

NOTAS SOBRE
MAMÍFEROS
SUDAMERICANOS

●



Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos

NOTAS SOBRE MAMÍFEROS SUDAMERICANOS



Manejo del visón americano *Neogale vison* (Carnivora: Mustelidae) en el Parque Nacional Los Alerces, República Argentina

Mauro I. Schiaffini (1), Ariel A. Beckles (2), Marcelo Guisasola (3)
y Gabriel G. Bauer (3)

(1) Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP, CONICET-UNPSJB). Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB, FCNyCS), Esquel, Chubut, Argentina. (2) Voluntario Administración de Parques Nacionales, Parque Nacional Los Alerces. (3) Departamento de Conservación y Educación Ambiental, División Conservación y Manejo, Parque Nacional Los Alerces, Parques Nacionales. [correspondencia: mschiaffini@hotmail.com]

Citación: SCHIAFFINI, M. I., A. A. BECKLES, M. GUIASOLA, & G. G. BAUER. 2022. Manejo del visón americano *Neogale vison* (Carnivora: Mustelidae) en el Parque Nacional Los Alerces, República Argentina. Notas sobre Mamíferos Sudamericanos 4:e22.6.3.

RESUMEN

El visón americano *Neogale vison*, introducido en Argentina desde principios del siglo XX, se reconoce como una de las mayores amenazas locales a la biodiversidad. Dentro de los métodos de control existentes, se implementan la erradicación y el manejo. Desde 2019 se implementa el control del número de visones en el Parque Nacional Los Alerces, mediante trampas de captura viva, calculando los costos. Se capturaron 16 visones en el área, con un coste variable acorde principalmente a la dificultad de acceso. Se propone mantener el manejo en el tiempo para evaluar su eficacia e incorporar los costos a futuros programas.

Palabras clave: áreas protegidas, costos operativos, especies introducidas, Patagonia, Tomahawk

ABSTRACT - Management of American mink *Neogale vison* (Carnivora: Mustelidae) in Los Alerces National Park, Argentina

The American mink *Neogale vison*, introduced in Argentina since the beginnings of the XX century, is known locally as a mayor threat to biodiversity. Within the existing control methods, eradication and population control are implemented. The latter has been carried out in Los Alerces National Park since 2019, with live-capture traps and calculation of costs. Sixteen minks were captured, with different costs according mostly to the difficulty of access. We propose to continue the management to assess its efficiency and to include the costs in future programs.

Key words: introduced species, operative costs, Patagonia, protected areas, Tomahawk

La introducción de especies se reconoce mundialmente como una de las mayores amenazas a la biodiversidad (Vitousek et al. 1997; Mack et al. 2000; Simberloff et al. 2005). El visón americano *Neogale vison* (Schreber, 1777) representa un ejemplo per-

Recibido el 14 de febrero de 2022. Aceptado el 20 de abril de 2022. Editor asociado: Sebastián Ballari.



fecto de especie invasora, dada su plasticidad para utilizar distintos ambientes, su alta capacidad reproductiva, de dispersión y su comportamiento trófico plástico (Previtali et al. 1998; Ibarra et al. 2009; Valenzuela et al. 2013a, b, 2016; Melero et al. 2015; Fasola & Roesler 2018). Este carnívoro generalista de hábitos anfibios/ semiacuáticos ha sido introducido en diversas partes de Asia, Europa y el extremo sur de América del Sur (Larivière 1999). En Argentina y Chile, la introducción se desarrolló desde ~1930 y respondió a la instalación de criaderos para aprovechamiento peletero, desde donde se produjeron sueltas de animales de manera deliberada y/ o involuntaria (Jaksic et al. 2002; Novillo & Ojeda 2008; Ballari et al. 2016; Valenzuela et al. 2016).

