2008; Melero *et al.*, 2008; García *et al.*, 2009). En líneas generales estos trabajos coinciden con lo encontrado para su distribución nativa, e incluso en algunos casos dejan en evidencia la plasticidad del mustélido para adecuarse al hábitat y las presas disponibles en el área invadida. Asimismo,

Sidorovich *et al.* (1996) indican que el castor canadiense, también invasor en Europa, genera ambientes que son aprovechados por el visón americano, enmarcando esta relación interespecífica dentro de la teoría de *invasional meltdown* (Simberloff y Von Holle, 1999; Simberloff, 2006).

En Patagonia continental, Previtali *et al.* (1998) indicaron que la distribución del visón americano en el Parque Nacional Nahuel Huapi se encontraba relacionada con hábitats acuáticos con cobertura boscosa y con mínima presencia de humanos o perros. Sin embargo, Aued *et al.* (2003) encontraron para el mismo sitio que las actividades humanas no afectan la presencia del visón americano, cuya distribución sí depende de la del huillín (*Lontra provocax*), competidor nativo intragremio. Por su lado, Fasola *et al.* (2009) encontraron que la distribución del mustélido depende de ciertas características del hábitat, que a su vez están relacionadas con la disponibilidad de presas. En lo que respecta al Archipiélago Fueguino, en la Isla Navarino Schuttler *et al.* (2009) pusieron a prueba tres modelos construidos *a priori*, y encontraron que el visón americano ocupa sitios dominados por arbustos antes que hábitats abiertos y que evita los ambientes muy modificados por el castor americano. No obstante, tal como los autores indican, este trabajo presentó problemas asociados a un bajo número de muestras y que las mismas fueron obtenidas casi exclusivamente durante la estación cálida.

El visón americano es una especie particularmente difícil de atrapar, controlar y erradicar debido a su comportamiento extremadamente elusivo (King *et al.*, 2009). Asimismo, sin un modelo de hábitat favorable específico, construido a partir de datos empíricos locales, la probabilidad de detección de la especie para un plan de manejo es desconocida (Greaves *et al.*, 2006). En este sentido, Simberloff (2003) puntualiza que una investigación detallada sobre la ecología espacial aplicada a las poblaciones de las especies introducidas ayuda a afinar las estrategias de control de la invasión. Particularmente, para controlar la población de visón americano es necesario mejorar la eficiencia y logística del trampeo, determinando áreas con mayor probabilidad de presencia de la especie (Melero *et al.*, 2008). Por lo tanto, en términos de un plan de manejo del visón americano en el Archipiélago Fueguino, es necesario conocer los requerimientos de hábitat que afectan su establecimiento y determinan sitios con mayor probabilidad de presencia del mustélido. El objetivo del presente capítulo es construir un modelo de hábitat favorable que permita determinar la probabilidad de presencia de visón americano como función de distintas variables ambientales.

METODOLOGÍA

Este estudio se realizó en base a la presencia/ausencia de signos de visón americano (heces, huellas, madrigueras, letrinas, avistamientos, por ejemplo). Macdonald *et al.* (1998) y Bonesi y Macdonald

(2004a) indican que el registro de signos es un método apropiado para monitorear la distribución del visón americano, demanda menos tiempo y mano de obra y es más económico que el trampeo. En este sentido, desde el punto de vista del diseño de muestreo, es importante lograr un compromiso entre una cantidad de muestras que representen la variabilidad ambiental existente y minimicen los costos de muestreo generalmente por la accesibilidad (Guisan y Zimmerman, 2000). Se registró la presencia/ausencia de signos en los distintos ambientes muestreados, de acuerdo a lo expuesto en el Capítulo DOS de la presente tesis. Por cuestiones logísticas de accesibilidad, cada sitio del área de estudio fue visitado al menos dos veces por año a partir de mayo de 2005 y hasta febrero de 2009, una vez durante la temporada cálida (primavera y verano) y otra durante la temporada fría (otoño e invierno).

Registro de signos y características ambientales

Cada sitio de muestreo se dividió en secciones de 100 m y se revisó en búsqueda de signos de visón. Para cada signo encontrado se midieron las características ambientales seleccionadas como variables explicatorias.

Las variables ambientales elegidas en función de la bibliografía y de las condiciones del área de estudio fueron:

- Tipo de hábitat.
- Pendiente del terreno (valor directo y elevado al cuadrado para evaluar existe un valor medio ideal).
- Distancia del signo a la línea del agua.
- Factor de influencia humana.
- Presencia de castoreras.
- Presencia de signos de huillín.
- Tipo de cuerpo de agua (costa marina, ríos o lagos).

En los casos en los que se encontraron más de un signo por sección de 100 m, se eligió al azar uno solo para ser utilizado en el análisis posterior. Considerando que para la construcción del modelo se necesitan puntos con ausencia de signos, se seleccionaron al azar 100 sitios adicionales sobre la costa marina y las riberas dulceacuícolas. En cada sitio se revisó un área de 50 m de radio en búsqueda de signos. Se encontraron 78 sitios sin presencia de signos de visón americano para los cuales se registraron todas las características ambientales. Además, estos sitios fueron asignados de manera equitativa a intervalos de 5 m de distancia a la línea del agua a fin de no generar una desviación del modelo por el diseño de muestreo. De este modo las variables del primer sitio fueron registradas dentro de la franja de 0 a 5 m del agua, las del segundo sitio entre 5 y 10 m de distancia y así sucesivamente hasta llegar a la última franja de 45 a 50 m de distancia y volver a empezar con la primera franja para el siguiente sitio.

Los distintos tipos de hábitat fueron categorizados de acuerdo a la siguiente convención:

Bosque. Formación boscosa pura o mixta dominada por árboles de más de 2 m de altura, principalmente por lenga (*Nothofagus pumilio*), Ñire (*N. antarctica*) y Guindo (*N. dombeyi*). Puede presentar o no árboles achaparrados, arbustos, formaciones rocosas, troncos caídos, vegetación herbácea en el sotobosque, raíces expuestas, entre otros (Figura 3.1a).

Matorral. Ambiente dominado por vegetación arbustiva, caracterizada por árboles achaparrados, Calafate (*Berberis buxifolia*), Michay (B. *ilicifolia*), Mata Negra (*Chilliotrichum diffusum*), Chaura (*Pernettya maconata*). Puede o no presentar formaciones rocosas (Figura 3.1b).

Pastizal. Ambiente conformado principalmente por gramíneas. Puede o no presentar turba en el suelo, pero en ese caso es un ambiente seco sobre el cual se desarrollan hierbas generalmente de menos de 1 m de altura. Puede presentar troncos caídos. Puede ser consecuencia de un embalse de castor abandonado (Figura 3.1c).

Turbera. Ambiente dominado por especies del género Sphagnum, generalmente en valles o zonas planas, cercanos o rodeando cuerpos de agua dulce. Pueden presentarse en cercanías de la costa marina o tierra adentro. Puede presentar vegetación herbácea y/o pequeñas islas de arbustos achaparrados, así como sectores con agua y/o surcados por canales. En algunos casos está totalmente inundado con "islotes" de hierbas sobrepasando el nivel del agua (Figura 3.1d).

Playa. Hábitat costero de extensión variable formado por barro, arena, guijarros o rocas de pequeño tamaño. Generalmente en ensenadas de baja pendiente (Figura 3.1e).

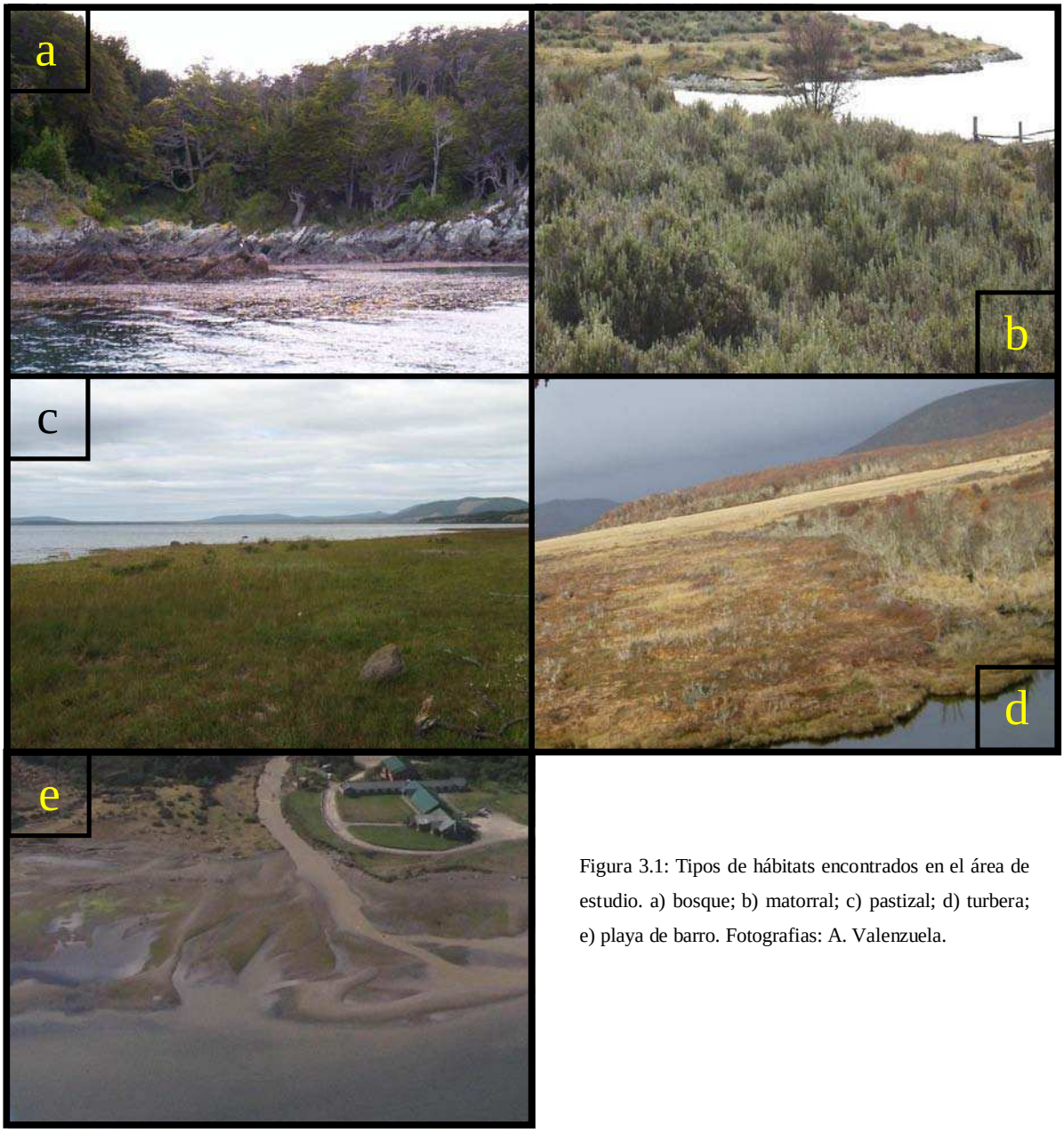

Figura 3.1: Tipos de hábitats encontrados en el área de estudio. a) bosque; b) matorral; c) pastizal; d) turbera; e) playa de barro. Fotografias: A. Valenzuela.

Para cuantificar el grado de influencia humana en la zona se utilizaron distintos indicadores (observación directa, presencia de construcciones, caminos, ganado, fogones, signos de perros, por ejemplo) y se definió la siguiente escala:

0 = Ausencia de influencia humana.

1 = Presencia esporádica de personas, ausencia de asentamientos humanos y pocos signos de actividades humanas registrados.

2 = Presencia frecuente de personas y/o pocos asentamientos (estancias), muchos signos de actividades humanas registrados.

3 = Presencia muy frecuente de personas y/o pequeña concentración de construcciones (como por ejemplo Puerto Almanza).

4 = Presencia constante de personas (ciudad de Ushuaia, comuna de Tolhuin).

Modelo de hábitat favorable

La probabilidad de presencia de visón americano como una función de las características ambientales consideradas se determinó utilizando modelos lineales generalizados (GLM por su sigla en inglés; Nelder y Wedderburn, 1972). Teniendo en cuenta que la variable respuesta definida es un conteo de carácter binario (presencia o ausencia de signos de visón), se consideró una distribución de los errores Bernoulli y la función de enlace canónica, tipo *logit*. Se pusieron a prueba todos los modelos posibles surgidos a partir de las combinaciones de las variables explicatorias. Para el proceso de selección de modelos significativos se utilizó la corrección para pequeñas muestras del Criterio de Información de Akaike (AIC_c por sus siglas en inglés; Akaike, 1974) debido a que la relación entre número de muestras y los parámetros a estimar fue inferior a 40 (Burhans y Thompson, 2006). Para estimar los valores de los parámetros y la significancia de los distintos modelos se utilizó el programa R 2.9.1 (R Development Core Team, 2009).

RESULTADOS

Se registraron los datos correspondientes a un total de 398 sitios con presencia de visón americano a lo largo de toda el área de estudio (Figura 3.2) para ser utilizados en la confección de los modelos descriptos.

Se construyeron 253 modelos de los cuales se descartaron todos los que no tuvieran sentido biológico (por ejemplo si presentaban el término de la pendiente elevada al cuadrado sin el término del valor directo de la misma) quedando de este modo 189 modelos para poner a prueba (Anexo 1).

El mejor modelo significativo obtenido (menor valor de AIC_c) incluye tipo de hábitat, pendiente del terreno (con un comportamiento cuadrático) y distancia a la línea del agua, y excluye la presencia de humanos, castoreras y nutrias, y el tipo de cuerpo de agua. Los modelos restantes presentaron una diferencia en el valor de AIC_c mayor a dos unidades con lo cual se consideraron por fuera de la zona dentro de la cual los modelos explican substancialmente el fenómeno (Tabla 3.1).

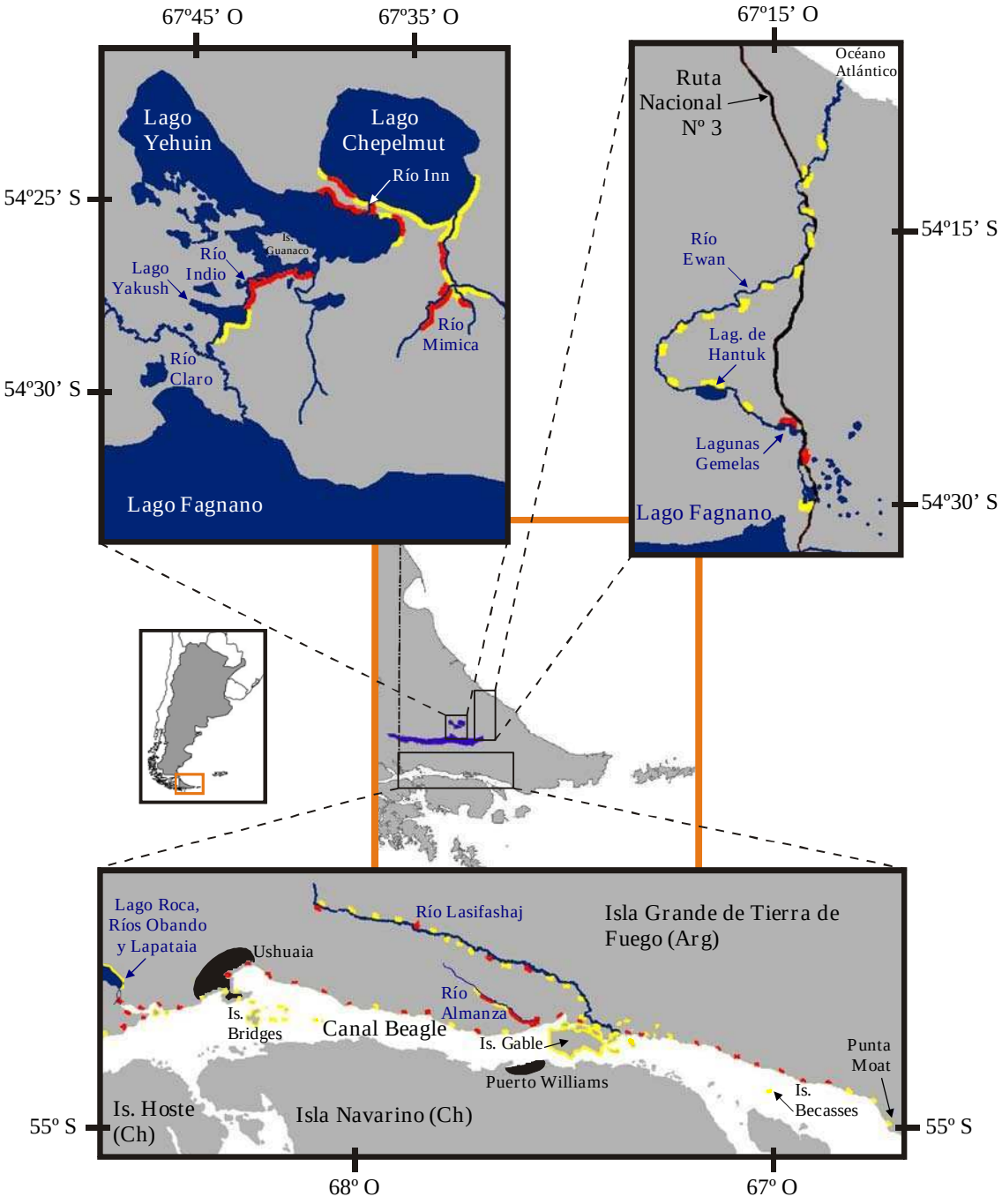

Figura 3.2: Mapa del área de estudio donde se indica presencia (rojo) y ausencia (amarillo) del visón americano en los sectores efectivamente muestreados.

Tabla 3.1: Modelos de hábitat para explicar la presencia del visón americano en el Archipiélago Fueguino. Se presentan el mejor modelo significativo, el que le sigue en valor de Criterio de Información de Akaike (AIC_c), el modelo global y el modelo nulo ordenados por diferencia de AIC_c ($_i$) de menor a mayor. Asimismo, se presentan la devianza residual (D), el número de parámetros involucrados en el modelo (k) y el peso de AIC_c (w_i) de cada uno de los modelos.

Modelo	variables explicatorias involucradas	D	k	AIC_c	Δ_i	w_i
Mejor modelo	hábitat + pendiente + $(pendiente)^2$ + distancia al agua	122,94	8	137,3	0	0,325
Segundo menor AICc	hábitat + pendiente + $(pendiente)^2$ + distancia al agua + factor humano + presencia de castoreras	118,80	10	139,4	2,1	0,116
Global	hábitat + pendiente + $(pendiente)^2$ + distancia al agua + factor humano + presencia de castoreras + presencia de nutrias + tipo de cuerpo de agua	118,61	12	143,4	6,1	0,015
Nulo	intercepto	394,45	1	396,5	259,2	0,000

El modelo global no presenta sobredispersión de los datos y la bondad de ajuste, evaluada a partir de la *devianza* y Chi cuadrado, presentó un valor no significativo ($p > 0,05$) lo que indica que el modelo tiene un buen ajuste con los datos. El mejor modelo significativo explica el 68,83% de la variabilidad del sistema (*devianza* del modelo nulo). La probabilidad de presencia de visón es significativamente mayor en bosques y matorrales (Tabla 3.2) que en pastizales, turberas y playas, más allá del efecto de la pendiente del terreno o de la distancia al agua. Los sitios con valores de pendiente cercanos a los 20º son más adecuados para el mustélido (Figura 3.3) mientras que a medida que aumenta la distancia al cuerpo de agua disminuye la probabilidad de presencia del visón (Figura 3.4).

Tabla 3.2: Valores de los coeficientes de los parámetros significativos estimados para el mejor modelo que explica la presencia del visón americano en el Archipiélago Fueguino, con sus respectivos desvío estándar (SE), estadístico de Wald (Z) y significancia (p).

Parámetro	Coeficiente	SE	Z	p
Intercepto	-2,3373	1,1855	-1,972	0,048
Hábitat				
bosque	6,2125	1,1878	5,231	$1,69x10^{-7}$
matorral	4,2621	1,2268	3,474	$5,13x10^{-4}$
pastizal	1,5288	1,1696	1,307	0,191
turbera	1,3885	1,0337	1,308	0,299
Pendiente	0,3323	0,0814	4,082	$4,47x10^{-5}$
$Pendiente^2$	-0,0086	0,0019	-7,432	$9,32x10^{-6}$
Distancia al agua	-0,2665	0,0433	-6,153	$7,61x10^{-10}$

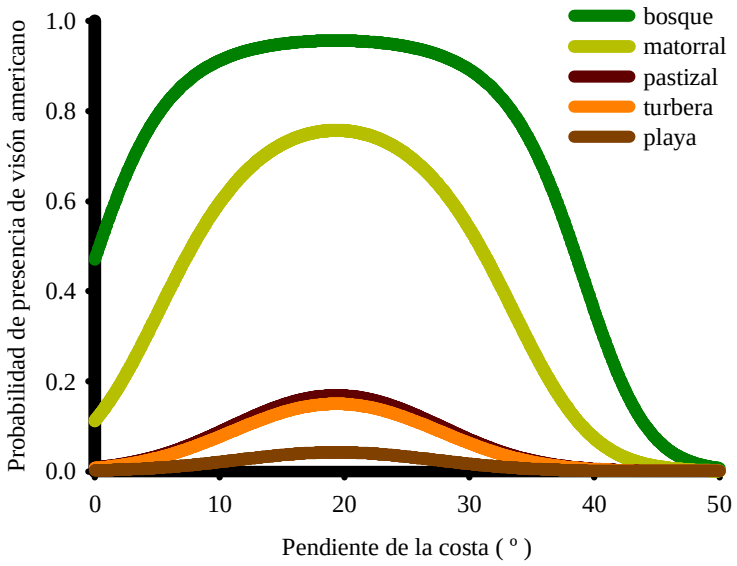

Figura 3.3: Probabilidad de presencia de visón americano en función de la pendiente del terreno para los diferentes tipos de hábitats encontrados (a los fines del cálculo se consideró una distancia al agua fija de 15 m en todos los casos).

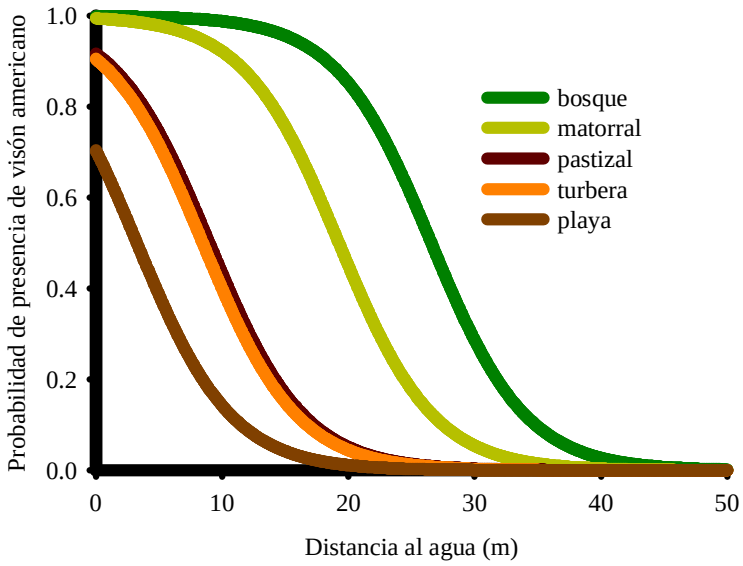

Figura 3.4: Probabilidad máxima de presencia de visón americano en función de la distancia al agua para los diferentes tipos de hábitats encontrados (de acuerdo a la Fig. 3.1, a los fines del cálculo se utilizó la pendiente del terreno ideal en todos los casos, es decir 20º).

DISCUSIÓN

La distribución de la fauna silvestre depende de muchas variables ambientales y los modelos de hábitat favorable nos pueden ayudar a entender la influencia de esas variables en la distribución. El uso de diferentes tipos de hábitat por parte del visón americano depende de aquellas características ambientales que los hacen más adecuados para alimentarse y reproducirse protegidos de predadores (Melero *et al.*, 2008). El modelo construido en este trabajo en base a las características ambientales seleccionadas como variables explicatorias indica que el visón americano se distribuye de manera heterogénea en el Archipiélago Fueguino y su probabilidad de presencia se encuentra definida fundamentalmente por el tipo de hábitat, la pendiente del terreno y la distancia al agua. Asimismo, cabe destacar que la presencia de visón americano no se encuentra relacionada con la distribución del huillín ni con el tipo de cuerpo de agua. Además, si bien el modelo obtenido no incluye la influencia de los humanos y la modificación del hábitat por parte del castor canadiense, estas variables deben ser tratadas con cautela considerando que el segundo modelo de importancia las incluye y que la diferencia de AICc entre los dos modelos se encuentra en el límite de corte (2.1).

Este estudio demuestra que ciertos tipos de hábitat específicos tienen un rol importante en determinar la distribución del visón americano en Tierra del Fuego. Este mustélido prefiere los bosques en primer lugar y posteriormente los matorrales, mientras que parece no frecuentar los pastizales, las turberas y las playas, independientemente de la pendiente del terreno o la distancia al agua. Esta preferencia de hábitats puede responder a que bosque y matorral son los que presentan una mayor cobertura que confiere al mustélido protección ante los predadores, lo que coincide con los descripto en otros lugares del mundo y de la Argentina, ya sea en su distribución nativa o exótica (e.g. Melquist *et al.*, 1981; Allen, 1986; Yamaguchi *et al.*, 2003; Bonesi y Macdonald, 2004b; Fasola *et al.*, 2009). Asimismo, los hábitats preferidos por el visón americano presentan un mayor número de oquedades adecuadas para que pueda ubicar sus madrigueras.

