

UNIVERSIDAD DE MAGALLANES
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y ACUÍCOLAS

“Modelamiento de hábitat potencial de la especie *Castor canadensis* en la Reserva Forestal Laguna Parrillar y cuencas contiguas, Región de Magallanes y de la Antártica Chilena.”

Trabajo Presentado como parte de los

Requisitos para optar al título de

Ingeniero Agrónomo

Alejandra F. Hermosilla Vargas

COMISIÓN EVALUADORA

(DEBE INDICAR NOMBRE COMPLETO, TITULO PROFESIONAL UNIDAD A LA QUE PERTENECE)

PROFESOR GUÍA:

Nombre:

Profesión:

Unidad:

PROFESOR EVALUADOR

Nombre:

Profesión:

Unidad:

PROFESOR EVALUADOR

Nombre:

Profesión:

Unidad:

Modelamiento de hábitat potencial de la especie *Castor canadensis* en la Reserva Forestal Laguna Parrillar y cuencas contiguas, Región de Magallanes y de la Antártica Chilena

Alejandra Hermosilla, Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Ciencias, Universidad de Magallanes. Avenida Pdte. Manuel Bulnes 01855, Punta Arenas (Chile).

René Muñoz-Arriagada, Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Ciencias, Universidad de Magallanes. Avenida Pdte. Manuel Bulnes 01855, Punta Arenas (Chile).

Claudio Moraga, Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Ciencias, Universidad de Magallanes. Avenida Pdte. Manuel Bulnes 01855, Punta Arenas (Chile). Fundación CEQUA, Punta Arenas (Chile). University of Florida, Gainesville, Florida (USA).

ABSTRACT

The expansion of the American beaver (*Castor canadensis*) in the Magallanes and Chilean Antarctica Region has brought about considerable environmental damage. The actions for the control of this species include the mapping of its presence and the generation of predictive maps based on remote sensing technology. Thus, they serve as an alternative to establish control and manage an invasive exotic species such as the beaver.

In this exploratory work, predictive models of use and establishment were generated in the Laguna Parrillar Nature Reserve sector and the surrounding watersheds. Cartography was used to design these models, which were generated/created for this study by processing satellite images.

The reliability of the resulting models and most significant variables were analyzed, thereafter validating their functionality and applicability. Due to the high standard of reliability obtained from both models, predictions in water networks were confirmed in which there was no previous record of presence.

The difference among the cartographic models obtained were mainly qualitative represented by the difference in one of the four most influential variables in each model. Owing to the fact that the results were beyond the boundaries of SNASPE, the necessity of control from a public-private alliance was come up for discussion in order to avoid further implications over the study field and possible advancement in the Brunswick Peninsula.

Keywords: niche modeling, potential distribution, habitat model

RESUMEN

La expansión del castor americano (*Castor canadensis*) en la Región de Magallanes y la Antártica chilena ha producido considerables daños ambientales. las acciones para el control de esta especie consideran el mapeo de su presencia y generación de modelos espaciales predictivos, como una alternativa de menor costo para dirigir labores de

control y manejo de especies exóticas invasoras como el castor. En este trabajo exploratorio, se generaron modelos predictivos de uso y establecimiento en el sector de la Reserva Forestal Laguna Parrillar y las cuencas contiguas. Para alimentar los modelos se utilizó cartografía, generada para este estudio mediante el procesamiento de imágenes satelitales. se analizó la fiabilidad de los modelos resultantes y las variables de mayor relevancia, con lo que se logró validar la funcionalidad y aplicabilidad de estos. Los modelos resultantes obtuvieron alto índice de fiabilidad, pudiendo ambos generar predicciones en redes hídricas donde no existía registro previo de presencia. La diferencia entre los modelos cartográficos obtenidos fue principalmente cualitativa, representada por la diferencia en una de las cuatro variables más influyentes en cada modelo. Dados los resultados fuera del límite del área SNASPE, se puso en discusión la necesidad de un control con alianza público-privada con el fin de evitar mayores perjuicios sobre el sitio de estudio y ante posibles avances en la Península de Brunswick.

Palabras clave: Modelaje de nicho, distribución potencial, modelo de hábitat.

1. INTRODUCCIÓN

Las especies exóticas se definen aquella especie que ha sido transportada hacia un lugar que no corresponde a su área de origen natural, ya sea de manera premeditada o involuntaria (Carvalho, 2009). Respecto a esto, el origen foráneo de una especie no es un problema en sí, sino que lo son su capacidad invasora y potencial impacto negativo dentro del nuevo hábitat, por lo que estos aspectos deben tratarse (Williamson & Fitter, 1996). En el contexto mundial, la introducción de especies exóticas es considerada la segunda causa de pérdida de biodiversidad (FAO, 2018), siendo el *Castor canadensis* (Kuhl, 1820) una de las especies invasoras de mayor potencial dañino, debido a su rol de ingeniero ecosistémico (Méndez, 2013).

Aunque el castor alberga su origen en Canadá, con una distribución natural que va desde la tundra ártica hasta México (Jenkins & Busher, 1979), este también se sitúa en países del Noreste de Europa, como Finlandia y Rusia (Ceña *et al.* 2004), y países de

Sudamérica, Argentina (Navas, 1987) y Chile (Pauchard *et al.* 2011), en los cuales se categoriza como especie exótica.

1.1 Antecedentes de invasión en la Región de Magallanes y la Antártica Chilena

En el año 1946, se liberaron 20 individuos por parte de las autoridades argentinas en la Cuenca del Lago Fagnano, específicamente en el sector argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Soto Volkart, 2006; Pietrek & Fasola, 2014). A pesar de todos los estudios focalizados en Tierra del Fuego donde existe la mayor población de castor de la Región de Magallanes, son escasos los trabajos que incluyen al castor en continente (Davis *et al.* 2016; Graells *et al.* 2015a). El primer arribo de la especie al territorio chileno se remonta al año 1964 (Wallem *et al.* 2007). Se ha planteado que en 1968 la especie habría cruzado el Estrecho de Magallanes llegando a la zona continental, aunque el primer registro data de 1991 en el Río La Caleta, cercano a la Reserva Forestal Laguna Parrillar (RFLP), para luego ser avistado en la Laguna Parrillar en el año 1994 y confirmado por los servicios públicos (Graells, 2014). En esta área silvestre protegida, actualmente se encuentran signos de establecimiento de la especie. El avance del castor por el continente seguiría hacia el norte, ya que en abril de 2013 fue detectado un ejemplar hembra en Río Hollemborg, al sur de Puerto Natales (Graells *et al.* 2015).

1.2 Impacto ambiental de la especie en la Patagonia

Esta especie se caracteriza por su capacidad de alterar la dinámica de la vegetación, lo que modifica la estructura y composición de comunidades, llegando incluso a transformar bosques en praderas dominadas por gramíneas y otras plantas herbáceas (Anderson *et al.* 2006; Toro, 2014). A nivel regional, los daños se han evidenciado principalmente en la Provincia de Tierra del Fuego, dada la antigüedad del

establecimiento de la especie en la zona, estimándose la huella del castor en el archipiélago fueguino (chileno y argentino) en más de 200 mil castoreras (Huertas *et al.* 2020). Los antecedentes señalan una preferencia alimentaria por árboles pertenecientes al género *Nothofagus* (Skewes *et al.* 2006), identificándose en el territorio insular daños sobre 23 mil hectáreas de bosque nativo, lo que ha generado pérdidas anuales de US\$733.094 (PNUD, 2016). Además de los bosques afectados, se reporta la presencia en sitios de estepa patagónica y tundra, aunque en menor cantidad, al considerarse estas zonas de vegetación extrema (Huertas *et al.* 2020).

1.3 Acciones sobre el castor

En lo que respecta al control del castor, fue hasta el año 1981 que el gobierno argentino del entonces Territorio Nacional de Tierra del Fuego autorizó su caza para controlar la expansión, presentando una escasa intervención en el manejo de la especie (Schiavini *et al.* 2016). En Chile se declaró como dañina a esta especie en el año 1992, implementándose las primeras medidas en 1999. Estas normas buscaron fomentar el desarrollo del mercado peletero, el cual permitiría controlar las poblaciones como una finalidad adicional a su propósito (Mann, 2008). Luego, en el periodo 2004-2006, el gobierno chileno continuó con este programa, reforzando el sistema de recompensas para promover la captura de castores y la creación de un mercado para productos y subproductos. Estos esfuerzos se concentraron en zonas más cercanas al continente, pero tal y como pasó en Argentina, estos planes no lograron crear un mercado y limitar el avance de la especie (Malmierca *et al.* 2011). Más adelante, en el año 2008, Chile y Argentina firmaron un acuerdo binacional para erradicar al castor y restaurar los ecosistemas degradados (Anderson *et al.* 2017). Gracias a esto se ha efectuado control y manejo de castor en Tierra del Fuego principalmente, y en la última década se han ejecutado más acciones en el continente enfocándose en el sector de Península Brunswick donde se encuentra la Reserva Laguna Parrillar, lugar en donde a partir del

año 2013 las labores de prospección y control de castores fueron asignadas a personal dedicado (Ros *et al.* 2019). Después, en 2015 se publicó un decreto que elimina ciertas prohibiciones en el trampeo para el control de especies dañinas (MINAGRI, 2015). Al 2020, se encuentra en vigencia el proyecto “Fortalecimiento y desarrollo de instrumentos para el manejo, prevención y control del castor, una especie exótica invasora en la Patagonia chilena”, el cual es ejecutado por el Ministerio del Medio Ambiente, y apoyado por el Global Environment Facility (GEF) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (Roulier, 2016).

1.3 Estudio y modelaje de hábitat

Dentro de los estudios realizados respecto al castor en el sector austral de la Patagonia, se identificaron distintos focos de indagación, tales como comportamiento en el avance de la especie en el territorio (Huertas *et al.* 2017), evaluación de los daños (Arismendi *et al.* 2008), control y restauración (Anderson *et al.* 2008, Schiavini *et al.* 2016, Toro, 2014), variabilidad genética (Fasanella, 2012) y modelaje de distribución (Davis, 2014; Soto Volkart, 2006; Skewes *et al.* 2006).