Cuando una especie introducida se reconoce como una seria amenaza para especies nativas, y fundamentalmente para especies en peligro de extinción, pueden desarrollarse métodos de control del “problema” (Zuberogoitía et al. 2006). El visón se reconoce como una seria amenaza a la biodiversidad en aquellas zonas donde se ha introducido (véase Peris et al. 2009; Fasola et al. 2011; Sepúlveda et al. 2011; Jiménez et al. 2014; Fasola & Roesler 2018; Valenzuela et al. 2019). Distintos planes de manejo (PM) del visón se han desarrollado en diversas partes del mundo, con resultados variables (véase Bonesi & Palazón 2007). Las estrategias pueden clasificarse en aquellas que buscan una eliminación total de los individuos (i.e., erradicación), o aquellas que buscan reducir su densidad con el objetivo de proteger una especie o un área en particular (Oliver et al. 2016). Como los planes de conservación no pueden implementarse de manera gratuita, se ha propuesto que incorporar los costos económicos en futuros planes puede mejorar notablemente su rendimiento (Naidoo et al. 2006). Desde el año 2019, en el Parque Nacional Los Alerces (provincia del Chubut, Argentina) se desarrolla un PM de especie exótica (permiso IF-2018-53587826-APN-DRPN#APNAC), con el objetivo de reducir la densidad de visones y controlar su impacto sobre la fauna nativa de un sector del Parque Nacional. A continuación, se presentan los resultados de los primeros años de ejecución del proyecto.

El área de estudio se ubicó en el Parque Nacional Los Alerces (PNLA), ubicado al noroeste de la provincia del Chubut (latitud -42.89443, longitud -71.61579, WGS84), Argentina. Se realizaron capturas en tres sitios distintos, de particular interés para la conservación, acorde al Plan de Manejo del PNLA, ya sea por presentar endemismos, especies en peligro, o por presentar una alta riqueza de especies de aves (APN 2019): 1) Isla Grande del lago Menéndez y sus alrededores (IGM, Fig. 1A). Constituye un ambiente de unas 180 ha, 9 km de costa y áreas de influencia, con presencia de la ranita del alerzal *Batrachyla fitzroya* Basso, 1994 (Vulnerable, IUCN 2019), gato huiña *Leopardus guigna* (Molina, 1782) (Vulnerable, Napolitano et al. 2015), avifauna y bosques de alerce *Fitzroya cupressoides* (En Peligro, Premoli et al. 2013) y ciprés de la cordillera *Austrocedrus chilensis* (Casi Amenazado, Souto & Gardner 2013), entre otros. 2) Ríos Arrayanes, Menéndez y lago Verde (AMV, Fig. 1B). Constituye uno de los ambientes más productivos desde el punto de vista limnológico (APN 2019). El lago Verde, de unas 120 ha, se conecta con el lago Futalaufquen, de unas 4400 ha, mediante el río Arrayanes, de aproximadamente 4,3 km de longitud; mientras que el río Menéndez, de 1 km de longitud, conecta el río Arrayanes con el lago Menéndez, de unas 5500 ha (APN



2019). En esta zona se registran aves reconocidas como “Especies de Vertebrados Valor Especial” (e.g., amenazadas, endémicas, monotípicas; véase www.sib.gob.ar), tal como el pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842 y el pato de anteojos *Specularnas specularis* (King, 1828), entre otras. El bosque ribereño está compuesto fundamentalmente por árboles de coihue *Nothofagus dombeyi*, maitén *Maytenus boaria*, ciprés de la cordillera *A. chilensis* y arrayán *Luma apiculata* en menor medida. 3) Bahía Anacleto en el lago Futalaufquen (BA; Fig. 1C). Esta zona se reconoce como una importante área de nidificación de cauquén real *Chloephaga poliocephala* Sclater, 1857, con bosque mixto de coihue, maitén y ciprés de la cordillera.