La distribución del visón en el Archipiélago Fueguino presenta una relación cuadrática con la pendiente del terreno, con una mayor probabilidad de encontrar al mustélido exótico en ambientes con pendientes dentro de un intervalo entre 15 y 25º. Los valores de pendiente menores generalmente están asociados a sitios de playas anchas con muchas áreas abiertas lo que podría dejar muy expuesto al visón ante predadores. Por otro lado, los ambientes con pendientes muy altas probablemente representen sitios con una dificultad importante para acceder desde o hacia el agua (como por ejemplo un acantilado). Pese a que no existen muchos estudios que hayan relacionado esta variable

ambiental con la distribución del visón americano, Previtali *et al*. (1998) y Schuttler *et al*. (2009) también encontraron una relación significativa para Patagonia continental y para la Isla Navarino respectivamente.

Por otro lado, en todos los hábitats se observa que a medida que aumenta la distancia al agua disminuye la probabilidad de presencia de visón americano en Tierra del Fuego, lo cual tiene sentido teniendo en cuenta que el mustélido utiliza el medio acuático tanto para alimentarse como para escaparse de eventuales peligros. Por ejemplo la dieta de esta especie en el área está representada por entre un 28 y un 56% de presas acuáticas (ver Capítulo CUATRO). Según los resultados obtenidos en este trabajo la probabilidad de encontrar visones a más de 50 m de un cuerpo de agua es muy baja o casi nula. Si bien este resultado podría estar afectado por el diseño de muestreo (transectas de 50 m de ancho, ver Capítulo DOS), el mismo coincide con lo encontrado por varios autores para otros lugares del mundo (e.g. Melquist *et al.*, 1981; Allen, 1986; Yamaguchi *et al.*, 2003; Zabala *et al.*, 2007b). El Archipiélago Fueguino presenta una compleja e importante red hidrográfica y una gran cantidad de canales marinos (Rabassa *et al.*, 2000) por lo tanto, la distancia al agua no parecería ser una variable que limite la expansión del visón en la zona a gran escala.

Los territorios del visón americano varían entre 0,5 y 3,4 km a lo largo de un cuerpo de agua y además, estos animales tienen una gran capacidad para dispersar o moverse en busca de alimento o pareja (Gerell, 1970; Dunstone, 1993; Macdonald y Strachan, 1999). Además, los distintos tipos de hábitat tienen una dimensión espacial mucho mayor a la de un territorio cubriendo grandes extensiones continuas. Por el contrario, la pendiente de la costa presenta una variación muy alta en pocos metros de diferencia. Por lo tanto, se podría decir que en el Archipiélago Fueguino la variable tipo de hábitat afecta la distribución del visón a macro escala, mientras que las variables pendiente del terreno y distancia al agua tienen su efecto a micro escala (dentro de cada territorio).

El visón americano utiliza de manera indiferenciada la costa marina (Canal Beagle) como los cuerpos de agua dulce internos, al igual que lo encontrado previamente tanto para su distribución nativa como exótica (Ben-David *et al.*, 1996; Macdonald y Strachan, 1999; Schuttler *et al.*, 2009).

La tolerancia del visón americano a la presencia humana es uno de los factores que facilitó su domesticación para la industria peletera (Dunstone, 1993). Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con esta observación y lo ampliamente encontrado en muchos trabajos (e.g. Gerell, 1970; Allen, 1986; Aued *et al.*, 2003; Zuberogoitia *et al.*, 2006; Schuttler *et al.*, 2009). Sin embargo, Yamaguchi *et al*. (2003) encontraron que si bien la distribución de visón americano (analizando toda la población) no depende de la presencia de humanos, existe una diferencia por sexo y que la presencia de hembras con crías está negativamente asociada a la presencia humana. De todos modos, a los fines

de control de esta especie (y conservación del ecosistema fueguino) el resultado obtenido a nivel poblacional es suficiente para ser incluido dentro de un plan de manejo. En este sentido, si se quisiera conocer con mayor detalle el efecto de la presencia humana en la distribución del visón americano en el Archipiélago Fueguino es necesario realizar a futuro un estudio de hábitat favorable discriminando por sexo, considerando además que el segundo modelo en importancia incluye la variable explicatoria de referencia.

La distribución de los mustélidos está afectada por la distribución de sus competidores (Bonesi y Macdonald, 2004c). Varios autores encontraron que la presencia de nutrias afecta la distribución del visón americano, tanto en su rango nativo (Melquist *et al.*, 1981) como exótico (Ruiz-Olmo *et al.*, 1997; Aued *et al.*, 2003; Bonesi *et al.*, 2004; Harrington y Macdonald, 2008; Garcia *et al.*, 2009). Según el modelo de este trabajo la presencia de nutrias locales no afecta la probabilidad de presencia del visón americano en Tierra del Fuego, sin embargo este resultado podría no ser preciso. El huillín ocupa exclusivamente algunos sitios en el Canal Beagle dentro del área de estudio, por lo tanto la baja presencia de la especie puede no ser suficiente para limitar la preferencia de hábitats por parte del visón americano pero puede estar afectándolo (o viceversa) en otros aspectos (ver Capítulo CINCO).

La hipótesis de "*invasional meltdown*" propone que una especie invasora podría favorecer el establecimiento y dispersión de una nueva especie invasora (Simberloff y Von Holle, 1999; Simberloff, 2006). Bajo esta hipótesis las modificaciones del hábitat generadas por el castor canadiense, un ingeniero de ecosistemas en el bosque fueguino (Anderson *et al.*, 2009), podrían favorecer el establecimiento del visón americano, teniendo en cuenta que en este estudio como en otros trabajos se encontró que el mustélido utiliza los hábitats del roedor (e.g. Melquist *et al.*, 1981; Sidorovich *et al.*, 1996; Sidorovich y Macdonald, 2001). Sin embargo, considerando que el modelo obtenido no incluye la variable presencia de castoreras cercanas, el visón americano en Tierra del Fuego no prefiere los hábitats modificados por el castor, pero tampoco los evita como lo propuesto para la Isla Navarino por Schuttler *et al.* (2009).

Según el modelo obtenido, se puede predecir que en el Archipiélago Fueguino existe máxima probabilidad (>90%) de encontrar visón americano en ambientes con predominancia de vegetación boscosa y/o de matorral, dentro de un intervalo de pendiente entre 10 y 30º y dentro de los 30 m de un cuerpo de agua. Mientras que la probabilidad es mínima (<10%) en aquellos hábitats tipo pastizal, tubera o playa que superen los 17 m de distancia desde la línea del agua y en cualquier tipo de ambiente a más de 40 m de algún cuerpo de agua o con una pendiente del terreno superior a 45º.

El modelo de hábitat favorable presentado es una herramienta de suma utilidad ya que permite conocer la probabilidad de

presencia (y por ende de detección) del mustélido exótico en la región, lo cual es vital para la generación de políticas de manejo de la especie (Simberloff, 2003). Sin embargo, para complementar este trabajo, es necesario realizar estudios sobre los movimientos y migraciones del visón americano, sus interacciones con otras especies invasoras (tanto presas como potenciales competidores/predadores), la distribución de sus presas y las diferencias en selección de hábitat entre sexos.

Simberloff (2009) indica que el diseño de un plan de control/erradicación de un carnívoro invasor debe estar basado en la identificación de áreas de alta prioridad donde se deben enfocar los esfuerzos de captura de la especie. A pesar que es extremadamente difícil controlar y remover al visón americano (Melero *et al.*, 2008), se sugiere a los tomadores de decisiones que el diseño de las campañas de trampeo del visón americano en el Archipiélago Fueguino tenga en cuenta el modelo obtenido y esté enfocado en los sitios con mayor probabilidad de presencia del mustélido (bosques entre 10 y 30º de pendiente dentro de los 30 m del agua, tanto marina como dulceacuícola), en orden de ser más exitosos en el control de la población. Esta estrategia asimismo permitiría a los responsables de la conservación de la región minimizar el tiempo y los costos necesarios para el manejo de la especie invasora.

CUATRO

DIETA DEL VISÓN AMERICANO EN TIERRA DEL FUEGO: MISMO COMENSAL DISTINTO MENÚ

Resumen. Estudiar la dieta de un carnívoro invasor es fundamental para definir estrategias de conservación de las especies nativas (presa y potenciales competidoras) y de control o erradicación del predador exótico. El objetivo del presente capítulo fue analizar la dieta de un carnívoro invasor, el visón americano (*Neovison vison*), en el Archipiélago Fueguino comparando entre estaciones y ambientes marinos y dulceacuícolas. El visón americano en Tierra del Fuego se alimentó principalmente de mamíferos, peces y aves. La dieta del visón americano varió significativamente entre ambientes marinos y dulceacuícolas pero no entre invierno y verano. Las principales diferencias en la dieta del mustélido entre ambientes reflejan su conducta oportunista y generalista. Desde el punto de vista de la conservación de las especies nativas y de control de la especie invasora hay que tener en cuenta que el visón consume principalmente a presas nativas como los pequeños mamíferos cricétidos, los peces nototénidos y galáxidos, y las aves (tanto acuáticas como paseriformes). El comportamiento trófico del visón americano como carnívoro invasor en el Archipiélago Fueguino no difiere sustancialmente del observado en su rango nativo o en otros sitios donde es invasor y su dieta refleja principalmente la oferta de presas en cada sitio.

INTRODUCCIÓN

Los predadores tope tienen un rol clave en el funcionamiento de un ecosistema (Ruiz Olmo y Jiménez, 2008), porque pueden influir sobre la distribución y abundancia de sus presas y competidores (Begon *et al.*, 2006; Santos *et al*., 2009). Conocer la dieta de una especie, así como sus variaciones, permite identificar su rol, a nivel trófico, dentro de la comunidad, evaluar las relaciones predador-presa y qué especie/s cumple/n con un rol ecológicamente similar (Kruuk, 2006).

Las especies exóticas invasoras se consideran actualmente como una de las principales causas del cambio ecológico global y de la pérdida de biodiversidad generados por el hombre (Vitousek *et al.*, 1997; Sala *et al.*, 2000). Las especies introducidas invasoras comúnmente provocan efectos ecosistémicos complejos en las comunidades nativas (Macdonald *et al*., 2007). En particular, un carnívoro puede afectar a las especies nativas en diferentes formas, principalmente a través de la depredación, la interferencia o la competencia por la explotación de recursos (Ebenhard, 1988; Jordan, 2005), e incluso puede provocar la extinción local de numerosas especies endémicas en ambientes aislados geográficamente (Courchamp *et al.*, 2003). La introducción de un predador tope generalista, como el visón americano (*Neovison vison*), sumado al comportamiento *naive* de las presas locales y a la simpleza

relativa de las redes tróficas en los sistemas insulares causó reducciones severas e incluso extinciones de muchas poblaciones de especies nativas (Knight *et al.*, 1985; Burnes y Morris, 1993; Courchamp *et al.*, 2003). Estudiar la dieta de un carnívoro invasor en una isla es un pre-requisito para entender el efecto sobre las poblaciones de especies presa, para evaluar competencia intra o interespecífica, y finalmente para definir estrategias de manejo y de conservación (Kruuk, 2006; Ruiz-Olmo *et al.*, 2007; Melero *et al.*, 2008).

El visón americano ha sido descripto como un predador generalista y altamente oportunista, y su dieta normalmente refleja la disponibilidad y abundancia local de presas (Dunstone, 1993). Asimismo, debido a su plasticidad, muchos autores indican que la dieta del mustélido difiere entre individuos, sexos, estaciones, hábitats y regiones (Niemimma y Poki, 1990; Sidorovich y Macdonald, 2001; Mcdonald, 2002; Nordström y Korpimäki, 2004). La dieta de este mustélido ha sido estudiada tanto en su distribución nativa (América del Norte) como en los lugares donde ha sido introducido (Europa continental e insular, y Patagonia en Sudamérica). En su distribución nativa el visón consume predominantemente mamíferos y peces, y complementa su dieta con crustáceos, aves, insectos o anfibios dependiendo de su disponibilidad y abundancia (Melquist *et al.*, 1981; Racey y Euler, 1983; Ben-David *et al.*, 1997). El único estudio que compara la dieta del visón americano entre ambientes marinos y dulceacuícolas fue realizado en la Isla Chichagof en Alaska, en su distribución nativa (Ben-David *et al.*, 1997). Estos autores indican que los peces son las presas más consumidas por el visón, y que le siguen los mamíferos en ambientes dulceacuícolas y los crustáceos en la costa marina. La dieta del visón americano en Europa, donde fue introducido en la década de 1920 (Macdonald y Harrington, 2003), también consiste principalmente en mamíferos y peces (Erlinge, 1969; Dunstone y Birks, 1987; Ferreras y Macdonald, 1999). Sin embargo, en función de la disponibilidad de las presas, es importante también la predación sobre crustáceos, aves, insectos, anfibios y reptiles (Lode, 1993; Maran *et al.*, 1998; Jedrzejewska *et al.*, 2001; Ahola *et al.*, 2006).

En América del Sur, el visón americano presenta el mismo comportamiento generalista y oportunista que ha sido descripto para las poblaciones de America del Norte y Europa. En los ambientes dulceacuícolas de Patagonia continental consume todos los grandes grupos de presas, con una mayor importancia de crustáceos y mamíferos (Medina, 1997; Previtali *et al.*, 1998; Fasola *et al.*, 2009). En particular, Fasola (2009) indica que el consumo de crustáceos parece responder directamente a los patrones de distribución y abundancia de estas presas en la región. En lo que respecta al Archipiélago Fueguino, en un estadio temprano de invasión en la Isla Navarino el visón se alimenta de todos los grupos de presas presentes con mayor representación de mamíferos y aves y además su dieta presenta variaciones estacionales y espaciales (Schüttler *et al.*, 2008; Ibarra *et al.*,

2009). En la Isla Grande de Tierra del Fuego, descripciones preliminares de la dieta del mustélido sobre la costa marina del Canal Beagle indican que los mamíferos y los peces constituyen las principales presas (Fasola, 2009; Gómez *et al.*, 2010).

Conocer la dieta de un predador invasor y sus variaciones es de suma utilidad para identificar áreas prioritarias para la conservación de presas nativas durante el diseño de medidas de control de la especie introducida (Barun y Simberloff, 2011; Clout y Russel, 2011). En este contexto, el objetivo del presente capítulo es describir la dieta del visón americano en la Isla Grande de Tierra del Fuego, identificando todas las presas al mínimo taxón posible y analizando sus variaciones entre ambientes y estaciones.

METODOLOGÍA

Análisis de la dieta

Para estudiar la dieta del visón americano en Tierra del Fuego se analizaron 493 heces en total (Tabla 4.1). Las muestras se colectaron en madrigueras y letrinas encontradas durante las salidas de muestreo descriptas en el Capítulo DOS. Se procuró obtener como mínimo 90 muestras para cada categoría considerando este número como adecuado para realizar comparaciones (Trites y Joy, 2005). Debido a las condiciones climáticas del área, la accesibilidad a algunos sitios de muestro presenta graves problemas logísticos durante ciertos periodos del año. Asimismo, Schüttler *et al.* (2008) e Ibarra *et al.* (2009) no encontraron diferencias en la dieta del visón en Isla Navarino entre primavera vs. verano y otoño vs. invierno. Por lo tanto, cada sitio de muestreo fue visitado al menos dos veces por año a partir de mayo de 2005 y hasta febrero de 2009, una vez durante primavera-verano y otra durante otoño-invierno.

Tabla 4.1: Número de muestras analizadas para describir la dieta de visón americano en Tierra del Fuego discriminadas por ambiente y estación donde fueron colectadas.

Tipo de ambiente	Primavera- Verano	Otoño- Invierno	Total
Costa Marina	140	128	268
Cuerpos de Agua Dulce	90	135	225
		Total de muestras analizadas:	493

Las heces colectadas fueron colocadas en alcohol etílico diluido al 70% para detener el proceso de descomposición de la misma y se mantuvieron húmedas a fin de evitar que algunos remanentes de las presas (como los pequeños huesos craneales de los peces o los exoesqueletos de los crustáceos) sufrieran daños o deformaciones que dificultaran su identificación. Durante el procesamiento cada muestra fue lavada bajo agua caliente y tamizada a través de un filtro de 0,3 mm de apertura de malla a fin de facilitar la separación de los fragmentos identificables y eliminar todos los restos y suciedades que dificulten el análisis. De acuerdo a lo propuesto por Birks y Dunstone (1985), los remanentes de las presas se clasificaron primero en las siguientes categorías principales: mamíferos, peces, aves, crustáceos, insectos, poliquetos y poliplacóforos, para luego ser identificados al menor nivel taxonómico posible, utilizando una lupa de disección (10x de aumento). Además, cada resto identificado fue clasificado en función de si correspondía a una presa i) terrestre o acuática, y ii) nativa o exótica. La materia vegetal fue excluida del análisis porque se consideró como consumo accidental o adhesión posterior a la deposición. Para cada muestra se registró: a) todas las categorías de presas presentes, y b) volumen estimado (VE) porcentual de cada categoría principal en el volumen total de la defecación. Considerando las pequeñas dimensiones de las muestras, la estimación del VE se realizó visualmente colocando en una caja de petri dividida en 8 porciones todos los ítems correspondientes a una defecación de manera de cubrir lo más homogéneamente posible el fondo y se contabilizó el espacio ocupado por cada categoría (cada porción de la caja de petri correspondía a un 12,5% de la defecación medida).

La identificación de los restos de presas se realizó utilizando las colecciones de referencias pertenecientes al Grupo de Trabajo Ecología y Conservación de Vida Silvestre del Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC) del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y se complementó con diferentes trabajos y guías locales de identificación (Chehebar y Martin, 1989; Pearson, 1995; Gosztonyi y Kuba, 1996; Lopez *et al*., 1996; Volpedo y Echeverria, 2000; Tapella y Lovrich, 2006). De acuerdo a lo propuesto por Day (1966) y Jordan (2005), los mamíferos se identificaron utilizando los pelos, dientes y mandíbulas mientras que en el caso de las aves la mayoría de los restos encontrado (plumas, uñas y huesos) presentaron un alto nivel de degradación, por lo que solo se clasificaron en dicha categoría principal. Los restos de peces fueron identificados a partir de los huesos craneales y otolitos según Conroy *et al.* (1993), Jordan (2005) y Raya Rey y Schiavini (2005). Los crustáceos fueron determinados a partir de los fragmentos de exoesqueletos, principalmente en base a su forma, textura, color y a los apéndices, de acuerdo a lo propuesto por Birks y Dunstone (1985). Finalmente, su utilizaron los exoesqueletos

(élitros, mandíbulas, patas, alas y cabezas) para identificar a los insectos; las quetas para los poliquetos; y placas para los poliplacóforos. En los casos que se encontraron pelos de visón en baja densidad y dispuestos en bolas se consideró que se consumieron durante comportamientos de acicalamiento y descartados del análisis. Del mismo modo, aquellos crustáceos de tamaños menores a 5 mm fueron considerados capturas secundarias.

Con motivo de cuantificar la contribución relativa de cada categoría de presa en la dieta del visón americano y compararla entre estaciones (primavera-verano y otoño-invierno) y entre ambientes (marino y dulceacuícola) se calcularon los siguientes índices de acuerdo a lo propuesto por diferentes autores (Birks y Dunstone, 1985; Lode, 1993; Carss y Elston, 1996; Jacobsen y Hansen, 1996):

- Frecuencia de ocurrencia (FO): número total de ocurrencias de cada categoría dividido por el número total de muestras analizadas multiplicado por 100.
- Frecuencia de ocurrencia relativa (FOR): número total de ocurrencias de cada categoría dividido por la sumatoria de los números totales de ocurrencias de todas las categorías multiplicado por 100.
- Volumen estimado promedio (VEP): Sumatoria de los VE de cada muestra para la categoría de interés dividida por el número total de muestras multiplicada por 100.
- Frecuencia de ocurrencia como categoría dominante (DOM): número de ocurrencias de cada categoría cuando es dominante dividido por la sumatoria del número total de ocurrencia de todas las categorías cuando son dominantes multiplicado por 100. Se consideró como dominante aquella categoría con mayor VE dentro de cada muestra y en los casos de dominancia compartida entre dos o más categorías se consideraron como dominantes a todos los ítems involucrados.

Cada índice presenta ventajas y desventajas. FO y FOR son los más utilizados en ecología trófica por ser simples y rápidos de calcular, sobreestiman la representación de presas de menor importancia en la dieta pero mantiene aquellas que tienen una alta tasa de digestión (Carss y Parkinson, 1996). Por otro lado, la estimación visual de un volumen en una defecación es subjetiva sin embargo este error puede reducirse con la utilización de una grilla (Martin *et al.*, 1995; Zabala, y Zuberogoitia 2003). El VEP no refleja necesariamente las cantidades de presas consumidas debido a que por digestión diferencial la proporción de fragmentos remanentes en las heces varía en función del tipo de presas (Reynolds y Aebischer, 1991; Zabala y Zuberogoitia, 2003). Finalmente, DOM compensa la sobreestimación de las presas secundarias, pero subestima las presas altamente digeribles (Fasola *et al.*, 2010). Para describir los hábitos

alimenticios de una especie es necesario utilizar todos los índices nombrados, sin embargo si los mismos están correlacionados entre sí, se puede continuar el análisis utilizando solamente FOR por tratarse de un método conservativo que además es el más usado en la bibliografía (Carss y Elston, 1996; Kahuala, 1996). Aquellas categorías con un índice FOR menor al 5% se consideraron trazas y fueron excluidas del análisis estadístico (Kamler *et al.*, 2007).

Además, a fin de comparar la diversidad de la dieta del visón americano se obtuvo para cada ambiente el índice de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1963; Clavero *et al.*, 2003; Ruiz Olmo y Jiménez, 2008) calculado en base a las mínimas categorías obtenidas en la identificación de las presas como:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i$$

Donde:

S = número total de categorías de presas

p_i = proporción categoría i en la dieta total (FOR_i)

Análisis estadísticos

Se utilizó el análisis de correlación de Spearman para evaluar el comportamiento relativo de los distintos índices calculados (FO, FOR, VEP y DOM). A fin de analizar las diferencias en la composición de la dieta de visón americano entre diferentes hábitats y estaciones se utilizó una prueba de independencia y el test exacto de Fisher cuando más del 20% de las frecuencias esperadas fue inferior a 5, y se compraró con una distribución Chi cuadrado (χ^2) (Zar 1984). Se evaluaron diferencias en el índice de Shannon-Weaver entre ambientes marinos y dulceacuícolas mediante una prueba de Kruskal-Wallis utilizando como réplicas los valores del índice obtenidos en cada temporada de muestreo. Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el programa R versión 2.9.1 (R Development Core Team, 2009) y se consideró la existencia de diferencias significativas cuando $p < 0,05$.

RESULTADOS

Descripción general de la dieta de visón americano

El visón americano en Tierra del Fuego consume principalmente mamíferos, peces, aves, crustáceos (en el Canal Beagle) e insectos (Tabla 4.2). Teniendo en cuenta que todos los índices estuvieron significativamente correlacionados entre sí (Tabla 4.3), se continuó el análisis utilizando el índice FOR.

Tabla 4.2: Índices calculados para las presas de visón americano en costa marina y cuerpos de agua dulce de Tierra del Fuego (n=493, 2005-2009). FO: frecuencia de ocurrencia, FOR: frecuencia de ocurrencia relativa, VEP: volumen estimado promedio, DOM: frecuencia de ocurrencia como categoría dominante.

Presa	FO	FOR	VEP	DOM
Costa Marina (Canal Beagle)				
Mamíferos	44,4	29,2	36,4	37,9
Autóctonos	63,9	60,3	51,1	62,0
Exóticos	42,0	39,7	30,1	38,1
Peces	64,6	42,5	43,0	41,4
Crustáceos	18,3	12,1	8,4	8,9
Aves	18,3	12,1	9,9	9,6
Insectos	3,4	2,2	1,6	1,4
Poliquetos	1,9	1,2	0,1	0,0
Poliplacóforos	1,1	0,7	0,6	0,7
Terrestres	68,7	43,5	47,9	50,2
Acuáticas	85,8	56,5	52,1	49,8
Cuerpos de agua dulce				
Mamíferos	69,8	44,2	57,3	62,2
Autóctonos	66,2	65,0	54,1	63,7
Exóticos	35,7	35,0	28,1	36,3
Peces	35,1	22,3	18,5	16,5
Autóctonos	57,0	52,3	31,3	61,0
Exóticos	41,8	38,4	19,9	39,0
No identificados	10,1	9,3	1,3	0
Aves	28,4	18,0	15,6	14,8
Insectos	24,4	15,5	8,7	6,5
Terrestres	104,9	71,7	81,6	83,7
Acuáticas	29,5	28,3	18,5	16,3

Tabla 4.3: Correlación entre los índices calculados para las presas del visón americano en Tierra del Fuego obtenida mediante análisis de Spearman (n=493). FO: frecuencia de ocurrencia, FOR: frecuencia de ocurrencia relativa, VEP: volumen estimado promedio, DOM: frecuencia de ocurrencia como categoría dominante, r_s: coeficiente de correlación de Spearman.