En cuanto al modelaje de nicho, esta emplea algoritmos para determinar la potencial distribución de una especie (aquí falta una cita de maxent), siendo catalogado como una herramienta útil, rápida y precisa en el área de la biogeografía (Cruz-Cárdenas *et al.* 2014). En este contexto, se señala su posible contribución en el control, erradicación y mitigación de la colonización y expansión de especies invasoras (Vicente *et al.* 2013). Los resultados del modelaje se presentan mediante puntos de posible presencia en un modelo cartográfico, resultado al que se llega luego de establecer la relación entre los puntos de presencia actual y la idoneidad de las variables ambientales (Mateo *et al.* 2011).

Existen parámetros que benefician el desempeño de los modelos de predicción, uno de ellos es la elección de localidades con ocupación para llevar a cabo el pronóstico (Elith

& Leathwick, 2009). Esta característica ha sido favorable para el análisis de invasiones por parte de especies exóticas a distintos niveles. En el caso de los estudios de hábitat referentes al establecimiento del castor en el extremo sur de la Patagonia, se ha indicado que la ocupación potencial obedece a la capacidad de carga de los ecosistemas (Pietrek & Fasola, 2014), lo que evidenciaría patrones temporales en la colonización con mayor o menor posibilidad predictiva (Pietrek & Fasola, 2014; Davis, 2014). En relación con esto, se señala la preferencia por diversos ambientes como bosque y estepa, dependiendo de la densidad de las poblaciones (Davis, 2014; Schiavini *et al.* 2016; Pietrek *et al.* 2017).

Los estudios de modelamiento realizados en la región incluyen datos de presencia total o bien, solo de establecimiento. En este contexto, parece importante diferenciar los conceptos de uso y establecimiento de una especie. El uso de hábitat responde a todo signo o huella característica de una especie en un lugar determinado, en el caso del castor, estos signos provienen de actividades de alimentación y construcción, o incluso posible avance, identificándose mediante roídos, castoreras y diques (Taylor *et al.* 2017). El concepto de establecimiento, por otro lado, solo considera las señales de colonización en un territorio, caracterizadas por la presencia de diques y madrigueras, donde se resguarda ante posibles amenazas y almacenan sus alimentos (Fasanella & Lirrazalde, 2016).

La ocurrencia del castor se ve influenciada por diversas variables ambientales y físicas que han sido usadas para describir su nicho ecológico (Tabla 1). Donde la vegetación cumple un rol importante, considerando el régimen alimentario herbívoro que el castor posee; existiendo preferencia por especies *Nothofagus antarctica* (G. Forst 1871), *N. pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser 1896, *N. betuloides* (Mirb.) Oerst, *Chiliodendron diffusum* (G.Forst.) Kuntze y *Berberis ilicifolia* L.f. (Sielfeld & Venegas, 1980). Su establecimiento se observa principalmente en sectores boscosos, no obstante, también se ha encontrado al castor en paisajes inesperados como la estepa magallánica, donde pueden incluso desarmar diques para consumo en invierno (Silva, 2012). Otro factor determinante es el hídrico, ya que, debido a la anatomía de este animal, posee mayor

habilidad acuática que terrestre. Esto causa que el castor construya su hogar (madriguera) sobre los cursos de agua, donde las crías se resguardan hasta los tres meses (Rojel, 2009). Por último, las variables de tipo topográfico pueden resultar interesantes en la investigación, ya que se indica que la pendiente del terreno influye sobre el manejo del flujo de agua de los cursos que ocupa el castor (Feldhamer, 2003).

Tabla 1. Variables asociadas a la presencia/ausencia de castores, ya sea en su carácter nativo o exótico, de acuerdo con literatura científica.

VARIABLE DE HÁBITAT	TIPO	RESOLUCIÓN ESPACIAL	FUENTE
VARIABLES HÍDRICAS			
Red hídrica	Categórica	10	(Rojel , 2009; Pietrek & González-Roglich, 2015; Davis, 2014)
Distancia de Red Hídrica	Continua	10	(Rojel, 2009; Davis, 2014)
Distancia de cuerpos de agua	Continua	10	(Sielfeld & Venegas, 1980; Davis, 2014)
VARIABLES VEGETACIONALES			
Cobertura de suelos	Categórica	20	(Sielfeld & Venegas, 1980; Pietrek & González-Roglich, 2015; Davis, 2014)
VARIABLES TOPOGRÁFICAS			
Pendiente	Continua	30	(Feldhamer, 2003; Pietrek & González-Roglich, 2015; Davis, 2014)
Orientación	Continua	30	(Mateo <i>et al.</i> 2011; Davis, 2014)

Modelo de elevación	Continua	30	(Mateo <i>et al.</i> 2011; Davis, 2014)
----------------------------	----------	----	---

Este estudio exploratorio busca como objetivo determinar la distribución potencial del castor en la Reserva Forestal Laguna Parrillar y alrededores, para responder la pregunta si hay diferencias aparentes en la distribución potencial según el tipo de ocurrencia de castor, ya sea de presencia o establecimiento de castor. Objetivos específicos son la creación de un sistema de información geográfico para la generación de mapas con variables de vegetación, red hídrica y topografía, y para concentrar los resultados de los modelos potenciales de distribución de castor. Desarrollar y validar los modelos de distribución potencial con información de ocurrencias de castor en el sector de Laguna Parrillar.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El área de estudio se emplaza en las cuencas hidrográficas que interceptan la Reserva Forestal Laguna Parrillar (Fig. 1). Esta unidad correspondiente al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (SNASPE), fue creada el 22 de abril de 1977 por D.S. N.º 245 del Ministerio de Agricultura (MINAGRI, 1977), siendo descrita como Reserva Nacional a usanza de la administración de CONAF. El sitio se ubica 52 Km al sur de la ciudad de Punta Arenas, región de Magallanes y de la Antártica Chilena.

El clima predominante es templado frío con características oceánicas. Fluctuando la temperatura media anual entre los 6 y 7° Celsius, con máximas en la temporada estival entre 16 y 18° Celsius. En el período invernal, las mínimas pueden descender hasta los -5° Celsius. En su atmósfera la velocidad promedio del viento es de alrededor de 20 km/h; con rachas que superan los 60 km/h. La precipitación media anual no supera los 800 mm (Olivares, 2010).

Relativo a la hidrografía del área de estudio, se señala a la Laguna Parrillar como el cuerpo de agua de mayor extensión con una superficie aproximada de 970 ha y alimentada por afluentes permanentes, provenientes de cumbres y faldeos de cerros circundantes. Los cursos de agua del área tienen dirección generalmente Norte a Sur, destacando dentro de la Reserva Laguna Parrillar el Río San Juan el cual desemboca en el estrecho de Magallanes y representa la mayor cuenca, con un caudal entre los 9 a 30 m³/s, a lo que se suman los ríos Canelo, Desaguadero y Chorrillo Hermoso (Parada, 2010). Fuera y rodeando la Reserva, se encuentran las cuencas de los ríos La Caleta, Río Grande, Río Hondo y Río Tres Brazos (Fig. 1).

En el lugar es posible encontrar fauna representativa de la Región, registrándose especies de mamíferos endémicos como huemul (*Hippocamelus bisulcus*, Molina 1782), zorro gris (*Lycalopex griseus*, Gray 1837), zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*, Molina 1782), puma (*Puma concolor*, Linnaeus 1771), coipo (*Myocastor coypus*, Molina 1782) y huillín (*Lontra provocax*, Thomas 1908). También es posible encontrar especies introducidas como liebres (*Lepus europaeus*, Pallas 1778), conejos (*Oryctolagus cuniculus*, Linnaeus 1758), rata almizclera (*Ondatra zibethicus*, Linnaeus 1766) y la especie objetivo de este estudio, castor americano. Además, en el área es posible encontrar aves representativas de los ecosistemas como caiquenes (*Chloephaga picta*, Gmelin 1789) y carpintero negro (*Campephilus magellanicus*, King 1828). Y finalmente, una de las especies exóticas que permite actividades de pesca deportiva, la trucha de arrollo (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill 1814) (CONAF, 1989).

En lo respectivo a la vegetación del área, está responde principalmente a cuatro tipos de formaciones: andinas, boscosas, ribereñas y turberas (Dollenz, 1983). En las formaciones andinas se posicionan plantas de baja altura, señalándose especies tales como murtilla (*Empetrum rubrum* Vahl ex Willd) y frutilla del diablo (*Gunnera magellanica* Lam.). Las formaciones boscosas están compuestas por Coihue (*Nothofagus betuloides*, Mirb. Oerst.), Lengua (*Nothofagus pumilio*, Poepp. & Endl. Krasser 1896) y Ñirre (*Nothofagus antártica*, G.Forst. Oerst. 1871), pudiéndose encontrar estas últimas con un hábito de crecimiento achaparrado. Se distinguen cinco

tipos de turberas de acuerdo con su composición: turbera de *Sphagnum fimbriatum* Wilson, 1847, *Primula magellanica* Lehmann 1817, *Polytrichum juniperinum* Hedw., *Marsippospermum* y *Sphagnum magellanicum* Brid., siendo esta última la formación de mayor área en el lugar (CONAF, 1989). Además de las formaciones mencionadas se distinguen especies arbustivas tales como Zarzaparrilla (*Ribes magellanicum* Poir.), Calafate (*Berberis microphylla* G. Forst.) y Michay (*Berberis darwinii* Hook), abundante en todo el sector y característico del estrato inferior del bosque de Lengua y Coihue de Magallanes.

