

BOLETÍN
DE LA
RED LATINOAMERICANA
PARA EL ESTUDIO DE
ESPECIES INVASORAS

Volumen 4, Número 1



Tendencias poblacionales del visón norteamericano invasor (*Neovison vison*) y sus principales presas nativas desde su arribo a isla Navarino, Chile

RAMIRO D. CREGO^{1,3,6}, JAIME E. JIMÉNEZ^{1,2,3,4,6}, CRISTIAN SOTO⁵, OMAR BARROSO³ & RICARDO ROZZI^{2,3,4,6}.

¹Department of Biological Sciences, University of North Texas, Denton, TX, USA.

²Department of Philosophy and Religion Studies, University of North Texas, Denton, TX, USA.

³Instituto de Ecología y Biodiversidad, Santiago, Chile.

⁴Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

⁵Servicio Agrícola y Ganadero, Puerto Williams, Chile.

⁶Programa de Conservación Biocultural Subantártico.

Introducción

Desde el comienzo del comercio y transportes masivos a escala mundial, muchas especies encontraron la manera de superar diversas barreras biológicas. Intencional o accidentalmente, las actividades antrópicas han resultado en que algunas especies lograran establecerse y proliferar en nuevos hábitats lejos de sus orígenes evolutivos. Estas especies se conocen como especies invasoras (Simberloff 2013). Las especies invasoras hoy representan la segunda causa más importante de pérdida de biodiversidad a escala mundial (Vitousek *et al.* 1997, Clavero & García-Berthou 2005).

Entre las áreas más vulnerables a las invasiones biológicas se encuentran los sistemas de islas (Simberloff 1995, Sax *et al.* 2002, Reaser *et al.* 2007, Sax & Gaines 2008). Si bien numerosas especies de plantas, vertebrados e invertebrados han sido introducidos y han llegado a naturalizarse en una gran cantidad de islas (Atkinson 1996, Sax & Gaines 2008), es el establecimiento de mamíferos depredadores, los que producen los mayores impactos

ecológicos (Simberloff 1995, Courchamp *et al.* 2003, Croll *et al.* 2005, Valenzuela *et al.* 2014). Muchas islas carecen de depredadores terrestres mamíferos, y su aislamiento evolutivo suele resultar en la falta de comportamientos anti-depredatorios por parte de las especies residentes (Strauss *et al.* 2006, Sih *et al.* 2010). Debido a esto, las especies o poblaciones que habitan en islas suelen ser más vulnerables a la depredación que las continentales (Atkinson 1996), lo cual se ve reflejado en la lista de especies de aves y mamíferos amenazados de la Unión Internacional para la Conservación (UICN), donde 83% de las extinciones recientes ocurrieron en islas, y 44% de las especies que hoy se encuentran amenazadas habitan en islas (Aguirre-Muñoz *et al.* 2008).

En el extremo sur de Sudamérica se encuentra la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, la cual ha sido catalogada como una de las últimas 24 áreas prístinas del planeta, dado el gran remanente de vegetación nativa, la baja fragmentación y la baja densidad-poblacional humana que esta área posee (Mittermeier *et al.* 2003). Esta

reserva está compuesta por un extenso archipiélago que contiene grandes extensiones de bosque subantártico (Rozzi *et al.* 2006). Pese a ser un área en buen estado de conservación, la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos no ha estado exenta a las invasiones biológicas y, numerosas especies exóticas han logrado establecerse (Anderson *et al.* 2006, Valenzuela *et al.* 2014). Ciertamente, esto presupone una gran amenaza contra la conservación de esta valiosa zona del planeta.

Una de las invasiones más recientes en Cabo de Hornos es la del visón norteamericano (*Neovison vison*) (Figura 1), un mustélido de hábitos semi-acuáticos, originario de América del Norte (Lariviere 1999) y que fue introducido en la Patagonia Argentina y Chilena desde la década de 1930 (Jaksic *et al.* 2002, Fasola *et al.* 2010). Esta especie logró dispersarse por varias regiones de la Patagonia, detectándose por primera vez en la isla Navarino en el año 2001 (Rozzi & Sherriffs 2003), así como también en subsecuentes años en otras islas del archipiélago como son las islas Hoste (Anderson *et al.* 2006) y Lennox (Davis *et al.* 2012). El visón se ha posicionado como un nuevo depredador tope en un ecosistema que estuvo históricamente libre de depredadores mamíferos terrestres. En Patagonia continental o Tierra del Fuego la dieta del visón está constituida principalmente por peces, crustáceos y roedores (Medina 1997, Previtali *et al.* 1998, Fasola *et al.* 2010, Valenzuela *et al.* 2013). Sin embargo, en isla Navarino las aves y los roedores conforman el mayor porcentaje de la

misma (Schüttler *et al.* 2008, Ibarra *et al.* 2009). Como consecuencia, numerosas especies de aves, probablemente ingenuas frente a la presencia del visón como depredador terrestre, se han visto afectadas por la nueva presión de depredación impuesta. Entre ellas el pato vapor no volador (*Tachyeres pteneres*), el pato juarjual (*Lophonetta specularoides*), el caiquén (*Chloephaga picta*) y la caranca (*Chloephaga hybrida*) son las especies costeras que sufren una gran depredación de sus nidos por el visón (Schüttler *et al.* 2009, Liljesthröm *et al.* 2013). Si bien es de esperar que sólo especies de aves asociadas a ríos y costas marítimas sean afectadas, nuevos estudios muestran que los visones no se limitan sólo a hábitats semi-acuáticos, incursionan también dentro de los bosques para alimentarse de especies que habitan estos ambientes. Se ha estudiado su potencial efecto sobre los nidos de especies de aves canoras (Maley *et al.* 2011) y su importancia en la dieta del visón (Schüttler *et al.* 2008, Ibarra *et al.* 2009). Quizás el caso más destacado es el reciente descubrimiento de la depredación y real amenaza a la población del carpintero magallánico (*Campephilus magellanicus*) (Jiménez *et al.* 2014), una especie amenazada (Servicio Agrícola y Ganadero de Chile - SAG 2009), y considerada emblemática y de suma importancia por su papel ecosistémico y cultural a nivel regional (Arango *et al.* 2007).