	FOR		VEP		DOM	
FO	r_s= 1	p = 0,003	r_s= 0,94	p = 0,017	r_s= 0,94	p = 0,017
FOR			r_s= 0,96	p = 0,01	r_s= 0,96	p = 0,01
VEP					r_s= 1	p = 0,003

La dieta del visón americano varió significativamente entre la costa marina y los cuerpos dulceacuícolas (χ^2 = 129,41 gl=5, p < 0,001; Figura 4.1). Estas diferencias se encontraron para todas las categorías principales:

i) mamíferos: χ^2 = 8,59 gl=1, p = 0,003

ii) peces: χ^2 = 17,96 gl=1, p < 0,001

iii) crustáceos: χ^2 = 40,6 gl =1, p < 0,001

iv) aves: χ^2 = 3,98 gl=1, p < 0,05

v) insectos: χ^2 = 36,57 gl=1, p < 0,001

Asimismo se encontraron diferencias significativas en el consumo de presas respecto a su origen entre el Canal Beagle y los cuerpos de agua dulce (χ^2 = 90,7 gl=2, p < 0,001), mientras que en medio marino consumen equitativamente presas terrestres y acuáticas, en el dulceacuícola es mayor el consumo de las terrestres. Según el índice de Shannon-Weaver la dieta del visón fue significativamente más diversa ($H´$ = 6,82 gl=1, p = 0,009) en ambientes marinos (H_{mar}= 2,54) que en ambientes dulceacuícolas (H_{dul}= 1,99). En ambos ambientes más del 65% de la dieta (en términos de FOR) está representada por los grandes ítems mamíferos y peces en conjunto.

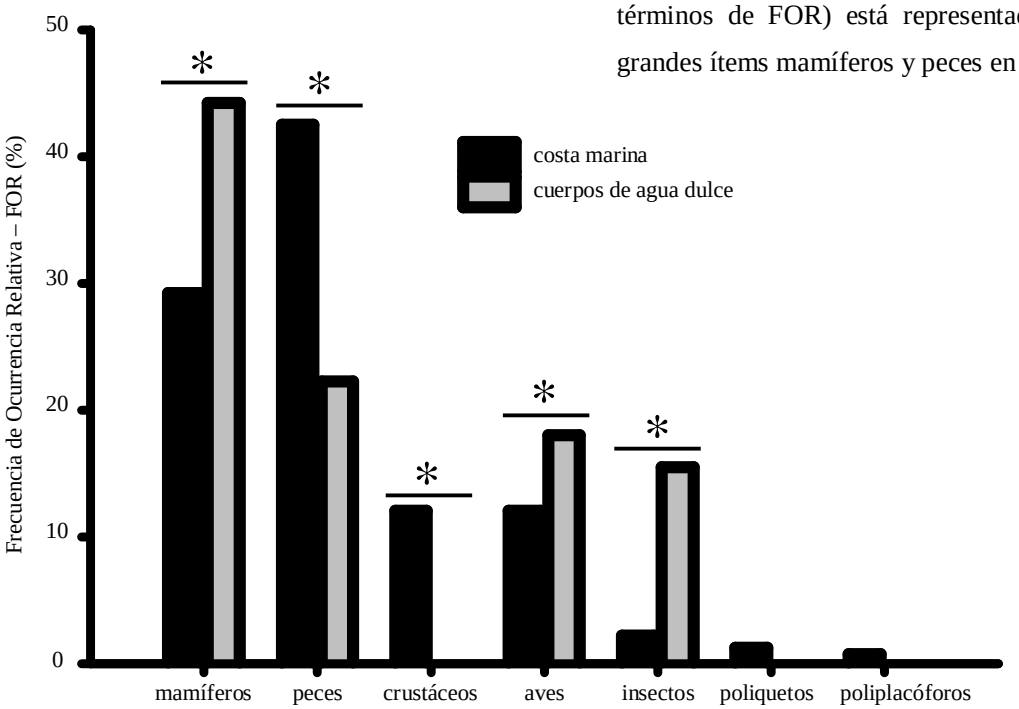

Figura 4.1: Dieta del visón americano en ambientes marinos (Canal Beagle) y dulceacuícolas de la Isla Grande de Tierra del Fuego, por categoría principal de presa con sus correspondientes FOR. (∗) Indican diferencias significativas (p > 0,05).

Mientras que los roedores cricétidos fueron los mamíferos más consumidos en toda la isla, la predación sobre peces fue dispar entre ambientes (Tabla 4.4). Las aves fueron la tercera categoría en orden de importancia en la dieta del visón en ambos ambientes (Tabla 4.4). Si bien no se pudieron identificar las especies presa a partir de las plumas, se encontraron patas de Passeriformes en cuatro muestras de los lagos. En distintas madrigueras del Canal Beagle se encontraron restos de cauquén común (*Chloephaga picta*), cauquén

caranca (*C. hybrida*) y pato vapor no volador (*Tachyeres pteneres*). Respecto a los insectos, en el Canal Beagle solo consumieron coleópteros mientras que en los cuerpos de agua dulce consumieron significativamente más coleópteros (χ^2 = 18,170; GL=1; p< 0,001) y sumaron a su dieta estadios larvales *Rhionaeshna variegata* (Tabla 4.4), libélula comúnmente encontrada en los cuerpos de agua dulce de Tierra del Fuego (Muzon, 1995; Muzon *et al.*, 2005). De los insectos coleópteros solo se pudieron identificar algunos individuos de *Luchoelmis spp.*, sin embargo se encontraron muchos restos de otras especies que no se pudieron identificar.

Tabla 4.4: Ocurrencias de las presas encontradas en la dieta del visón americano (*Neovison vison*) en la costa marina y los cuerpos de agua dulce en Tierra del Fuego. *: especie exótica. NO: la presa no está presente en ese ambiente.

Presa	costa marina	agua dulce
Mamíferos	119	157
Cricétidos (*Oligoryzomys longicaudatus*; *Akodon longipilis*; *Akodon xanthorhinus*)	76	104
Rata almizclera (*Ondatra zibethicus*) *	15	29
Conejo común (*Oryctolagus cuniculus*) *	14	-
Castor canadiense (Castor canadensis) *	7	5
Ratas comunes (*Rattus rattus*; *R. novergicus*) *	8	16
Ratón común (*Mus musculus*) *	2	3
Zorro Gris (*Pseudalopex griseus*) *	1	1
Visón americano (*Neovison vison*) *	2	2
no identificado	1	-
Peces	173	79
Nototénidos	77	NO
Róbalo (*Eleginops maclovinus*)	15	NO
Género *Patagonotothen* (*P. sima*; *P. tesellata*; *P. cornucola*; *P. magellanica*)	58	NO
nototénidos no identificados	10	NO
Torito (*Harpagifer bispinis*)	26	NO
Púyenes (*Galaxia maculatus*; *G. platei*)	NO	45
Salmónidos (*Salmo trutta*; *Oncorhynchus mikiss*; *Salvelinus fontinalis*) *	NO	33
no identificados	79	8
Crustáceos	49	NO
Langostillas (*Munida subrugosa*; *M. gregaria*)	29	NO
Anfípodos	7	NO
Isópodos	6	NO
no identificados	7	NO
Aves	49	64
Insectos	9	55
Coleópteros	9	37
Libélula (*Rhionaeshna variegata*)	NO	20
Poliquetos	5	NO
Poliplacóforos	3	NO

Dieta del visón americano en un ambiente costero marino (Canal Beagle)

Los peces (42,5%) constituyen el principal ítem alimenticio del visón americano en la costa marina, seguidos por los mamíferos (29,2%). En tercer lugar las aves y los crustáceos se encuentran representados por 12,1% cada uno y finalmente, se encontraron bajos consumos de insectos coleópteros (2,2%), poliquetos (1,2%) y poliplacóforos (0,7%) (Figura 4.2).

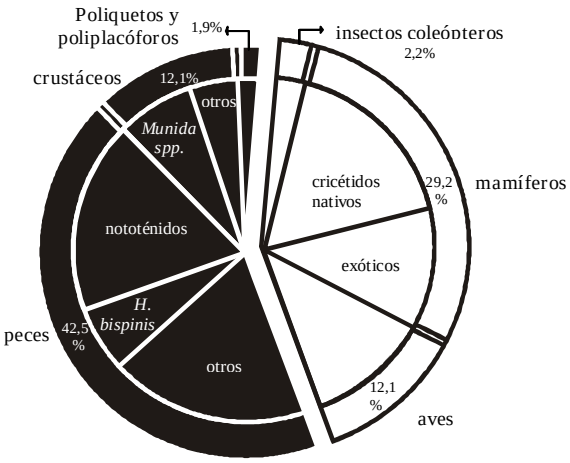

Figura 4.2: Dieta del visón americano en la costa marina del Canal Beagle en base a la frecuencia de ocurrencia relativa encontrada en las defecaciones. En negro se graficaron las presas que el visón americano captura en el agua y en blanco aquellas que captura en la tierra.

No se encontraron diferencias en el consumo de presas según donde fueron capturadas (terrestres: 43,5%; acuáticas: 56,5). Se encontraron diferencias significativas en la dieta entre estaciones (χ^2 = 11,61 gl=5, p < 0,05; Figura 4.3). No obstante, los crustáceos son la única categoría principal que presenta diferencias entre estaciones (χ^2 = 7,35 gl=1, p < 0,01) debido a un aumento significativo durante el otoño-invierno en el consumo de langostillas (*Munida subrugosa* y *M. gregaria*), principal crustáceo depredado (Tabla 4.4; Figura 4.2).

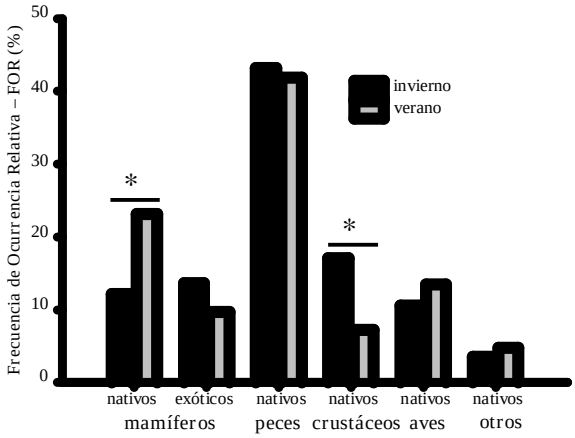

Figura 4.3: Diferencias estacionales en la dieta del visón americano en la costa marina del Canal Beagle, por categoría principal y en función a su origen. (∗) Indican diferencias significativas (p > 0,05).

Dentro de la categoría mamíferos se encontró un consumo diferencial entre estaciones en función de si las presas eran autóctonas o exóticas (χ^2 = 11,59 gl=2, p < 0,005). Durante otoño-invierno el consumo de ambos tipo de presa fue similar (autóctonos: 47,3%; exóticos: 52,7%), mientras que durante primavera-verano aumentó significativamente el consumo de mamíferos nativos respecto al de introducidos. El consumo de las especies exóticas siempre se mantuvo por debajo del 15% del total de la dieta (Tabla 4.4)

Los peces nototénidos fueron el grupo más consumido (42,3%) entre los que se destacaron varias especies del género

Patagonotothem que en su conjunto representan el 32,9% (Tabla 4.4). Asimismo, el torito (*Harpagifer bispinis*) fue la especie individual de pez más consumida (13,8%).

Dieta del visón americano en un ambiente dulceacuícola

El visón americano en las riberas de ríos y lagos consume en primer lugar mamíferos (44,2%), luego peces (22,3%), aves (18,0%) e insectos (15,5%) (Figura 4.4). No se encontraron diferencias significativas en la dieta entre estaciones (χ^2 = 8,10 gl=4, p = 0,088; Figura 4.5) pero si hubo un consumo diferencial respecto a donde fueron capturadas las presas (χ^2 = 16,27 gl=2, p < 0,001) siendo mayor las de origen terrestre (71,7%) que acuático (28,3%).

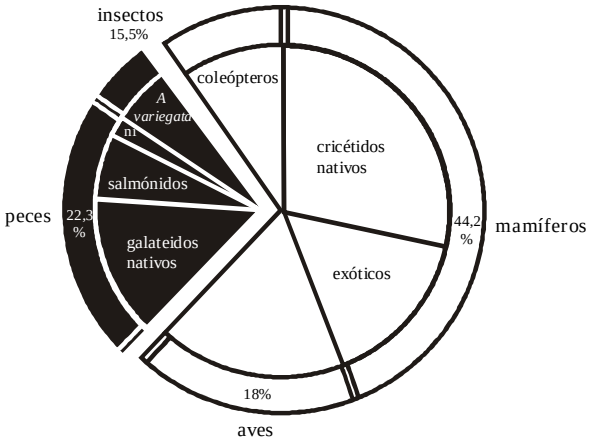

Figura 4.4: Dieta del visón americano en la ribera de cuerpos de agua dulce de Tierra del Fuego en base a la frecuencia de ocurrencia relativa encontrada en las defecaciones. ni: No identificado. En negro se graficaron las presas que el visón americano captura en el agua y en blanco aquellas que captura en la tierra.

Existe un consumo diferencial en la categoría mamíferos entre estaciones de acuerdo a su origen (χ^2 = 16,27 gl=2, p < 0,001; Figura 4.5). Durante primavera-verano la predación sobre mamíferos autóctonos (44,8%) y exóticos (55,2%) es similar, mientras que en el otoño-invierno aumenta significativamente el consumo de los autóctonos (76,5%) sobre los exóticos (23,5%). Asimismo, en la dieta total del visón en estos ambientes, el consumo de mamíferos exóticos es inferior al 16% (Tabla 4.4; Figura 4.3).

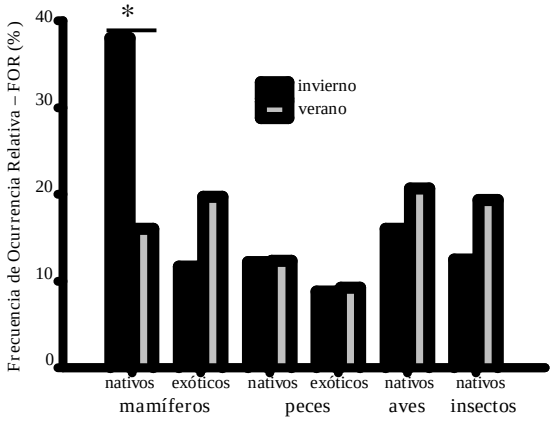

Figura 4.5: Diferencias estacionales en la dieta del visón americano en los ambientes dulceacuícolas de la Isla Grande de Tierra del Fuego, por categoría principal y en función a su origen. (*) Indican diferencias significativas (p > 0,05).

Si bien el consumo total de peces autóctonos es superior al de peces introducidos (52,3 y 38,4% respectivamente; no identificados: 9,3%; Tabla 4.4; Figura 4.3), no se encontraron diferencias significativas entre estos tipos de presas (χ^2 = 0,92 gl=2, p = 0,82).

En el 8,4% de las muestras de estos ambientes se encontraron crustáceos muy pequeños del género *Hyalella spp.*,

probablemente *H. araucana* y *H. fossamancinii* (González y Watling, 2001; Sherriff *et al.*, 2005), que fueron considerados como consumo secundario por ser presas comunes de los peces galáxidos autóctonos (Ferriz y Salas Aramburu, 1996).

DISCUSIÓN

El visón americano en la Isla Grande de Tierra del Fuego mostró ser carnívoro estricto y generalista y su comportamiento trófico no difiere del observado en su rango nativo o en otros sitios donde es invasor como Europa o Patagonia continental (Tabla 4.5). Las variaciones de la dieta del mustélido entre ambientes marinos y dulceacuícolas probablemente responden a la oferta de presas de cada sitio, reflejando el comportamiento de predador oportunista descripto previamente (Dunstone, 1993). Asimismo, la dieta en los ambientes marinos fue más diversa que en los dulceacuícolas lo que concuerda con lo descripto por Ben-David *et al*. (1997). Estos autores propusieron que las costas marinas ofrecen mayor cantidad y variabilidad de sitios de alimentación y presas disponibles para el visón que las riberas de lagos y ríos. Adicionalmente, Macdonald y Strachman (1999) indican que los organismos intermareales son muy importantes para la dieta del visón en los ambientes costeros. Por otro lado, los cuerpos de agua dulce en el Archipiélago Fueguino son típicamente ultra-oligotróficos, poco productivos y no ofrecen mucha diversidad de presas (Sielfeld, 1989; Pascual *et al.*, 2007). Esto también estaría apoyando uno de los resultados encontrados en este trabajo, un mayor consumo de presas acuáticas en las costas del Canal Beagle que en las riberas dulceacuícolas. El visón americano depreda sobre todos los grandes grupos de presas presentes en el ambiente y, al igual que lo descripto para su rango nativo y para la Isla Navarino (Tabla 4.5), el consumo de mamíferos es mayor en los ambientes dulceacuícolas mientras que el de peces aumenta en los ambientes marinos.

En cuanto a las variaciones estacionales en la dieta encontradas para los ambientes marinos, el aumento inusual y explosivo en la disponibilidad de langostillas durante uno de los inviernos de muestreo (2007) debido a un varamiento masivo (Lovrich *et al.*, 2007; Figura 4.4) impide llegar a una conclusión definitiva. Este evento ocasional podría estar encubriendo diferencias estacionales entre otras categorías de presas o no diferencias en la dieta entre estaciones. En este sentido, una descripción preliminar de la dieta del mustélido en el Canal Beagle realizado durante el año 2006 indicó que no existieron diferencias estacionales para ese año (Fasola, 2009).

Tabla 4.5: Dieta del visón americano (*Neovison vison*) descripta por distintos autores en términos de frecuencia relativa de ocurrencia (%) para ambientes marinos y dulceacuícolas tanto en su distribución nativa como en los sitios donde es invasor. El trabajo de Ben-David *et al*. (1997) presenta valores obtenidos de análisis de isótopos estables. TDF: Isla Grande de Tierra del Fuego

Pais	Ambiente	N	Referencia	Mamíferos	Peces	Crustáceos	Aves	Insectos	Anfibios	Reptiles	Otros
América del Norte - Distribución nativa											
EEUU	Dulceacuícola	657	Melquist *et al*. (1981)	29,1	40,2	-	13,2	16,1	-	1,4	-
Canadá	Dulceacuícola	1321	Racey y Euler (1983)	33,0	23,0	16,0	1,0	9,0	17,0	-	1,0
EEUU (Alaska)	Dulceacuícola	-	Ben-David *et al*. (1997)	9,7	89,9	-	-	-	-	-	0,4
EEUU (Alaska)	Marino	-		3,7	39,7	39,6	6,0	-	-	-	11,0
Europa - Invasor											
Suecia	Dulceacuícola	122	Erlinge (1969)	8,9	62,5	-	22,9	3,8	1,9	-	-
Escocia	Marino	2043	Dunstone y Birks (1987)	40,9	29,1	18,7	11,2	-	-	-	0,1
Francia	Dulceacuícola	84	Lode (1993)	41,3	31,5	-	21,7	-	4,3	-	1,2
Estonia	Dulceacuícola	207	Maran *et al.* (1998)	18,9	18,2	1,6	5,1	10,9	43,3	1,4	0,6
Inglaterra	Dulceacuícola	115	Ferreras y Macdonald (1999)	52,3	17,7	4,0	22,7	2,3	-	-	1,0
Polonia	Dulceacuícola	200	Jedrzejewska *et al.* (2001)	40,0	28,0	-	6,0	-	26,0	-	-
Inglaterra	Dulceacuícola	42	Bonesi *et al.* (2004)	33,0	33,0	-	9,0	22,0	2,0	-	1,0
España	Dulceacuícola	444	Melero *et al.* (2008)	9,0	9,9	73,3	5,3	1,7	-	-	0,8
América del Sur- Patagonia continental - Invasor											
Chile	Dulceacuícola	109	Medina (1997)	40,4	8,3	47,4	2,6	1,3	-	-	-
Argentina	Dulceacuícola	60	Previtali *et al*. (1998)	15,2	13,4	36,0	11,0	23,2	-	1,2	-
Argentina	Dulceacuícola	197	Fasola (2009)	37,8	13,9	37,8	15,8	5,7	-	2,0	-
América del Sur- Patagonia insular (Archipiélago Fueguino) - Invasor											
Chile-I. Navarino	Dulceacuícola	414	Ibarra *et al*. (2009)	42,7	6,3	1,4	31,7	17,9	-	-	-
Chile-I. Navarino	Marino	193	Schuttler et al. (2008)	29,2	15,5	10,9	30,7	10,7	-	-	3,0
Argentina- TDF	Marino	11	Fasola (2009)	42,1	42,1	-	15,8	-	-	-	-
Argentina- TDF	Dulceacuícola	225	Este trabajo	44,2	22,3	-	18,0	15,5	-	-	-
Argentina- TDF	Marino	268		29,2	42,5	12,1	12,1	2,2	-	-	1,9

Los resultados de este trabajo en conjunto con el antecedente del varamiento de langostilla indicarían que la dieta del visón para la costa marina no varía estacionalmente pero que podría responder a eventos ocasionales de aumento en la disponibilidad de alguna presa, reforzando la descripción de oportunista de la especie. En este sentido, sería importante estudiar la respuesta del visón americano a otro evento ocasional en el área como es el aumento poblacional de ratones como consecuencia de la semillazón de la lenga, *Nothofagus pumilio.*

Figura 4.4: Arribazón de lagostillas (*Munida subrugosa* y *M. gregaria*) en las costas del Canal Beagle durante el invierno de 2007 (Fotos: F. Tapella).

El visón americano consume significativamente más mamíferos autóctonos (cricétidos) que exóticos en todos los ambientes de Tierra del Fuego. Los resultados de consumo de mamíferos nativos siguen patrones contradictorios, la mayor depredación sobre cricétidos se observa durante la estación cálida en las costas marinas y durante la estación fría en los ambientes dulceacuícolas. En la Isla Navarino, este mustélido se alimenta de roedores nativos de manera proporcional a su disponibilidad en el ambiente (Schuttler *et al.*, 2008). Por lo tanto, futuros estudios de disponibilidad y abundancia de cricétidos en simultáneo con análisis de dieta del visón americano ayudarían a comprender los resultados obtenidos en este trabajo y a conocer el efecto del mustélido sobre las poblaciones de los roedores nativos.

Entre los mamíferos exóticos, la rata almizclera (*Ondathra zibethicus*) fue la más consumida, lo que coincide con lo reportado para la isla Navarino y América del Norte donde es la principal presa del visón (Dunstone, 1993; Schuttler *et al.*, 2008; Ibarra *et al.*, 2009). Sin embargo, el consumo de este roedor es muy bajo (menos del 9% tanto en Tierra del Fuego como en Navarino) como para suponer que esta presa pueda sustentar la población del mustélido o más aún que haya facilitado la invasión del visón americano. La predación sobre el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) también fue importante pero poco representativa de toda el área de estudio ya que estuvo focalizada exclusivamente en pequeñas áreas donde se encuentra este lagomorfo. Es probable que el consumo de castor canadiense (*Castor canadensis*) y zorro gris (*Pseudalopex griseus*) provenga del carroñeo de animales muertos. Se encontraron varias carcasas de estos animales con mordidas sólo atribuibles al visón americano e incluso se observó un individuo alimentándose de un castor muerto (L. Fasola y N. Rosciano, Com. Pers; Figura 4.5) lo que confirma este comportamiento trófico del mustélido. La teoría de *invasional*

meltdown aplicada a las relaciones tróficas propone que una especie exótica podría ver facilitado su proceso de invasión por la presencia de otras especies exóticas que constituyan un suplemento alimenticio al ensamble nativo de presas (Simberloff y Von Holle, 1999; Simberloff, 2006). Sin embargo, los resultados de este trabajo parecen indicar que las interacciones tróficas entre el visón americano y los mamíferos exóticos no responderían a dicha teoría, debido a la baja representación de estas presas en la dieta del mustélido en Tierra del Fuego.

Figura 4.5: Visón americano carroñeando castor canadiense. A: alimentándose de una carcasa entera. B: Detalle de cola donde se observan mordidas de un tamaño solamente atribuibles al mustélido (Fotos: N. Rosciano y A. Valenzuela).

El consumo de peces refleja claramente el comportamiento oportunista del mustélido. El visón americano se alimenta significativamente más de peces en las costas marinas, donde hay mayor abundancia de especies y de sitios donde capturarlas, que en los ambientes dulceacuícolas. Las principales presas ictícolas en el Canal Beagle fueron *Harpagifer bispinis* y varias especies del género *Patagonotothem*, que se encuentran asociadas a playas intermareales o a bajas profundidades (Lopez *et al.*, 1996; Vanella *et al.*, 2007) donde el visón captura peces en su distribución nativa (Ben-David *et al.*, 1997). Todos los peces consumidos en la costa marina fueron nativos mientras que en los ambientes dulceacuícolas el visón depredó en igual medida tanto sobre presas nativas (puyen) como exóticas (truchas). Para evaluar el efecto del visón sobre los peces nativos consumidos es necesario realizar estudios poblacionales complementarios de estas especies.

El consumo de aves se registró dentro de los rangos descriptos tanto para la distribución nativa como para Europa y Patagonia continental, presentando la misma tendencia de un aumento en la predación de este grupo en los ambientes dulceacuícolas (Tabla 4.5). Salvo excepciones, las aves normalmente constituyen una pequeña porción de la dieta del visón americano (Gerell, 1967; Ben-David *et al.*, 1997). Sin embargo, los valores de consumo de aves para la Isla Navarino se encuentran muy por encima de los descriptos en este trabajo. Schütler *et al.* (2008) e Ibarra *et al.* (2009) propusieron que estos altos niveles de consumo se deben a la falta de estrategias antipredatorias por parte de las aves que habrían evolucionado en ausencia completa de carnívoros. A diferencia de Navarino donde fue registrado por primera vez en 2001 (Rozzi y Sherriff, 2003), es probable que el menor consumo de aves en la Isla de Tierra del Fuego sea consecuencia de la adopción de mecanismos de defensa por parte de estas presas considerando que el visón

americano lleva más de 50 años en la isla junto al ensamble de predadores terrestres existente. Sin embargo, durante un censo de aves realizado a lo largo de la costa norte y en las islas del Canal Beagle durante la temporada reproductiva 2005-2006 no se encontraron sitios de nidificación de cauquén común, cauquén caranca ni pato vapor no volador. Además de la preocupación respecto a la conservación de estas aves, este resultado podría indicar que en la Isla Grande de Tierra del Fuego existiría una baja disponibilidad de este tipo de presas, considerando que el visón depreda principalmente sobre sus nidos (Schuttler *et al.*, 2008). El consumo de aves totalmente diferente entre ambas costas del Canal Beagle podría ser el resultado de una disponibilidad diferencial de estas presas entre ambas islas y del comportamiento oportunista del visón. Un estudio sistemático sobre disponibilidad y abundancia de aves y dieta del visón realizado contemporáneamente en ambas islas sería fundamental para entender los patrones de predación y el efecto del mustélido sobre la fauna aviar.