La presencia de visones en los tres sitios fue analizada previamente a través de huellas y observaciones directas de guardaparques y pobladores. En BA no se registraron signos de visones, pero se contó con registros de pobladores mencionando eventos de ataques a sus aves de corral en años anteriores a 2019 (com. pers. de pobladores a G. Bauer). Se utilizaron trampas de captura viva tipo Tomahawk (Medina-Vogel et al. 2015) de fabricación casera (dimensiones: 60x15x15 cm, confeccionadas con malla metálica de cuadrícula 2,5x2,5 cm) de puerta simple. Las trampas se colocaron en cercanías de cuerpos de agua, separadas por distancias que han demostrado ser eficientes para las capturas (ca. 500 m, ver Medina-Vogel et al. 2015), se cubrieron con hojas y ramas caídas y se cebaron con restos de salmónidos exóticos y/ o huevos de gallina comerciales. Todas las trampas fueron revisadas a diario, y ante la presencia de visones, se implementó un protocolo de muerte humanitaria, con una inyección inicial de Clorhidrato de Ketamina (2,5 mg/kg) para dormir al animal, seguida de una inyección intracoronaria de Euthanyle (0,3–0,5 ml). Todos los individuos fueron pesados, medidos, registrado su sexo y, posteriormente, depositados en la colección de mamíferos del Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB, Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, UNPSJB). Todos los órganos fueron extraídos, conservados en alcohol etílico 70% y enviados al Laboratorio de Parasitología (Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue) del Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (CONICET) para posterior análisis. Las trampas de captura viva permitieron también la liberación de individuos de otras especies de captura accidental, dado que se capturaron especímenes de chucao *Scelorchilus rubecula* (Kittlitz, 1830) y gato huiña (véase Guerisoli et al. 2020). Debido a que los sitios de IGM y algunos sectores de ríos AMV sólo son accesibles mediante vehículos náuticos de Administración de Parques Nacionales (APN), las fechas y duración de las campañas no fueron fijas, sino que se realizaron acorde a la disponibilidad de los mismos. Se completaron un total de nueve campañas de manejo, seis durante 2019, una durante 2020 y dos durante 2021: cinco en IMG, tres en AMV y una en BA (Tabla 1). La cantidad de campañas durante 2020 y 2021 fue menor debido a la pandemia de COVID-19. Con el fin de calcular los costos económicos del PM, se cuantificó el costo estimado de fabricación de las trampas y el gasto para la primera de cada una de las campañas por sitio. Se incluyó el gasto de combustible de vehículos (gasoil), gasto de combustible de vehículos náuticos (nafta), huevos comerciales, guantes de látex, jeringas, guantes de cuero y barbijos, en pesos



argentinos y se presenta su conversión a dólares americanos (USD) correspondiente a la fecha en la que se llevó a cabo la campaña (valores históricos obtenidos de www.cotizacion-dolar.com.ar). El cálculo obtenido fue extrapolado al resto de las campañas teniendo en cuenta su duración en días.

En la Tabla 1 se presentan el total de campañas realizadas por sitio, el número de trampas utilizadas, las capturas y el éxito de captura, calculado como el número de capturas dividido el total de trampas-noche. Se capturaron un total de 16 visones en siete localidades (Tabla 2): ocho individuos en cuatro localidades en IGM y ocho individuos en cinco localidades de AMV. No se capturaron visones en BA. Del total de 16 visones capturados, se obtuvieron 11 machos y cinco hembras. En cuanto al cebo utilizado, siete de las capturas (44%) fueron atraídas por huevo de gallina, siete (44%) por restos de salmónidos, y dos (12%) por una combinación de ambos. Los machos tuvieron un peso medio de 1240 g (desvío estándar, $de=185,67$ g), y fueron significativamente más grandes que las hembras ($H=9,71$, $p<0,01$), que presentaron un peso promedio de 715 gr ($de=106,16$ g).