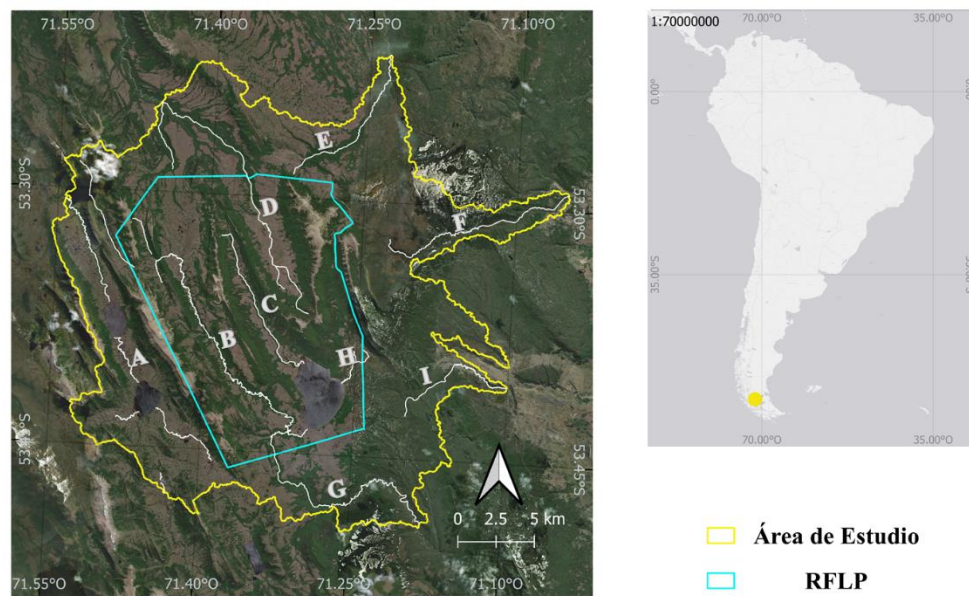


Fig. 1. Mapa de ubicación de área de estudio: sector de la Reserva Nacional Laguna Parrillar y alrededores (Península de Brunswick, Comuna de Punta Arenas). A) Río La Caleta; B) Río San Juan; C) Río Turbas; D) Río Canelo; E) Río Grande; F) Río Tres Brazos; G) Desaguadero; H) Chorrillo Hermoso; I) Chorrillo Hondo.

2.2 Preparación y ejecución del modelo de distribución potencial

Para generar los modelos de distribución potencial se consideraron los datos de presencia y establecimiento de castor, junto con covariables correspondientes a coberturas de suelo, cuerpos y cursos de agua, y variables topográficas. Como base para desarrollar los modelos de distribución potencial usando máxima entropía (MaxEnt 3.3).

2.2.1 Registro de presencias

Se colectó información de presencia de castor en el área de la Reserva relevando la literatura científica publicada, reportes y consultando especialistas en la gestión de castor. De esta manera se lograron obtener puntos de presencia de castor en el área de la RFLP colectados entre 2008-2019 (Anexo 5). Para este trabajo cabe destacar que una parte de la información de presencias recibió el apoyo del “Proyecto GCP/CHI/034 Fortalecimiento y desarrollo para el manejo, prevención y control del castor (*Castor canadensis*), una especie exótica invasora en la Patagonia Chilena” que recibió financiamiento FAO y de cuya propiedad son los datos. Adicionalmente, se realizaron campañas de terreno para coleccionar datos entre los meses de noviembre y enero del año 2020. Los registros se clasificaron según presencia: todos los signos de castor disponibles, esto es 202 puntos incluyendo roídos, diques y castoreras); y establecimiento: los signos que incluyen solo castoreras y diques (30 puntos; Fig. 2). Con esto se generó dos archivos con la respectiva latitud y longitud (en grados decimal) en formato csv delimitado por comas (Fig. 2).

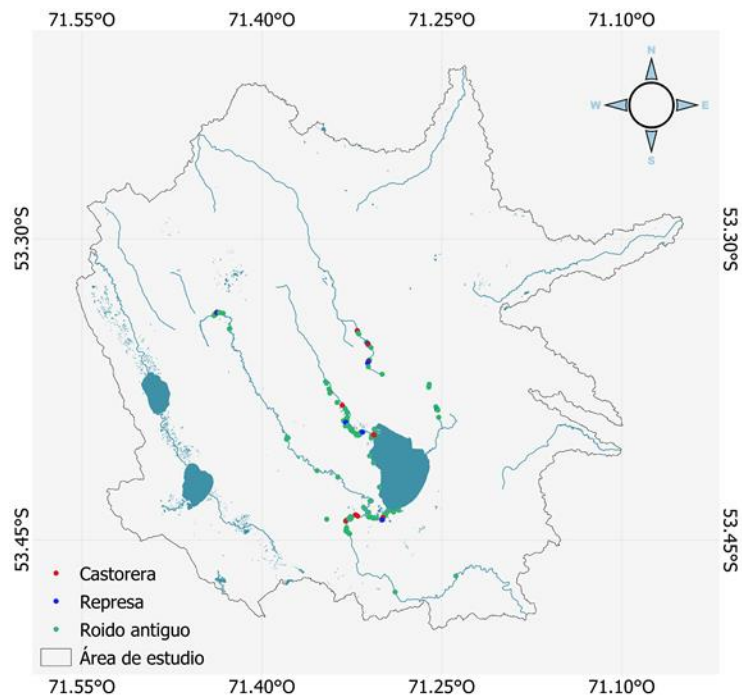


Fig. 2. Puntos de presencia de diques, castoreras y roídos en el sector de la Reserva Nacional Laguna Parrillar y alrededores (Península de Brunswick, Magallanes).

2.2.2 Preparación de variables por percepción remota

La selección de las variables se realizó en base a la revisión de diversos estudios respecto a distribución del castor (Tabla 1), la disponibilidad de imágenes satelitales y datos de libre disposición y la generación de capas de datos en un sistema de información geográfico. De esta manera se trabajaron coberturas de suelo, distancia hacia cuerpos de agua, red hídrica, distancia hacia red hídrica, elevación, orientación y pendiente.

2.2.3 Coberturas de suelo

En la generación de la cartografía de coberturas de suelo, se utilizaron imágenes satelitales Sentinel-2 obtenidas el febrero de 2019. Definiéndose a partir de literatura,

catastros previos y análisis en terreno, un total de siete clases: turba camefítica-graminoide, turba esfagnosa, bosque de Lengua, bosque de Coihue, bosque achaparrado de Ñirre-Lengua, pradera-matorral, y áreas sobre el límite de la vegetación. La elaboración de esta capa de información se describe en detalle en anexos (Anexo 1). Se utilizó clasificación supervisada orientada al píxel, generándose áreas de entrenamiento a partir de fotointerpretación y en complemento con conocimiento experto del área de estudio, para ello se utilizaron imágenes disponibles como Google Satellite, Bing Satellite y Yandex Satellite. Se generaron aproximadamente 100 regiones de interés para cada clase definida, distribuidos heterogéneamente sobre el área de estudio. El método de asignación corresponde a Mapeo de Angulo Espectral (Kruse *et al.* 1993) implementado el complemento Semi-Automatic Classification (Congedo, 2016) del programa QGIS (Quantum Development Team, 2020). La validación se hizo con datos capturados en terreno, usando el índice de fiabilidad global como métrica de exactitud.

2.2.4 Cuerpos y cursos de agua

Los cursos y cuerpos de agua fueron digitalizados mediante fotointerpretación, usando como apoyo las imágenes dispuestas por los servicios de mapas Google satellite, Bing satellite y Yandex satellite. Para el caso de los cuerpos de agua se consideraron unidades con un ancho mínimo de 50 metros, mientras que en los cursos de agua se agregó un buffer de 5 metros. Las capas se generaron inicialmente en formato vectorial para luego rasterizarse, a lo cual se aplicó un algoritmo de proximidad, el cual indica la distancia desde el centro de cada píxel hacia el centro del píxel más cercano identificado como objetivo (cursos y cuerpos de agua).

2.2.5 Variables topográficas

La generación de las variables topográficas se realizó usando de base el modelo de elevación digital ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) GDEM (Global Digital Elevation Model) poseedor de una resolución espacial de 30 metros, obtenida a través de <https://lpdaac.usgs.gov> de la LP DAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center) de la NASA (National Aeronautics

and Space Administration). A partir de este dato se obtuvieron las variables de pendiente ($^{\circ}$) y orientación ($^{\circ}$ acimut) a través de los algoritmos dispuestos en QGIS.

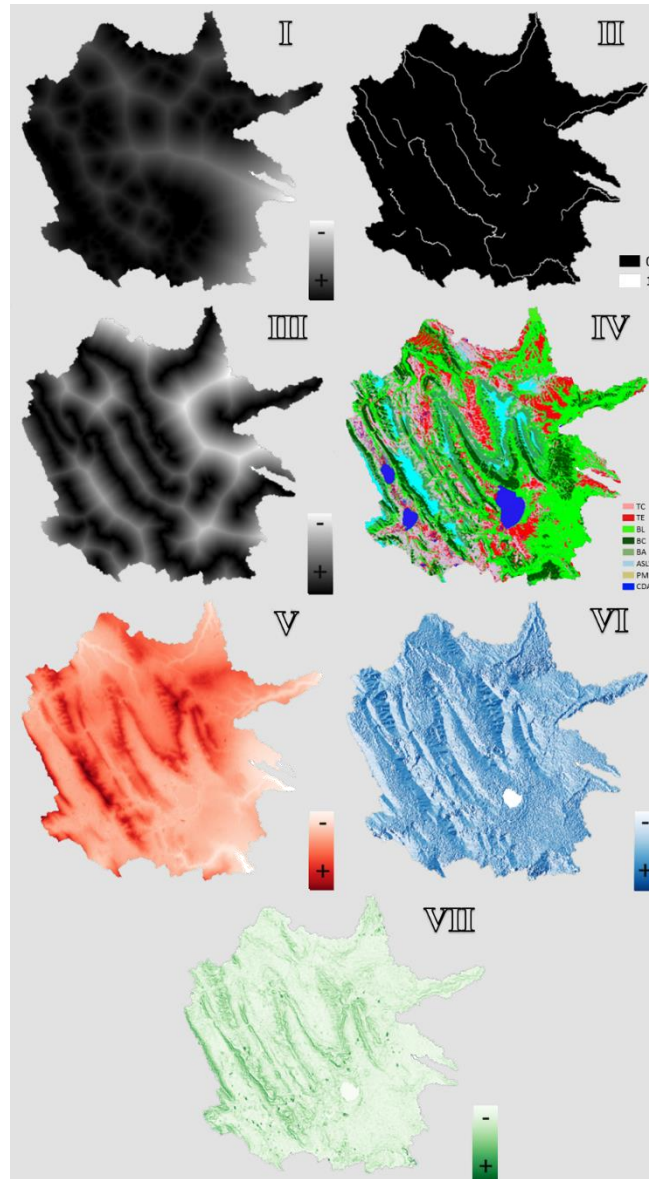


Fig. 3. Variables utilizadas para el modelamiento de distribución potencial del castor en la RFLP y alrededores. I) Proximidad de cuerpos de agua; II) Rasterización de capa vectorial de Red hídrica con buffer de 5 metros; III) Proximidad entre red hídrica; IV) Clasificación de cobertura de suelo (BL=Bosque de Lengua; BC=Bosque de Coihue;

BA=Bosque Achaparrado Ñirre-Lenga; TE=Turba Esfagnosa; TC=Turba Camefítica-Graminoide; ASLV= Área sobre el límite de la vegetación; PM=Pradera-Matorral) ; V) Modelo de elevación digital; VI) Orientación; VII) Pendiente

2.2.5 Preparación de los Datos

Previo a la ejecución del modelo se procesaron los datos para obtener el formato adecuado. En el caso de los puntos de presencias, se generaron archivos separados por coma (CSV) con las respectivas latitudes y longitudes en formato decimal. Mientras que todas las variables ambientales fueron alineadas con el objetivo de que tuviesen la misma extensión geográfica y resolución espacial (10 m), por último, todas fueron convertidas a datos en modelo de representación ráster y formato ASCII. Cabe destacar que tanto los datos de presencia, como las variables ambientales fueron definidas en un Sistema de Referencia de Coordenadas Datum WGS-84 (EPSG: 4326).