En este trabajo describimos las tendencias poblacionales del visón en los últimos ocho años, así como de varias especies de aves costeras y de

bosque, y roedores que habitan en isla Navarino y que son presas reportadas del visón. Lamentablemente no tenemos datos sobre las abundancias de la rata almizclera (*Ondatra zibethica*) que es otro mamífero introducido en la región y que también es consumido por el visón. Utilizamos datos provenientes de diversas fuentes

tales como de la literatura, datos colectados por el Servicio Agrícola y Ganadero de Chile, del seguimiento a largo plazo del Programa del Parque Etnobotánico Omora y de nuestras investigaciones actuales. Mostramos las potenciales relaciones entre el visón y algunas de sus presas locales en el tiempo.



Figura 1. Foto de un individuo de visón norteamericano en isla Navarino, Chile.

Materiales y métodos

Área de estudio

Nuestro análisis se centra en la isla Navarino (55°S, 68°O, 2.500 km²), localizada al sur de la isla grande de Tierra del Fuego, dentro de la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, Chile (Figura 2). La región corresponde a la

ecoregión de los Bosques Sub-Antárticos e incluye bosques perennes dominados por coigües de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) y canelos (*Drimys winteri*), y bosques caducifolios dominados por lengas (*N. pumilio*) y ñirres (*N. antarctica*). Entre la matriz de bosques se encuentran ambientes de turberas, matorrales, pastizales y

ecosistemas alto-andinos (Rozzi *et al.* 2006). La isla presenta un paisaje montañoso, con alturas máximas que no superan los 1.000 m. El clima es oceánico y preponderantemente frío, con una temperatura media anual de 6°C y una fluctuación cercana a los 5°C. Las precipitaciones se distribuyen de manera uniforme a lo largo del año con una media anual de 467,3 mm (Pisano 1977).

Estimaciones de abundancia

Para evaluar el estado poblacional de visones a lo largo de los últimos años (2008-2013) en isla Navarino, utilizamos distintas fuentes de información derivadas de las gestiones realizadas por SAG en isla Navarino para la mitigación y control de especies de fauna invasora (Soto Volkart & Cabello Cabalín 2007). Así, en el año 2008 se realizó un trabajo para evaluar la eficacia del uso de trampas del tipo Conibear #120,

introducidas en cajas de madera diseñadas para simular un túnel y excluir otros vertebrados, cebadas con carnada fresca o jurel enlatado (Davis *et al.* 2012). El SAG capturó visones utilizando trampas Conibear #120 en cajas y probando además trampas tubo (Cabello 2008). En 2010, 2012 y 2013 el SAG prosiguió con el plan de mitigación y control de visones utilizando la metodología de trampas Conibear en cajas (Caicheo 2010, SAG 2014). En todos los casos los trampeos se realizaron en torno al camino que recorre el borde costero norte de la isla, desde Puerto Navarino hasta Caleta Eugenia (ver Figura 2). Todas las trampas fueron instaladas sobre la playa y ribera de los ríos que desaguan en el canal Beagle. En la Tabla 1 se resumen los datos utilizados, periodos y esfuerzos de trampeo y número de capturas de juveniles y adultos registradas.

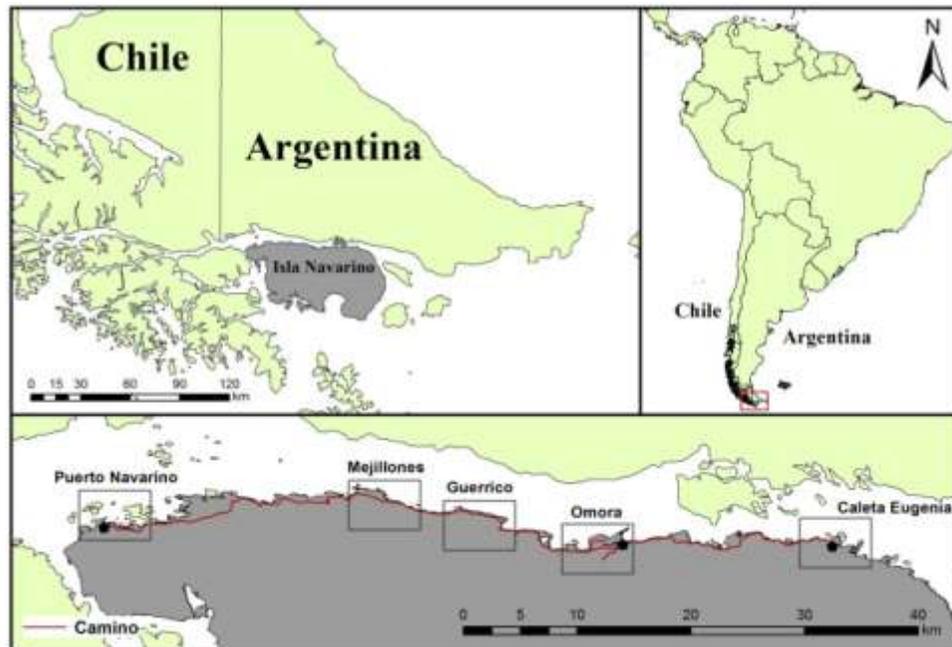


Figura 2. El mapa muestra el extremo sur de Sudamérica, con el área de estudio, isla Navarino, Chile. Se destacan cinco sitios donde se focalizan varios de los estudios reportados.