El visón americano se alimentó de crustáceos únicamente en la costa marina, coincidentemente con lo encontrado en Alaska donde los cuerpos de agua dulce no presentan macrocrustáceos (Ben-David *et al.*, 1997) al igual que en Tierra del Fuego. Las langostillas, especies clave en la cadena trófica del Canal Beagle (Romero *et al.*, 2004; Tapella *et al.*, 2002), representan el principal crustáceo consumido por el visón. Sin embargo, debido a la baja representación en la dieta total y al consumo oportunista decripto, no se considera que el mustélido pueda afectar de manera apreciable la población de los invertebrados dado que constituyen aproximadamente el 50% de la biomasa de la comunidad bentónica del Canal (Tapella *et al.*, 2002).

Entre los insectos el visón depredó sobre coleópteros (escarabajos) y odonatos (libélulas) siendo el primer grupo el más importante y el único encontrado en las costas marinas. Macdonald y Strachman (1999) describen estos órdenes de insectos como frecuentes en la dieta del mustélido. Existen pocos estudios sobre los insectos presentes en Tierra del Fuego y su estado de conservación, por este motivo sería necesario realizar estudios sobre estos invertebrados y el posible efecto de la predación del mustélido, principalmente en los ambientes dulceacuícolas donde el visón parece complementar parte de su dieta consumiendo larvas de la libélula *Rhionaeshna variegata*.

La metodología utilizada en este trabajo permitió obtener una descripción detallada de la dieta del visón en esta región, pero lamentablemente no es sensible a las presas de alta digestibilidad. En este sentido, los estudios con isótopos estables para analizar la dieta de los animales y las cadenas tróficas de distintos ecosistemas podrían resolver las desventajas que presentan los estudios clásicos de ecología trófica. En el Archipiélago Fueguino sería interesante realizar estudios de isótopos estables para analizar la dieta del visón americano, comparar los distintos métodos para estudiar su comportamiento

trófico y complementar los resultados presentados en este trabajo. Este tipo de estudios además ayudaría a reconocer presas de alta digestibilidad o que no tengan estructuras duras como los moluscos (Ben-David *et al.*, 1997), pero no suplantan por completo los estudios clásicos de dieta.

Desde el punto de vista de conservación del ecosistema fueguino, el visón americano potencialmente afecta a muchos animales autóctonos (principalmente los roedores cricétidos, los nototénidos, el puyen y las aves). Los resultados obtenidos en este trabajo forman parte del conocimiento general de base necesario para la generación de estrategias de manejo del visón americano y para la formulación de preguntas relacionadas. En este sentido, estos resultados deben complementarse con estudios de abundancia y disponibilidad de las principales presas para evaluar los efectos reales de la predación del mustélido exótico y definir áreas vulnerables donde controlar al visón americano para proteger las especies nativas.

CINCO

EL HUILLÍN VERSUS EL VISÓN AMERICANO EN TIERRA DEL FUEGO.

Resumen. El hullín (*Lontra provocax*) es un mustélido nativo acuático en peligro de extinción distribuido a lo largo de los canales del Archipiélago Fueguino. La introducción del visón americano (*Neovison vison*) ha causado preocupación por un potencial efecto negativo sobre la nutria por competencia. Generar información ecológica de base sobre el huillín y conocer su interacción con el visón es esencial para conservar a esta nutria nativa y para el manejo del mustélido exótico. Se evaluaron distribución, uso de habitat, y dieta del huillín y se compararon con los del visón americano a lo largo de la costa del Canal Beagle. Se contruyeron modelos de habitat favorable para cada especie basados en la localización de signos (heces, huellas y madrigueras) y las características ambientales del área (tipo de habitat, pendiente de la costa, influencia humana, presencia del otro mustélido) por medio de modelos lineales generalizados. La dieta se analizó a partir de las heces. Adicionalmente, se compararon la dieta y la abundancia de signos de visón americano entre sitios con presencia y ausencia del hullín. El mejor modelo de habitat favorable para el huillín incluye tipo de habitat (bosque), pendiente del terreno (en un intervalo entre 12 y 32º) y la presencia de humanos (con un efecto negativo) y no está afectado por la presencia de visón. Por su lado el correspondiente al visón incluye el tipo de habitat (bosque y matorral) y la pendiente (en un intervalo entre 10 y 28º) y no está relacionado con la presencia de humanos o de huillines. El huillín es más especialista que el visón, que es capaz de tolerar la presencia humana y se encuentra presente en habitats diferentes al del bosque. El número de signos de visones es menor en sitios donde hay huillines. En presencia de la nutria, el visón modifica su dieta tornándola más terrestre presentando un aumento significativo en el consumo de mamíferos exóticos. Adicionalmente, en áreas con influencia del huillín, el exótico consume peces de menor tamaño y más costeros. Se propone que el huillín afecta negativamente al visón y podría limitar su invasión. Por lo tanto, la conservación y recuperación de la nutria nativa sería una forma adicional de controlar la población del visón americano en el Canal Beagle.

INTRODUCCIÓN

Los carnívoros son predadores tope que cumplen un rol clave en el funcionamiento de los ecosistemas, afectando a las especies presa e influenciando la distribución, abundancia, uso de hábitat y comportamiento de alimentación de otras especies de carnívoros (Begon *et al.*, 2006), situación que se ve magnificada en ambientes aislados como los archipiélagos (Courchamp *et al*., 2003).

El huillín (*Lontra provocax*) es una especie de nutria endémica de la Patagonia (Figura 5.1; Chehébar, 1985) que se sitúa en lo alto de la cadena trófica en la región y, como todas las nutrias, está completamente adaptada a la vida acuática (Kruuk, 2006). Esta especie se encuentra categorizada como amenazada en

Argentina (Diaz y Ojeda, 2000), y en peligro de extinción en Chile e internacionalmente (Sepúlveda *et al.*, 2008) debido principalmente al decrecimiento de sus poblaciones ocasionado por la caza comercial para la utilización de su pelaje en la industria peletera (Chehébar *et al.*, 1986; Sielfeld y Castilla, 1999; Aued *et al.*, 2003). Además de la caza, otros factores como la degradación y fragmentación del hábitat, las actividades y asentamientos humanos, la contaminación de las costas y las aguas, el drenaje y canalización de los ríos, y la construcción de diques, entre otros, afectan negativamente la distribución del huillín y han sido identificados como responsables de la reducción en sus poblaciones (Sielfeld y Castilla, 1999; Aued *et al.*, 2003; Medina-Vogel *et al.*, 2003; Cassini *et al.*, 2010), lo que coincide con lo observado para otras especies de nutrias (Durbin, 1998; Kruuk, 2006; Ruiz Olmo y Jiménez, 2008).

Figura 5.1: Huillín (*Lontra provocax*) en el Archipiélago Fueguino. Fotografias: S. Anselmino.

La distribución del huillín está restringida a la región andino-patagónica de Argentina y Chile (Chehébar, 1985; Sielfeld, 1989) y actualmente su límite norte se encuentra en la Región de la Araucanía a los 39ºS (Medina, 1997) mientras que el límite sur en la costa de la Isla Hoste sobre el Canal Beagle a los 55ºS (Sielfeld, 1992). Asimismo, se la puede encontrar en Isla de los Estados (Parera *et al*., 1997; Centrón *et al*., 2008) pero no en la costa atlántica del Archipiélago Fueguino (Sielfeld y Castilla, 1999). En Chile ocupa ambientes dulceacuícolas hacia el norte y solamente las costas marinas de los fiordos y canales hacia el sur, observandose un solapamiento en el uso de ambos ambientes en el sector central de su distribución entre los 43,5ºS y 48ºS (Sielfeld, 1989; Medina, 1997; Sepúlveda *et al.*, 2007; Vianna *et al.*, 2011). Por su parte, en Argentina se encuentran dos poblaciones diferenciadas (Centrón *et al.*, 2008), la primera en los ambientes dulceacuícolas de la cuenca del Río Limay al norte de Patagonia continental (Chehébar, 1985; Chehébar *et al.*, 1986) y la segunda en las costas marinas del Canal Beagle e Isla de

los Estados en el Archipiélago Fueguino (Massoia y Chebez, 1993). En el Canal Beagle los únicos registros actuales documentados indican presencia del huillín desde Bahía Lapataia hacia el oeste hasta Bahía Chica en el límite internacional con Chile dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego (Schiavini y Bugnes, 1994). Se presume que esta población de Bahía Lapataia corresponde al extremo sudeste de una población mayor que ocupa la costa marina de los canales del sur de Chile (Sielfield, 1992), mientras que la de Isla de los Estados corresponde a una subpoblación separada de la anterior (Centrón *et al*., 2008).

El huillín es un animal de hábitos solitarios y territoriales (Kruuk, 2006). Su presencia se encuentra asociada a ambientes costeros o litorales rocosos, con buena cobertura vegetal (Chehebar *et al.*, 1986; Medina-Vogel *et al*., 2003; Sepúlveda *et al.*, 2007) y depende de la abundancia y disponibilidad de sus presas (Aued *et al.*, 2003; Fasola *et al.*, 2009; Cassini *et al*., 2009). Los huillines, al igual que otras nutrias, consumen presas acuáticas de movimiento lento y generalmente bentónicas (Kruuk, 2006). En los cuerpos de agua dulce, su dieta está dominada casi exclusivamente por crustáceos de los géneros *Aegla* y *Sammastacus* (Chehébar, 1985; Medina, 1997). En las costas marinas consumen en primer lugar peces, principalmente del género *Patagonothoten*, mientras que los crustáceos, mayormente del género *Munida*, ocupan el segundo lugar (Sielfeld, 1989; Sielfeld y Castilla, 1999; Gómez *et al.*, 2010). Por otro lado, la dieta marina del huillín no presenta diferencias estacionales (Gómez *et al*., 2010).

Un predador tope invasor, como el visón americano, puede competir con las especies nativas de predadores (Courchamp *et al.*, 2003). Esta competencia puede ser indirecta, por explotación de un recurso (presas, hábitat), o directa por interferencia (Bonesi *et al.*, 2004). Estas interacciones suelen ser muy complejas, con escenarios donde la especie introducida puede extinguir a la nativa hasta situaciones donde la exótica puede ser controlada por la local (Carlsson *et al.*, 2010), y también con posibilidad de coexistencia (Bonesi y Macdonald, 2004b).

Las teorías de forrajeo óptimo y selección de hábitat, conocidas como Modelos de Isoleg (Rosenzweig, 1981; Rosenzweig, 1986), proponen que dos competidores intragremio pueden coexistir en un hábitat heterogéneo cuando una de las especies es especialista y la otra es generalista y oportunista (Rosenzweig, 1987), principalmente si el competidor especialista es el dominante (Bonesi y Macdonald, 2004b). Bajo estas teorías, un carnívoro introducido coexiste con uno nativo intragremio si el hábitat es heterogéneo y la especie exótica es la subordinada y generalista, y además en presencia de la nativa dominante cambia sus hábitos alimenticios, comportamientos y usos de hábitat (Clode y Macdonald, 1995; Delibes *et al.*, 2003; Bonesi *et al.* 2004). El sistema en estudio en Tierra del Fuego podría responder a este patrón, con el visón americano (*Neovison vison*) como especie introducida que ha sido

descripta como predadora generalista y oportunista (Dunstone, 1993) y el huillín, equivalente ecológico intragremio nativo (Anderson *et al.*, 2006), como especie de mayor tamaño y especialista (Chehébar *et al.*, 1986) que además es más eficiente para cazar debajo del agua, como todas las nutrias (Bonesi *et al.*, 2004).

En Europa, como consecuencia de las interacciones competitivas, ante la presencia de la nutria euroasiática (*Lontra lontra*) el visón americano tiende a: i) cambiar su dieta hacia presas más terrestres para evitar potenciales interferencias al predar sobre recursos acuáticos (Erlinge, 1969; Clode y Macdonald, 1995; Melero *et al.*, 2008; Palazón *et al.*, 2008); ii) modificar sus horarios de actividad tornándose más diurnos (Harrington *et al.*, 2009b); iii) modificar su comportamiento de marcado (Bonesi *et al.*, 2006; García *et al.*, 2009); y iv) cambiar el uso del hábitat siendo excluído del hábitat preferido de las nutrias (Bonesi y Macdonald, 2004b; Bonesi *et al.*, 2004). Sin embargo, las nutrias euroasiáticas no modificaron su dieta ni hábitat después de la introducción del visón (Sidorovich y Macdonald, 2001) y en algunos casos redujeron localmente la población del exótico (Jedrzejewska *et al.*, 2001; Bonesi y Macdonald, 2004c; McDonald *et al.*, 2007), e incluso frenaron su ritmo de colonización (Ruiz-Olmo *et al.*, 1997). Adicionalmente, se observaron nutrias con comportamientos agresivos hacia visones (Bonesi y Macdonald, 2004c) y robándoles alimento (Bonesi *et al.*, 2000). En conclusión, la nutria euroasiática es el único carnivoro nativo de Europa que tiene un efecto negativo en la distribución y abundancia del visón americano como especie exótica (Bonesi y Macdonald, 2004c; Bonesi *et al.*, 2006).

En Patagonia continental el huillín y el visón americano presentan un solapamiento trófico, consumiendo principalmente crustáceos, y en el uso de hábitats (Chehébar *et al.*, 1986; Previtali *et al.*, 1998; Aued *et al.*, 2003; Fasola *et al.*, 2009), lo que podría generar interacciones competitivas. No obstante, Medina (1997) indica una diferenciación de recursos entre ambas especies con el visón presentando una dieta más terrestre y sin evidencias de competencia. En Tierra del Fuego, Gomez *et al.* (2010) no encontraron solapamiento en la dieta entre el visón y el huillín, sin embargo este estudio compara la dieta del mustélido exótico en todo el Canal Beagle con la del nativo en un sector limitado del mismo (Bahía Lapataia) sin distinguir entre sitios donde ocurre simpatría y donde no.

En términos de proteger y conservar un carnívoro amenazado, es importante conocer los requerimientos de hábitat, la dieta y el efecto que tiene la presencia del hombre sobre la especie (Yamaguchi *et al.*, 2003; Melero *et al.*, 2008). Por lo tanto el primer objetivo de este capítulo es proveer información de base que pueda ser utilizada para la planificación e implementación de políticas de conservación del huillín en el Archipiélago Fueguino.

Se analizaron los requerimientos de hábitat, distribución y dieta del mustélido nativo en el área. Este tipo de estudios permite detectar factores limitantes para la expansión de la especie e identificar áreas donde la especie pueda prosperar y que sean relevantes para su conservación.

Comprender la relación de competencia entre un carnívoro nativo y uno invasor es crucial para la conservación del ecosistema, considerando los profundos efectos que generalmente tienen los predadores introducidos sobre la fauna nativa (Carlsson *et al.*, 2010). La invasión biológica por parte del visón americano en las islas del Archipiélago Fueguino representa una oportunidad única de estudiar su interacción con la nutria nativa a la luz de las teorías actuales sobre competencia y de especies invasoras en islas. Por lo tanto, el segundo objetivo de este capítulo es explorar las posibles interacciones competitivas entre el visón americano y el huillín en Tierra del Fuego bajo la hipótesis que existe una superposición significativa entre el nicho espacial y trófico de ambos mustélidos. Se compararon las distribuciones del huillín y el visón en el Canal Beagle y se analizó la relación entre diferentes variables ambientales y la presencia de ambas especies. Asimismo, se estudiaron variaciones en la densidad de signos de visón en presencia o ausencia de la nutria. Finalmente, se evaluó el solapamiento trófico y la dieta de cada especie en condiciones de simpatría o alopatría.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se realizó en las costas del sector argentino del Canal Beagle en la Isla Grande de Tierra del Fuego debido a que la distribución del huillín en el área es exclusivamente marina. Se registraron signos y colectaron defecaciones en madrigueras y letrinas de huillín y visón americano en las transectas de 600 m cada 5 km sobre la costa, según lo descripto en el Capítulo DOS del presente trabajo. Asimismo se obtuvieron muestras de heces de Isla de los Estados para análisis de dieta.

Hábitat favorable del huillín en el Canal Beagle

Este estudio se realizó en base a la presencia/ausencia de signos del mustélido en las transectas recorridas sobre el Canal Beagle (Capítulo DOS). El modelo de hábitat favorable se construyó siguiendo la metodología detallada en el Capítulo TRES, utilizando las siguientes variables explicatorias.

- Tipo de hábitat: bosque, matorral, pastizal y playa.
- Pendiente del terreno: valor directo y elevado al cuadrado para evaluar si existe un valor medio ideal.
- Factor de influencia humana.
- Cantidad de signos de visón dentro de cada transecta.

Se realizaron las siguientes modificaciones respecto a la metodología descripta en el capítulo DOS:

- Debido a la dependencia que tiene el huillín del medio acuático no se consideró la distancia al agua como una variable explicatoria.
- No se consideraron los sitios modificados por el castor canadiense (*Castor canadensis*) como variable explicatoria dado que la acción del roedor es despreciable en la costa marina.
- Teniendo en cuenta que en el costa del Canal Beagle no se encuentran grandes turberas no se las incluyó como una categoría de la variable explicatoria tipo de hábitat.

Dieta del huillín en Tierra del Fuego

Se estudió la dieta del huillín a través del análisis de 113 heces provenientes del Canal Beagle (85) y Bahías Crossley y San Juan de Salvamento de Isla de los Estados (28). Las muestras fueron procesadas de acuerdo a la metodología descripta en el Capítulo CUATRO del presente trabajo. De modo complementario, las muestras de Isla de los Estados se utilizaron para analizar otra variante de la dieta del mustélido nativo, en una isla mucho más oceánica y que no presenta poblaciones de visón americano.

Competencia entre el huillín y el visón americano

Se construyó un modelo de hábitat favorable para el visón americano solamente en la costa del Canal Beagle a fin de compararlo con el obtenido para el huillín, siguiendo la metodología descripta en el Capítulo TRES y utilizando como variables explicatorias las mismas que se pusieron a prueba en el modelo construido para el huillín. Asimismo se estudió la distribución (en base a presencia de signos o avistajes directos) de ambas especies a lo largo del Canal Beagle. Teniendo en cuenta que el territorio de una nutria en el área es menor a 4,5 km (Medina-Vogel *et al.*, 2007) se pudo utilizar el mismo sistema de muestreo de transectas de 600 m cada 4,4 km.

Se estudiaron los cambios en el comportamiento de marcado del visón ante la presencia del huillín analizando la cantidad de signos encontrados en áreas con y sin la nutria. Se evaluaron diferencias con una prueba de Kruskall-Wallis utilizando como réplicas las transectas recorridas, bajo la suposición que la abundancia de visón americano es similar entre ambientes similares del Canal Beagle.

A efectos de observar el comportamiento trófico del exótico ante la presencia del nativo, se volvió a analizar la dieta del visón americano en el Canal Beagle (n=268), comparando entre áreas con y sin huillín mediante una prueba de independencia utilizando el estadístico Chi cuadrado (χ^2) (Zar 1984). Se utilizó la misma prueba estadística

para comparar la dieta entre ambas especies. Asimismo, se calcularon los siguientes índices de acuerdo a lo planteado por distintos autores (Shannon y Weaver, 1963; Levins, 1968; Pianka, 1973; Hulbert, 1978; Begon *et al.*, 2006):

- Índice de Shannon-Weaver (H`) aplicado para evaluar la diversidad de la dieta de cada especie

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i$$

- Amplitud de Nicho (B)

$$B = \frac{[1/\Sigma(pi)^2] - 1}{S - 1}$$

- Solapamiento de Nicho (α)

$$\alpha = \frac{\Sigma(pij \,.\, pik)}{(\Sigma pij^2 \,.\, \Sigma pik^2)^{½}}$$

donde S corresponde al número total de categorias de presas en la dieta, *p* es la proporción de presas relativa (FOR) de la categoría *i* para la dieta de las especies *j* (huillín) y *k* (visón). Los índices de amplitud (B) y solapamiento (α) de nicho varían entre 0 y 1. En el caso de B, valores cercanos a 0 indican poca amplitud de nicho (especialistas) y los cercanos a 1 presentan mayor variabilidad en la dieta (generalistas). Por su lado, cuando α = 0 las especies no presentan solapamiento en su dieta, mientras que si alcanza un valor de 1 indica que las especies presentan un solapamiento trófico total.

RESULTADOS

Hábitat favorable del huillín en el Canal Beagle

Se registraron los datos correspondientes a un total de 160 sitios con presencia de huillín a lo largo de toda el área de estudio para ser utilizados en la confección del modelo. A partir del predictor lineal, se pusieron a prueba 24 modelos de los 32 posibles, considerando que eran los que tenían sentido biológico (Anexo 2).

El mejor modelo significativo obtenido (menor valor de AIC_c) indica que la probabilidad de presencia de huillín se encuentra influenciada por el tipo de hábitat, la pendiente del terreno (con un comportamiento cuadrático) y el factor de influencia humana, y no está afectada por la presencia de visón americano. Los modelos restantes presentaron una diferencia en el valor de AIC_c mayor a dos unidades con lo cual se consideraron por fuera de la zona de explicación del fenómeno (Tabla 5.1).

Tabla 5.1: Modelos de hábitat favorable para explicar la presencia del huillín en el Canal Beagle. Se presentan el mejor modelo significativo, el modelo global, segundo en valor de Criterio de Información de Akaike (AIC_c), y el nulo ordenados por diferencia de AIC_c (Δ_i). Asimismo, se indican devianza residual (D), el número de parámetros involucrados en el modelo (k) y el peso de AIC_c (w_i) para cada modelo.

Modelo	variables explicatorias involucradas	D	k	AIC_c	Δ_i	w_i
Mejor modelo	hábitat + pendiente + $(pendiente)^2$ + factor humano	14,414	7	27,86	0	0,619
Global (segundo menor AICc)	hábitat + pendiente + $(pendiente)^2$ + factor humano + presencia de visón	12,009	8	32,46	4,6	0,062
Nulo	intercepto	88,859	1	90,92	60,5	0,000

El modelo global no presenta sobredispersión de los datos y la bondad de ajuste evaluada a partir de la *devianza* y Chi cuadrado, presentó un valor no significativo ($p > 0,05$) lo que indica que el modelo tiene un buen ajuste con los datos. El mejor modelo significativo explica el 83,78% de la variabilidad del sistema medida como la *devianza* del modelo nulo. La probabilidad de presencia de huillín en el Canal Beagle está afectada significativamente por el tipo de hábitat, en este caso se observa que el tipo bosque es el que arroja mayores valores de probabilidad de encontrar la especie (Tabla 5.2, Figura 5.2) más allá del efecto de la pendiente del terreno y la presencia de humanos. Valores de pendiente del terreno dentro de un intervalo entre 12 y 32º presentan la mayor probabilidad de presencia de la nutria nativa. Asimismo, el factor de influencia de las actividades humanas afectó negativa y significativamente la presencia del huillín (Tabla 5.2, Figura 5.2).

Tabla 5.2: Valores de los coeficientes de los parámetros significativos estimados para el mejor modelo que explica la presencia del huillín en el Canal Beagle, con sus respectivos desvío estándar (SE), estadístico de Wald (Z) y significancia (p).

Parámetro	Coeficiente	SE	Z	p
Intercepto	-7,9638	4,1245	-1,972	$4,99x10^{-2}$
Hábitat				
bosque	5,8804	3,2574	1,993	$4,90x10^{-2}$
matorral	0,1287	0,2114	1,805	$7,10x10^{-2}$
pastizal	0,0701	0,2052	0,673	$5,01x10^{-1}$
Pendiente	0,8267	0,4165	1,961	$4,98x10^{-2}$
$Pendiente^2$	-0,0184	0,0099	-1,858	$6,31x10^{-2}$
Factor humano	-3,3431	1,7914	-2,011	$4,43x10^{-2}$

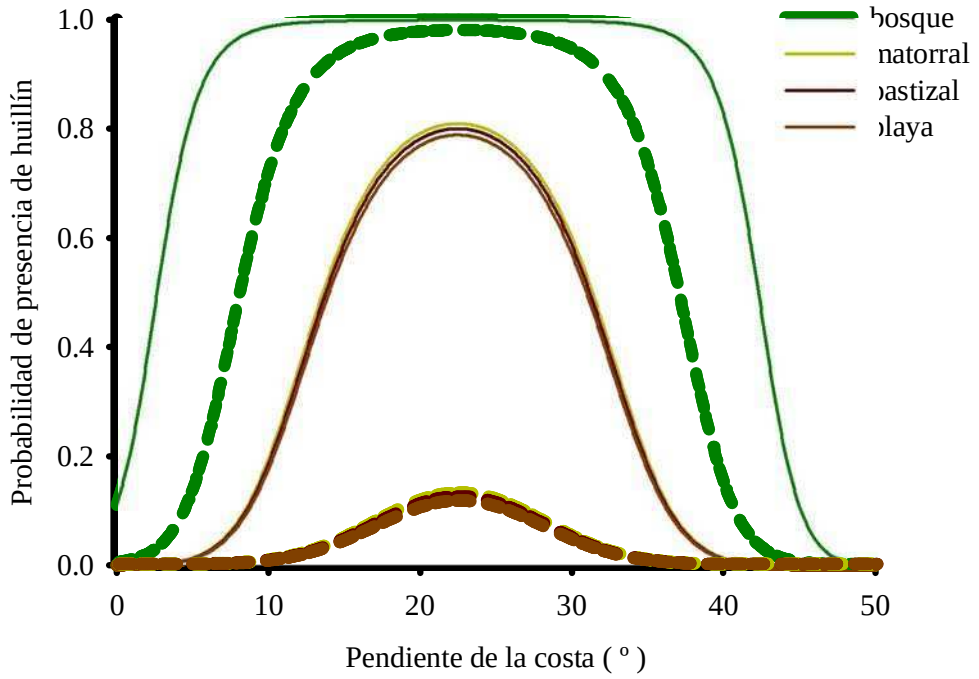

Figura 5.2: Probabilidad de presencia del huillín en función de la pendiente de la costa para los diferentes tipos de hábitats encontrados, en ausencia (líneas completas) y presencia (líneas punteadas) de actividades humanas.