2.2.6 Modelos de distribución potencial de castor

El software utilizado en la generación de los modelos de distribución potencial fue MaxEnt (versión 3.3.3; https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/) (Phillips *et al.* 2004, Phillips *et al.* 2006), el cual procesó la información del conjunto de capas de variables ambientales, así como un conjunto de ubicaciones de ocurrencia georreferenciadas, para producir los modelos de idoneidad relativa en toda el área de estudio (Olivero *et al.* 2016).

Se ejecutaron dos modelos, uno de distribución potencial de presencia de castor y otro de establecimiento de la especie. El modelo de presencia se elaboró con la totalidad de datos de registros (Modelo 1), mientras que el de establecimiento abordó solo los datos de diques y castoreras (Modelo 2).

En ambos modelos la configuración de Maxent fue por defecto, excepto por la activación de los módulos de 1) creación de curvas de respuesta (“Create response curves”) y “Do jackknife to measure variable importance”). En configuración básica se

activó el módulo de semilla aleatoria (“Random seed”), asignándole un valor de 20 % al porcentaje de prueba al azar (“Random test percentage”), con un número de 10 replicaciones bajo el tipo de replicación por submuestra (“subsample”). En configuraciones avanzadas solamente se modificó el número de iteraciones máximas (“Maximum iterations”) igualándose a 5000. El formato de salida del modelo fue logístico.

2.2.7 Metodología de análisis de los modelos

Para medir la fiabilidad de los modelos se utilizó el parámetro de área bajo la curva (AUC) de la curva ROC (“Receiver Operating Characteristic”), el cual funciona mediante la evaluación de la proporción de puntos falsos y verdaderos positivos, desplegados en dos ejes X e Y, la proporción de falsos positivos (1-especificidad) y en el eje Y la proporción de positivos verdaderos (sensibilidad) (Jiménez-Valverde & Lobo, 2007). Según los estándares, la precisión de un modelo es mayor cuando la proporción de positivos verdaderos es mayor a la de positivos falsos, lo que refleja el AUC; estimándose que valores sobre 0,9 de AUC dan cuenta de modelos con alta exactitud y valores entre 0,7 y 0,9 indican modelos con buena exactitud (Thuillier *et al.*, 2009)

Se utilizó la prueba de permutación del algoritmo Maxent para elegir las variables relevantes para los modelos de presencia y establecimiento. Los valores de contribución porcentual se calculan durante el desarrollo del modelo a partir de cambios en la ganancia, mientras que la importancia de la permutación se calcula cambiando los valores de cada variable en las ubicaciones de entrenamiento y de fondo y luego reevaluando el modelo (Searcy & Shaffer, 2016).

Finalmente, los modelos cartográficos resultantes se ingresaron a Quantum GIS 3.10.3 (Quantum GIS Development Team, 2020, donde se evaluaron parámetros espaciales como la superficie según los rangos de probabilidad para cada modelo.

3. RESULTADOS

3.1 Evaluación de los modelos

Ambos modelos presentaron alta precisión según el parámetro de área bajo la curva (AUC). En el modelo de distribución potencial de presencia el valor de AUC fue de 0,965, con una desviación estándar de 0,009, mientras que en el modelo de distribución potencial de establecimiento el AUC resultante fue de 0,935 con una desviación estándar de 0,051.

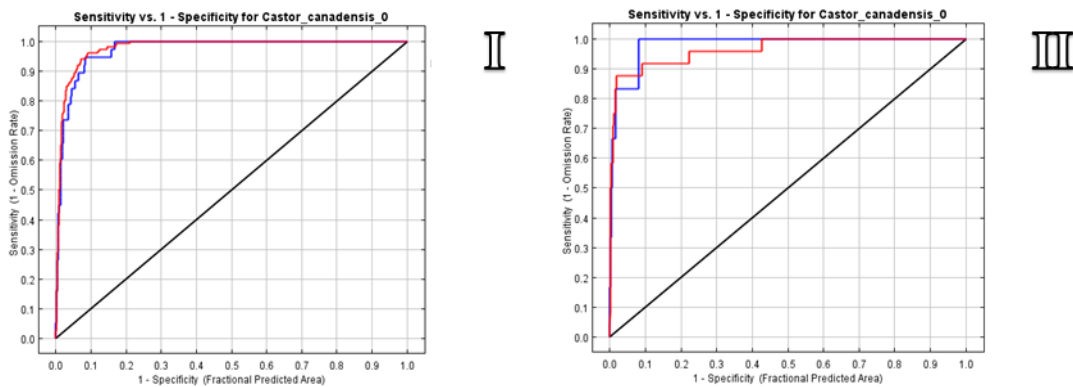


Fig. 4 Curva de evaluación del modelo de nicho ecológico Análisis de sensibilidad, curva ROC y área bajo la curva (AUC) para los modelos predictivos, utilizando Maxent para los grupos estudiados. I) Modelo de distribución potencial de presencia de castor. II) Modelo de distribución potencial de establecimiento de castor.

3.2 Variables relevantes en los modelos obtenidos

Los resultados indican que la variable hídrica Distancia de Cursos de Agua contribuyó con un porcentaje alto en los modelos de distribución obtenidos (Tabla 2), alcanzando un valor considerablemente mayor en el modelo de establecimiento (94%) con relación al obtenido en el modelo de presencia de hábitat (66,4%).

Tabla 2. Variables ambientales relevantes seleccionadas en el análisis para cada grupo. Se presenta los valores de porcentaje de contribución de cada variable en el modelo y en paréntesis la importancia de permutación.

VARIABLES	MODELO I	MODELO II
Distancia de Red Hídrica	64,3(66,4)	83,1(94)
Distancia de Cuerpos de Agua	13,3(8,8)	6,6(4,3)
Coberturas de suelo	10,6(5,6)	6,5(0,1)
Elevación	10,2(17,7)	2,1(1,3)
Pendiente	1,1(1)	6,5(0,1)
Orientación	0,3(0,5)	1,2(0,3)
Red Hídrica	0,1(0)	0,4(0)

3.2.1 Modelo de presencia potencial de castor

En lo que respecta al modelo (I) de presencia de castor, se señalan cuatro variables de mayor incidencia sobre el modelo: Distancia de Cursos de Agua, Elevación, Distancia de Cuerpos de Agua y Cobertura de Suelo (Fig. 5). La curva de respuesta para Distancia de Cursos de Agua logra su máxima influencia cuando la distancia a los cursos de agua se acerca a 0 metros, con una probabilidad de que la especie lo habite de 0,8. Para la elevación se logra la mayor influencia equivalente a 0,75 en valores entre 250-300 msnm. En la variable Distancia de Cuerpos de Agua se repite la relación negativa entre distancia y presencia, alcanzando una probabilidad de 0,8 en distancias dentro del rango de 0-100 metros. En cuanto a la Cobertura de Suelo su máxima influencia la logra en la categoría Bosque de Lengua con una probabilidad de 0,6.

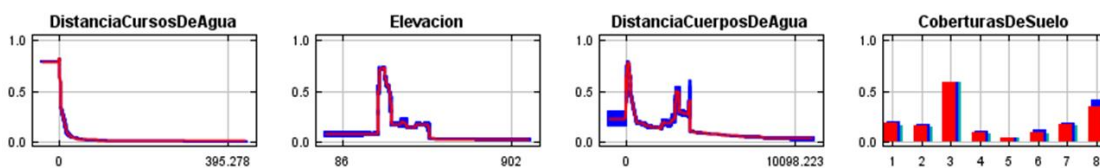


Fig. 5 Curva de respuesta de la probabilidad de presencia según las principales cuatro variables explicativas que intervinieron en el ajuste del modelo de presencia.

3.2.2 Modelo de establecimiento potencial de castor

Respecto a los resultados obtenidos en el modelo de establecimiento de castor, las cuatro variables de mayor influencia sobre el modelo son: Distancia de Cursos de Agua, Distancia de Cuerpos de Agua, Elevación y Orientación (Fig. 6). La curva de respuesta para Distancia de Cursos de Agua alcanza su máximo valor de probabilidad (0,85) para valores de 0 metros de distancia hacia los cursos de agua. Para la Distancia de Cuerpos de Agua, los valores entre 0-100 m alcanzaron el mayor valor para la probabilidad de 0,73. En cuanto a la elevación se alcanzó la mayor probabilidad en 0,6 cuando se alcanzan valores de 290-300 msnm. Para la orientación, la mayor probabilidad de ocupación (0,74) se dio en valores cercanos a 0, lo que indica preferencia por orientación Norte.

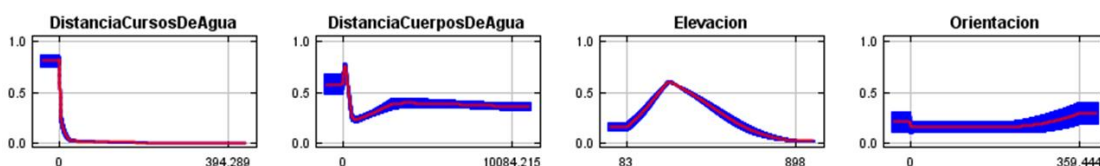


Fig. 6 Curva de respuesta de la probabilidad de presencia según las principales cuatro variables explicativas que intervinieron en el ajuste del modelo de establecimiento.