El costo estimado de fabricación de cada una de las trampas (excluyendo mano de obra provista por el tercer y cuarto autor) fue de USD25. Para la primera campaña de BA, se gastó un total de AR\$3016, correspondientes a un total de USD 70 (e.g., 10 l de nafta, 22 l de diésel, 32 unidades de huevos). La duración de la campaña fue de ocho días, totalizando USD 8,75/día. No hubo captura de visones.

Para la primera campaña de AMV se gastó un total de AR\$ 10143, correspondientes a USD 235 (e.g., 100 l de nafta, 36 l de diésel, 32 unidades de huevos, 5 l de alcohol etílico). La duración de esta campaña fue de nueve días, totalizando USD 26,11/día. La segunda y la tercera campaña tuvieron una duración de cinco días, equivalentes a USD 130,55 cada una. En total se capturaron ocho visones y la captura de cada visón tuvo un costo estimado de USD 62 (i.e., $\{235+130,55+130,55\}/8$).

Para la primera campaña de IGM se gastó un total de AR\$ 16313, correspondientes a USD 379 (e.g., 210 l de nafta, 15 l de diésel, 14 unidades de huevos, 8 l de alcohol etílico). La duración de esta campaña fue de cinco días, totalizando USD 75,8/día. Las cuatro campañas siguientes también tuvieron una duración de cinco días, equivalentes a USD 379 cada una. En total se capturaron ocho visones, con un costo estimado de USD 236 por cada visón capturado.

Las consecuencias de la introducción de especies suelen ser evaluadas fundamentalmente desde los efectos biológicos (i.e., ecológicos, evolutivos), dejando de lado los efectos económicos, los que han comenzado a ser estimados recientemente (Heringer et al. 2021). Esto no resulta raro, ya que los actores comúnmente involucrados (e.g., biólogos, guardaparques) no tienen el entrenamiento adecuado para recolectar datos económicos, sino más bien capacitados en el registro y estudio de aspectos biológicos (Naidoo et al. 2006). Sin embargo, las pérdidas económicas ocasionadas por especies introducidas (i.e., no por planes para su manejo) ascienden a billones de dólares en todo el mundo, con un costo estimado de USD 276 millones anuales en Argentina (Duboscq-Carra et al. 2021). El visón ha sido reconocido como uno de los causantes de las mayores pérdidas económicas en Alemania, debido tanto a la implementación de mé-



todos de manejo como a pérdidas de recursos (Haubrock et al. 2021), pero no existen datos claros para Argentina. Existen, sin embargo, numerosos estudios y evaluaciones detallando sus consecuencias biológicas negativas (Peris et al. 2009, Fasola et al. 2011; Valenzuela et al. 2016, 2019; Fasola & Roesler 2018; de Miguel et al. 2019). Los PM no pueden implementarse de manera gratuita (Naidoo et al. 2006), y para el visón se han calculado costos de extracción mayores en otras partes del mundo, por ejemplo € 797 en España (Zuberogoitia et al. 2010). Los mayores costos para reducir la densidad de visones en la zona de IGM, se explican fácilmente por la mayor distancia y dificultad de acceso al sitio. Sin embargo, la zona de IGM se ubica dentro de uno de los núcleos de conservación más importantes del PNLA, correspondiéndose a Parque Nacional sensu stricto (APN 2019). Resulta prometedor destacar que en las últimas dos campañas en IGM no se capturaron visones. Desde ya, estos resultados deberán constatare en el tiempo, dada la alta capacidad de dispersión de los visones (Larivière 1999), o la posibilidad de comportamiento evasivo respecto a las trampas (Zuberogoitia et al. 2006). Para que un PM sea exitoso a largo plazo, la tasa de remoción de individuos debería ser mayor que la de incremento, sea por reproducción o por migración (Oliver et al. 2016).