Dieta del huillín en Tierra del Fuego

El huillín en los ambientes marinos del Archipiélago Fueguino se alimenta casi exclusivamente de crustáceos y peces, consumiendo muy ocasionalmente mamíferos, aves, cefalópodos y poliquetos (Tabla 5.3). Considerando que los índices calculados estaban significativamente correlacionados entre sí (Tabla 5.4), se continuó el análisis utilizando la frecuencia de ocurrencia relativa (FOR; Carss y Elston, 1996).

No se encontraron diferencias significativas en la dieta del huillín entre el Canal Beagle e Isla de los Estados (χ^2 = 0,27 gl=3, p = 0,97; Figura 5.3). Coincidentemente, según el índice de Shannon-Weaver, la diversidad de la dieta del huillín fue similar entre el Canal Beagle e Isla de los Estados (H_{CB}= 0,93 y H_{IE}= 0,91 respectivamente) y presenta valores similares de amplitud de nicho trófico (B_{CB}= 0,234 y B_{IE}= 0,254 respectivamente). Además, se encontró que la dieta del huillín esta compuesta exclusivamente por presas nativas.

Tabla 5.3: Índices calculados para las presas del huillín en el Canal Beagle y en Isla de los Estados (n=113, 2005-2009). FO: frecuencia de ocurrencia, FOR: frecuencia de ocurrencia relativa, VEP: volumen estimado promedio, DOM: frecuencia de ocurrencia como categoría dominante.

Presa	FO	FOR	VEP	DOM
Canal Beagle				
Mamíferos	2,9	1,7	2,6	2,6
Peces	95,6	56,5	72,5	73,1
Crustáceos	63,2	37,4	22,8	23,1
Aves	4,4	2,6	1,9	1,3
Cefalópodos	2,9	1,7	0,2	0,0
Poliquetos	0,0	0,0	0,0	0,0
Terrestres	7,4	4,4	4,5	3,9
Acuáticas	161,8	95,6	95,5	96,1
Isla de los Estados				
Mamíferos	0,0	0,0	0,0	0,0
Peces	100,0	54,3	64,7	57,9
Crustáceos	68,4	37,1	34,2	42,1
Aves	0,0	0,0	0,0	0,0
Cefalópodos	5,3	2,9	0,3	0,0
Poliquetos	10,5	5,7	0,8	0,0
Terrestres	0,0	0,0	0,0	0,0
Acuáticas	184,2	100,0	100,0	100,0

Tabla 5.4: Correlación entre los índices calculados para las presas del huillín en el Canal Beagle obtenida mediante el análisis de Spearman (n=113). FO: frecuencia de ocurrencia, FOR: frecuencia de ocurrencia relativa, VEP: volumen estimado promedio, DOM: frecuencia de ocurrencia como categoría dominante, r_s: coeficiente de correlación de Spearman.

	FOR	VEP	DOM
FO	r_s= 0,966 p = 2,22x10^{-5}	r_s= 0,803 p = 0,009	r_s= 0,758 p = 0,01
FOR		r_s= 0,803 p = 0,009	r_s= 0,758 p = 0,01
VEP			r_s= 0,983 p = 1,99x10^{-6}

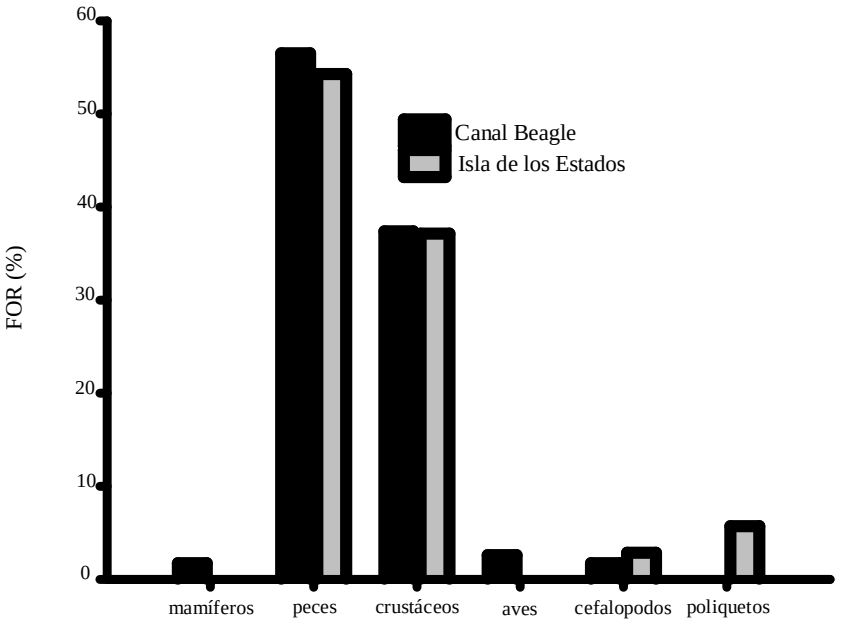

Figura 5.3: Dieta del huillín en el Canal Beagle y en Isla de los Estados, por categoría principal de presa con su correspondiente Frecuencia de Ocurrencia Relativa (FOR).

Entre los peces, categoría más consumida por el huillín, los nototénidos representaron el 65,9% y el 75,7% del total del grupo en el Canal Beagle y en Isla de los Estados respectivamente. En el Canal Beagle se destacó el género *Patagonotothem* que en su conjunto representó el 40,4% (*P. sima*, *P. tesellata*, *P. cornucola*, *P. magellanica*), luego los róbalos (*Eleginops maclovinus*) y el torito (*Harpagifer bispinis*) con el 23,4% cada una. En Isla de los Estados la mayor representación correspondió al róbalo (39,4%), seguido por los *Patagonotothem* (33,3%), y en tercer lugar el torito (12,1%).

El 90% de los crustáceos consumidos fueron langostillas (*Munida subrugosa* y *M. gregaria*), mientras que se encontró un consumo esporádico del cangrejo *Halicarcinus planatus*, de centollón (*Paralomis granulosa*), de anfípodos y de isópodos.

Competencia entre el huillín y el visón americano

Se pusieron a prueba los 24 modelos de hábitat favorable para el visón americano en el Canal Beagle que tenían sentido biológico (Anexo 3) con la misma metodología utilizada para el modelo para el huillín. El mejor modelo significativo obtenido incluye tipo de hábitat y pendiente del terreno (con su valor directo y elevado al cuadrado), y excluye factor de influencia humana y presencia del huillín. El resto de los modelos presenta una diferencia superior a dos en el valor de AIC_c (Tabla 5.5). El modelo goblal no presenta sobredispersión de datos y posee buen ajuste a los datos. El mejor modelo (Tabla 5.6) explica el 66,1% de la variabilidad del sistema.

.

Tabla 5.5: Modelos de hábitat favorable para explicar la presencia del visón americano en el Canal Beagle. Se presentan el mejor modelo significativo, el que le sigue en valor de Criterio de Información de Akaike (AIC_c), el modelo global, y el nulo ordenados por diferencia de AIC_c (Δ_i). Asimismo, se indican devianza residual (D), el número de parámetros involucrados en el modelo (k) y el peso de AIC_c (w_i) para cada modelo.

Modelo	variables explicatorias involucradas	D	k	AIC_c	Δ_i	w_i
Mejor modelo	hábitat + pendiente + $(\text{pendiente})^2$	74,75	6	85,3	0,0	0,628
Segundo menor AICc	hábitat + pendiente + $(\text{pendiente})^2$ + presencia de nutrias	73,06	7	87,8	2,5	0,180
Global	hábitat + pendiente + $(\text{pendiente})^2$ + factor humano + presencia de nutrias	72,62	8	89,6	4,3	0,074
Nulo	intercepto	220,20	1	222,2	136,9	0,000

Tabla 5.6: Valores de los coeficientes de los parámetros significativos estimados para el mejor modelo que explica la presencia del visón americano en el Canal Beagle, con sus respectivos desvío estándar (SE), estadístico de Wald (Z) y significancia (p).

Parámetro	Coeficiente	SE	Z	p
Intercepto	-8,2281	1,7799	-4,623	$3,79\text{x}10^{-6}$
Hábitat				
bosque	4,5661	1,2449	3,668	$2,45\text{x}10^{-4}$
matorral	3,2625	1,2067	2,704	$6,86\text{x}10^{-3}$
pastizal	0,5291	1,5242	-0,347	0,729
Pendiente	0,8104	0,1862	4,353	$1,34\text{x}10^{-5}$
Pendiente^2	-0,0217	0,005	-4,298	$1,72\text{x}10^{-5}$

La probabilidad de presencia de visón americano en el Canal Beagle se maximiza en los bosques y matorrales con pendientes dentro de un intervalo entre 10 y 28º (Figura 5.4). La probabilidad de presencia de huillín siempre es mayor que la del visón en ausencia de perturbaciones (Figura 5.4a). Sin embargo, en presencia de influencia humana, la posibilidad de encontrar al mustélido autóctono disminuye significativamente viéndose superada por la del exótico en casi todas las circunstancias (Figura 5.4b).

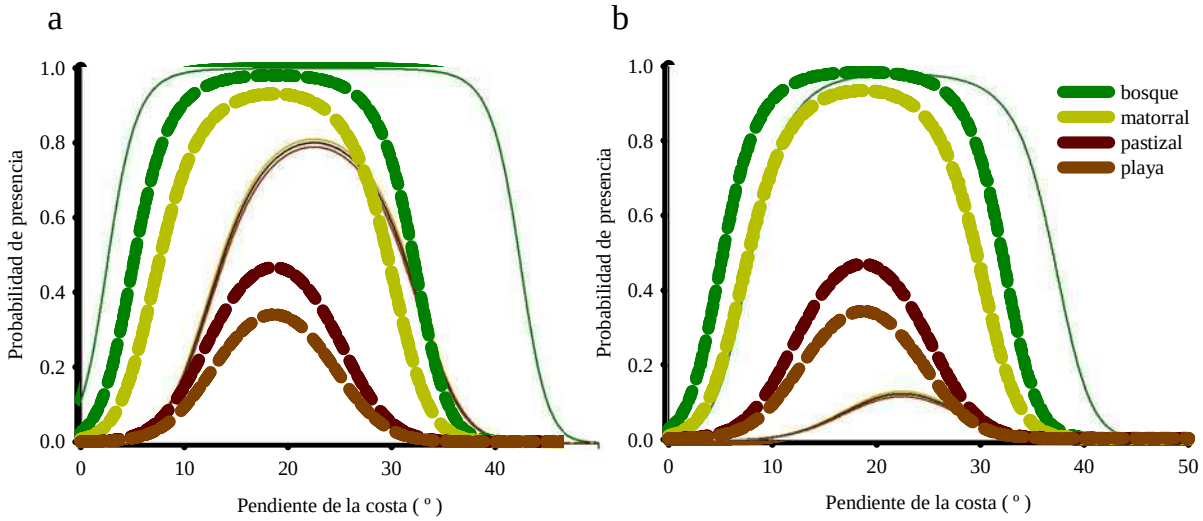

Figura 5.4: Probabilidad de presencia del huillín (líneas completas) y del visón americano (líneas punteadas) en el Canal Beagle en función de la pendiente de la costa para los diferentes tipos de hábitats encontrados. a: sin presencia humana. b: bajo efecto de actividades humanas.

Mientras que se encontraron signos de visón a lo largo de toda el área de estudio, solamente se observó presencia de huillín en dos zonas del Canal Beagle (Figura 5.5): i) Parque Nacional Tierra del Fuego, desde el límite con Chile hasta el Monte Susana al oeste de Bahía Golondrina, y ii) Estancia Moat, desde Punta Navarino hacia el este, incluyendo la costa frente a las Islas Becasses. Asimismo, se encontraron significativamente más signos de visón americano en transectas donde el huillín estuvo ausente que en transectas con signos de ambas especies (K = 11,89 gl=1, p < 0,001), con un promedio de 7 y 1 signos por transecta respectivamente.

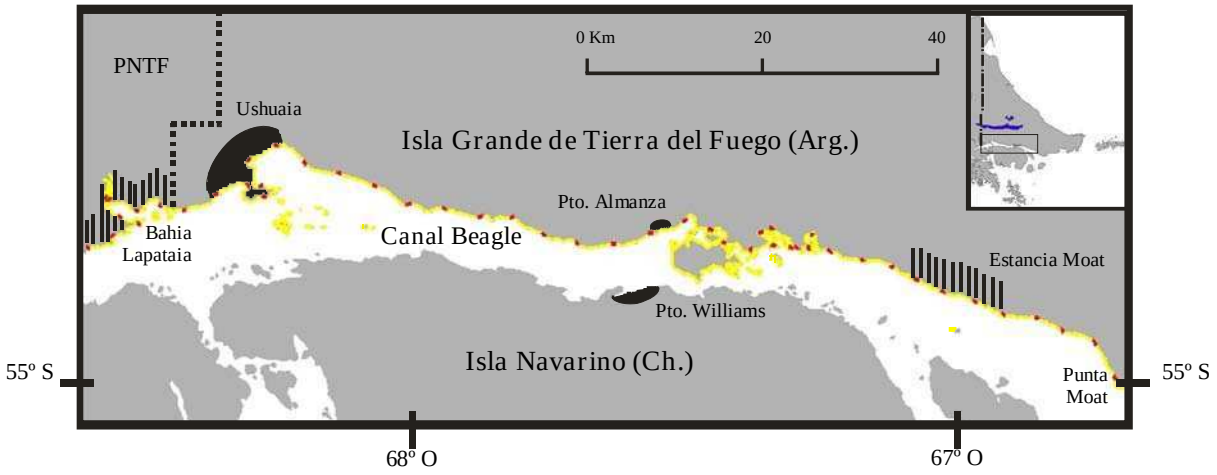

Figura 5.5: Mapa del sector argentino del Canal Beagle donde se indican la costa muestreada (amarillo) con las transectas recorridas (rojo) y las dos áreas donde se encontraron signos de actividad de huillín (lineas negras verticales). PNTF: Parque Nacional Tierra del Fuego.

La dieta del visón americano fue significativamente diferente entre sitios con presencia o ausencia del huillín (χ^2 = 13,16 gl=4, p < 0,05; Figura 5.6). El visón presentó un consumo significativamente mayor de mamíferos en simpatría con el huillín (χ^2 = 8,41 gl=2, p < 0,05), como consecuencia de un aumento en la predación de especies exóticas (χ^2 = 4,15 gl=1, p < 0,05) principalmente conejo común (*Oryctolagus cuniculus*) y rata almizclera (*Ondatra zibheticus*). Por otro lado, disminuyó significativamente el consumo de peces (χ^2 = 4,28 gl=1, p < 0,05) y además cambió la representación de especies dentro de este grupo. Mientras que en ausencia de huillín las especies más consumidas por el visón fueron las del género *Patagonotothen* (45,4%) seguidas por el róbalo (13,4%) y relegando al tercer lugar al torito (3,1%), en simpatría con la nutria la especie más consumida fue el torito (33,6%), luego el género *Patagonotothen* (32,9%) y en tercer lugar el róbalo (7,7%). Los valores de los índices de diversidad y de amplitud de nicho para la dieta del visón calculado en base a los grandes grupos de presas fueron similares tanto en presencia como en ausencia de huillín (Tabla 5.7).

Ambos mustélidos presentaron dietas significativamente diferentes tanto en simpatría (χ^2 = 83,30 gl=5, p < 0,001) como cuando el visón se encontraba en ausencia del huillín (χ^2 = 66,63 gl=5, p < 0,001). Asimismo, la dieta del huillín es menos diversa y menos amplia que la del visón (Tabla 5.7) y se encontró que el solapamiento trófico cuando ambas especies se encuentran juntas es menor ($\alpha_{simpatría}$ = 0,611) que cuando el visón no se encuentra en presencia del huillín ($\alpha_{alopatría}$ = 0,801).

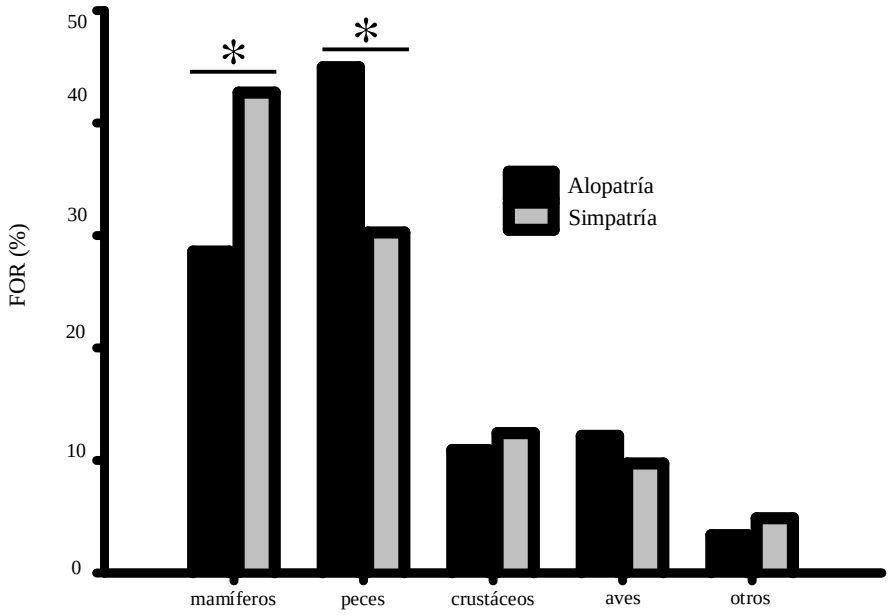

Figura 5.6: Dieta del visón americano en el Canal Beagle en ausencia (alopatría) y presencia (simpatría) del huillín presentada en Frecuencia de Ocurrencia Relativa (FOR). *: Indica diferencias significativas (p > 0,05)

Tabla 5.7: Valores de los índices calculados para la dieta en el Canal Beagle del huillín y del visón americano en presencia y ausencia de la nutria. H': Índice de diversidad de Shannon-Weaver. B: Índice de amplitud de nicho.

	Huillín	visón con huillín	visón sin huillín
H'	0,927	1,384	1,352
B	0,234	0,466	0,443

DISCUSIÓN

Hábitat favorable del huillín en el Canal Beagle

El hábitat favorable determinado para el huillín en el Canal Beagle coincidió con lo descripto por Kruuk (2006) en general para las nutrias, y con lo observado previamente por Sielfeld (1990) para las poblaciones marinas de la especie en los fiordos y canales del sur de Chile. El modelo obtenido en este estudio predice que la probabilidad de presencia del huillín en las costas del Canal Beagle depende fundamentalmente del tipo de habitat, de la pendiente del terreno y de la influencia de la presencia humana, mientras que no se encuentra relacionada con la presencia del visón americano.

El huillín prefiere el tipo de hábitat bosque respecto a los otros tipos de hábitat (Figura 5.2). Esta clase de ambiente les provee refugio, madrigueras o lugares de descanso (Chehebar *et al.*, 1986; Sielfeld, 1990). Asimismo, la probabilidad de presencia del mustélido nativo es maxima dentro de un intervalo de pendiente de costa entre 12 y 32º, similar a lo descripto para el visón americano. Mayores valores de pendientes probablemente afecten el acceso al bosque mientras que valores muy bajos estan asociados a otro tipos de hábitat, lo que coincide con lo descripto por Sielfeld (1990).

La presencia humana y sus actividades disminuyen significativamente la probabilidad de presencia del huillín (Figura 5.2). Coincidentemente, si se analiza la distribución del huillín en el Canal Beagle a macro escala se puede observar que la misma se encuentra iterrumpida en una zona que incluye las áreas urbanas de Ushuaia, Puerto Williams y Puerto Almanza (Figura 5.5), considerando que tampoco se encuentran nutrias en la costa norte de la Isla Navarino (Anderson *et al.*, 2006). Varios autores indican que las nutrias en general y el huillín en particular son especialmente vulnerables a los efectos ocasionados por la presencia humana, como la degradación y fragmentación del hábitat, la contaminación y disturbios en las costas y el agua, la presencia de perros, por citar algunos ejemplos (Melquist *et al.*, 1981; Sielfield, 1992; Aued *et al.*, 2003; Kruuk, 2006; Ruiz Olmo y Jiménez, 2008).

Futuros estudios de distribución del huillín deberían considerar también características del hábitat marino como los bosques de *Macrocystis pyrifera* o la frecuencia y diferencia de mareas.

La presencia de visón americano como nuevo competidor intragremio exótico no

afecta la probabilidad de presencia del huillín (Tabla 5.1), al igual que lo encontrado para la nutria euroasíatica (*Lontra lontra*) en Europa (Ruiz-Olmo *et al.*, 1997; Sidorovich y Macdonald, 2001; Bonesi y Macdonald, 2004b; Bonesi *et al.*, 2004).

Teniendo en cuenta el estado de vulnerabilidad de la conservación del huillín, las acciones de protección sobre esta especie deben estar enfocadas en preservar aquellas áreas boscosas costeras que aún se mantengan relativamente libres del efecto de las actividades humanas y las areas marítimas cercanas a estas costas. Asimismo, se debería minimizar el impacto humano (principalmente el generado en los centros urbanos) sobre el ecosistema para favorecer la recuperación de dicha nutria nativa.

Dieta del huillín en Tierra del Fuego

El huillín presenta una dieta altamente especializada en el Archipiélago Fueguino, con valores del indice de amplitud de nicho cercanos a cero. Esta especialización se encuentra orientada hacia especies de origen acuático (Tabla 5.3, Figura 5.3) y exclusivamente nativas. Su dieta no presentó diferencias entre Isla de los Estados y el Canal Beagle (Tabla 5.3) lo que refuerza su condición de especialista. La dieta de este mustélido autóctono estuvo dominada en primer lugar por peces nototénidos y luego por las langostillas (crustáceos del género *Munida*), tipos de presas de lento movimiento o que viven asociadas al grampon de algas de *Macrocystis pyrifera*, a bajas profundidades, o al intermareal (Lopez *et al.*, 1996; Tapella, 2002; Vanella *et al.*, 2007). Estos resultados coinciden con lo decripto globalmente para las nutrias (Kruuk, 2006) y para esta especie en particular (Sielfeld, 1990).

Las nutrias, en su condición de carnívoros especialistas, están principalmente limitadas por el alimento, es así como pequeñas caídas en la fuente de alimentación pueden ocasionar efectos desvastadores en sus poblaciones (Kruuk, 2006). En este sentido, los resultados obtenidos en este trabajo deben ser tenidos en cuenta para diseñar estrategias de conservación enfocadas no solamente en el huillín sino también en el manejo de las especies que consume.

Competencia entre el huillín y el visón americano

El modelo de habitat favorable obtenido para el visón americano en el Canal Beagle es consistente con los patrones generales descriptos para la especie en base al modelo construido para todo el archipiélago (Capitulo TRES). Es decir, la presencia del visón depende principalmente del tipo de hábitat y de la pendiente y no se encuentra afectada por la presencia humana ni del huillín. Es de destacar que el uso del habitat por el huillín coincide con el descripto previamente por Sielfeld (1992) para áreas del archipiélago en donde el visón estaba ausente al momento del muestreo. Se concluye que el huillín en el Archipiélago Fueguino no modificaría su

hábitat debido a la presencia del visón americano, resultado que coincide con lo determinado por Sidorivich y Macdonald (2001) para la nutria europea.

En el Canal Beagle, las costas boscosas resultan el hábitat ideal tanto para el mustélido exótico como para el nativo. Por otro lado, el visón presenta mayor flexibilidad respecto al uso de habitat que el huillín, pudiendo utilizar también ambientes tipo matorral (Figura 5.4). Además, a diferencia de la nutria, el uso de hábitat por parte del mustélido exótico no se ve afectado por la presencia humana. Teniendo en cuenta estos resultados, que el visón ocupa toda la costa del Canal Beagle y que, según los modelos obtenidos, la presencia de una de las especies no afectaría la probabilidad de presencia de la otra, no pareciera que el huillín esté afectando el uso de hábitat por parte del visón en las costas del Canal Beagle, contrariamente a lo descripto para la relacion entre nutrias y visones en Europa (Bonesi y Macdonald, 2004b; Bonesi *et al.*, 2004). Las posibles situaciones que podrían explicar estos resultados incluyen: i) la abundancia actual del huillín en el área es demasiado baja para afectar al visón por interferencia (Fasola *et al.*, 2009); ii) la disponibilidad de hábitats adecuados es suficientemente abundante como para relajar la presión de interferencia entre ambas especies como sugirieran Aued *et al.* (2003) para el Lago Nahuel Huapi; iii) existe una alta disponibilidad de presas provenientes del Canal Beagle que facilita la coexistencia en sus costas (Gómez *et al.*, 2010); iv) el huillín está afectando al visón a otro nivel sin afectar su uso de los hábitats.