Tabla 1. Meses de trampeo, esfuerzos de trampeo, y número de capturas de visones total, de adultos y juveniles, en cada trabajo realizado en isla Navarino, Chile para el periodo de 2008 a 2014.

Año	Meses de trampeo	Noches trampa	Nro. de capturas	Adultos	Juveniles	Fuente de Información
2008	Oct-Nov 2007 Ene-Feb 2008	2966	13	-	-	(Davis <i>et al.</i> 2012)
2008	Oct-Nov 2007 Ene 2008	2048	14*	5	5	(Cabello 2008)
2010	Feb-May 2010	744	10	3	7	(Caicheo 2010)
2012	Oct-Dic 2011 Feb-May 2012	1051	17	12	10	(SAG 2014)
2013	Oct-Dic 2012 Ene-May 2013	4293	44	25	19	(SAG 2014)

*4 individuos fueron reportados como comidos por carroñeros por lo que se desconoce la edad.

Como índice de abundancia relativa de visones en isla Navarino, se estandarizó el número de capturas con el esfuerzo en cada estudio, estimándose así, el número de capturas por cada 100 noches trampa. Con el fin de reducir al máximo la variabilidad de las estimaciones y poder comparar las mismas, consideramos sólo estimaciones durante los meses de octubre a mayo, que son comunes a todos los datos disponibles.

Para las estimaciones de abundancia de roedores utilizamos datos del año 2003 (Rozzi *et al.* no publicado) y datos de trampeos del año 2014 (Crego *et al.* no publicado). En diciembre del 2003 se colocaron 11 grillas de 5 x 5 trampas Sherman (10 m entre trampas) en tres sitios del borde norte de la isla (en Mejillones, Guerrico y Omora; Figura 2) en ambientes de bosque ($n=3$), matorrales de costa ($n=3$), castoreras ($n=3$) y turberas ($n=2$). Las trampas estuvieron activas por un periodo de cuatro noches y tres días y fueron cebadas con avena machacada. Utilizando la misma metodología, cebo y duración de trampeo, durante los

meses de febrero y marzo de 2014 se colocaron 16 grillas de 5 x 5 trampas Sherman (10 m entre trampas) en cuatro sitios (Mejillones, Guerrico, Omora y Caleta Eugenia; Figura 2) en ambientes de bosque ($n=8$), turberas ($n=4$) y matorrales de costa ($n=4$). Como estimador de abundancia relativa se utilizó el número de capturas por 100 noches trampa.

Para la estimación de las abundancias de las aves costeras y aves de bosque utilizamos datos del monitoreo a largo plazo del Programa de Investigaciones Ornitológicas del Parque Omora (Rozzi & Jiménez 2014). En el caso de las aves costeras utilizamos los datos de las siguientes especies: patos vapor no volador y juarjual, caiquenes y carancas, debido a su reportada vulnerabilidad a la depredación por visones en la isla, especialmente durante el periodo de anidamiento (Schüttler *et al.* 2009). Los datos son para el mes de marzo durante el periodo de 2009 a 2013 y el mes de abril para el año 2014. Seleccionamos la estación de otoño con el objeto de considerar individuos

adultos y juveniles que lograron sobrevivir a la época reproductiva. La metodología consistió en el empleo de 22 transectos de ancho fijo (800 m de largo y 200 m de ancho) ubicados a lo largo del borde costero norte de la isla, desde Puerto Navarino hasta Caleta Eugenia (ver Figura 2). Los mismos fueron recorridos a pie por un observador sobre la línea de marea alta, contando todos los individuos presentes dentro del área del transecto. Las abundancias para cada especie se calcularon como el número de individuos por hectárea.

Para evaluar el estado poblacional de aves paseriformes de bosque utilizamos las especies rayadito (*Aphrastura spinicauda*) y cometocinos patagónicos (*Phrygilus patagonicus*), especies de las cuales se tienen registros de largo plazo y son residentes en la isla, evitando así considerar especies paseriformes migrantes cuyas poblaciones se puedan ver afectadas durante el invierno por otros procesos ajenos a la isla. Los datos pertenecen a los meses de Enero a Abril de cada año del periodo entre 2003 y 2013, incluyendo tanto los adultos como juveniles. La metodología consistió en el uso de 10 redes niebla de 12 m de largo, las cuales fueron operadas sistemáticamente durante tres días todos los años en los mismos sitios. Estos sitios se ubicaron en ambientes de bosque y matorral dentro del Parque Etnobotánico Omora (Rozzi & Jiménez 2014). Las abundancias para cada especie se calcularon como el número de individuos por metro cuadrado de red por horas de exposición multiplicado por 1000. Los valores que

se muestran corresponden a la media ± 1 error estándar.

Para el análisis de datos utilizamos correlaciones de Spearman para evaluar la significancia de las tendencias en las abundancias de visones y aves en el tiempo y pruebas de rangos de Wilcoxon para comparar las abundancias de roedores entre los años 2003 y 2014 y de caiqueños entre los años 2009 y 2014.

Resultados

Los resultados de las capturas (éxito de capturas y remoción de individuos en el tiempo) de visones entre los años 2008 y 2013 muestran una tendencia al aumento en la abundancia relativa (Figura 3). Si bien el aumento no es estadísticamente significativo ($r_s = 0,66$; $p = 0,22$), los resultados muestran que pese a la continua remoción de visones, la población tiende a mantenerse.