3.3 Comparación entre modelo resultantes

Los resultados de los modelos predictivos incluyen mapas con probabilidades de distribución de castor. Los resultados cartográficos mostraron sitios con alta

probabilidad de uso y establecimiento de castor en arroyos donde había y donde no había registro previo de signos. Las prospecciones situaban datos de uso o establecimiento sobre los Ríos Turbas, Canelo, San Juan y Chorrillo Hermoso, y los modelos además manifiestan predicciones de alta probabilidad de ocupación en los cursos de agua La Caleta, Tres Brazos y Río Grande (Fig. 5).

El modelo cartográfico obtenido para distribución potencial de presencia del castor presenta áreas con probabilidad más extensas que el modelo de distribución potencial de establecimiento. El análisis por medio de QGIS, bajo la condicionante de pixeles con valores mayores al 20% de probabilidad, arrojó que el modelo de distribución potencial de uso de castor (modelo I) presentaba un área de mayor extensión, con 1108,67 há, respecto al modelo de distribución potencial de establecimiento (modelo II) con 1030,49 há. Al analizar solamente las áreas de mayor probabilidad ($>0,80$), esta razón se revierte, resultando áreas de 1,77 ha para el modelo I y de 34,84 há para el modelo II.

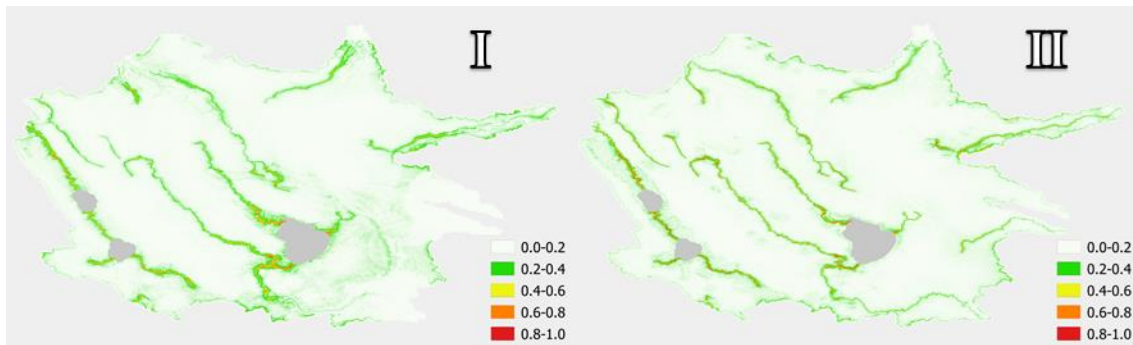


Fig. 7 Distribución potencial de *C. canadensis* modelada con MaxEnt. I) Modelo de distribución potencial de presencia de castor. II) Modelo de distribución potencial de establecimiento de castor.

4. DISCUSIÓN

El presente es el primer estudio que modela la distribución potencial de *Castor canadensis* de manera espacialmente explícita en la Reserva Forestal Laguna Parrillar y es el primer ejemplo en el territorio continental de la Región de Magallanes. Este estudio

se basa en dos enfoques fundamentales, el de presencia y establecimiento de castor. La importancia del desarrollo de modelamiento de hábitat de castor en la Reserva Forestal Laguna Parrillar radica en la implicancia sobre la gestión y control de población de castor y a la prevención de avance hacia el resto de la Península de Brunswick y áreas continentales más al norte (Graells, 2014). Esta área presenta una población de castores en condiciones abióticas ligeramente diferentes a la situada en Tierra del Fuego, tales como vientos con dirección predominante sureste en vez de suroeste, rachas máximas de menor velocidad y temperaturas medias que doblan las obtenidas en el archipiélago (Coronato *et al.* 2003), así como también, en lo que respecta al factor biótico, presencia de depredadores como el puma (Wallem *et al.* 2007). Adicionalmente, un aspecto recurrente en talleres y en los escasos estudios que se han desarrollado en el área sería el estado de avance de la colonización de castor en continente que se encontraría en una fase previa a lo observado en el archipiélago de Tierra del Fuego (Davis *et al.* 2016). Debido a esto, este estudio es un aporte novedoso para la gestión de control de castor, y una contribución en la conservación del bosque magallánico, considerado uno de los más prístinos del planeta (Silander, 2001; Mittermeier *et al.* 2002; Mittermeier *et al.* 2003)

Tanto en el modelo de presencia de castor y de establecimiento, la variable de cursos de agua tuvo mayor relevancia por sobre la de cuerpos de agua, tal como es descrito en estudios de preferencia de habitabilidad del género *Castor* (Ulevičius *et al.* 2011; Janiszewski *et al.* 2009). Si bien los resultados concuerdan con la experiencia internacional, es importante discutir que los registros de presencia provienen de prospecciones realizadas principalmente en torno a cursos de agua (Ros *et al.* 2019) con pocos registros en cuerpos de agua, o poca capacidad de detección de castor en cuerpos de agua, y que en alguna medida podrían provocar un sesgo sobre los resultados modelados (Varela *et al.* 2014; Anderson, 2015). Esto sería materia de futuras prospecciones o monitoreos que alimenten nuevos modelos para asegurar que las diferencias en detección de castor son producto de la ecología del castor y no de artefactos en la detección.

Ambas predicciones señalaron mayor probabilidad de presencia en áreas con elevación de 300 msnm, valor que está estrechamente ligado con la caracterización de los cursos de agua presentes en el área de estudio, considerando que la altura promedio es de 308 msnm y sus valores coinciden con las curvas de respuesta, desde los 69 msnm (Chorrillo Hondo) hasta los 588 msnm (Río San Juan alto). Es probable que, dada la disponibilidad de alturas, el castor se distribuya en aquellas zonas con mayor disponibilidad, más allá de una altura determinada (Coronato *et al.* 2003).

Los modelos de presencia y establecimiento presentaron diferencias identificadas tanto en el modelo cartográfico resultante como en la cuarta variable más influyente. El modelo de presencia de castor(I) cartográficamente exhibió predicciones sobre un área más extensa que las presentadas por el modelo de establecimiento, señalando pronósticos de baja probabilidad fuera del radio cercano de los cursos y cuerpos de agua, asentados sobre cobertura de Bosque de lenga y turba, aunque los vaticinios de alta probabilidad (mayor a 80%) se ubicaron sobre cursos de agua. En lo que respecta a la cuarta variable de mayor influencia se ubicó a la clase Bosque de Lenga, perteneciente a cobertura de suelo, como la más influyente en la presencia coincidiendo con los estudios realizados en Tierra del Fuego, lugar donde si bien existen registros de roídos sobre otras especies del género *Nothofagus* (Martinez *et al.* 2006; Sielfeld & Venegas, 1980) los impactos se concentran en mayor medida en el bosque de lenga dada la cercanía a riberas y abundancia en relación a otras especies, situación que se asimila la encontrada en la RFLP (Toro, 2014; Baldini *et al.* 2008). Para el modelo de establecimiento, en cambio, las predicciones se emplazaron sobre cursos de agua y sitios cercanos, cumpliendo con los datos sabidos sobre de establecimiento (Barnes & Mallik, 1997). En este caso, la cuarta variable importante fue la orientación, considerándose la dirección norte fue más importante en el establecimiento de castoreras y diques, lo cual eventualmente se podría relacionar con ventajas en habitabilidad si se considera esta población de castor en etapa de colonización reciente o incompleta (Davis *et al.* 2016). Esto podría ligarse a evitar exponer el establecimiento de manera frontal a los vientos con orientación suroeste predominantes en la zona (CONAF, 1989), evitando la destrucción de sus albergues (Żurowski, 1992), o una exposición mayor al sol. Otros

autores han ligado la exposición al viento con la comunicación entre individuos de la especie (Svendsen,1980).

Los resultados de este estudio no solo muestran la posibilidad de apoyar labores de control y manejo mediante la identificación de sitios potenciales de ocupación a través de modelos de predicción, sino que también establecen áreas de alta probabilidad de establecimiento fuera de los límites de la RFLP. Esto podría implicar la conexión entre las cuencas hidrográficas localizadas en la Reserva, situación respaldada por los datos de avistamientos de la especie por sobre la Península de Brunswick (Fig. 8) (Graells, 2014). Al estimarse una posible conexión entre cuencas hidrográficas, se considera que los futuros estudios deberían evaluar el área completa con el fin de caracterizar el sitio de estudio, evitando la creación de acotadores tanto de área de estudio como de variables, como se efectúa en Davis (2014), pues ello limitaría la caracterización de los sectores de estudio, sin ser necesario, como se observa en los resultados obtenidos en el presente trabajo.