El número de signos de visón americano por transecta fue menor en las áreas donde el huillín estuvo presente respecto a las zonas donde estuvo ausente. En España, el visón modifica su comportamiento de marcado disminuyendo la cantidad de signos que deposita cuando se encuentra en presencia de la nutria euroasiática para evitar interferencias (García *et al.*, 2009). Por otro lado, para Inglaterra Bonesi *et al.* (2006) indican que en áreas con nutrias el vison cambia sus hábitos alejándose de los ambientes acuáticos y por lo tanto disminuye su abundancia, lo que explica la ausencia de signos en la costa. Sin embargo, un estudio basado en capturas indica que no disminuye la abundacia de vison ante la presencia de nutria en las mismas áreas de Inglaterra (Harrington *et al.*, 2009b) reforzando la hipótesis de cambios en el comportamiento de marcado. En este sentido, se encontraron muy pocos signos de visón de manera esporádica en los cuerpos de agua dulce (ríos y lagos) y humedales (turbales) internos de Tierra del Fuego, alejadas del Canal Beagle, pero paralelos a las transectas costeras con presencia de huillín. Por lo tanto, la abundancia de huillín en el Canal Beagle sería suficiente para estar afectando el comportamiento de marcado y/o la abundancia del visón americano en el área, en oposición a lo propuesto en la primer hipótesis.

Según la teoría de isolegs aplicada a ocupación de hábitat, los individuos ocupan sitios libres de competidores cuando los

hábitats adecuados disponibles son muy abundantes y no deberían encontrarse áreas con presencia de ambas especies (Rosenzweig, 1981; Rosenzweig, 1986). En el área de estudio la mayoría de las transectas ocupadas por huillines presentaron signos de actividad de visón, por lo tanto queda descartada esta posibilidad.

Gómez *et al*. (2010) proponen que la coexistencia del huillín y el visón en el Canal Beagle podría estar facilitada por una alta disponibilidad de presas marinas. Sin embargo, estos autores compararon la dieta total de ambos mustélidos en el área sin analizar por separado el consumo del exótico en presencia o ausencia del nativo lo que resulta necesario para evaluar comparativamente los hábitos alimenticios de ambas especies. Según los resultados del presente trabajo, el visón americano modifica su comportamiento trófico ante la presencia de huillin consumiendo más presas de origen terrestre (Figura 5.6). El mismo comportamiento fue descripto previamente para la relación entre el visón y la nutria euroasiática (Clode y Macdonald, 1995; Bonesi *et al.*, 2004; Melero *et al.*, 2008; Palazón *et al.*, 2008). Además se observa una disminución en el solapamiento de las dietas cuando ambas especies son simpátricas. Por lo tanto, la disponibilidad alta de presas marinas del Canal Beagle no explicaría la coexistencia entre el visón americano y el huillín en sus costas.

La diferenciación trófica que presenta el visón en simpatría con el huillín se observa a dos niveles: i) variación en la representación de la presas de origen terrestre, y ii) dentro de las presas acuáticas, un cambio en las especies. Ambas situaciones favorecerian que disminuya el solapamiento entre los dos mustélidos. En primer lugar, el visón aumenta el consumo de mamíferos problemente para suplir la disminución en el consumo de peces (Figura 5.6) y a fin de evitar una interferencia directa con el huillín en las áreas costeras. En segundo lugar, dentro de la categoría peces aumentó significativamente el consumo de torito y disminuyó el de nototénidos. El torito es una especie que presenta un tamaño promedio menor al de las especies de nototénidos predados y que se lo encuentra generalmente en el intermareal o en aguas menos profundas (López *et al*., 1996; Vanella *et al*., 2007; Froese y Pauly, 2011). En este caso, el visón está utilizando áreas menos profundas posiblemente para evitar los sitios de mayor profundidad donde usualmente forrajean las nutrias (Kruuk, 2006) o por haber sido excluidos por las mismas. Por lo tanto, el huillín parece afectar el comportamiento de forrajeo del visón en el Canal Beagle. Sin embargo la plasticidad del exótico permitiría la coexistencia esquivando ciertos efectos negativos de la competencia, considerando que la diversidad de la dieta y la amplitud de nicho trófico no cambiaron en presencia de la nutria. Dicha coexistencia entre ambas especies responde a los modelos de isolegs en términos de la teoría de óptimo forrajeo (Rosenzweig, 1981; Rosenzweig, 1986), con la nutria como la especie nativa, especialista y dominante, y el visón americano como la exótica, generalista y

subordinada. Similares resultados fueron encontrados por Bonesi y Macdonald (2004b) para la coexistencia entre la nutria euroasiática y el visón americano. Futuros estudios deberían focalizarse en diferentes aspectos de la ecología de ambas especies en simpatría, como el éxito reproductivo o los horarios de actividad, para analizar otros posibles efectos de dicha coexistencia.

En conclusión, lejos de verse afectado por el mustélido exótico, el huillín estaría afectando negativamente al visón americano en las costas del Canal Beagle. Bonesi *et al.* (2006) y Ruiz-Olmo *et al.* (1997) indican que las nutrias nativas ofrecen resistencia biótica al pulso de invasión del visón americano. En el Canal Beagle la mayor densidad y frecuencia de signos de huillín fue encontrada en las costas del Parque Nacional Tierra del Fuego, principalmente entre el límite con Chile y Bahía Lapataia (Figura 5.5). Adicionalmente, Davis *et al*. (en prensa) indican que en la actualidad no se ha registrado presencia de visón americano en Yendegaia, que es la bahía chilena inmediatamente al oeste del límite entre ambos paises. En este contexto, el huillín podría potencialmente estar frenando la invasión del visón americano por las costas hacia el sector oeste del Canal Beagle.

Conservación del huillín en Tierra del Fuego

Actualmente, es escaso el conocimiento sobre los requerimientos de hábitat, la dieta y el efecto de las actividades antropogénicas sobre el amenazado huillín (Sepulveda *et al.*, 2007). Por lo tanto, los resultados de este trabajo son importantes para entender la ecología de esta especie y proveer información de base para apoyar esfuerzos de conservación. Para planificar una estrategia efectiva de conservación de las nutrias es esencial determinar cuáles son los factores que afectan su distribución (Barbosa *et al.*, 2003). Los resultados de este trabajo indican que en el Canal Beagle la distribución del huillín no se encuentra determinada por la disponibilidad de alimento, considerando que la especie se encuentra solamente en dos sectores pequeños (Figura 5.5), que esta área presenta una alta productividad (Almandoz *et al.*, 2011) y que las principales presas del huillín son muy abundantes a lo largo de toda la costa (Tapella, 2002; Vanella *et al.* 2007). Por otro lado, extensas zonas con hábitats favorables para la especie según el modelo obtenido (bosques complejos con pendientes adecuadas), no presentaron signos de presencia del huillín. Esto deja a las actividades antropogénicas (historial de caza, asentamientos actuales, actividades marítimas, entre otros) como el principal factor determinante de la presencia y distribución del huillín en el Canal Beagle. Teniendo en cuenta la movilidad y tamaño de los territorios del huillín; que los tipos de hábitat ocupan grandes extensiones (mucho mayores a un territorio); que la pendiente de la costa es muy variable en poca distancia; y que la mayor parte del área se encuentra afectada por humanos, los resultados de este trabajo indicarían que la distribución de esta nutria en

el Canal Beagle depende, a macro escala, de la presencia humana y del tipo de hábitat (bosques) en primer lugar y de la disponibilidad de presas (si son un recurso limitante) en segundo (Gomez *et al.*, 2010), mientras que, a nivel de territorios, de la pendiente del terreno. Por lo tanto, la protección de los hábitats adecuados para el huillín y la disminución del efecto de la presencia humana parecen ser factores cruciales para cualquier estrategia efectiva de conservación de esta especie, tal como fuera señalado previamente para el sur de Chile continental (Medina-Vogel *et al.*, 2003; Sepúlveda *et al.*, 2007).

Adicionalmente, la conservación, protección y eventual recuperación del huillín podría traer aparejado una recuperación del ecosistema fueguino. Juliano *et al.* (2010) indican que la presencia del ensamble nativo de predador-presa puede disminuir el éxito de un depredador introducido y limitar su efecto sobre las especies locales. En Europa se encontró que la recuperación de la nutria euroasiática podría reducir a largo plazo el impacto del visón americano (Bonesi y Macdonald, 2004b; McDonald *et al.*, 2007; Harrington *et al.*, 2009b). Por lo tanto, promover la conservación del huillín en el Archipiélago Fueguino no solamente beneficiaría la recuperación de esta especie nativa en peligro sino que constituiría una estrategia para limitar el impacto del visón americano en este ecosistema. Adicionalmente, el visón en simpatría presenta un mayor consumo de especies exóticas que cuando la nutria está ausente, por lo tanto un potencial efecto secundario de la recuperación del huillín sería la disminución de otras especies introducidas como el conejo y la rata almizclera. Sin embargo, también son requeridos estudios más detallados y a largo plazo de las interrelaciones del visón con otros carnívoros, como el zorro colorado fueguino (*Lycalopex culpaeus lycoides*), y con las especies presa nativas, para evaluar otros posibles efectos ecosistémicos de la recuperación de las nutrias.

Finalmente, un posible plan de control del visón americano en el Archipiélago Fueguino, coincidente con lo propuesto por Bonesi y Macdonal (2004c) para Inglaterra, podría basarse en una estrategia inicial de capturas en áreas donde el visón es simpátrico con el huillín, como el Parque Nacional Tierra del Fuego y las costas de Estancia Moat, donde probablemente la extracción resulte más exitosa gracias a los efectos aditivos de las nutrias afectando al exótico.

SEIS

DISCUSIÓN GENERAL

En el presente capítulo se integran los resultados obtenidos en los capítulos anteriores desde dos puntos de vista:

i) el ecológico, donde se discuten diferentes hábitos del visón americano (*Neovison vison*) en el ecosistema fueguino, focalizados en los efectos de la introducción de esta especie y la conservación del ecosistema nativo; y

ii) el de gestión, donde se analizan, a la luz de los presentes resultados, potenciales estrategias de manejo de la especie.

Ecología del visón americano en el Archipiélago Fueguino

La distribución del visón americano en Tierra del Fuego resultó ser heterogénea, de acuerdo a lo hipótesis planteada en este trabajo. Se encontraron signos de presencia tanto a lo largo de toda la costa del Canal Beagle como de los principales lagos y ríos estudiados de la zona cordillerana y del ecotono de la isla. La presencia de dicho mustélido está definida fundamentalmente por características del ambiente (tipo de hábitat, pendiente del terreno, distancia al agua) y no se encuentra relacionada a la presencia o actividad de otras especies como el huillín (*Lontra provocax*), el castor canadiense (*Castor canadensis*), y el hombre.

La estructura física del hábitat aparece como el principal factor que afecta la distribución del visón americano macro escala en el Archipiélago Fueguino. Los hábitats adecuados para esta especie exótica en la región son los bosques con una pendiente de costa o ribera entre 10 y 20º, en una franja de 30 m del cuerpo de agua o de la costa.

Por otro lado, los resultados de este trabajo permitieron confirmar que el comportamiento trófico del visón americano en el Archipiélago Fueguino no difiere de los patrones generalistas y oportunistas de alimentación observados en América del Norte (distribución nativa) y en Europa, donde también fue introducido. El visón resulta generalista respecto a su dieta, ya sea desde el punto de vista de comportamiento trófico (depredador activo, carroñero), como del tipo de presa consumida (mamíferos, peces, crustáceos, aves, insectos, poliquetos, poliplacóforos), del origen de las presas (acuáticas o terrestres; nativas o exóticas) e incluso del tamaño de las presas (desde cauquenes, *Chloephaga*

spp., y conejos, *Oryctolagus cuniculus*, hasta pequeños cangrejos como *Halicarcinus planatus* o larvas de la libélula *Rhionaeshna variegata*). Asimismo, su dieta resultó ser más generalista que la de su potencial competidor el huillín (*Lontra provocax*) e incluso, ante la presencia del mismo, el visón modificó las presas que consumía. Además, como predador oportunista, la dieta del mustélido exótico reflejaría la oferta de presas del ambiente.

Este trabajo reveló que las presas nativas más consumidas por el visón americano en Tierra del Fuego son los roedores cricétidos, los peces nototénidos y galáxidos y las aves acuáticas y paseriformes. Sin embargo no existen en la actualidad estudios de abundancia ni disponibilidad de estas presas que permitan inferir el efecto real de la introducción del mustélido sobre las poblaciones de dichas especies nativas. Además, la predación sobre especies nativas que no evolucionaron en presencia del nuevo predador introducido no sólo podría ocasionar una importante disminución poblacional de las presas (Banks *et al.*, 2004) sino que generaría consecuencias secundarias en la red trófica del área invadida, como disminuciones poblacionales de otros predadores terrestres o de aves rapaces. Por otro lado, la introducción de nuevas especies presa en una isla, como es el caso de la rata almizclera (*Ondathra zibethicus*) o de las truchas (salmónidos) en Tierra del Fuego, que a su vez son consumidas por el visón, también podría producir otros efectos no deseados sobre la red trófica de la región (Courchamp *et al.*, 2003) como un aumento de mesopredadores o disminución de las presas nativas por competencia, entre otros. Por lo tanto, realizar estudios sobre la abundancia poblacional de las especies presas y sus relaciones tróficas es de vital importancia para conocer el real efecto de la introducción del visón americano sobre dichas especies y en toda la cadena trófica. Por ejemplo, los roedores cricétidos, también constituyen una de las principales presas del zorro colorado fueguino (*Lycalopex culpaeus lycoides*), por lo tanto una disminución significativa por predación del visón en la abundancia de estos roedores podría afectar secundariamente la abundancia del amenazado zorro nativo.

Estrategias de manejo del visón americano en el Archipiélago Fueguino

Generar estrategias de manejo de una especie de predador introducido es esencial para la conservación del ecosistema y las especies nativas (Genovesi, 2005). Los resultados de este trabajo constituyen *per se* parte del conocimiento de base necesario que fuera identificado como indispensable para implementar planes de manejo eficaces y evitar efectos ecosistémicos secundarios de esas estrategias (Courchamp *et al.*, 2003), como la distribución y dieta de la especie

invasora, sus interrelaciones con las especies presentes (nativas y otras exóticas) ya sean presas o competidores, los efectos de la invasión sobre el ecosistema y estudios de monitoreo del ecosistema invadido previos y posteriores a la implementación de las medidas de manejo. Asimismo, el conocimiento ecológico de la especie permitiría optimizar los tiempos y costos necesarios para el control del visón americano.

El modelo de hábitat favorable obtenido establece en términos de probabilidades la presencia del visón americano en el Archipiélago Fueguino y permite determinar áreas prioritarias donde intensificar los esfuerzos de control de la especie. Idealmente estas áreas deberían ser aquellas donde la probabilidad de presencia del mustélido sea mayor al 90%, es decir ambientes con cobertura boscosa, una pendiente dentro de un intervalo de 15 a 25º y dentro de los 30 m de un cuerpo de agua. Asimismo, entre las áreas seleccionadas deberían priorizarse aquellas que revistan importancia en términos de conservación de alguna especie nativa que pudiera estar afectada por el visón ya sea por predación o competencia. Adicionalmente, los resultados de este trabajo indican que el huillín podría ofrecer resistencia a la introducción del visón americano en Tierra del Fuego a través de interferencias competitivas y de este modo ayudar a controlarlo. Por lo tanto, se propone que entre los sitios seleccionados para el manejo del visón se de prioridad a aquellas áreas con presencia de huillín debido a que en las mismas el control del exótico probablemente sea más exitoso gracias al efecto de interferencia de las nutrias.

Zavaleta *et al.* (2001) indican que es importante evaluar los posibles efectos secundarios de un plan de manejo previo a su implementación. En el caso particular del visón en el Archipiélago Fueguino, sería necesario estudiar posibles consecuencias de un plan de control del mustélido a dos niveles diferentes en la cadena trófica del área: i) sobre las poblaciones de las principales presas, a fin de evitar el aumento de algunas especies exóticas consumidas, como la rata almizclera y el conejo; y ii) sobre las poblaciones de los mesopredadores relacionados a dichas presas, a fin de evitar un aumento de predadores exóticos, como el zorro gris (*Pseudalopex griseus*) y los perros (*Canis lupus familiaris*) y los gatos (*Felis silvestres catus*) asilvestrados, además de evaluar el estado poblacional de los predadores nativos como el zorro colorado fueguino. Por último sería necesario conocer con mayor detalle los movimientos y migraciones del visón en el área para impedir la reinvasión de las áreas controladas.

Los programas de control de la especie realizados en Europa demostraron que a través de la utilización de un sistema de trampeo adecuado se puede reducir

efectivamente la abundancia local del visón e incluso erradicarlo de ciertas áreas (Sidorovich y Polozov, 2002; Moore *et al.*, 2003; Harrington *et al.*, 2009a). Los sistemas de trampeo constituyen la mejor herramienta que permite capturar selectivamente al mustélido exótico minimizando cualquier efecto sobre la fauna nativa (Courchamp *et al.*, 2003). En términos de un plan de manejo del visón americano en Tierra del Fuego es necesario realizar estudios para evaluar diferentes sistemas de trampeo como potenciales herramientas adecuadas a nivel ecológico, económico y social.

Para finalizar, una estrategia de control del visón americano en Tierra del Fuego debería tener un enfoque ecosistémico holístico, teniendo en cuenta otras especies introducidas (que se podrían controlar al mismo tiempo), las áreas de prioridad de conservación (como el Parque Nacional Tierra del Fuego o la Reserva Provincial Corazón de la Isla), la recuperación de competidores nativos (como el huillín y potencialmente el zorro colorado fueguino) y la restauración del hábitat para favorecer el restablecimiento de las relaciones autóctonas de predador-presa (Macdonald y Harrington, 2003). Asimismo, un esfuerzo de manejo efectivo debería ser llevado a cabo en conjunto entre los tomadores de decisiones, los científicos y la comunidad local (Moore *et al.*, 2003) para garantizar la aceptación de la población, minimizar los costos de operación y reducir efectos ecosistémicos secundarios.

BIBLIOGRAFÍA

Abdelkrim, J., Pascal, M., Calmet, C., y Samadi, S. 2005. Importance of assessing population genetic structure before eradication of invasive species: Examples from insular Norway rat populations. Conservation Biology 19 (5): 1509-1518.

Ahola, M., Nordström, M., Banks, P.B., Laanetu, N., y Korpimäki, E. 2006. Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. Proceedings of the Royal Society B 273: 1261-1265.

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control 19 (6): 716-723.

Allen, A.W. 1986. Habitat suitability index models: mink, revised. U.S. Fish Wildlife Service Biological Report 82 (10.127). 23 pp.

Almandoz, G.O., Hernando, M.P., Ferreyra, G.A., Schloss, I.R., Ferrario, M.E. 2011. Seasonal phytoplankton dynamics in extreme southern South America (Beagle Channel, Argentina). Journal of Sea Research doi: 10.1016/j.seares.2011.03.005.

Anderson, C.B., Rozzi, R., Torres-Mura, J.C., McGehee, S.M., Sherriffs, M.F., Schüttler, E., y Rosemond, A.D. 2006. Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. Biodiversity and Conservation 15: 3295-3313.

Anderson, C.B., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Wallem, P.K., Moorman, M.C., y Rosemond, A.D. 2009. Do introduced North American Beaver *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. Mammal Reviews 39(1): 33-52.

Anderson, C.B., y Valenzuela, A.E.J. 2011. Aquatic Mammals. En: Simberloff, D., y Rejmánek, M. (eds.) Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. EE.UU. pp. 445-449.

Aued, M.B., Chehébar, C., Porro, G., Macdonald, D.W., y Cassini, M.H. 2003. Environmental correlates of the distribution of southern river otters Lontra provocax at different ecological scales. Oryx 37: 413-421.

Banks, P.B., Norrdahl, K., Nordström, M., y Korpimaki, E. 2004. Dynamic impacts of feral mink predation on vole metapopulations in the outer archipelago of the Baltic Sea. Oikos 105:79-88.

Barbosa, A.M., Real, R., Olivero, J., y Vargas, J.M. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. Biological Conservation 114: 377-387.

Barreto, G.R., Rushton, S.P., Stratchan, R., y Macdonald, D.W. 1998. The role of habitat and mink predation in determining the status and distribution of water voles in England. Animal Conservation 1: 129-137.

Bartoszewicz, M., y Zalewski, A. 2003. American mink, *Mustela vison*, diet and predation on waterfowl in the Slonsk Reserve, Western Poland. Folia Zoologica 52: 225-238.

Barun, A., y Simberloff, D. 2011. Carnivores. En: Simberloff, D., y Rejmánek, M. (eds.) Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. EE.UU. pp. 95-100.

Begon, M., Townsend, C.R., y Harper, J.L. 2006. Ecology, from individuals to ecosystems. Cuarta Edición. Blackwell Publishing, Ltd, Oxford. Reino Unido.738 pp.

Ben-David, M., Bowyer, R.T., y Faro, J.B. 1996. Niche separation by mink and river otters: coexistence in a marine environment. Oikos 75: 41-48.

Ben-David, M., Hanley, T.A., Klein, D.R., y Schell, D.M. 1997. Seasonal Changes in diets of coastal and riverine mink: the role of spawning Pacific salmon. Canadian Journal of Zoology 75: 803-811.

Birks, J.D.S., y Dunstone, N. 1985. Sex-related differences in the diet of the mink *Mustela vison*. Holarctic Ecology 8: 245-252.

Bonesi, L., Dunstone, N., y Macdonald, D.W. 2000. Winter selection of habitats within intertidal foraging areas by mink (*Mustela vison*). Journal of Zoology (London) 262: 65-72.

Bonesi, L., y Macdonald, D.W. 2004a. Evaluation of sign survey as a way to estimate the relative abundance of American mink (*Mustela vison*). Journal of Zoology (London) 250: 419-424.

Bonesi, L., y Macdonald, D.W. 2004b. Differential habitat use promotes sustainable coexistence between the specialist otter and the generalist mink. Oikos 106: 509-519.

Bonesi, L., y Macdonald, D.W. 2004c. Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. Oikos 106: 9-18.

Bonesi, L., Chanin, P., y Macdonald, D.W. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink Mustela vison probed by niche shift. Oikos 106: 19-26.

Bonesi, L., Harrington, L.A., Maran, T., Sidorovich, V.E., y Macdonald, D.W. 2006. Demography of three populations of American mink *Mustela vison* in Europe. Mammal Reviews 36 (1): 98-106.

Bonesi, L., y Palazón, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts and control. Biological Conservation 134: 470-483.

Bremner, A., y Park, K. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. Biological Conservation 139: 306-314.

Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J. , Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., y Rodrigues, A.S.L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. Science 313: 58-61.

Brzezinski, M. 2008. Food habits of the American mink *Mustela vison* in the Mazurian Lakeland, Northeastern Poland. Mammalian Biology 73: 177-188.

Bugnest, F. 1995. Registro de visón (*Mustela vison*) en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Informe Técnico. Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

Bujalesky, G.G., Aliotta, S., e Isla, F. 2004. Facies del subfondo del canal Beagle, Tierra del Fuego. Revista de la Asociación Geológica Argentina 59(1): 29-37.

Bujalesky, G.G. 2007. Coastal geomorphology and evolution of Tierra del Fuego (Southern Argentina). Geologia Acta 5(4): 337-362.

Burhans, D.E., y Thompson III, F.R. 2006. Songbird abundance and parasitism differ between urban and rural shrublands. Ecological Applications 16 (1): 394-405.

Burnes, G.P., y Morris, R.D. 1993. Direct and indirect consequences of mink presence in a common tern colony. The Condor 95: 708-711.

Cabrera, A. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 14 (1-2): 1-42.

Carlsson, N.O.L., Jeschke, J.M., Holmqvist, N., y Kindberg, J. 2010. Long-term data on invaders: when the fox is away, the mink will play. Biological Invasions 12: 633-641.

Carss, D.N., y Parkinson, S.G. 1996. Errors associated with otter *Lutra lutra* faecal analysis. I. Assessing general diet from spraints. Journal of Zoology (London) 238: 301-317.

Carss, D.N., y Elston, D.A. 1996. Errors associated with otter *Lutra lutra* faecal analysis. II. Estimating prey size distribution from bones recovered in spraints. Journal of Zoology (London) 238: 319-332.

Cassini, M.H., Fasola, L., Chehébar, C., y Macdonald, D.W. 2009. Scale dependent analysis of an otter–crustacean system in Argentinean Patagonia. Naturwissenschaften 96: 593-599.

Cassini, M.H., Fasola, L., Chehébar, C., y Macdonald, D.W. 2010. Defining conservation status using limited information: the case of Patagonian otters *Lontra provocax* in Argentina. Hydrobiologia 652 (1): 389-394.

Centrón, D., Ramirez, B., Fasola, L., Macdonald, D., Chehébar, C., Schiavini, A., y Cassini, M.H. 2008. Genetic diversity in Southern river otter (*Lontra provocax*) in Argentinean Patagonia. Journal of Heredity 99 (2): 198-201.