La importancia de las áreas protegidas en relación a las especies introducidas se reconoce en el objetivo Aichi 9, especificando que dichas áreas juegan un rol crucial por permitir el desarrollo de planes de manejo, y debido a su credibilidad en la sociedad, como zonas de contacto con distintos actores sociales (World Commission of Protected Areas-IUCN 2016). El objetivo Aichi 9 también plantea a su vez la incorporación de ciudadanos a PM de especies introducidas, aunque dentro de un PN, las autoridades competentes de APN serían las encargadas de ejecutarlos (sumado a la dificultad de acceso a distintas zonas en PNLA).

El monitoreo y la evaluación se consideran partes indispensables de los PM, dado que se necesitan métodos objetivos y eficientes para evaluar sus resultados a la luz de los objetivos de conservación (Tulloch et al. 2011). En este sentido, se plantea utilizar aves (particularmente de hábitos acuáticos) como bioindicadores de diversidad, uno de los grupos de vertebrados más comúnmente usados para este propósito (Furness et al. 1993). Se prevé el desarrollo de estudios de biodiversidad de avifauna que permitan obtener resultados comparables en el área de estudio, teniendo en cuenta condiciones previas y posteriores al desarrollo del plan (contempladas en el permiso IF-2018-53587826-APN-DRPN#APNAC).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Administración de Parques Nacionales por otorgar el permiso, garantizar el acceso y permitir la utilización de vehículos. En particular agradecemos a los Guardaparques Julián Rosso y Mauro Piñeyro y al Dr. Camilo Rotela por su participación y ayuda. Nuestro agradecimiento también a María de las Mercedes Guerisoli por realizar una lectura crítica y proveer importantes aportes. Se agradecen también los comentarios de dos revisores anónimos, y del Editor Asociado.



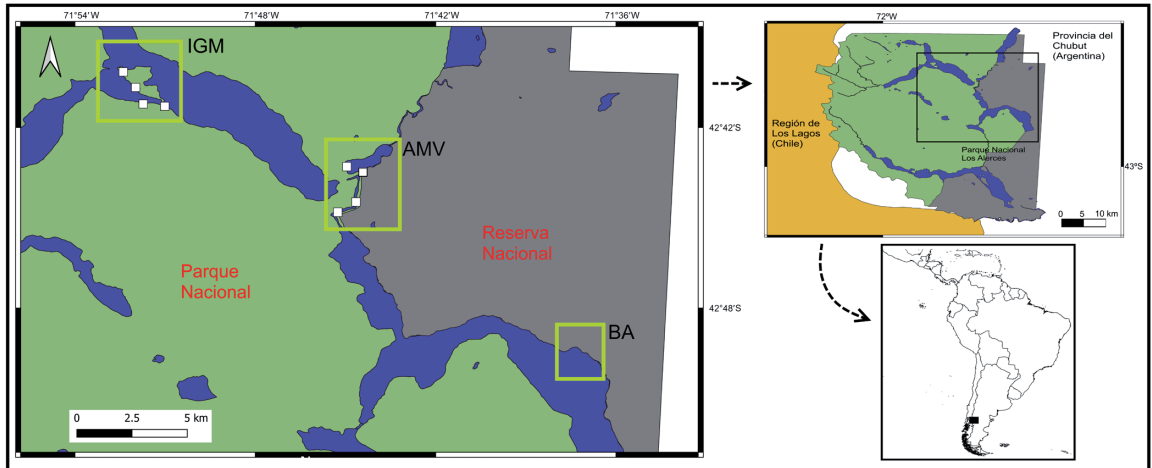


Figura 1. Parque Nacional Los Alerces, Chubut, República Argentina, indicando las localidades de colecta de los especímenes (cuadrados blancos) y las tres áreas de estudio (rectángulos amarillos): IGM, Isla Grande del lago Menéndez; AMV, ríos Arrayanes, Menéndez y lago Verde; y BA, Bahía Rosales.

Tabla 1. Total de campañas realizadas por sitio, número de trampas utilizadas, número de capturas y éxito de captura.