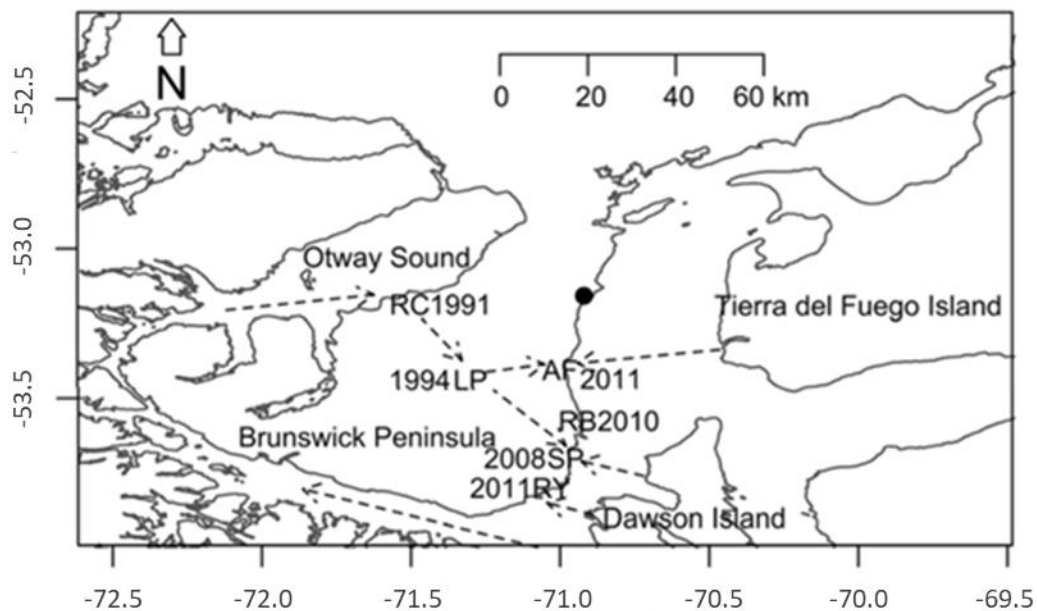


Fig. 8 Mapa de la Península de Brunswick y las fechas de los primeros avistamientos. Ruta de invasión hipotética representada por flechas. RC: Río La Caleta; AF: Río Agua

Fresca; LP: Laguna Parrillar; RB: Río Blanco; SJ: Río San Juan; SP: Río San Pedro; RY: Río Yumbel. Fuente: Adaptado de Graells et al. (2015)

Respecto a la situación de invasión de castor en la Reserva Forestal Laguna Parrillar entonces, es importante la formación de alianzas público-privadas dado que el área afectada atraviesa los límites de esta unidad del SNASPE y las imágenes satelitales disponibles dentro de los terrenos de propiedad privada carecen de resolución para detectar establecimientos recientes, de esta manera y considerando un enfoque de control donde la unidad de manejo considere las cuencas hidrográficas, podría ser una alternativa para evitar lo sucedido en Tierra del Fuego (Lizarralde, 2011). Este estudio no sólo genera antecedentes en el marco de la invasión del castor, sino que también se plantea como una base para establecer estrategias de control y manejo, particularmente en zonas como la RFLP que no sólo corresponden a zonas de alto valor para la conservación de la biodiversidad, sino que también a una reserva de agua que permitiría abastecer a la población de Punta Arenas en el futuro (Parada, 2010).

5. CONCLUSIONES

En este estudio exploratorio se logró determinar que existen diferencias de tipo cualitativas entre los modelos de presencia y de establecimiento de castor. Los resultados mostraron la viabilidad de ejecución de modelos de distribución con alta fiabilidad a partir de datos de libre disposición, software libre y la generación de variables explicativas locales, siendo estas últimas de importancia para determinar diferencias de variabilidad entre presencia y establecimiento de la especie.

La elaboración de dos modelos permitió visualizar diferencias a nivel espacial y cualitativo. Determinándose de mayor importancia las diferencias de tipo cualitativo sobre el uso del hábitat, pues en el ámbito espacial solo se notó mayor dispersión en los puntos de presencia respecto a los puntos de establecimiento potencial en rangos de baja de probabilidad (sobre 20%) y no mayores así en el análisis de sitios con alta probabilidad (sobre 80%).

La ejecución de modelaje de distribución potencial en la Reserva Forestal Laguna Parrillar arrojó resultados fiables, identificando zonas con alta probabilidad de ocurrencia sobre áreas no prospectadas. Sería interesante la inclusión de aquellas áreas de alto interés en las labores de prospección control y manejo de especies exóticas como el castor.

6. AGRADECIMIENTOS

A Felipe Guerra y Jonathan Lara pertenecientes al proyecto GEF “Fortalecimiento y Desarrollo de Instrumentos para el Manejo, Prevención y Control del Castor (*Castor canadensis*), una Especie Exótica Invasora en la Patagonia Chilena” por facilitar información relevante de presencia de la especie. Además, queremos agradecer especialmente a CONAF por apoyar en la labor logística de terreno y otorgar información respecto a la situación del castor en la Reserva Nacional Laguna Parrillar.

7. REFERENCIAS

- Anderson, C. B., Griffith, C. R., Rosemond, A. D., Rozzi, R., & Dollenz, O. (2006). The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile: do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems?. *Biological Conservation*, 128(4), 467-474.
- Anderson, C. B., Pastur, G. M., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., Moorman, M. C., & Rosemond, A. D. (2009). Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review*, 39(1), 33-52.
- Anderson, R. P. (2015). El modelado de nichos y distribuciones: No es simplemente “clic, clic, clic”. *Biogeografía*, 8, 4-27.

- Anderson, C. B., Roulier, C., & Pizarro, J. C. (2017). Perspectivas de actores clave respecto del acuerdo binacional entre Argentina y Chile sobre la erradicación del castor norteamericano y la restauración de los ecosistemas afectados. *Bosque (Valdivia)*, 38(3), 555-562.
- Arismendi, I., Szejner, P., Lara, A., & González, M. E. (2008). Impacto del castor en la estructura de bosques ribereños de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 29(2), 146-154.
- Baldini U, Aida, Oltremari A, Juan, & Ramírez, Mauricio. (2008). Impacto del castor (*Castor canadensis*, Rodentia) en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) de Tierra del Fuego, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 29(2), 162-169.
- Barnes, D. M., & Mallik, A. U. (1997). Habitat factors influencing beaver dam establishment in a northern Ontario watershed. *The Journal of wildlife management*, 1371-1377.
- Carvalho, G. (2009). Especies exóticas e invasiones biológicas. *Ciencia Ahora*, 23(12), 15-21.
- Ceña, J. C., Alfaro, I., Ceña, A., Itoitz, U. X. U. E., Berasategui, G., & Bidegain, I. (2004). Castor europeo en Navarra y la Rioja. *Galemys*, 16(2), 91-98.
- CONAF. 1989. Plan de Manejo Reserva Nacional Laguna Parrillar. Ministerio de Agricultura. 5p.
- Congedo, L. (2016). Semi-automatic classification plugin documentation. Release, 4(0.1), 29.
- Coronato, A., Escobar, J., Mallea, C., Roig, C., & Lizarralde, M. (2003). Geomorphological characteristics of mountain watershed rivers colonized by castor canadensis in Tierra del Fuego, Argentina. *Ecologia Austral*, 13(01), 015-026.

- Coto J.M. & Davis E. (2008) Informe final de prospección y trampeo de castores en la Reserva Nacional Laguna Parrillar. CONAF Magallanes.
- Cruz-Cárdenas, G., Villaseñor, J. L., López-Mata, L., Martínez-Meyer, E., & Ortiz, E. (2014). Selección de predictores ambientales para el modelado de la distribución de especies en Maxent. Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente, 20(2), 187-201.
- Cunazza, C., Fernández, V., Ivanovich, J., & Zambrano, N. (1989). Plan de manejo Reserva Nacional Laguna Parrillar.
- Davis E. (2009) Informe final de prospección y trampeo de castores en la Reserva Nacional Laguna Parrillar. CONAF Magallanes.
- Davis E. (2010) Informe final de prospección y trampeo Reserva Nacional Laguna Parrillar. CONAF Magallanes.
- Davis, E. (2014). SELECCIÓN DE HÁBITAT POR EL CASTOR NORTEAMERICANO (*Castor canadensis*), UN INGENIERO DE ECOSISTEMA, EXÓTICO EN LA ECORREGIÓN SUBANTÁRTICA CHILENA. (Doctoral dissertation, Universidad de Magallanes. Facultad de Ciencias)
- Davis, E. F., Valenzuela, A. E. J., Murcia, S., & Anderson, C. B. (2016). Habitat use by invasive North American beaver during intermediate and long-term colonization periods in southern Patagonia. Mastozoología Neotropical. 51-61
- Dollenz Alvarez, O. (1983). Fitosociología de la reserva forestal " El Parrillar", península de Brunswick, Magallanes. In Anales del Instituto de la Patagonia.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual review of ecology, evolution, and systematics, 40, 677-697.

- FAO. (2018). Material didáctico sobre especies exóticas invasoras en Argentina. Buenos Aires.
- Fasanella, M. (2012). Variabilidad genética espacial y ecología molecular en dos especies de roedores del Archipiélago de Tierra del Fuego: *Ctenomys magellanicus*, especie nativa y *Castor canadensis*, especie invasora (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Fasanella, M., & Lizarralde, M. S. (2016). Castores: ¿un riesgo de invasión que inquieta a la Patagonia Norte?.
- Feldhamer, G. A., Thompson, B. C., & Chapman, J. A. (2003). Wild mammals of North America: biology, management, and conservation. JHU Press.
- Graells, G. (2011) Informe Final “Proyecto prospección y control de nuevos focos de *Castor canadensis* en la Provincia de Magallanes”. Consulta CienciAustral. Proyecto prospección y control de foco de castores Provincia de Magallanes,2011
- Graells, G. (2014) Invasión de *Castor canadensis* en la Provincia de Magallanes. Percepciones de la comunidad local contrastada con la información de avance por datos dendrocronológicos.
- Graells, G., Corcoran, D., & Aravena, J. C. (2015a). Invasion of North American beaver (*Castor canadensis*) in the province of Magallanes, Southern Chile: comparison between dating sites through interviews with the local community and dendrochronology. *Revista chilena de historia natural*, 88(1), 3.
- Graells, G., Corcoran, D., & Aravena, J. C. (2015). Prospección y datación de la fecha de colonización del área del Río Hollemborg, provincia de Última Esperanza, el punto más septentrional de presencia de *Castor canadensis* (Castoridae) en Sudamérica. In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 43, No. 2, pp. 61-67). Universidad de Magallanes.

- Huertas Herrera, A., Lencinas, M. V., Toro Manríquez, M., Miller, J. A., & Martínez Pastur, G. (2020). Mapping the status of the North American beaver invasion in the Tierra del Fuego archipelago. *Plos one*, 15(4), e0232057.
- Huertas Herrera, A., Toro Manríquez, M., Muñoz, R., Anderson, C. B., & Martínez Pastur, G. (2017, December). Potencial presencia del castor norteamericano en el Parque Nacional Cabo de Hornos. In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 45, No. 3, pp. 67-71). Universidad de Magallanes.
- Janiszewski, P., Gugolek, A., & Nowacka, D. (2009). Characteristics of the European beaver (*Castor fiber* L.) population in the Tuchola Forest. *Roczniki Naukowe Polskiego Towarzystwa Zootechnicznego*, 5(1).
- Jenkins, S. H., & Busher, P. E. (1979). *Castor canadensis*. *Mammalian species*, (120), 1-8
- Jiménez-Valverde, A., & Lobo, J. M. (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta oecologica*, 31(3), 361-369.
- John, F., Baker, S., & Kostkan, V. (2010). Habitat selection of an expanding beaver (*Castor fiber*) population in central and upper Morava River basin. *European Journal of Wildlife Research*, 56(4), 663-671.
- Kruse, F. A., Lefkoff, A. B., Boardman, J. W., Heidebrecht, K. B., Shapiro, A. T., Barloon, P. J., & Goetz, A. F. H. (1993, August). The spectral image processing system (SIPS)-interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. In *AIP Conference Proceedings* (Vol. 283, No. 1, pp. 192-201). American Institute of Physics.
- Labrador, M., Évora, J., & Arbelo, M. (2012). Satélites de Teledetección para la Gestión del Territorio. La Laguna, Spain.
- Lizarralde, M. (2011). Coordinación Nacional de Estudios y Proyectos de Especies Exóticas Invasoras (EEI) de la Fauna Silvestre.

