



Universidad Nacional del Nordeste

Universidad Nacional del Nordeste
Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agrimensura

Distribución y uso de hábitat del Lobito de río (*Lontra longicaudis*) en el Noroeste de la provincia de Corrientes

Trabajo final de graduación
Licenciatura en Ciencias Biológicas



Director: Martín Kowalewski
Co – director: Alejandro Valenzuela
Alumna: Adriana Belén Vallejos
Lugar de trabajo:
Estación Biológica Corrientes (EBCo)
Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL) – Conicet Nordeste

AÑO 2022

A mi maestro,

Daisaku Ikeda.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agrimensura de la Universidad Nacional del Nordeste y su cuerpo docente, por haberme brindado las herramientas para concretar mi carrera profesional.

A mi director, Martín Kowalewski, por alentarme a dar este paso, por ser un gran referente, no sólo como investigador sino como persona y ser un compañero en tantas luchas.

A mi co-director, Alejandro Valenzuela, la nutria mayor, por la paciencia del inicio, por enseñarme los primeros pasos, por su sinceridad y su presencia constante, que me ayudan a querer ser mejor. Por abrirme las puertas de la Universidad Nacional de Tierra del Fuego y sumarme a su maravilloso equipo de trabajo.

A la Dirección de Parques y Reservas de la provincia, por los recursos para la ejecución de esta tesis y por permitirme estudiar libremente y alentarme a obtener mi título.

A International Otter Survival Fund por haber premiado con una subvención a este proyecto en el marco del "Día Mundial de las Nutrias" en el año 2020 y por la invitación a participar en webinars de difusión de este trabajo y notas en su journal.

A Experiencia Corrientes, Pablo Caló, por haber prestado desinteresadamente su kayak para esta travesía.

A todo el equipo de la Estación Biológica Corrientes, principalmente a Belén Natalini por estar siempre predispuesta y entusiasmarse con los lobitos a mi par, a Débora Gilles por ser mi chofer en momentos cruciales.

Una mención especial a mis compañeros, casi hermanos, guardaparques. A Francisco "Fifi" Sanchez Gavier, quien recorrió junto a mí el río durante todo el muestreo y a Conrado Holzer, buscador de huellas y fecas profesional. Qué hubiera hecho sin ustedes quienes además también me acompañaron en todas las recorridas previas de prueba años atrás.

A mi mamá, María Rosa, por inculcarme desde muy pequeña el estudio. Por tu esfuerzo en sostener a una estudiante del interior en la Capital, cuando todo estaba oscuro. Por preguntarme todo el tiempo: ¿y vos, cuando te vas a recibir?. Sé que éste es tu sueño también. Y de todas nuestras ancestras.

A mi papá, Alcides, quien me mostró la naturaleza en la infancia y me enseñó sin saberlo sobre conservación de naturaleza. Tu esencia, siempre intacta en mí. A mi hermana María y mi hermano Sebastián.

A Ian, por las incontables horas y charlas de amor y de aliento.

A mi compañeras y compañeros de la Soka Gakkai de la Argentina, por su acompañamiento en el daimoku. Y a mi maestro, Daisaku Ikeda por alentarme desde el otro lado del mundo a ser una joven líder que concrete sus objetivos en pos de la paz del mundo.

ÍNDICE

• RESUMEN.....	1
• INTRODUCCIÓN.....	2
• OBJETIVOS, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	4
• MATERIALES Y MÉTODOS.....	5
Sitio de estudio.....	5
Métodos.....	6
• RESULTADOS.....	8
Distribución espacial.....	8
Uso de hábitat.....	10
• DISCUSIÓN.....	10
Cuerpos de agua permanentes y no permanentes.....	10
Tipo de vegetación.....	13
Influencia humana y áreas protegidas.....	13
• CONCLUSIONES.....	14
• PERSPECTIVAS FUTURAS.....	15
• ANEXO.....	15
- A) Tabla de figuras.....	15
- B) Educación ambiental.....	15
- C) Ciencia ciudadana.....	16
• BIBLIOGRAFÍA.....	16

Resumen

El lobito de río (*Lontra longicaudis*) es un mustélido semiacuático, carnívoro, considerado una especie clave para la conservación de la biodiversidad por sus características de depredador tope en los ecosistemas acuáticos. A pesar de su amplia distribución a nivel mundial ha sido poco estudiada. Para la provincia de Corrientes, en particular, la gran mayoría de estudios sobre la especie son de los años 90. La especie se encuentra categorizada como casi amenazada tanto a nivel global como en Argentina y en la provincia de Corrientes posee la más alta categoría de protección como monumento natural provincial. Comprender como la especie hace uso de hábitat nos permite conocer en qué medida diferentes variables ambientales como antropogénicas delimitan o repercuten en la presencia o ausencia de una especie. Éste trabajo de investigación es el primero que involucra a áreas naturales protegidas y no protegidas en la provincia de Corrientes y tuvo por objetivos generar información ecológica sobre el Lobito de Río en el NO de la provincia de Corrientes, y determinar su presencia y distribución espacial en el Río Riachuelo y Arroyo Riachuelito, así como explorar sus patrones de uso de hábitat. Se recorrió la cuenca del Riachuelo y Riachuelito de Febrero a Mayo del 2022, colectando signos directos e indirectos de presencia de la especie a lo largo de 44 km en transectas continuas de 1 km. Se encontraron 21 signos de presencia de lobito de río en el recorrido muestreado. La especie no ha demostrado un patrón observable de distribución según tipo de hábitats y grado de protección de las áreas estudiadas. La presencia antrópica no sería un factor de importancia para determinar la presencia del lobito de río en esta área de estudio. No obstante, pareciera que los cuerpos de agua residuales en épocas de sequía serían un factor a considerar para determinar el uso del espacio. De este estudio se abren nuevas preguntas para continuar las investigaciones a largo plazo de la especie en la región, y representa el inicio para monitoreos tanto en áreas naturales protegidas como no protegidas para realizar recomendaciones para la conservación de la especie.