Sitio	Campañas	Fechas	Nº trampas	Trampas-noche	NºCapturas	Éxito de captura
BA	1	18-26 Jun 2019	11	88	0	0
AMV	1	23 Jul-1 Ago 2019	11	99	3	0,03
AMV	2	4-9 Oct 2019	13	65	1	0,015
AMV	3	26-31 Ago 2019	13	65	4	0,06
IGM	1	1-6 Abr 2019	11	55	1	0,018
IGM	2	13-18 Ago 2019	11	55	6	0,11
IGM	3	2-7 Dic 2019	13	65	2	0,03
IGM	4	2-7 Ago 2020	13	65	0	0
IGM	5	4-9 Ago 2021	13	65	0	0

Tabla 2. Total de individuos capturados, indicando número de colección (LIEB-M), localidad, fecha, latitud y longitud en coordenadas decimales, tipo de cebo utilizado, sexo y peso en gramos.

LIEB-M	Fecha	Localidad	Latitud	Longitud	Cebo	Sexo	Peso (g)
1710	4/4/2019	Frente a Isla Grande Menéndez	-42,6869	-71,8622	Huevo	Macho	1260
1711	25/7/2019	Desembocadura Arrayanes en Futalaufquen	-42,7249	-71,7404	Salmónido	Macho	1220
1712	27/7/2019	Río Arrayanes	-42,7469	-71,75435	Huevo y salmónido	Hembra	800
1713	29/7/2019	Cerca pasarela Río Arrayanes	-42,7247	-71,7403	Salmónido	Macho	1300
1714	14/8/2019	Isla Grande Menéndez	-42,6778	-71,8664	Huevo	Macho	985
1715	14/8/2019	Isla Grande Menéndez	-42,6692	-71,8733	Huevo	Macho	1230
1716	15/8/2019	Frente a Isla Grande Menéndez	-42,6883	-71,8503	Salmónido	Macho	1135
1717	15/8/2019	Isla Grande Menéndez	-42,6778	-71,8664	Huevo	Hembra	535
1718	15/8/2019	Isla Grande Menéndez	-42,6692	-71,8733	Huevo	Macho	1340
1719	16/8/2019	Isla Grande Menéndez	-42,6692	-71,8733	Huevo	Macho	1225
1720	5/12/2019	Isla Grande Menéndez	-42,6778	-71,8664	Huevo y salmónido	Hembra	510
1721	6/10/2019	Río Arrayanes	-42,7247	-71,7403	Salmónido	Hembra	940
1780	28/8/2021	Río Arrayanes	-42,7412	-71,7443	Salmónido	Hembra	790
1781	29/8/2021	Río Arrayanes	-42,7412	-71,7443	Huevo	Macho	1270
1782	31/8/2021	Río Arrayanes	-42,7412	-71,7443	Salmónido	Macho	1340
1783	31/8/2019	Río Arrayanes	-42,7217	-71,7492	Salmónido	Macho	1345