De las dos especies nativas de roedores, la abundancia relativa de *Abrotrix xanthorhinus* presentó una marcada disminución del año 2003 al 2014 ($9,6 \pm 2,7$ ind/100 noches trampa vs $1,5 \pm 1,1$ ind/100 noches trampa; Prueba de Rangos de Wilcoxon, $W = 145,5$, $p = 0,002$) (Figura 4). La abundancia relativa de *Oligoryzomys longicaudatus* fue de $3,1 \pm 1,5$ ind/100 noches trampa para el año 2003, mientras que no se registraron capturas para esta especie en el año 2014 (Figura 4). Por último, la especie introducida *Mus musculus* sólo se registró en el año 2014 ($0,3 \pm 0,3$ ind/100 noches trampa; Figura 4). Cabe destacar que estas capturas se realizaron en una grilla localizada en el

matorral de costa en la zona de Omora, cercano a la localidad de Puerto Williams.

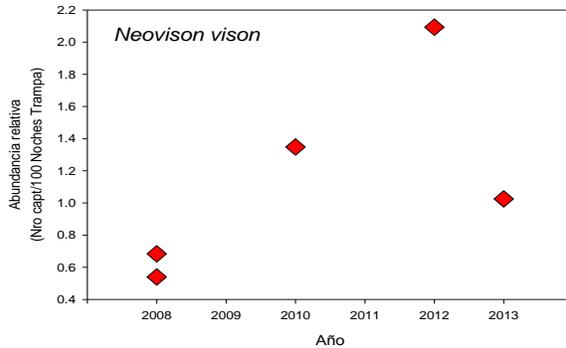


Figura 3. Abundancia relativa (expresada como número de capturas por unidad de esfuerzo) de visones en la costa norte de isla Navarino, Chile, entre los años 2008 y 2013.

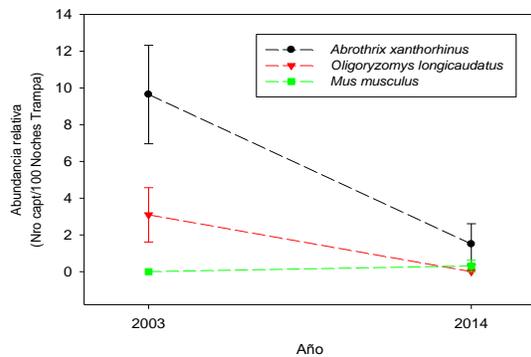


Figura 4. Abundancia relativa (Nro. de capturas/Nro. de noches trampa * 100) de tres especies de roedores en la costa norte de isla Navarino, Chile, para los años 2003 y 2014. Se indica la media \pm 1 error estándar, ($N_{2003} = 11$, $N_{2014} = 16$).

De las cuatro especies de aves costeras analizadas, en promedio el caiquén resultó ser la más abundante ($0,28 \pm 0,03$ ind/ha), seguido por el pato juarjual ($0,19 \pm 0,03$ ind/ha), el pato vapor no volador ($0,13 \pm 0,01$ ind/ha) y la caranca ($0,09 \pm 0,02$ ind/ha). De estas especies, sólo el caiquén mostró una tendencia a la disminución en su abundancia

poblacional en el tiempo (Figura 5). Si bien la relación negativa entre la abundancia y el tiempo en años no fue estadísticamente significativa (Coeficiente de correlación de Spearman $r_s = -0,6$; $p = 0,24$), la abundancia del 2014 fue significativamente menor a la del 2009 ($0,22 \pm 0,09$ ind/ha vs $0,32 \pm 0,06$ ind/ha; $W = 323$, $p = 0,04$). Por su parte, el pato vapor no volador presentó un leve aumento en el año 2014 con respecto a los años anteriores. Los números poblacionales de pato juarjual y de caranca se mantuvieron estables a lo largo de los últimos seis años (Figura 5). Las abundancias relativas de rayaditos y cometocinos no mostraron cambios significativos en el tiempo, indicando que sus poblaciones se han mantenido estables durante los últimos 10 años (rayaditos: Coeficiente de correlación de Spearman $r_s = -0,07$; $p = 0,83$; cometocinos: Coeficiente de correlación de Spearman $r_s = -0,27$; $p = 0,41$). Sin embargo, los cometocinos mostraron una leve tendencia a la disminución de sus abundancias en el tiempo (Figura 6).

Discusión

El visón norteamericano es una especie invasora con conocidos efectos negativos sobre la biodiversidad local de las zonas invadidas en distintas zonas del mundo (Ferrerías & Macdonald 1999, Clode & Macdonald 2002, Bartoszewicz & Zalewski 2003) como también en la Patagonia (Schüttler *et al.* 2009, Maley *et al.* 2011, Pescador *et al.* 2012, Liljeström *et al.* 2013, Jiménez *et al.* 2014).

En este estudio presentamos los primeros datos a largo plazo de las

tendencias poblacionales de esta especie luego de su arribo a la isla Navarino, probablemente a fines de los años 90 (Rozzi & Sherriffs 2003), así como de las especies nativas que son presas frecuente de este carnívoro. En general, observamos que a pesar de los esfuerzos de control la población de visones se mantiene, en contraste a un detrimento en la abundancia de roedores nativos y de caiquenes. Las otras especies de aves mostraron una tendencia poblacional estable. Si bien sería aventurado atribuir al visón como el agente causal directo de tales disminuciones de abundancia de caiquenes y roedores nativos, existe buena evidencia de su fuerte impacto sobre la reproducción de los caiquenes (Schüttler *et al.* 2009, Liljesthröm *et al.* 2013) y aves paseriformes de bosque (Maley *et al.* 2011), así como de la gran importancia de estas aves y roedores en la dieta del visón, especialmente durante los meses de verano (Schüttler *et al.* 2008, Ibarra *et al.* 2009).