Ceña, A., Ceña, J.C., y Lobo, L. 2003. Sustitución del visón europeo (*Mustela lutreola*) por el visón americano (*Mustela vison*) en el municipio de Vitoria-Gasteiz. Galemys 15: 131-143.

Chehébar, C.E. 1985. A survey of the Southern river otter *Lutra provocax* Thomas in Nahuel Huapi National Park, Argentina. Biological Conservation 32: 299-307.

Chehébar, C.E., Gallur, A., Giannico, G., Gotelli, M.D., y Yorio, P. 1986. A survey of the Southern river otter Lutra provocax in Lanin, Puelo andLos Alerces National Parks, Argentina, and evaluation of its conservation status. Biological Conservation 38: 293-304.

Chehébar, C.E., y Martín, S. 1989. Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los mamíferos de la Patagonia. Doñada, Acta Vertebrata 16 (2): 247-291.

Clavero, M., Prenda, J., y Delibes, M. 2003. Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. Journal of Biogeography 30: 761-769.

Clode, D., y Macdonald, D.W. 1995. Evidence of food competition between mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra lutra*) on Scottish islands. Journal of Zoology (London) 237: 435-444.

Clout, M.N., y Russell, J.C. 2006. The eradication of mammals from New Zealand islands. En: Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., De Poorter, M., y Iwatsuki, K. (eds.) Assessment and control of Biological Invasion Risks. IUCN, Cambridge, Reino Unido. pp 127-141.

Clout, M.N., y Russell, J.C. 2011. Predators. En: Simberloff, D., y Rejmánek, M. (eds.) Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. EE.UU. pp. 557-561.

Conroy, J.W.H., Watt, J., Webb, J.B., y Jones, A. 1993. A guide to identification of preys remains in otter spraint. Occassional Publication 16. The Mammal Society, London, Reino Unido. 52 pp.

Courchamp, F., Chapuis, J.L. y Pascal, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological Reviews 78: 347-383.

Craik, J.C.A. 1995. Effects of North American mink on the breeding success of terns and gulls in western Scotland. Seabird 17: 3-11.

Craik, C. 1997. Long-term effects of north American mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. Bird Study 44; 303-309.

Davis, E.F., Anderson, C.B., Valenzuela, A.E.J., Cabello, J.L., y Soto, N. En prensa. American mink (*Neovison vison*) trapping in the Cape Horn Biosphere Reserve: enhancing current trap systems to control an invasive predator. Annales Zoologici Fennici.

Day, M.G. 1966. Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. Journal of Zoology (London) 148: 210-217.

Dayton, G.H., y Fitzgerald, L.A. 2006. Habitat suitability model for desert amphibians. Biological Conservation 132: 40-49.

Delibes, M., Travaini, A., Zapata, S.C., y Palomares, F. 2003. Alien mammals and the trophic position of the lesser grison (Galictis cuja) in Argentinean Patagonia. Canadian Journal of Zoology 81: 157-162.

Díaz, G.B., y Ojeda, R.A. (eds.). 2000. Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina. Informe técnico de la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. Argentina.

Donlan, C.J., Tershy, B.R., Keitt, B.S., Sanchez, J.A., Wood, B., Weinstein, A., Croll, D.A., y Hermosillo, M.A. 2000. Island conservation action in northwest México. En: Browne, D.R., Mitchell, K.L., y Chaney, H.W. (eds.) Actas del 5º Simposio de las Islas de California. Museo de Historia Natural, Santa Barbara, EE.UU. pp. 330-338.

Dunstone, N. 1993. The mink. T. &. A.D. Poyser, London, Reino Unido.

Dunstone, N., y Birks, J. 1987. The feeding ecology of mink (*Mustela vison*) in coastal habitat. Journal of Zoology (London) 212: 69-83.

Durbin, L.S. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. Journal of Zoology (London) 245: 85-92.

Ebenhard, T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. Swedish Wildlife Research 13: 1–107.

Endlicher, W., y Santana Aguila, A. 1988. El clima del sur de la Patagonia y sus aspectos ecológicos. Un siglo de mediciones climatológicas en Punta Arenas. Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales 18: 57-86.

Erlinge, S. 1969. Food habits of the otter *Lutra lutra* and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. Oikos 20: 1-7.

Erlinge, S. 1972. Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. Oikos 23: 327-335.

Fabbro, E. 1989. Fauna autóctona e introducida en Tierra del Fuego. Dirección de Recursos Naturales. Boletín Nro. 2. Gobernación del Territorio Nacional de la Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina. 10 pp.

Fasola, L. 2009. Distribución, alimentación e interacciones de dos mustélidos semi-acuáticos en los bosques andino patagónicos: el huillín (*Lontra provocax*), nativo, y el visón americano (*Mustela vison*), introducido. Tesis de doctorado de la Universidad de Buenos Aires, Argentina. 89 pp.

Fasola, L., Chehébar, C., Macdonald, D.W., Porro, G., y Cassini, M. 2009. Do alien North American mink compete for resources with native South American river otter in Argentinean Patagonia? Journal of Zoology (London) 277: 187-195.

Fasola, L., Muzio, J., Chehébar, C., Cassini, M., y Macdonald, D.W. 2010. Range expansion and prey use of American mink in Argentinean Patagonia: dilemmas for conservation. European Journal of Wildlife Research 57 (2): 283-294.

Ferreras, P., y Macdonald, D.W. 1999. The impact of American mink Mustela vison on water birds in the upper Thames. Journal of Applied Ecology 36: 701-708.

Ferriz, R.A., y Salas Aramburu, W. 1996. Dieta de *Galaxias maculatus* (Jenyns, 1982) (Salmoniformes: Galaxiidae) en un embalse norpatagonico. Boletín del Museo Regional de Sciencias Naturales Torino 14 (1): 249-257.

Froese, R., y Pauly, D. (eds). 2011. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version abril 2011.

García, P., Ayres, C., y Mateos, I. 2009. Seasonal changes in American mink (*Neovison vison*) signs related to Eurasian otter (*Lutra lutra*) presence. Mammalia 73: 253-256.

Genovesi, P. 2005. Eradication of invasive alien species in Europe: a review. Biological Invasions 7: 127-133.

Genovesi, P. 2011. Eradication. En: Simberloff, D., y Rejmánek, M. (eds.) Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, EE.UU. pp. 198-203.

Gerell, R. 1967. Food selection in relation to habitat in mink (Mustela vison Schreb.) in Sweden. Oikos 18: 233-246.

Gerell, R. 1970. Home ranges and movements of the mink *Mustela vison* Schreber in souther Sweden. Oikos 21: 160-173.

Gherardi, F., y Angiolini, C. 2004. Eradication and control of invasives species. En: Gherardi, F., Gualtieri, M., y Corti, C. (eds) Biodiversity conservation and habitat management. En: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, Reino Unido.

Gómez, J.J., Gozzi, A.C., Macdonald, D.W., Gallo, E., Centrón, D., y Cassini, M.H. 2010. Interactions of exotic and native carnivores in an ecotone, the coast of the Beagle Channel, Argentina. Polar Biology 33 (10): 1371-1378.

González, E.R., y Watling, L. 2001. Three new species of *Hyalella* from Chile (Crustacea: Amphipoda: Hyalellidae). Hydrobiologia 464: 175-199.

Gosztonyi, A.E., y Kuba, L. 1996. Atlas de huesos craneales y de la cintura escapular de peces costeros patagónicos. Informe Técnico: Plan de Manejo integrado de la zona costera patagónica. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society. 29 pp.

Gough, M.C., y Rushton, S.P. 2000. The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. Mammal Reviews 3 y 4: 197-216.

Greaves, G.J., Mathieu, R., y Seddon, P.J. 2006. Predictive modellingand ground validation of the spatial distribution of New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). Biological Conservation 132: 211-221.

Guisan, A., y Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135: 147-186.

Halliwell, E.C., y Macdonald, D.W. 1996. American mink *Mustela vison* in the upper Thames catchment: Relationship with selected prey species and den availability. Biological Conservation 76: 51-56.

Harrington, L.A., Harrington, A.L., y Macdonald, D.W. 2007. Estimating the relative abundance of American mink *Mustela vison* on lowland rivers: evaluation and comparison of two techniques. European Journal of Wildlife Research 54 (1): 79-87.

Harrington, L.A., y Macdonald, D.W. 2008. Spatial and temporal relationships between invasive American mink and native European polecats in the Southern United Kingdom. Journal of Mammalogy 811: 991-1000.

Harrington, L.A., Harrington, A.L., Moorhouse, T., Gelling, M., Bonesi, L., y Macdonald, D.W. 2009a. American mink control on inland Rivers in southern England: an experimental test of a model strategy. Biological Conservation 142: 839-849.

Harrington, L.A., Harrington, A.L., Yamaguchi, N., Thom, M.D., Ferreras, P., Windham, T.R., y Macdonald, D.W. 2009b. The impact of native competitors on an alien invasive: temporal niche shifts to avoid interspecific aggression? Ecology 90: 1207-1216.

Hersteinsson, P. 1999. Methods to eradicate the American mink (*Mustela vison*) in Iceland. En: Proceedings of the Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates Vol. 41. Environmental encounters, Council of Europe Publishing. pp. 25-29.

Hulbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. Ecology 59: 67-77.

Ibarra, J.T., Fasola, L., Macdonald, D.W., Rozzi, R., y Bonacic, C. 2009. Invasive American mink *Mustela vison* in wetlands of the Cape Horn Biosphere Reserve, southern Chile: what are they eating? Oryx 43: 87-90.

Isla, F., Bujalesky, G., y Coronato, A. 1999. Procesos estuarinos en el canal Beagle, Tierra del Fuego. Revista del Asociación Geológica Argentina 54 (4): 307-318.

Jacobsen, L., y Hansen, H.M. 1996. Analysis of otter (*Lutra lutra*) spraints: Part 1: Comparison methods to estimate prey proportions; Part 2: Estimation of the size of prey fish. Journal of Zoology (London) 238: 167-180.

Jaksic, F.M., Iriarte J.A., Jiménez, J.E., y Martínez, D.R. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. Biological Invasions 4: 157-173.

Jêdrzejewska, B., Sidorovich, V.E., Pikulik, M.M., y Jêdrzejewski, W. 2001. Feeding habits of the otter and the American mink in Bialowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. Ecography 24: 165-180.

Jordan, M.J.R. 2005. Dietary analysis for mammals and birds: a review of field techniques and animal-management applications. International Zoo Yearbook 39: 108-116.

Juliano, S.A., Lounibos, L.P., Nishimura, N., y Greene, K. 2010. Your worst enemy could be your best friend: predator contributions to invasion resistance and persistence of natives. Oecologia 162: 709-718.

Kauhala, K. 1996. Distributional history of the American mink (*Mustela vison*) in Finland with special reference to the trends of otter (*Lutra lutra*) populations. Annales Zoologici Fennici 33: 283-291.

Kamler, J.F., Ballard, W.B., Wallace, M.C., Gilliland, R.L., y Girpson, P.S. 2007. Dietary overlap of swift foxes and coyotes in northwestern Texas. The American Midland Naturalist 158: 139-146.

King, C.M., McDonald, R.M., Martin, R.D., y Dennis, T. 2009. Why is eradication of invasive mustelid so difficult? Biological Conservation 142: 806-816.

Knight, R.L., Kim, S., y Temple, S.A, 1985. Predation of red-winged blackbird nest by mink. The Condor 87: 304-305.

Kruuk, H. 2006. Otters: Ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

Laviere, S. 1999. Mustela vison. Mammalian species 608: 1-9.

Levins, R. 1968. Evolution in changing environments: some theoretical explorations. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, EE.UU. 132 pp.

Lizarralde M.S., y Escobar, J.M. 2000. Mamíferos exóticos en la Tierra del Fuego. Ciencia hoy 10: 52-63.

Lizarralde, M.S., Escobar, J.M., y Deferrari, G. 2004. Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego Ecosystem. Interciencia 29 (7): 352-356.

Lode, T. 1993. Diet composition and habitat use of sympatric polecat and American mink in western France. Acta Theriologica 38 (2): 161-166.

Long, J.L. 2003. Introduced mammals of the world: their history, distribution and influence. Collingwood, Australia: CSIRO Publishers.

Long, R.A., Donovan, T.M., Mackay, P., Zielinski, W.J., y Buzas, J.S. 2011. Predicting carnivore ocurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. Landscape Ecology 26: 327-340.

Lopez, H.L., García, M.L., y San Román, N.A. 1996. Lista comentada de la ictiofauna del Canal Beagle, Tierra del fuego, Argentina. Contribución científica Centro Austral de Investigaciones Cienífícas No 23. 84 pp.

Lovrich, G.A., Pérez-Barros, P., Romero, M.C., Tapella, F., Diez, M., Sotelano, M.P., Scioscia, G., y Avalos, M.C. 2007. First record of pelagic swarms of munida gregaria (anomura: galatheidae) in the Beagle Channel, Argentina. The Crustacean Society mid-year meeting proceedings. Coquimbo, Chile.

Macdonald, D.W., Mace, G., y Rushton, R. 1998. Proposals for future monitoring of British mammals. Informe publicado por Departmento de Ambiente, Transporte y regiones, Londres, Reino Unido.

Macdonald, D.W., y Strachan, R. 1999. The Mink and the water vole. Analyses for conservation. Wildlife Conservation Research Unit and the Environment Agency, Oxford, Reino Unido.

Macdonald, D.W., Sidorovich, V.E., Anisomova, E.I., Sidorovich, N.V., y Johnson, P.J. 2002. The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. Ecography 25: 295-302.

Macdonald, D.W., y Harrington, L.A. 2003. The American Mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. New Zealand Journal of Zoology 30: 421-441.

Macdonald D.W., King, C.M., y Strachan, R. 2007. Introduced species and the line between biodiversity conservation and naturalistic eugenics. En: Macdonald, D.W., y Service, K. (eds). Key topics in conservation biology. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, Reino Unido. pp. 186-205.

Mañas, S., Ceña, J.C., Ruiz-Olmo, J., Palazon, S., Domingo, M. Wolfinbarger, J.B., y Bloom, M.E. 2001. Aleutian mink disease parvovirus in wild riparian carnivores in Spain. Journal of Wildlife Diseases 37: 138-144.

Maran, T., y Henttonen, H. 1995. Why is European mink (*Mustela lutreola*) disappearing? – A review of the process and hypotheses. Annales Zoologici Fennici 32: 47-54.

Maran, T., Kruuk, H., Macdonald, D.W., y Polma, M. 1998. Diet of two species of mink in Estonia: displacement of *Mustela lutreola* by *Mustela vison*. Journal of Zoology (London) 245: 218-222.

Martín, R., Rodríguez, A., y Delibes, M. 1995. Local feeding specialisation by badgers in a Mediterranean environment. Oecologia 101: 45-50.

Massoia, E., y Chebez, J.C. 1993. Mamíferos silvestres del Archipiélago Fueguino. Editorial L.O.L.A. Buenos Aires, Argentina. 261 pp.

McDonald, R.A. 2002. Resource partitioning among British and Irish mustelids. Journal of Animal Ecology 71: 185-200.

McDonald, R.A., O'Hara, K., y Morrish, D.J. 2007. Decline of invasive alien mink (*Mustela vison*) is concurrent with recovery of native otter (*Lutra lutra*). Diversity and Distributions 13: 92-98.

Medina, G. 1997. A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in Southern Chile. Journal of Zoology (London) 242: 291-297.

Medina-Vogel, G., Kaufman, V., Monsalve, R., y Gomez, V. 2003. The influence of riparian vegetation, woody debris, stream morphology and human activity on the use of rivers by southern river otters *Lontra provocax* in Chile. Oryx 37: 422-430.

Medina-Vogel, G., Boher, F., Flores, G., Santibañez, A., y Soto-Azat, C. 2007. Spacing behavior of marine otters (*Lontra felina*) in relation to land refuges and fishery waste in central Chile. Journal of mammalogy 88 (2): 487-494.

Melero, Y., Palazón, S., Bonesi, L., y Gosálbez, J. 2008. Feeding habits of three sympatric mammals in NE Spain: the American mink, the spot ted genet, and the Eurasian otter. Acta Theriologica 53: 263-273.

Melquist, W.E., Whitman, J.S., y Hornocker, M.G. 1981. Resource partitioning and coexistence of sympatric mink and river otter populations. En: Chapman, J. A., y Pursley, P. (eds.) Proceedings of the worldwide furbearers conference, Vol. 1, pp. 187-221.

Mittermeier, R., Mittermeier, C., Robles-Gil, P., Pilgrim, J., Fonseca, G., Brooks, J., y Konstant, J. 2002. Wilderness: Earth's last wild places. Cemex and Conservation International, Washington D.C., EE.UU. 573 pp.

Moore, N.P., Roy, S.S., y Helyar, A. 2003. Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground-nesting birds in the Western Islands, Scotland, United Kingdom. New Zealand Journal of Zoology 30: 443-452.

Muzón, J. 1995. Los Odonata de la Patagonia Argentina. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 54: 1-14.

Muzón, J., Spinelli, G.R., Pessacq, P., Von Ellenrieder, N., Estevez, A.L., Marino, P.I., Pérez Goodwyn P.J., Angrisano, E.B., Díaz, F., Fernández, L.A., Mazzucconi, S., Rossi, G., y Salonón, O.D. 2005. Insectos acuáticos de la Meseta del Somuncura, Patagonia, Argentina. Inventario preliminary. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 64 (3-4): 47-67.

Nelder, J.A., y Wedderburn, R.W.M. 1972. Generalized Linear Models. Journal of the Royal Statistics Society, A 135: 370-384.

Niemimaa, J., y Pokki, J. 1990. Food habits of the mink in the outer archipelago. Suomen Riista 36: 18-30.

Nordström, M., Hogmander, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N., y Korpimaki, E. 2002. Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. Ecography 25: 385-394.

Nordström, M., Högmander, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N., y Korpimaki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. Biological Conservation 109: 359-368.

Nordström, M., y Korpimäki, E. 2004. Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. Journal of Animal Ecology 73: 424-433.

Nordström, M., Laine, J., Ahola, M., y Korpimäki, E. 2004. Reduced nest defence intensity and improved breeding success in terns as responses to removal of non-native American mink. Behavioural Ecological Socioibology 55: 454-460.

Olsson, V. 1979. Razorbill *Alca torda* and black guillemot *Cepphus grille* on the Swedish east coast 1954-1973. Changes in populations. Vâr Fâgelvärd 33: 3-14.

Organización de las Naciones Unidas. Programa Ambiental. 1992. Convenio de la diversidad biológica. Earth Summit, Rio de Janeiro. http://www.biodiv.org/convention/articles.asp.

Pagnoni, G.O., Garrido, J., y Martin, M.R. 1986. Impacto económico y ambiental del visón. Reporte Técnico Dirección de Fauna Silvestre, Provincia de Chubut.

Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., y Gosálbez, J. 2008. Autummn-winter dieto f three carnivores, European mink (*Mustela lutreola*), Eurasian otter (*Lutra lutra*) and small-spotted genet (*Genetta genetta*), in northern Spain. Animal Biodiversity and Conservation 31: 37-43.

Parera, A., Schiavini, A., y Frere, E. 1997. Relevamiento ecológico de la Isla de los Estados: Observaciones sobre su estado de conservación y sugerencias de manejo. Boletín Técnico No 38. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires.

Parker, I.M, Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., y Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. Biological Invasions 1: 3-19.

Pascual, M., Cussac, V., Dyer, B., Soto, D., Vigliano, P., Ortubay, S., y Macchi, P. 2007. Freshwater fishes of Patagonia in the 21st Century after hundreds of years of human settlement, species introductions and environmental change. Aquatic Ecosystem Health and Management 10: 212-227.

Pearson, O. 1995. Annotated key for identifying small mammal living in or near Nahuel Huapi National Park or Lanín National Park, Southern Patagonia. Mastozoología Neotropical 2: 99-148.

Petersen, A. 1979. The breeding birds of Flatey and some adjoining islets in Breidafjördur in Nw-Iceland. Náttúrfur 49: 229-256.

Pianka, E.R. 1973. The structure of lizard communities. Annual Review Ecology Systematics 4: 53-74.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., y Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. BioScience 50 (1): 53-65.

Pisano, E. 1977. Fitogeografía de Fuego-Patagonia Chilena. I. Comunidades vegetales entre las latitudes 52° y 56°S. Anales del Instituto de la Patagonia 8: 121-250.

Previtali, A., Cassini, M.H. y Macdonald, D.W. 1998. Habitat use and diet of the American mink (*Mustela vison*) in Argentinian Patagonia. Journal of Zoology (London) 246: 482-486.

Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., y Massardo, F. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. 670 pp.

R Development Core Team. 2009. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.Rproject.org. Agosto, 2009.

Rabassa, J., Coronato, A., Bujalesky, G., Roig, C., Salemme, M., Meglioli, A., Heusser, C., Gordillo, S., Roig Juñent, F., Borromei, A., y Quatrocchio, M. 2000. Quaternary of Tierra del Fuego, Southernmost South America: an updated review. Quaternary International 68-71: 217-240.

Racey, G.D., y Euler, D.L. 1983. Changes in mink habitat and food selection as influenced by cottage development in central Ontario. Journal of Applied Ecology 20: 387-402.

Randall, J. 2011. Protected Areas. En: Simberloff, D., y Rejmánek, M. (eds.) Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. EE.UU. pp. 563-567.

Raya Rey, A.N., y Schiavini, A.C.N. 2005. Inter-annual variation in the diet of female southern rockhopper penquin (*Eudyptes chrysocome chrysocome*) at Tierra del Fuego. Polar Biology 28: 132-141.

Reaser, J.K., Meyerson, L.A., Cronk, Q., De Poorter, M., Eldrege, L.G., Green, E., Kairo, M., Latasi, P., Mack, R.N., Mauremootoo, J., O'dowd, D., Orapa, W., Sastroutomo, S., Saunders, A., Shine, C., Thrainsson, S., y Vaiutu, L. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. Environmental Conservation 34 (2): 98-111.

Reynolds, J.C., y Aebischer, N.J. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. Mammal Reviews 21: 97-122.

Romero, M.C., Lovrich, G.A., Tapella, F., y Thatje, S. 2004. Feeding ecology of the crab *Munida subrugosa* (Decapoda: Anomura: Galatheidae) in the Beagle Channel, Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 84: 359-365.

Rosenzweig, M.L. 1981. A theory of habitat selection. Ecology 62 (2): 327-335.

Rosenzweig, M.L. 1986. Hummingbird isolegs in an experimental system. Behavioral Ecology And Sociobiology 19: 313-322.

Rosenzweig, M. L. 1987. Habitat selection as a source of biological diversity. Evolutionary Ecology 1: 315-330.

Rozzi, R., y Sherriffs, M. 2003. El visón (*Mustela vison*, Schreber, Carnivora, Mustelidae) un nuevo mamífero exótico para la Isla Navarino. Anales del Instituto de la Patagonia (Punta Arenas) 31: 97-104.

Rozzi, R., Massardo, F., Berghoefer, A., Anderson, C.B., Mansilla, A., Mansilla, M., y Plana, J. (eds.). 2006. Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. Ediciones de la Universidad de Magallanes. Punta Arenas, Chile. 274 pp.

Ruiz-Olmo, J., Palazon, S., Bueno, F., Bravo, C., Munilla, I., y Romero, R. 1997. Distribution, status and colonization of the American mink *Mustela vison* in Spain. Journal of Wildlife Research 2: 30-36.

Ruiz-Olmo, J., Jiménez, J., y Chacón, W. 2007. The importance of ponds for the otter (*Lutra lutra*) during drought periods in Mediterranean ecosystems: A case study in Bergantes River. Mammalia 71: 16-24.

Ruiz-Olmo, J., y Jiménez, J. 2008. Diet diversity and breeding of top predators are determined by habitat stability and structure: a case study with the Eurasian otter (*Lutra lutra* L.). European Journal of Wildlife Research 55 (2): 133-144.

Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., y Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774.

Santos, M.J., Matos, H.M., Baltazar, C., Grilo, C., y Santos-Reis, M. 2009. Is polecat (*Mustela putorius*) diet affected by ‘‘mediterraneity’’?. Mammalian Biology 74: 448-455.

Savidge, J.A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. Ecology 68: 660-668.

Schiavini, A., y Bugnest, F. 1994. Status y conservación de las nutrias (*Lutra* sp.) en el Parque Nacional Tierra del Fuego. Informe Técnico. Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

Schüttler, E., Cárcamo, J., y Rozzi, R. 2008. Diet of American mink *Mustela vison* and its potential impact on the native fauna of Navarino Island, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 81: 599-613.

Schüttler, E., Ibarra, J.T., Gruber, B., Rozzi, R., y Jax, K. 2009. Abundance and habitat preferences of the southernmost population of mink: implications for managing a recent island invasion. Biodiversity and Conservation 19: 725-743.

Scottish Natural Heritage. 2001. Mink control to protect important birds in SPAs in the Western Isles. Progress report to EU Life III. Nature.

Sepúlveda, M., Bartheld, J.L., Monsalve, R., Gómez, V., y Medina-Vogel, G. 2007. Habitat use and spatial behaviour of the endangered Southern river otter (Lontra provocax) in riparian habitats of Chile: Conservation implications. Biological Conservation 140: 329-338.

Sepulveda, M., Franco, M., Medina, G., Fasola, L., y Alvarez, R. 2008. Lontra provocax. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. www.iucnredlist.org. Abril 2011.

Shanon, C.E., y Weaver, W. 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana, EE.UU.

Sherriffs, M., Ippi, S., Rozzi, R., y Anderson, C.B. (eds.) 2005. Explorando la Micro-Biodiversidad de Cabo de Hornos: Guías y Actividades. Fundación Omora – EXPLORA-CONICYT. Prensa Austral. Punta Arenas, Chile. 107 pp.