- Malmierca, L., Menvielle, M. F., Ramadori, D., Saavedra, B., Saunders, A., Soto, N., & Schiavini, A. (2011). Eradication of beaver (*Castor canadensis*), an ecosystem engineer and threat to southern Patagonia. In *Island invasives: eradication and management*, International Conference on Island Invasives (pp. 87-90).
- Mann, A. (2008). Vertebrados dañinos en Chile: desafíos y perspectivas. *Actas del seminario taller*, 8.
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V., Escobar, J., Quiroga, P., Malmierca, L., & Lizarralde, M. (2006). Understory succession in areas of *Nothofagus* forests affected by *Castor canadensis* in Tierra del Fuego (Argentina). *Appl Veg Sci*, 9, 143-154.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240.
- Méndez, M. M. (2013). El rol del cirripedio introducido *Balanus glandula* como ingeniero ecosistémico en intermareales de Patagonia, Argentina (Doctoral dissertation, Doctoral Thesis. Universidad Nacional del Comahue, Argentina).
- MINAGRI. Decreto N°245, 1977, Ley de Bosques, Ministerio de Agricultura
- MINAGRI. Decreto N°65, 2015, Ley de Caza, Ministerio de Agricultura
- Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J., Fonseca, G., & Konstant, W. R. (2002). *Wilderness: Earth's last wild places* (No. 333.782 W673w). México, MX: CEMEX.
- Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Brooks, T. M., Pilgrim, J. D., Konstant, W. R., da Fonseca, G. A., & Kormos, C. (2003). Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(18), 10309-10313.

- Navas, J. R. (1987). Los vertebrados exóticos introducidos en Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales " Bernardino Rivadavia"*.
- Olivero, J., Toxopeus, A. G., Skidmore, A. K., & Real, R. (2016). Testing the efficacy of downscaling in species distribution modelling: a comparison between MaxEnt and favourability function models. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(1), 99-114.
- Parada Olivares, M. A. (2010). Antecedentes para la elaboración de un plan de interpretación ambiental en la Reserva Nacional Laguna Parrillar, Región de Magallanes y la Antártica Chilena.
- Pauchard, A., Quiroz, C., García, R., Anderson, C. H., & Kalin, M. T. (2011). Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. *Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina*, 79-94.
- Pietrek, A., Fasola, L. (2014). Origin and history of the beaver introduction in South America. *Mastozoología Neotropical*, 355-359
- Pietrek, A. G., & González-Roglich, M. (2015). Post-establishment changes in habitat selection by an invasive species: beavers in the Patagonian steppe. *Biological Invasions*, 17(11), 3225-3235.
- PNUD. 2016. "Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile". Santiago de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- QGIS Development Team (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Ramírez-Albores, J. E. (2016). Predicción de la distribución geográfica y conservación de nicho de un árbol invasor en México. *Revista Ecosistemas*, 25(3), 160-163.

- Rojel Figueroa, I. (2009). El castor, sus características y adaptaciones biológicas, impacto sobre el ecosistema patagónico y análisis de la factibilidad de control o erradicación de la especie en la zona austral.
- Ros F., Capellán F., Moraga CA. (2019) Informe Final “Actividades piloto de erradicación de castor (*Castor canadensis*) en la Reserva Nacional Laguna Parrillar, Región de Magallanes y Antártica Chilena”. Consultora Método SpA. Proyecto GCP/CHI/034 Fortalecimiento y desarrollo para el manejo, prevención y control del castor (*Castor canadensis*), una especie exótica invasora en la Patagonia Chilena. GEF-FAO-MMA-CONAF-SAG-WCS.
- Roulier, C., Anderson, C. B., Van Aert, P., & Mussetta, P. Actores detrás de un problema ambiental: articulaciones, escalas y desencuentros.
- Sánchez Velez, N. G. (2018). Identificación de zonas de riesgo potencial de invasión por especies exóticas en el Ecuador continental a través del uso de modelos de nicho ecológico, año 2018 (Bachelor's thesis, Quevedo: UTEQ).
- Schiavini, A., Carranza, M. L., Deferrari, G., Escobar, J., Malmierca, L., & Pietrek, A. G. (2016). Erradicación de especies invasoras: ciencia, actitud y entendimiento. El castor en tierra del fuego. *Mastozoología neotropical*, 23(2), 279-288.
- Searcy, C. A., & Shaffer, H. B. (2016). Do ecological niche models accurately identify climatic determinants of species ranges?. *The American Naturalist*, 187(4), 423-435.
- Silander, J. A. (2001). Temperate forests. *Encyclopedia of biodiversity*, 5(1), 607-625.
- Silva, C. (2012). El Castor americano, especie exótica invasora en la Patagonia. *La Chiricoca*, 12
- Sielfeld, W. & C. Venegas 1980. Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* en Isla Navarino, Chile. *Anales Instituto Patagonia*, (Chile) 11:247-257.

- Skewes, O., Gonzalez, F., Olave, R., Ávila, A., Vargas, V., Paulsen, P., & König, H. E. (2006). Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research*, 52(4), 292-296.
- Soto Volkart, N. (2006). Construcción de un índice de calidad de hábitat para *Castor canadensis* (Kuhl 1820, Rodentia) en la región de Magallanes, Chile (Doctoral dissertation, MSc thesis, International University of Andalusia, Spain).
- Svendsen, G. E. (1980). Patterns of scent-mounding in a population of beaver (*Castor canadensis*). *Journal of Chemical Ecology*, 6(1), 133-148.
- Taylor, J.D., Yarrow, G.K., and J.E. Miller. 2017. Beavers. *Wildlife Damage Management Technical Series*. USDA, APHIS, WS National Wildlife Research Center. Ft. Collins, Colorado. 21p.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. B. (2009). BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32, 369–373.
- Toro Manríquez, M. D. R. (2014). Regeneración de lenga en micrositos de sectores perturbados y no perturbados por efectos del *Castor canadensis* Kuhl en Tierra del Fuego.
- Ulevičius, A., Kisielytė, N., & Jasiulionis, M. (2011). Habitat use and selectivity by beavers (*Castor fiber*) in anthropogenic landscape. *Ekologija*, 57(2).
- Urbina-Cardona, J. N., & Castro, F. (2010). Distribución actual y futura de anfibios y reptiles con potencial invasor en Colombia: una aproximación usando modelos de Nicho Ecológico. *Biodiversidad y Cambio Climático*. Bogota, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana, 65-72.
- Varela, S., Mateo, R. G., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014). Macroecología y ecoinformática: sesgos, errores y predicciones en el modelado de distribuciones. *Revista Ecosistemas*, 23(1), 46-53.

- Venegas Canelo, C., & Sielfeld, W. (1980). Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl, en Isla Navarino, Chile. In Anales del Instituto de la Patagonia.
- Vicente, J. R., Fernandes, R. F., Randin, C. F., Broennimann, O., Gonçalves, J., Marcos, B., ... & Honrado, J. P. (2013). Will climate change drive alien invasive plants into areas of high protection value? An improved model-based regional assessment to prioritise the management of invasions. *Journal of environmental management*, 131, 185-195.
- Wallem, P. K., Jones, C. G., Marquet, P. A., & Jaksic, F. M. (2007). Identificación de los mecanismos subyacentes a la invasión de *Castor canadensis* (Rodentia) en el archipiélago de Tierra del Fuego, Chile. *Revista chilena de historia natural*, 80(3), 309-325.
- Williamson, M., & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666.
- Żurowski, W. (1992). Building activity of beavers. *Acta Theriol*, 37(4), 403-411.

8. ANEXOS

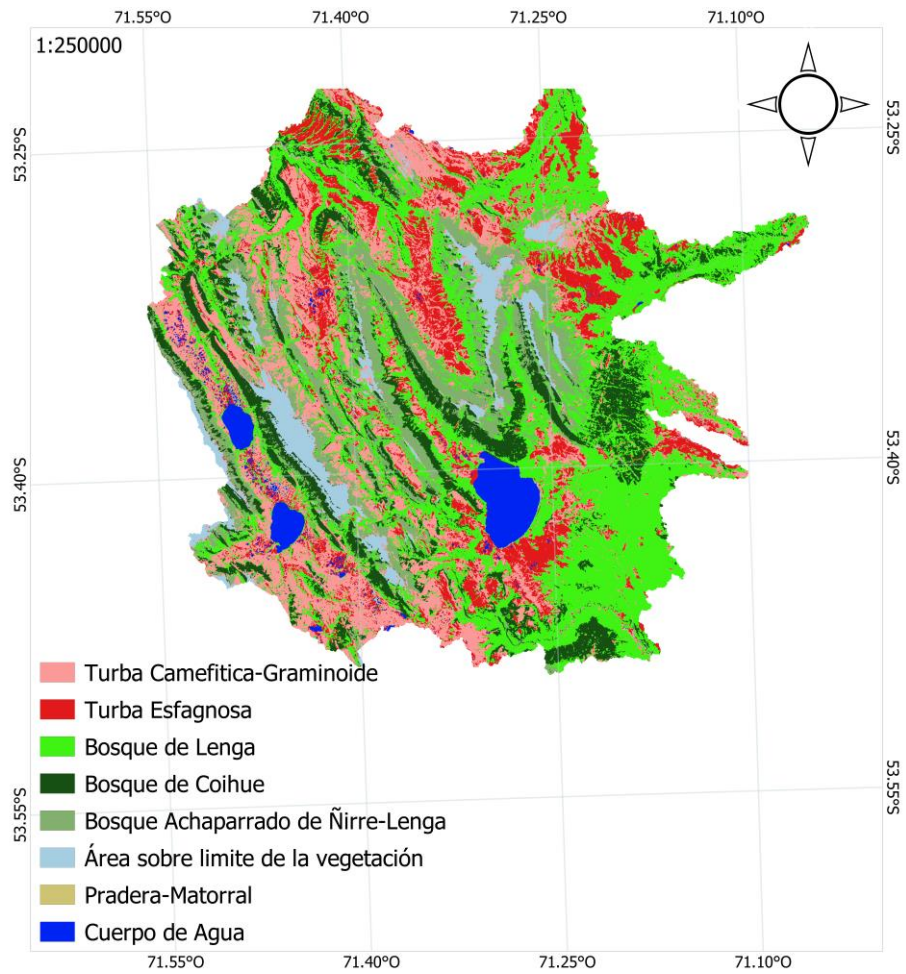
Anexo 1. Clasificación de cobertura de suelo en el área de la Reserva Forestal Laguna Parrillar y cuencas circundantes.