Tendencia poblacional de visones

Encontramos que la abundancia relativa estimada de visones presentó una tendencia al aumento, reflejado en un aumento de las capturas estandarizadas por el esfuerzo de muestreo a lo largo del tiempo, lo cual sugiere que la población de visones se encontraría en aumento, y apoya lo indicado por Schüttler *et al.* (2010). Si bien las tendencias al aumento de la abundancia no resultaron ser estadísticamente significativas, esto es esperable dado el bajo número de datos y la gran varianza. Sin embargo, consideramos que dicha tendencia al

incremento en las capturas por unidad de esfuerzo tiene relevancia biológica para el manejo de la población de visones en la región. Nuestros resultados muestran que pese a la continua remoción de visones y al relativo corto periodo de tiempo desde su primera detección (solo unos 13 años), la población se mantiene o incluso aumenta su número.

Si bien se encontró una baja en la abundancia relativa de visones en el año 2013, esto parece deberse a un artefacto del muestreo, y lo explicamos por un mayor periodo de permanencia de las trampas en los sitios de captura que en los otros años, lo cual se evidencia en el mayor esfuerzo de trampeo del 2013 (ver Tabla 1). Dado que los visones son territoriales, al eliminar un individuo de un territorio disminuye la probabilidad de capturar un segundo individuo en el mismo lugar. La presencia de trampas operativas en los mismos sitios durante todo un mes, a diferencia de los otros años, cuando las trampas estaban activas por periodos más cortos de tiempo, estaría explicando la baja en la abundancia relativa de 2013, sin implicar una disminución poblacional. No obstante, es recomendable incrementar el número y permanencia de trampas activas a lo largo del año con el objeto de definir y mantener tasas de extracción superiores al incremento poblacional, y también eliminar individuos que colonicen los territorios desocupados.

Tendencia poblacional de roedores

En este estudio presentamos los primeros datos comparando

abundancias de especies de roedores nativos en el tiempo para isla Navarino, encontrando una disminución considerable en la abundancia de las dos especies detectadas. Sin embargo, fluctuaciones poblacionales con eventuales desapariciones han sido reportadas en poblaciones de roedores y en especial de *Oligoryzomys longicaudatus* (Jiménez *et al.* 1992), por lo que es probable que la variación en esta especie sea reflejo de sus normales fluctuaciones producto de otros factores intrínsecos y extrínsecos y no por los efectos depredatorios. No obstante, el efecto de depredación de los visones sobre las poblaciones de *Abrothrix xanthorhinus* podría ser más considerable, ya que se determinó que esta especie representa el 10% de la biomasa consumida por visones en la isla, contra solo el 3% de *Oligoryzomys longicaudatus* (Schüttler *et al.* 2008). Debido a que al parecer el visón depende grandemente de la rata almizclera (Schüttler *et al.* 2008, Ibarra *et al.* 2009), el impacto potencial sobre estas especies nativas no parece ser denso-dependiente y por lo tanto las puede llegar a extinguir. Es decir, una disminución en la abundancia de roedores no afectaría la población de visones que se alimentarían de otras especies si los roedores desaparecieran del sistema.

Queda por determinar a futuro si las poblaciones de estas especies de roedores vuelven a incrementar sus números y si siguen constituyendo una parte importante de la dieta del visón. También será importante abordar aspectos competitivos entre el visón y las aves de presa nativas que puedan

estar viéndose afectadas por estas bajas en las abundancias de presas y de las cuales no existe información. Por último, es interesante observar que otra especie introducida como *Mus musculus*, estaría comenzando a expandirse especialmente más allá del poblado, al utilizar el nicho vacío dejado por la disminución de las especies nativas.

Si bien los efectos de depredación del visón sobre las aves costeras ha sido relativamente más estudiado (Schüttler *et al.* 2009, Liljeström *et al.* 2013), existe escasa información disponible sobre los impactos del visón sobre aves de bosque. Se ha documentado que tanto los adultos o juveniles conforman hasta un 11% de la dieta del visón en Navarino (Schüttler *et al.* 2008), así como los nidos de las aves paseriforme que anidan cerca del suelo pueden sufrir altos niveles de depredación por el visón (Maley *et al.* 2011). Dado que estas aves suelen nidificar cerca del suelo en la isla, probablemente debido al aislamiento evolutivo libre de depredadores, hace que estas especies sean más propensas a la depredación.

No encontramos cambios significativos en las poblaciones de rayaditos y cometocinos patagónicos, dos especies residentes en la isla y que usualmente nidifican cerca del suelo. Sin embargo, nuevamente la tendencia a la disminución de la población de cometocinos patagónicos podría asociarse a un aumento en la población de visones. Es importante continuar con los monitoreos a largo plazo para verificar si la tendencia continúa en el tiempo.