LITERATURA CITADA

- APN. 2019. Plan de gestión del Parque Nacional Los Alerces 2019-2029. Administración de Parques Nacionales, Bariloche.
- BALLARI, S. A., C. B. ANDERSON, & A. E. VALENZUELA. 2016. Understanding trends in biological invasions by introduced mammals in southern South America: a review of research and management. *Mammal Review* 46:229–240. <https://doi.org/10.1111/mam.12065>
- BASSO, N. G. 1994. Una nueva especie de *Batrachyla* (Anura: leptodactylidae: telmatobiinae) de Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 8:51–56.
- BONESI, L., & D. W. MACDONALD. 2004. Evaluation of sign surveys as a way to estimate the relative abundance of American mink (*Mustela vison*). *Journal of Zoology* 262:865–72. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004448>
- BONESI, L., & S. PALAZON. 2007. The American mink in Europe: status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134:470–483. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.006>
- DE MIGUEL, A., FASOLA, L., ROESLER, I., MARTIN, L., COSSA, N., & E. GIUSTI. 2019. Ecological requirements and relative impact of threats affecting the Austral Rail *Rallus antarcticus*: monitoring methodology considerations for an imperative conservation status re-evaluation. *Bird Conservation International* 29:586–597. <https://doi.org/10.1017/S0959270919000030>
- HERINGER, G., ET AL. 2021. The economic costs of biological invasions in Central and South America: a first regional assessment. *NeoBiota* 67:401–426. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59193>
- DUBOSCO-CARRA, V. G., ET AL. 2021. Economic impact of invasive alien species in Argentina: a first national synthesis. *NeoBiota* 67:329–348. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.63208>
- FASOLA, L., J. MUZIO, C. CHEHÉBAR, M. CASSINI, & D. W. MACDONALD. 2011. Range expansion and prey use of American mink in Argentinean Patagonia: dilemmas for conservation. *European Journal of Wildlife Research* 57:283–294. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0425-6>
- FASOLA, L., & I. ROESLER. 2016. Invasive predator control program in Austral Patagonia for endangered bird conservation. *European Journal of Wildlife Research* 62:601–608. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1032-y>
- FASOLA, L., & I. ROESLER. 2018. A familiar face with a novel behavior raises challenges for conservation: American mink in arid Patagonia and a critically endangered bird. *Biological Conservation* 218:217–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.031>
- FURNESS, R. W., J. J. GREENWOOD, & P. J. JARVIS. 1993. Can birds be used to monitor the environment? *Birds as Monitors of Environmental Change* (R. W. Furness & J. J. D. Greenwood, eds.). Chapman and Hall, London.
- GUERISOLI, M. M., M. I. SCHIAFFINI, & G. BAUER. 2020. Updating records of a threatened felid species of the Argentinian Patagonia: the Guigna *Leopardus guigna* (Molina, 1782) (Mammalia: Carnivora: Felidae) in Los Alerces National Park. *Journal of Threatened Taxa* 12:17252–17257. <https://doi.org/10.11609/jott.6208.12.16.17252-17257>
- HAUBROCK, P. J., R. N. CUTHBERT, A. SUNDERMANN, C. DIAGNE, M. GOLIVETS, & F. COURCHAMP. 2021. Economic costs of invasive species in Germany. *NeoBiota* 67:225–246. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59502>
- IBARRA, J. T., L. FASOLA, D. W. 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. <https://doi.org/10.1017/S0030605308099997>
- IUCN SSC AMPHIBIAN SPECIALIST GROUP. 2019. *Batrachyla fitzroya*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019:e.T56331A101427302. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T56331A101427302.en>
- JAKSIC, F. M., J. A. IRIARTE, J. E. JIMÉNEZ, & D. R. MARTÍNEZ. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4:157–173. <https://doi.org/10.1023/A:1020576709964>
- JIMÉNEZ, J. E., R. D. CREGO, G. E. SOTO, I. ROMÁN, R. ROZZI, & P. M. 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. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0549-1>
- LARIVIÈRE, S. 1999. *Mustela vison*. *Mammalian Species* 608:1–9.