La cartografía de coberturas de suelo se generó a partir de datos satelitales Sentinel-2 (adquiridos el 04 de febrero de 2019), con una resolución espacial de 20 m para las bandas multiespectrales, poseyendo 13 bandas del espectro (Labrador *et. al* 2012). La leyenda definida considero las siete clases de cobertura de suelo incluyendo turba camefítica-graminoide, turba esfagnosa, bosque de Lengua, bosque de Coihue, bosque achaparrado de Ñirre-Lengua y pradera-matorral, y áreas sobre el límite de la vegetación. Se aplicó una clasificación supervisada orientada al píxel, para lo cual fue necesario generar áreas de entrenamiento, aplicar un algoritmo de asignación y finalmente evaluar la exactitud de la imagen clasificada. Las áreas de entrenamiento, correspondientes a áreas representativas de cada categoría definida, fueron generadas en este estudio a partir de fotointerpretación y en complemento con conocimiento experto del área de estudio, para ello se utilizaron imágenes disponibles como Google Satellite, Bing Satellite y Yandex Satellite. Se generaron aproximadamente 100 regiones de interés para cada clase definida, distribuidos heterogéneamente sobre el área de estudio. El método de asignación corresponde a Mapeo de Angulo Espectral (Kruse *et al.* 1993) implementado el complemento Semi-Automatic Classification (Congedo, 2016) del programa QGIS (Quantum Development Team, 2020). La validación de la imagen clasificada tiene por objetivo evaluar la correspondencia entre los datos estimados y la verdad de terreno a partir de la construcción de una matriz de confusión. En el presente estudio se utilizaron todos los datos capturados en terreno para la etapa de validación y se usó el índice de fiabilidad global como métrica de exactitud (Anexo 2).

Anexo 2. Matriz de error de la clasificación supervisada. (BL=Bosque de Lengua; BC=Bosque de Coihue; BA=Bosque achaparrado de Ñirre-Lengua; TE=Turba Esfagnosa; TC=Turba Camefítica-Graminoide; ASLV= Área sobre el límite de la vegetación; PM=Pradera-Matorral)

CLASES	%PRECISIÓN	BL	BC	BA	TE	TC	ASLV	PM	TOTAL PUNTOS
BL	68,35%	54	8	7				10	79
BC	91,66%	1	55			4			60
BA	81,66%	0	5	49		5		1	60
TE	90%	2			72	5		1	80
TC	61,25%	3			20	49	3	5	80
ASLV	100%						40		40
PM	87,5%					1		7	8
Total	326								
Aciertos									
Precisión clasificación	82,91%								

Anexo 3. Mapa de superficies clasificadas según conocimiento experto y sistema de clasificación remota, para los diferentes tipos de cobertura de suelo.



Anexo 5. Signos georreferenciados de presencia de la especie *Castor canadensis* en la Reserva Forestal Laguna Parrillar y cuencas circundantes, utilizados en la ejecución de los modelos de distribución potencial.

LAT	LONG	AÑO	LUGAR	HALLAZGO	FUENTE
4081336	346652	2020	Laguna Parrillar	Roído	Este estudio
4079458	346667	2020	Laguna Parrillar	Roído	Este estudio
4079843	346442	2020	Laguna Parrillar	Roído	Este estudio
4078133	347043	2020	Laguna Parrillar	Roído	Este estudio
4086732	345538	2019	Río Canelo	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085996	346164	2019	Río Canelo	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085031	346190	2019	Río Canelo	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086760	345532	2019	Río Canelo	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086033	346165	2019	Río Canelo	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086060	346133	2019	Río Canelo	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085054	346207	2019	Río Canelo	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085081	346204	2019	Río Canelo	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4084973	346168	2019	Río Canelo	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086612	345596	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086575	345625	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086713	345571	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086087	346111	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086143	346062	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085104	346258	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085157	346261	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085841	346326	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4085108	346246	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4084389	346992	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4084779	346210	2019	Río Canelo	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082510	350123	2018	Río Chorrillo Hermoso	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083852	349613	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083914	349619	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082558	350122	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082678	350030	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083748	349604	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083779	349602	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082496	350145	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082535	350081	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082545	350089	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082105	350202	2018	Río Chorrillo Hermoso	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076331	347249	2018	Río Desaguadero	Dique-castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076734	347484	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076665	347411	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076617	347397	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076573	347428	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076797	347519	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076757	347505	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076408	346784	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076457	346630	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076452	346524	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076413	346955	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076416	346942	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076408	346906	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076417	346788	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076421	347266	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076372	347257	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076312	347218	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4076551	347361	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076504	347343	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076476	347315	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076449	347282	2018	Río Desaguadero	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076800	347514	2020	Río Desaguadero	Roído	Este estudio
4076486	345893	2016	Río San Juan	Castorera	(Molina <i>et al.</i> ,2018)
4076557	345767	2016	Río San Juan	Castorera	(Molina <i>et al.</i> ,2018)
4076213	345258	2016	Río San Juan	Castorera	(Molina <i>et al.</i> ,2018)
4076452	347287	2009	Río San Juan	Castorera	(Davis, 2009)
4076332	347243	2016	Río San Juan	Castorera	(Molina <i>et al.</i> ,2018)
4087475	337698	2018	Río San Juan	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076323	347262	2010	Río San Juan	Represa	(Davis, 2010)
4087525	337717	2018	Río San Juan	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076427	346814	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076404	346751	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076492	347321	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076299	345474	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076299	345460	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076814	347591	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076520	347322	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075828	345295	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075499	345479	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076413	345561	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076423	345494	2019	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086618	338435	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4086646	338463	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087472	338059	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080612	341808	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076884	348157	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4076779	347871	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4078929	343561	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087325	337547	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080685	341892	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080707	341871	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080684	341836	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087470	337679	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087451	337637	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087361	337613	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087349	337582	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087499	337881	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4087511	337842	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075634	345269	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075721	345275	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075769	345294	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076172	345232	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076344	345414	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076259	344181	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075499	345447	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4075575	345375	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4078604	344722	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076337	345414	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076448	345488	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076396	345498	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076329	345520	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076330	345441	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076230	345249	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076328	345388	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076347	345529	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4076393	345506	2018	Río San Juan	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4076352	347263	2009	Río San Juan	Roído	(Davis, 2009)
4077357	346614	2010	Río San Juan	Roído	(Davis, 2010)
4076984	346202	2010	Río San Juan	Roído	(Davis, 2010)
4076718	346497	2010	Río San Juan	Roído	(Davis, 2010)
4077347	346544	2010	Río San Juan	Roído	(Davis, 2010)
4076894	346295	2010	Río San Juan	Roído	(Davis, 2010)
4076418	346948	2016	Río San Juan	Roído	(Molina et al,2018)
4076312	345409	2016	Río San Juan	Roído	(Molina et al,2018)
4072359	348099	2016	Río San Juan	Roído	(Molina et al,2018)
4073348	351434	2016	Río San Juan	Roído	(Molina et al,2018)
4076807	347538	2005	Río San Juan	Roído	(Molina et al,2018)
4081108	345902	2018	Río Turbas	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083263	344140	2019	Río Turbas	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082597	344833	2009	Río Turbas	Castorera	(Davis, 2009)
4081029	346623	2009	Río Turbas	Castorera	(Davis, 2009)
4081009	346653	2009	Río Turbas	Castorera	(Davis, 2009)
4081102	345883	2018	Río Turbas	Castorera	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081150	346005	2019	Río Turbas	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081657	345061	2019	Río Turbas	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081219	345396	2018	Río Turbas	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081663	345058	2018	Río Turbas	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081141	346011	2018	Río Turbas	Represa	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080837	346501	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081009	345846	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081054	345865	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081015	345651	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080985	345744	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080964	345781	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4081027	345789	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081296	345364	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081295	345365	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081245	345417	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081172	346798	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083876	343865	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083785	343924	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083463	344074	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081123	346708	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081127	346706	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081164	346741	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081173	346781	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081042	346667	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081055	346669	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081075	346705	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081115	346702	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080895	346601	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080926	346530	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080957	346523	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081022	346665	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080976	345730	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081009	345725	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081024	345714	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080999	345647	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080998	345853	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081031	345832	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081023	345795	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4080978	345796	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083478	344074	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4081171	346784	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081032	345857	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083248	344129	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083274	344138	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083469	344067	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081478	345130	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081490	345153	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081328	345318	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082393	345003	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082185	345116	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081734	345038	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081702	345086	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081782	345080	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081814	345065	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081836	345129	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081924	345141	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081058	345641	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081161	345456	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081716	345116	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4082739	344544	2019	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081709	344972	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081744	344930	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081703	344954	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083270	344140	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4083250	344131	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081450	345048	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081473	345073	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081124	345914	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)
4081154	345935	2018	Río Turbas	Roído	(Ros <i>et al.</i> 2019)

4081493	345190	2008	Río Turbas	Roído	(Coto & Davis, 2008)
4081166	346777	2020	Río Turbas	Roído	Este estudio
4081175	346796	2020	Río Turbas	Roído	Este estudio
4081086	346704	2020	Río Turbas	Roído	Este estudio
4081140	346712	2020	Río Turbas	Roído	Este estudio