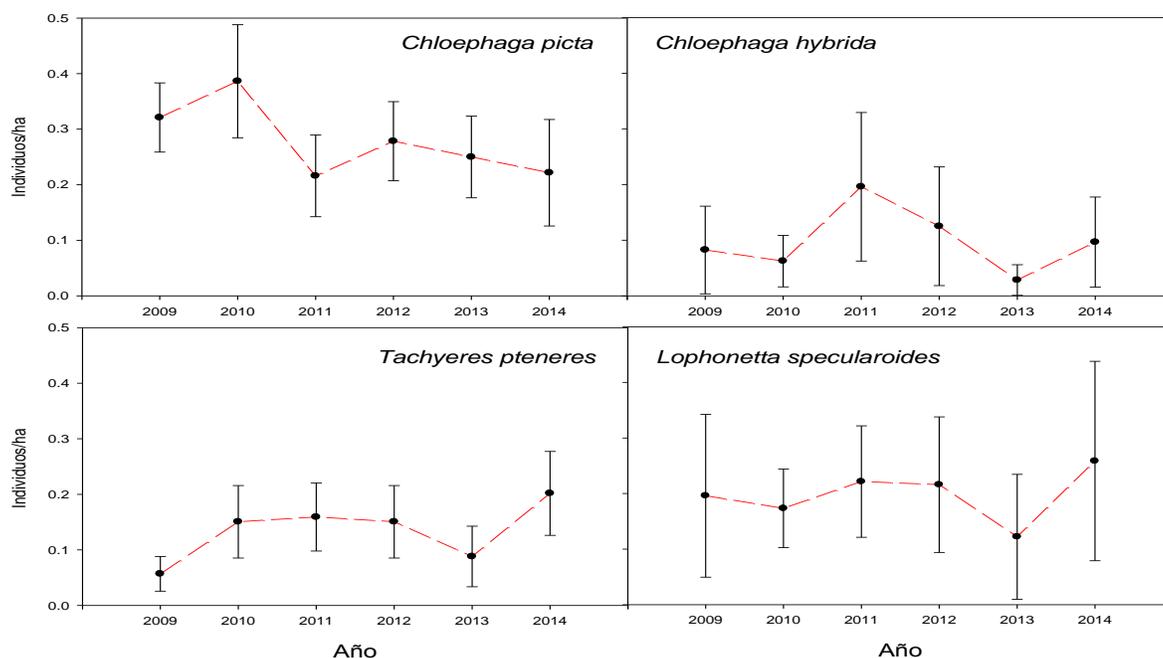


Figura 5. Abundancia relativa (Nro. de individuos/ha) de cuatro especies de aves costeras en la costa norte de isla Navarino, Chile en el periodo de otoño entre los años 2009 y 2014. Se indican la media \pm 1 error estándar (N = 22).

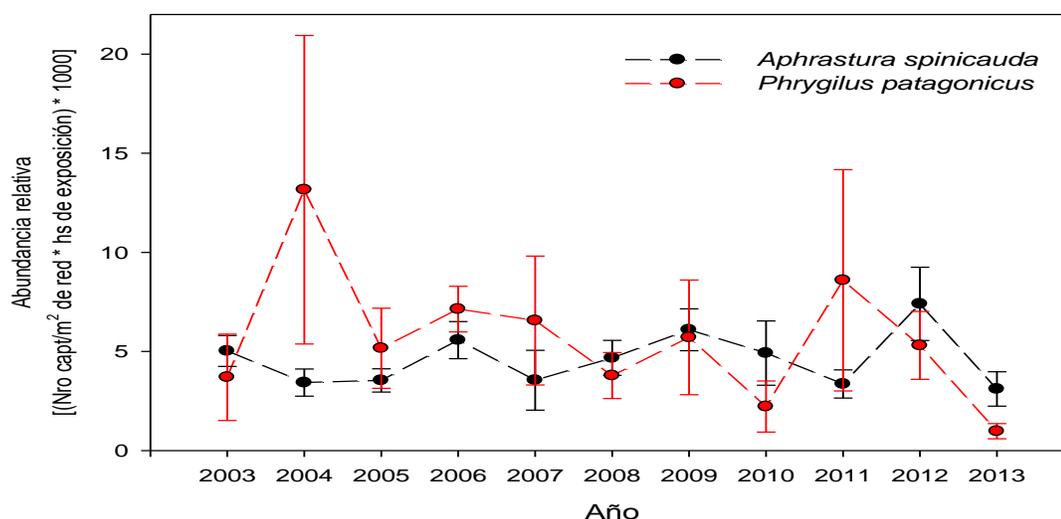


Figura 6. Abundancia relativa [(Nro. de capturas/ m² de red * hs de exposición) * 1000] de dos especies de aves passeriformes en el Parque Omora, en isla Navarino, Chile en el periodo de verano-otoño entre los años 2003 y 2013. Se indican la media \pm 1 error estándar.

También es probable que otras especies nativas aun no documentadas estén sufriendo la misma suerte, como es el caso del churrín del sur (*Scytalopus magellanicus*) el cual ya no se observa ni escucha con la frecuencia de años pasados recientes (Rozzi & Jiménez 2014) y el carpintero magallánico (Jiménez *et al.* 2014).

Conclusión

Las invasiones biológicas y sus efectos ecológicos negativos son más propensas a ocurrir en islas que en ecosistemas continentales, especialmente cuando son depredadores (Simberloff 1995). Esto parece deberse a que el aislamiento evolutivo en islas deja “nichos vacíos” que podrían ser ocupados por nuevos depredadores y donde las especies presas carecen de comportamientos para evitar ser depredados. Al mismo tiempo es esperable que los efectos se intensifiquen al aumentar la abundancia de la especie invasora (Strayer *et al.* 2006). El visón es un depredador que se ha adaptado a las condiciones locales de presas, en un ecosistema de isla donde los vertebrados más abundantes son las aves y los roedores. Nuestros resultados muestran tendencias negativas en poblaciones de especies nativas como el caiquén, el cometocino patagónico y los roedores, y es probable que se deba a la presión de depredación impuesta por la creciente población de visones.

Cambios evolutivos tanto en las especies introducidas como en las nativas podrían reconfigurar la

comunidad un tiempo después de la invasión llegando a un estado de equilibrio diferente al original (Yoshida *et al.* 2003, Lambrinos 2004, Strayer *et al.* 2006). Sin embargo, es probable que debido al gran y repentino impacto de este proceso ocurran extinciones de especies nativas y pérdida de biodiversidad local (Case & Bolger 1991). En consecuencia será importante estudiar si estas especies han desarrollado comportamientos antidepredatorios durante este corto tiempo, para comprender mejor si dichas poblaciones podrán adaptarse y poder coexistir con un nuevo depredador terrestre o sufrirán una extinción local.