- MACK, R. N., D. SIMBERLOFF, W. M. LONSDALE, H. EVANS, & M. CLOUT. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology* 5:1–25. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- MEDINA-VOGEL, G., M. BARROS, R. MONSALVE, & D. J. PONS. 2015. Assessment of the efficiency in trapping North American mink (*Neovison vison*) for population control in Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 88:1–12. [HTTPS://DOI.ORG/10.1186/s40693-015-0040-8](https://doi.org/10.1186/s40693-015-0040-8)
- MELERO, Y., E. ROBINSON, & X. LAMBIN. 2015. Density-and age-dependent reproduction partially compensates culling efforts of invasive non-native American mink. *Biological Invasions* 17:2645–2657. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0902-7>
- NAIDOO, R., BALMFORD, A., FERRARO, P. J., POLASKY, S., T. H. RICKETTS, & M. ROUGET. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution* 21:681–687. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.003>
- NAPOLITANO, C., N. GÁLVEZ, M. BENNETT, G. ACOSTA-JAMETT, & J. SANDERSON. 2015. *Leopardus guigna*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015:e.T15311A50657245. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T15311A50657245.en>
- NOVILLO, A., & R. A. OJEDA. 2008. The exotic mammals of Argentina. *Biological Invasions* 10:1333–1344. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9208-8>
- OLIVER, M. K., S. B. PIERTNEY, A. ZALEWSKI, Y. MELERO, & X. LAMBIN. 2016. The compensatory potential of increased immigration following intensive American mink population control is diluted by male-biased dispersal. *Biological Invasions* 18:3047–3061. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1199-x>
- PERIS, S. J., J. SANGUINETTI, & M. PESCADOR. 2009. Have Patagonian waterfowl been affected by the introduction of the American mink *Mustela vison*? *Oryx* 43:648–654. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990184>.
- PREMOLI, A., P. QUIROGA, C. SOUTO, & M. GARDNER. 2013. *Fitzroya cupressoides*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013:e.T30926A2798574. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T30926A2798574.en>
- PREVITALI, A., M. H. CASSINI, & D. W. MACDONALD. 1998. Habitat use and diet of the American mink (*Mustela vison*) in Argentinian Patagonia. *Journal of Zoology* 246:443–486. <https://doi.org/10.1017/S0952836998321214>
- SEPÚLVEDA, M. A., C. MUNOZ-ZANZI, C. ROSENFELD, R. JARA, K. M. PELICAN, & D. HILL. 2011. *Toxoplasma gondii* in feral American minks at the Maullín river, Chile. *Veterinary parasitology* 175:60–65. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2010.09.020>
- SIMBERLOFF, D., I. M. PARKER & P. N. WINDLE. 2005. Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:12–20. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0012:ISPMFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0012:ISPMFA]2.0.CO;2)
- SOUTO, C., & M. GARDNER. 2013. *Austrocedrus chilensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013:e.T31359A2805519. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T31359A2805519.en>
- TULLOCH, A., H. P. POSSINGHAM, & K. WILSON. 2011. Wise selection of an indicator for monitoring the success of management actions. *Biological Conservation* 144:141–154. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.009>
- VALENZUELA, A. E., A. RAYA REY, L. FASOLA, R. A. S. SAMANIEGO, & A. SCHIAVINI. 2013a. 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. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.11.007>
- VALENZUELA, A. E., A. RAYA REY, L. FASOLA, & A. SCHIAVINI. 2013b. Understanding the inter-specific dynamics of two co-existing predators in the Tierra del Fuego Archipelago: the native southern river otter and the exotic American mink. *Biological Invasions* 15:645–656. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0315-9>
- VALENZUELA, A. E., M. A. SEPÚLVEDA, J. L. CABELLO, & C. B. ANDERSON. 2016. El visón americano en Patagonia: un análisis histórico y socioecológico de la investigación y el manejo. *Mastozoología Neotropical* 23:289–304.
- VALENZUELA, A. E. J., ET AL. 2019. *Neovison vison*. En SAYDS–SAREM Categorización 2019 de los mamíferos



de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. <<http://cma.sarem.org.ar>>

- VITOUSEK, P. M., C. M. D'ANTONIO, L. L. LOOPE, M. REJMANEK, & R. WESTBROOKS. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21:1–16.
- ZUBEROGOITIA, I., J. ZABALA, & J. A. MARTINEZ. 2006. Evaluation of sign surveys and trappability of American mink: management consequences. *Folia Zoologica* 55:257–263.
- ZUBEROGOITIA, I., J. A. GONZÁLEZ-OREJA, J. ZABALA, & C. RODRÍGUEZ-REFOJOS. 2010. Assessing the control/eradication of an invasive species, the American mink, based on field data; how much would it cost? *Biodiversity and Conservation* 19:1455–1469. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9776-2>