Short, J., Kinnear, J.E., y Robley, A. 2002. Surplus killing by introduced predators in Australia – evidence for ineffective anti predator adaptations in native prey species? Biological Conservation 103: 283-301.

Sidorovich, V.E., Jedrezejewska, B., y Jedrezejewski, W. 1996. Winter distribution and abundance of mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieza Primeval Forest. Acta Theriologica 41: 155-170.

Sidorovich, V.E., y Macdonald, D.W. 2001. Density dynamics and change in habitat use by the European mink and other native mustelids in connection with the American mink expansion in Belarus. Netherlands Journal of zoology 51 (1): 107-126.

Sidorovich, N.V., y Polozov, A. 2002. Partial eradication of the American mink *Mustela vison* as a way to maintain the declining population of the European mink *Mustela lutreola* in a continental area. A case study in the Lovat River head, NE Belarus. Small Carnivore Conservation 26: 12-14.

Sielfeld, W.H. 1989. Superposición de nicho y patrones de distribución de *Lutra felina* y *L provocax* (Mustelidae, Carnivora) en el medio marino de Sudamérica austral. Anales del Museo del Historia Natural, Valparaíso 20: 103-105.

Sielfeld, W.H. 1990. Características del hábitat de *Lutra felina* (Molina) y *L. provocax* Thomas (Mustelidae, Carnivora) en Fuego-Patagonia. Revista de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Serie Ciencias del Mar 1: 30-36.

Sielfeld, W.H. 1992. Abundancias relativas de *Lutra felina* (Molina 1782) y *Lutra provocax* (Thomas 1908) en el litoral de Chile Austral. Revista de Investigaciones científicas y tecnológicas, Serie Ciencias del Mar 2: 3-11.

Sielfeld, W.H., y Castilla, J.C. 1999. Estado de conservación y conocimiento de las nutrias en Chile. Estudios Oceanológicos 18: 69-79.

Simberloff, D., y Von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biological Invasions 1: 21-32.

Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species? Conservation Biology 17: 83-92.

Simberloff, D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? Ecological Letters 9: 912-919.

Simberloff, D. 2009. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. Biological Invasions 11: 149-157.

Smal, C.M. 1991. Population studies on feral American mink *Mustela vison* in Ireland. Journal of Zoology (London) 224: 233-249.

Strachan, R., y Jefferies, D.J. 1996. An assesment of the diet of the feral American mink *Mustela vison* from scats collected in areas where water voles *Arvicola terrestris* occur. Naturalist 121: 73-81..

Tapella, F. 2002. Reproducción, crecimiento, distribución y abundancia de la langostilla *Munida subrugosa* (Anomura: Galatheidae) del canal Beagle, Tierra del Fuego, Argentina. Tesis de doctorado de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 154 pp.

Tapella, F., Lovrich, G.A., Romero, M.C., y Thatje, S. 2002. Reproductive biology of the crab *Munida subrugosa* (Decapoda: Anomura: Galatheidae) in the Beagle Channel, Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 82: 589-595.

Tapella, F., y Lovrich, G.A. 2006. Morphological differences between '*subrugosa*' and '*gregaria*' morphs of adult Munida (Decapoda: Anomura: Galatheidae) from the Beagle Channel, southern South America. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86: 1149-1155.

Trites, A.W., y Joy, R. 2005. Dietary analysis from fecal samples: How many scats are enough? Journal of Mammalogy 86 (4): 704-712.

Tuhkanen, S., Kuokka, I., Hyvonen, J., Stenroos, S., y Niemela, J. 1989. Tierra del Fuego as a target for biogeographical research in the past and present. Anales del Instituto de la Patagonia 19 (2): 5-107.

Vanella, F.A., Fernández, D.A., Romero, M.C., y Calvo, J. 2007. Changes in the fish fauna associated with a sub-Antarctic *Macrocystis pyrifera* kelp forest in response to canopy removal. Polar Biology 30: 449-457.

Vianna, J.A., Medina-Vogel, G., Chehebar, C., Sielfeld, W.H., Olavarría, C., y Faugeron, S. 2011. Phylogeography of the Patagonian otter Lontra provocax: adaptive divergente to marine habitat or signature of southern glacial refugia? BMC Evolutionary Biology doi:10.1186/1471-2148-11-53.

Vitousek, P.M., Dantonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M., y Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant componente of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21: 1-16.

Volpedo, A.V., y Echeverria, D.D. 2000. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del Mar Argentino: 1-Peces de importancia económica. Editorial Dunken, Buenos Aires, Argentina. 90 pp.

Williams, J.N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M., y Schwartz, M.W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. Diversity and Distributions 15: 565-576.

Wilson. D.E., y Reeder, D.A.M. (eds.). 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference (3rd ed), Johns Hopkins University Press. 2.142 pp.

Wittenberg, R., y Cock, M.J.W. (eds.). 2001. Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices. CAB International, Wallingford, Oxon, Reino Unido. 228 pp.

Yamaguchi, N., Strachan, R., y Macdonald, D.W. 2002. Practical considerations for the field study of American mink *Mustela vison* in lowland England. Mammal Study 27: 127-133.

Yamaguchi, N., y Macdonald, D.W. 2003. The burden of co-occupancy: intraspecific resource competition and spacing patterns in American mink, *Mustela vison*. Journal of Mammalogy 84 (4): 1341-1355.

Yamaguchi, N., Rushton, S., y Macdonald, D.W. 2003. Habitat preferences of feral American mink in the upper Thames. Journal of Mammalogy 84 (4): 1356-1373.

Zabala, J., y Zuberogoitia, I. 2003. Badger, *Meles meles* (Mustelidae, Carnivora), diet assesd through scat-analysis: a comparison and critique off different methods. Folia Zoologica 52 (1): 23-30.

Zabala, J., Zuberogoitia, I., y Martínez-Climent, J.A. 2007a. Winter habitat preferences of feral American mink *Mustela vison* in Biscay, Northern Iberian Peninsula. Acta Theriologica 52 (1): 27-36.

Zabala, J., Zuberogoitia, I., y Martínez-Climent, J.A. 2007b. Spacing pattern, intersexual competition and niche segregation in American mink. Annales Zoologici Fennici 44: 249-258.

Zabala, J., Zuberogoitia, I., y González-Oreja, J.A. 2010. Estimating cost and outcomes of invasive American mink (*Neovison vison*) management in continental areas: a framework for evidence based control eradication. Biological Invasions 12 (9): 2999-3012.

Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice-Hall International, Upper Saddle River, EE.UU.

Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., y Mooney, H.A. 2001. Viewing invasive species renoval in a whole-ecosystem context. Trends in Ecology and Evolution 16 (8): 454-459.

Zuberogoitia, I., Zabala, J., y Martínez, J.A. 2006. Diurnal activity and observations of the hunting and ranging behaviour of the American mink (*Mustela vison*). Mammalia 70: 310-312.

Anexo 1

Modelos de hábitat puestos a prueba (# = 90) para explicar la presencia de visón americano (*Neovison vison*) en el Archipiélago Fueguino ordenados por diferencia ($_i$) de Criterio de Información de Akaike (AIC) modificado para muestras pequeñas (AIC_c). Asimismo se presentan el valor del logaritmo de la probabilidad utilizada para calcular el AIC (LogLik), el número de parámetros involucrados (k) y el peso de AIC_c (w_i) de cada modelo. Donde: h = tipo de hábitat (bosque, matorral, pastizal, turbera o playa); pe = pendiente del terreno; d = distancia a la línea del agua; hu = factor de influencia humana; c = presencia de castoreras cercanas; a = tipo de cuerpo de agua (cuerpo de agua dulce o mar); y n = presencia de signos de la nutria autoctona, hullín (*Lontra provocax*).

Modelo	logLik	k	AICc	$_i$	w_i
h-pe-pe^2-d	-60,472	8	137,3	0	0,325
h-pe-pe^2-d-hu-c	-59,400	10	139,4	2,1	0,116
h-pe-pe^2-d-hu	-60,541	9	139,5	2,2	0,107
h-pe-pe^2-d-c	-60,752	9	140,0	2,7	0,086
h-pe-pe^2-d-a	-61,299	9	141,1	3,8	0,050
h-pe-pe^2-d-hu-c-n	-59,360	11	141,4	4,1	0,042
h-pe-pe^2-d-n	-61,472	9	141,4	4,1	0,042
h-pe-pe^2-d-hu-c-a	-59,369	11	141,4	4,1	0,042
h-pe-pe^2-d-hu-a	-60,509	10	141,5	4,2	0,038
h-pe-pe^2-d-hu-n	-60,541	10	141,6	4,3	0,037
h-pe-pe^2-d-c-a	-60,552	10	141,	4,4	0,036
h-pe-pe^2-d-c-n	-60,730	10	142,0	4,7	0,031
h-pe-pe^2-d-a-n	-61,289	10	143,1	5,8	0,018
global	-59,304	12	143,4	6,1	0,015
h-pe-pe^2-d-hu-a-n	-60,504	11	143,7	6,4	0,013
h-d	-72,003	6	156,2	18,9	0,000
h-d-n	-71,046	7	156,4	19,1	0,000
h-d-hu	-71,219	7	156,7	19,4	0,000
h-d-hu-n	-70,275	8	156,9	19,6	0,000
h-s-d-n	-70,372	8	157,1	19,8	0,000
h-s-d-hu-n	-69,513	9	157,5	20,2	0,000
h-d-c	-71,805	7	157,9	20,6	0,000
h-d-hu-c	-70,848	8	158,1	20,8	0,000
h-d-c-n	-70,910	8	158,2	20,9	0,000
h-d-w-n	-70,930	8	158,2	20,9	0,000
h-pe-d	-71,978	7	158,2	20,9	0,000
h-d-a	-71,993	7	158,3	21,0	0,000

Anexo 1 continuación.

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
h-d-hu-a-n	-69,953	9	158,4	21,1	0,000
h-d-hu-c-n	-69,979	9	158,4	21,1	0,000
h-d-hu-a	-71,129	8	158,6	21,3	0,000
h-pe-d-hu	-71,179	8	158,7	21,4	0,000
h-pe-d-c-n	-70,236	9	158,9	21,6	0,000
h-pe-d-hu-c-n	-69,197	10	159,0	21,7	0,000
h-pe-d-a-n	-70,330	9	159,1	21,8	0,000
h-pe-d-hu-a-n	-69,348	10	159,3	22,0	0,000
h-d-hu-c-a-n	-69,637	10	159,8	22,5	0,000
h-pe-d-c	-71,775	8	159,9	22,6	0,000
h-d-hu-c-a	-70,742	9	159,9	22,6	0,000
h-d-c-a	-71,794	8	160,0	22,7	0,000
h-pe-d-hu-c	-70,793	9	160,0	22,7	0,000
h-d-c-a-n	-70,793	9	160,0	22,7	0,000
h-pe-d-a	-71,975	8	160,3	23,0	0,000
h-pe-d-hu-a	-71,113	9	160,7	23,4	0,000
h-pe-d-hu-c-a-n	-69,026	11	160,7	23,4	0,000
h-pe-d-c-a-n	-70,196	10	161,0	23,7	0,000
h-pe-d-c-a	-71,771	9	162,0	24,7	0,000
h-pe-d-hu-c-a	-70,719	10	162,0	24,7	0,000
h-pe-pe^2-c-a	-88,118	9	194,7	57,4	0,000
h-pe-pe^2-a	-89,450	8	195,3	58,0	0,000
h-pe-pe^2-hu-c-a	-87,476	10	195,5	58,2	0,000
h-pe-pe^2-c-a-n	-87,588	10	195,7	58,4	0,000
h-pe-pe^2-hu-a	-89,110	9	196,7	59,4	0,000
h-pe-pe^2-hu-c-a-n	-87,022	11	196,7	59,4	0,000
h-pe-pe^2-a-n	-89,139	9	196,7	59,4	0,000
h-pe-pe^2-hu-a-n	-88,844	10	198,2	60,9	0,000
h-pe-a	-98,323	7	210,9	73,6	0,000
h-pe-a-n	-97,464	8	211,3	74,0	0,000
h-a	-99,738	6	211,7	74,4	0,000
h-pe-c-a	-97,698	8	211,8	74,5	0,000
h-pe-hu-a	-97,716	8	211,8	74,5	0,000

Anexo 1 continuación.

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
h-pe-hu-a-n	-96,783	9	212,0	74,7	0,000
h-pe-hu-c-a	-96,830	9	212,1	74,8	0,000
h-pe-c-a-n	-96,923	9	212,3	75,0	0,000
h-pe-hu-c-a-n	-95,978	10	212,5	75,2	0,000
h-c-a	-99,224	7	212,7	75,4	0,000
h-hu-a	-99,286	7	212,9	75,6	0,000
h-hu-c-a	-98,565	8	213,5	76,2	0,000
h-a-n	-99,738	7	213,8	76,5	0,000
h-c-a-n	-99,222	8	214,8	77,5	0,000
h-hu-a-n	-99,286	8	214,9	77,6	0,000
h-hu-c-a-n	-98,561	9	215,6	78,3	0,000
h-pe-pe^2	-100,789	7	215,9	78,6	0,000
h-pe-pe^2-hu	-99,798	8	216,0	78,7	0,000
h-pe-pe^2-hu-c	-98,876	9	216,2	78,9	0,000
h-pe-pe^2-c	-100,052	8	216,5	79,2	0,000
h-pe-pe^2-n	-100,789	8	217,9	80,6	0,000
h-pe-pe^2-hu-n	-99,797	9	218,1	80,8	0,000
h-pe-pe^2-hu-c-n	-98,866	10	218,3	81,0	0,000
h-pe-pe^2-c-n	-100,046	9	218,5	81,2	0,000
h-hu	-104,599	6	221,4	84,1	0,000
h	-105,781	5	221,7	84,4	0,000
h-hu-c	-104,001	7	222,3	85,0	0,000
h-pe-hu	-104,261	7	222,8	85,5	0,000
h-c	-105,356	6	222,9	85,6	0,000
h-hu-n	-104,446	7	223,2	85,9	0,000
h-pe-hu-n	-103,420	8	223,2	85,9	0,000
h-pe	-105,528	6	223,3	86,0	0,000
h-n	-105,578	6	223,4	86,1	0,000
h-pe-n	-104,664	7	223,6	86,3	0,000
h-pe-hu-c	-103,628	8	223,6	86,3	0,000
pe-pe^2-d-hu-a	-105,801	6	223,8	86,5	0,000
h-hu-c-n	-103,880	8	224,1	86,8	0,000
h-pe-hu-c-n	-102,838	9	224,1	86,8	0,000

Anexo 1 continuación.

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
h-pe-c	-105,077	7	224,4	87,1	0,000
h-c-n	-105,188	7	224,7	87,4	0,000
pe-pe^2-d-hu-a-n	-105,199	7	224,7	87,4	0,000
h-pe-c-n	-104,274	8	224,9	87,6	0,000
pe-pe^2-d-hu-c-a	-105,591	7	225,5	88,2	0,000
pe-pe^2-d-hu-c-a-n	-104,891	8	226,1	88,8	0,000
pe-pe^2-d-a	-108,411	5	227,0	89,7	0,000
pe-pe^2-d-a-n	-107,729	6	227,7	90,4	0,000
pe-pe^2-d-c-a	-108,305	6	228,8	91,5	0,000
pe-pe^2-d-c-a-n	-107,536	7	229,4	92,1	0,000
pe-pe^2-d-hu	-110,878	5	231,9	94,6	0,000
pe-pe^2-d-hu-c	-110,830	6	233,9	96,6	0,000
pe-pe^2-d-hu-n	-110,842	6	233,9	96,6	0,000
pe-pe^2-d-hu-c-n	-110,786	7	235,9	98,6	0,000
pe-pe^2-d	-116,594	4	241,3	104,0	0,000
pe-pe^2-d-n	-116,585	5	243,3	106,0	0,000
pe-pe^2-d-c	-116,593	5	243,3	106,0	0,000
pe-pe^2-d-c-n	-116,584	6	245,4	108,1	0,000
pe-d-hu-a-n	-127,207	6	266,6	129,3	0,000
pe-d-hu-n	-128,290	5	266,7	129,4	0,000
pe-d-hu-c-n	-128,289	6	268,8	131,5	0,000
pe-d-hu	-130,496	4	269,1	131,8	0,000
pe-d-hu-a	-129,519	5	269,2	131,9	0,000
pe-d-hu-c	-130,495	5	271,1	133,8	0,000
pe-d-a-n	-131,539	5	273,2	135,9	0,000
pe-d-c-a-n	-131,533	6	275,3	138,0	0,000
pe-d-a	-134,122	4	276,3	139,0	0,000
pe-d-n	-134,450	4	277,0	139,7	0,000
pe-pe^2-a-n	-133,939	5	278,0	140,7	0,000
pe-d-c-a	-134,122	5	278,4	141,1	0,000
pe-pe^2-c-a-n	-133,108	6	278,4	141,1	0,000
pe-pe^2-hu-a-n	-133,251	6	278,7	141,4	0,000
pe-pe^2-hu-c-a-n	-132,241	7	278,8	141,5	0,000

Anexo 1 continuación.

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
pe-pe^2-a	-135,349	4	278,8	141,5	0,000
pe-d-c-n	-134,343	5	278,8	141,5	0,000
pe-pe^2-hu-a	-134,553	5	279,3	142,0	0,000
pe-pe^2-c-a	-134,756	5	279,7	142,4	0,000
pe-pe^2-hu-c-a	-133,770	6	279,7	142,4	0,000
pe-d	-136,900	3	279,9	142,6	0,000
pe-d-c	-136,834	4	281,8	144,5	0,000
d-hu	-143,586	3	293,2	155,9	0,000
d-hu-n	-142,809	4	293,7	156,4	0,000
d-hu-a	-143,322	4	294,7	157,4	0,000
d-hu-c	-143,580	4	295,3	158,0	0,000
d-hu-a-n	-142,737	5	295,6	158,3	0,000
d-hu-c-n	-142,796	5	295,7	158,4	0,000
d-hu-c-a	-143,321	5	296,8	159,5	0,000
d-hu-c-a-n	-142,730	6	297,7	160,4	0,000
d	-149,899	2	303,8	166,5	0,000
d-n	-149,247	3	304,5	167,2	0,000
d-c	-149,789	3	305,6	168,3	0,000
d-a	-149,840	3	305,7	168,4	0,000
d-a-n	-148,999	4	306,1	168,8	0,000
d-c-n	-149,170	4	306,4	169,1	0,000
d-c-a	-149,744	4	307,6	170,3	0,000
d-c-a-n	-148,952	5	308,0	170,7	0,000
pe-hu-a-n	-153,286	5	316,7	179,4	0,000
pe-hu-c-a-n	-153,085	6	318,4	181,1	0,000
pe-a-n	-155,390	4	318,9	181,6	0,000
pe-hu-a	-155,705	4	319,5	182,2	0,000
pe-c-a-n	-155,315	5	320,8	183,5	0,000
pe-hu-c-a	-155,461	5	321,1	183,8	0,000
pe-a	-157,942	3	321,9	184,6	0,000
pe-c-a	-157,836	4	323,8	186,5	0,000
pe-pe^2-hu	-170,516	4	349,1	211,8	0,000
pe-pe^2-hu-n	-170,494	5	351,1	213,8	0,000

Anexo 1 continuación.

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
pe-pe^2-hu-c	-170,506	5	351,2	213,9	0,000
pe-pe^2-hu-c-n	-170,485	6	353,2	215,9	0,000
pe-pe^2	-176,834	3	359,7	222,4	0,000
pe-pe^2-c	-176,667	4	361,4	224,1	0,000
pe-pe^2-n	-176,834	4	361,8	224,5	0,000
hu-a-n	-177,015	4	362,1	224,8	0,000
pe-hu-n	-177,338	4	362,8	225,5	0,000
pe-hu	-178,626	3	363,3	226,0	0,000
pe-pe^2-c-n	-176,667	5	363,5	226,2	0,000
hu-c-a-n	-176,970	5	364,1	226,8	0,000
pe-hu-c-n	-177,263	5	364,7	227,4	0,000
pe-hu-c	-178,562	4	365,2	227,9	0,000
a-n	-180,581	3	367,2	229,9	0,000
hu-a	-180,777	3	367,6	230,3	0,000
c-a-n	-180,576	4	369,2	231,9	0,000
hu-c-a	-180,770	4	369,6	232,3	0,000
a	-184,602	2	373,2	235,9	0,000
pe-n	-184,311	3	374,7	237,4	0,000
c-a	-184,540	3	375,1	237,8	0,000
pe	-185,825	2	375,7	238,4	0,000
pe-c-n	-183,931	4	376,0	238,7	0,000
pe-c	-185,488	3	377,0	239,7	0,000
hu-n	-188,561	3	383,2	245,9	0,000
hu	-189,780	2	383,6	246,3	0,000
hu-c-n	-188,507	4	385,1	247,8	0,000
hu-c	-189,718	3	385,5	248,2	0,000
nulo (intercepto)	-197,227	1	396,5	259,2	0,000
c	-196,754	2	397,5	260,2	0,000
c-n	-195.807	3	397,7	260,4	0,000

Anexo 2

Modelos de hábitat puestos a prueba (# = 24) para explicar la presencia del huillín (*Lontra provocax*) en el Canal Beagle ordenados por diferencia ($_i$) de Criterio de Información de Akaike (AIC) modificado para muestras pequeñas (AIC_c). Asimismo se presentan el valor del logaritmo de la probabilidad utilizada para calcular el AIC (LogLik), el número de parámetros involucrados (k) y el peso de AIC_c (w_i) de cada modelo. Donde: h = tipo de hábitat (bosque, matorral, pastizal o playa); pe = pendiente del terreno; hu = factor de influencia humana; y v = presencia de signos de visón americano (*Neovison vison*).

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
h-pe-pe^2-hu	-7,2069	7	27,86	0,0	0,619
global	-6,9465	8	32,46	4,6	0,062
h-hu-v	-9,5500	6	32,55	4,7	0,059
h-hu	-10,7978	5	32,61	4,8	0,058
h-pe-pe^2	-9,6338	6	32,72	4,9	0,055
pe-pe^2-hu	-12,3069	4	33,28	5,4	0,041
h-pe-pe^2-v	-9,1284	7	34,22	6,4	0,026
h-pe-hu	-10,4434	6	34,34	6,5	0,024
h-pe-hu-v	-9,4803	7	34,93	7,1	0,018
pe-pe^2-hu-v	-12,3069	5	35,63	7,8	0,013
h	-14,1107	4	36,89	9,0	0,007
pe-hu	-15,3342	3	37,06	9,2	0,006
h-v	-13,2432	5	37,50	9,6	0,005
pe-hu-v	-14,6194	4	37,91	10,0	0,004
h-pe	-14,0091	5	39,04	11,2	0,002
h-pe-v	-13,2319	6	39,91	12,1	0,001
hu	-21,7050	2	47,60	19,7	0,000
hu-v	-20,8526	3	48,10	20,2	0,000
pe-pe^2	-26,5577	3	59,51	31,6	0,000
pe-pe^2-v	-26,1052	4	60,88	33,0	0,000
pe	-31,3341	2	66,86	39,0	0,000
pe-v	-31,3116	3	69,02	41,2	0,000
v	-43,1200	2	90,43	62,6	0,000
nulo (intercepto)	-44,4295	1	90,92	63,1	0,000

Anexo 3

Modelos de hábitat puestos a prueba (# = 24) para explicar la presencia de visón americano (*Neovison vison*) en el Canal Beagle ordenados por diferencia ($_i$) de Criterio de Información de Akaike (AIC) modificado para muestras pequeñas (AIC_c). Asimismo se presentan el valor del logaritmo de la probabilidad utilizada para calcular el AIC (LogLik), el número de parámetros involucrados (k) y el peso de AIC_c (w_i) de cada modelo. Donde: h = tipo de hábitat (bosque, matorral, pastizal o playa); pe = pendiente del terreno; hu = factor de influencia humana; y n = presencia de signos de la nutria autoctona, hullín (*Lontra provocax*).

Modelo	logLik	k	AICc	Δ_i	w_i
h-pe-pe^2	-36,375	6	85,3	0,0	0,628
h-pe-pe^2-n	-36,530	7	87,8	2,5	0,180
h-pe-pe^2-hu	-36,954	7	88,6	3,3	0,118
global	-36,310	8	89,6	4,3	0,074
h	-55,206	4	118,7	33,4	0,000
h-pe	-54,799	5	120,0	34,7	0,000
h-n	-54,926	5	120,2	34,9	0,000
h-hu	-55,196	5	120,8	35,5	0,000
h-pe-n	-54,785	6	122,1	36,8	0,000
h-pe-hu	-54,799	6	122,1	36,8	0,000
h-hu-n	-54,923	6	122,4	37,1	0,000
pe-pe^2-hu	-57,166	4	122,6	37,3	0,000
pe-pe^2-hu-n	-56,517	5	123,4	38,1	0,000
h-pe-hu-n	-54,784	7	124,3	39,0	0,000
pe-pe^2	-59,568	3	125,3	40,0	0,000
pe-pe^2-n	-58,979	4	126,2	40,9	0,000
pe-n	-90,534	3	187,2	101,9	0,000
pe-hu-n	-89,581	4	187,4	102,1	0,000
pe-hu	-94,231	3	194,6	109,3	0,000
pe	-95,291	2	194,7	109,4	0,000
nulo (intercepto)	-110,102	1	222,2	136,9	0,000
hu	-109,622	2	223,3	138,0	0,000
n	-109,643	2	223,4	138,1	0,000
hu-n	-109,135	3	224,4	139,1	0,000