Los estudios a largo plazo sobre invasiones biológicas son escasos y sumamente importantes para poder entender la naturaleza de las invasiones y poder generar mejores planes de manejo (Strayer *et al.* 2006). En este trabajo compilamos los primeros resultados de seguimientos poblacionales en relación a una especie invasora que está afectando poblaciones nativas en diversas partes del mundo. Hasta ahora no se tenían datos que sugirieran un efecto negativo del visón a largo plazo sobre las poblaciones nativas de aves y mamíferos en los ecosistemas subantárticos. Aunque no hay certeza que las tendencias poblacionales negativas observadas en las presas se deban específicamente al efecto de depredación del visón, la evidencia indica que la población de visones parece estar aumentando y que la amenaza es cada vez mayor sobre la

biodiversidad de esta zona prístina. Es de extrema importancia que se fortalezcan las medidas de control y manejo de esta especie invasora, no solo en la región de Cabo de Hornos, sino también en otras zona de la Patagonia que también están siendo afectadas por este invasor. Diversas líneas de investigación se están desarrollando para poder abordar nuevas preguntas y así poder comprender de mejor manera las dinámicas poblacionales de las especies nativas frente a la presencia del visón. Esperamos generar más información que permita mejorar las estrategias de conservación a nivel local para asegurar la conservación de la rica, endémica y frágil biodiversidad de la región de Cabo de Hornos.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado con subsidios del Programa de Conservación Bio-cultural Subantártico de la Universidad de North Texas y de la Universidad de Magallanes, el Instituto de Ecología y Biodiversidad (ICM P05-002 y CONICYT PFB-23), el Toulouse Graduate School Program de la Universidad de North Texas, la Rufford Foundation, Conservation Research and Education Opportunities International (CREOi) e IdeaWild. Agradecemos el apoyo del Parque la fundación Omora. Deseamos expresar nuestros agradecimientos a las muchas personas que han participado en los monitoreos de aves de bosque, aves costeras, así como roedores, y en especial a Matías Barceló y a Ana Piñeiro por su colaboración en los trabajos de campo del año 2014.

Nicolás Soto e Ileana Herrera contribuyeron con muy buenos aportes al manuscrito.

Literatura citada

- Aguirre-Muñoz A, DA Croll, CJ Donlan, RW Henry, MA Hermsillo, GR Howald, BS Keitt, L Luna-Mendoza, M Rodríguez-Malagón, LM Salas-Flores, A Samaniego-Herrera, JA Sanchez-Pacheco, J Sheppard, BR Tershy, J Toro-Benito, S Wolf & B Wood. 2008. High-impact conservation: invasive mammal eradications from the islands of western México. *Ambio* 37:101–107.
- Anderson CB, R Rozzi, JC Torres-Mura, SM McGehee, MF Sherriffs, E Schüttler & AD Rosemond. 2006. Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine Sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity and Conservation* 15:3295–3313.
- Arango X, R Rozzi, F Massardo, CB Anderson, & JT Ibarra. 2007. Descubrimiento e implementación del pájaro carpintero gigante (*Campephilus magellanicus*) como especie carismática: una aproximación biocultural para la conservación de la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos. *Magallania* 35:71–88.
- Atkinson I. 1996. Introductions of wildlife as a cause of species extinctions. *Wildlife Biology* 2:135–141.
- Bartoszewicz M & A Zalewski. 2003. American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the Slonzk Reserve, western Poland. *Folia Zoologica* 52:225–238.
- Cabello J. 2008. Informe del Programa Control del visón en la Provincia Antártica Chilena. Servicio Agrícola y Ganadero, Magallanes y Antártica Chilena. Punta Arenas, Chile. 19 pp.
- Caicheo A M. 2010. Plan de acción para el control del visón norteamericano (*Neovison vison*), especie invasora en la isla Navarino, Reserva de Biosfera Cabo

- de Hornos, XIIa Región, Chile. Preparado para el Servicio Agrícola y Ganadero, Magallanes y Antártica Chilena. Puerto Williams, Chile. 17 pp.
- Case T & D Bolger. 1991. The role of introduced species in shaping the distribution and abundance of island reptiles. *Evolutionary Ecology* 5:272–290.
- Clavero M & E García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in ecology & evolution* 20:110.
- Clode D & DW Macdonald. 2002. Invasive predators and the conservation of island birds: the case of American Mink *Mustela vison* and terns *Sterna* spp. in the Western Isles, Scotland. *Bird Study* 49:118–123.
- Courchamp F, JL Chapuis & M Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 78:347–383.
- Croll DA, JL Maron, JA Estes, EM Danner & GV Byrd. 2005. Introduced predators transform subarctic islands from grassland to tundra. *Science* 307:1959–1961.
- Davis E F, C B Anderson, A E J Valenzuela, J L Cabello & N Soto. 2012. American mink (*Neovison vison*) trapping in the Cape Horn Biosphere Reserve: enhancing current trap systems to control an invasive predator. *Acta Zoologica Fennica* 49:18–22.
- Fasola L, J Muzio & C Chehébar. 2010. Range expansion and prey use of American mink in Argentinean Patagonia: dilemmas for conservation. *European Journal of Wildlife Research* 57:283–294.
- Ferreras P & D Macdonald. 1999. The impact of American mink *Mustela vison* on water birds in the upper Thames. *Journal of Applied Ecology* 36:701–708.
- Ibarra JT, L Fasola, DW Macdonald, R Rozzi & C Bonacic. 2009. Invasive American mink *Mustela vison* in wetlands of the Cape Horn Biosphere Reserve, southern Chile: what are they eating? *Oryx* 43:87–90.
- Jaksic FM, JA Iriarte, JE Jiménez & DR Martínez. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4:157–173.
- Jiménez JE, RD Crego, GE Soto, I Román, R Rozzi & PM Vergara. 2014. Potential impact of the Alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navarino Island, Southern Chile. *Biological Invasions* 16:961–966.
- Jiménez J, P Feinsinger & F Jaksic. 1992. Spatiotemporal patterns of an irruption and decline of small mammals in northcentral Chile. *Journal of Mammalogy* 73:356–364.
- Lambrinos J. 2004. How interactions between ecology and evolution influence contemporary invasion dynamics. *Ecology* 85:2061–2070.
- Larivière S. 1999. *Mustela vison*. *Mammalian Species* 608:1–9.
- Liljeström M, A Schiavini, R Sáenz Samaniego, L Fasola & A Raya Rey. 2013. Kelp Geese (*Chloephaga hybrida*) and Flightless Steamer-Ducks (*Tachyeres pteneres*) in the Beagle Channel: the importance of islands in providing nesting habitat. *The Wilson Journal of Ornithology* 125:583–591.
- Maley BM, CB Anderson, K Stodola & AD Rosemond. 2011. Identifying native and exotic predators of ground-nesting songbirds in Subantarctic forests in Southern Chile. *Anales Instituto Patagonia* 39:51–57.
- Medina G. 1997. A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in Southern Chile. *The Journal of Zoology of London* 242:291–297.

- Mittermeier RA, CG Mittermeier, TM Brooks, JD Pilgrim, WR Konstant, G A B da Fonseca, & C Kormos. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *PNAS* 100:10309–10313.
- Pescador M, S Díaz & S Peris. 2012. Abundances of waterbird species on lakes in Argentine Patagonia as a function of season, lake size and the presence of mink. *Hydrobiologia* 697:111–125.
- 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, MH Cassini, & DW Macdonald. 1998. Habitat use and diet of the American mink (*Mustela vison*) in Argentinian Patagonia. *Journal of Zoology* 246:482–486.
- Reaser JK, LA Meyerson, Q Cronk, M De Poorter, LG Eldrege, E Green, M Kairo, P Latasi, RN Mack, J Mauremootoo, D O’Dowd, W Orapa, S Sastroutomo, A Saunders, C Shine, S Thrainsson & L Vaiutu. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34:1–14.
- Rozzi R & JE Jiménez. 2014. *Magellanic Sub-Antarctic ornithology: First Decade of Bird Studies at the Omora Ethnobotanical Park, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile*. University of North Texas press, Denton, TX, USA.
- Rozzi R, F Massardo, CB Anderson, K Heidinger & JA Silander. 2006. Ten principles for biocultural conservation at the southern tip of the Americas: the approach of the Omora Ethnobotanical Park. *Ecology and Society* 11:43–70.
- Rozzi R & MF Sherriffs. 2003. El visón (*Mustela vison* Schreber, Carnivora: Mustelidae), un nuevo mamífero exótico para la Isla Navarino. *Anales del Instituto de la Patagonia* 31:97–104.
- SAG. 2009. La ley de caza y su reglamento. Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago, Chile. 98 pp.
- SAG. 2014. Estadísticas de trampeo de visón en Isla Navarino. Informes internos. Servicio Agrícola y Ganadero, Magallanes y Antártica Chilena. Puerto Williams, Chile.
- Sax DF, SD Gaines & JH Brown. 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *The American Naturalist* 160:766–783.
- Sax D & S Gaines. 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *PNAS* 105:11490–11497.
- Schüttler E, J Cárcamo & R Rozzi. 2008. Diet of the 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* 81:585–598.
- Schüttler E, JT Ibarra, B Gruber, R Rozzi & K Jax. 2010. Abundance and habitat preferences of the southernmost population of mink: implications for managing a recent island invasion. *Biodiversity and Conservation* 19:725–743.
- Schüttler E, R Klenke, S McGehee, R Rozzi & K Jax. 2009. Vulnerability of ground-nesting waterbirds to predation by invasive American mink in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Biological Conservation* 142:1450–1460.
- Sih A, DI Bolnick, B Luttbeg, JL Orrock, SD Peacor, L M Pintor, E Preisser, JS Rehage & JR Vonesh. 2010. Predator-prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* 119:610–621.
- Simberloff D. 1995. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science* 49:87–97.

- Simberloff D. 2013. *Invasive species: what everyone needs to know*. Oxford University Press, New York, USA.
- Soto N. & J Cabello Cabalín. 2007. Programa Control de Fauna Dañina en la XIIIa Región 2004-2007. Punta Arenas, Chile. 177 pp.
- Strauss SY, JA Lau & SP Carroll. 2006. Evolutionary responses of natives to introduced species: what do introductions tell us about natural communities? *Ecology letters* 9:357–374.
- Strayer DL, VT Eviner, JM Jeschke & ML Pace. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in ecology & evolution* 21:645–51.
- Valenzuela AEJ, CB Anderson, L Fasola & JL Cabello. 2014. Linking invasive exotic vertebrates and their ecosystem impacts in Tierra del Fuego to test theory and determine action. *Acta Oecologica* 54:110–118.
- Valenzuela AEJ, A Raya Rey, L Fasola, RA Sáenz Samaniego & A Schiavini. 2013. Trophic ecology of a top predator colonizing the southern extreme of South America: Feeding habits of invasive American mink (*Neovison vison*) in Tierra del Fuego. *Mammalian Biology* 78:104–110.
- Vitousek P, C D'Antonio, L Loope, M Rejmánek & R Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Zoology* 21:1–16.
- Yoshida T, LE Jones, S P Ellner, GF Fussmann & NG Hairston. 2003. Rapid evolution drives ecological dynamics in a predator-prey system. *Nature* 424:303–306.