INTRODUCCIÓN

La depredación es el consumo de un organismo por otro en el cual la presa está viva cuando el predador ataca por primera vez (Begon, 2006). Los depredadores tope son responsables, en gran medida, de la estructura de los ecosistemas donde habitan. Sus efectos no solo se notan en la abundancia y el comportamiento de sus presas, sino que pueden amplificarse a través de las cadenas o tramas tróficas afectando los patrones de biodiversidad (Di Bitetti, 2009). La mayoría de los mamíferos depredadores tope han sido agrupados en el orden denominado Carnivora, el cual incluye especies con una considerable variedad tanto de tamaño como de hábitat, conducta y tipo de alimentación (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2015). Las densidades de población naturalmente bajas, la alta persecución por parte de los humanos y la modificación del hábitat a través de la fragmentación, degradación, deforestación y cambio climático hacen que el riesgo de extinción sea mayor para los carnívoros que para otras especies (Woodroffe y Ginsberg, 1998; Crooks, 2002; Voigt et al., 2003; Cardillo et al., 2005; Ordeñana et al., 2010; McCain y King, 2014). Los mamíferos carnívoros son un componente esencial de las comunidades naturales, con muchos representantes que se consideran especies emblemáticas, paraguas y claves para la conservación de los ecosistemas (Noss et al., 1996; Gittleman et al., 2001). Las nutrias se caracterizan por ser depredadores situados en la cima de las redes alimentarias del medio acuático y tienen grandes territorios y requisitos de hábitat (Parera, 1996; Kruuk, 2006). Además, sirven como bio-monitores, organismos que contienen información sobre los aspectos cuantitativos de la calidad del medio ambiente (Markert et al., 2003).

Existen 13 especies de nutrias a nivel global (Duplax y Savage, 2018). En particular para la Argentina, se encuentran descritas 4 especies de nutrias: *Lontra provocax*, *Lontra felina*, *Pteronura brasiliensis* (considerada extinta a nivel regional) y *Lontra longicaudis*. El Lobito de río (*L. longicaudis*), que extiende su distribución desde México hasta Argentina y Uruguay (con excepción de Chile), tiene presencia confirmada en nuestro país en las provincias de Salta, Jujuy, Formosa, Chaco, Tucumán, Santa Fe, Córdoba, Misiones, Corrientes, Entre Ríos y Buenos Aires (Rheingantz et al. 2017a, 2018; Fracassi et al., 2019). El lobito de río es un mustélido semi-acuático, carnívoro (Rheingantz et al., 2017a), considerado depredador tope de los ecosistemas acuáticos (Quadros y Monteiro-Filho, 2001; Mayor, 2008; Trinca et al., 2012) y una especie clave por las funciones ecológicas que cumple dentro de los ecosistemas (Miller et al. 1999). Son oportunistas que se alimentan principalmente de peces y crustáceos (Gallo-Reynoso, 1997; Pardini, 1998; Utreras et al., 2002; Rheingantz et al., 2017b), pero también consumen moluscos, anfibios, mamíferos, aves y otras presas dependiendo de su disponibilidad (Rheingantz et al., 2017b). Se encuentra en diversos ambientes acuáticos como ríos, esteros, lagunas, arroyos, y riachuelos (Chebez, 1999; Macías-Sánchez y Aranda, 1999). A pesar de su amplia distribución, *L. longicaudis* ha sido poco estudiada y una gran mayoría de la información relativa a su biología e historia natural está aún desconocida (Larivière, 1999; Kruuk, 2006; Andrade-Ponce y Angarita-Sierra, 2017; Rheingantz et al., 2018).

El estado de conservación a nivel global para la especie según la lista roja de especies amenazadas de la IUCN, ha pasado en el año 2015 de Datos Insuficientes (*Data Deficient*) a Casi Amenazada (*Near Threatened*) en la actualidad (Reinghantz et al., 2021) y figura en el Apéndice I de CITES (CITES, 2016). La categorización de los mamíferos de Argentina, según su riesgo de extinción, la define como Casi Amenazada (Fracassi et al., 2019). Corrientes es la única provincia argentina donde el

lobito de río fue declarado en el año 1992 como Monumento Natural Provincial, la categoría de protección más alta para una especie (Dec. Prov. 1555/92). Su categorización a nivel nacional como global no implica que la especie esté libre de disminuciones poblacionales y riesgos de extinción local, ya que en varias regiones existe una tendencia a la declinación de las mismas (Rheingantz et al., 2021). Si bien la modificación y fragmentación de los hábitats naturales por las actividades humanas representa la principal amenaza para la especie (Rheingantz, et al., 2017a, 2018, 2020) ésta puede aparecer en zonas con cierto grado de actividad humana y degradación del hábitat sugiriendo cierta adaptabilidad a cambios moderados de los ambientes naturales (Rheingantz et al., 2014; Rheingantz y Trinca, 2015; Rheingantz et al., 2017a). No obstante, aunque algunos individuos aparecen en entornos perturbados, hay poca información sobre la viabilidad y el mantenimiento a largo plazo de poblaciones de lobito de río en estos hábitats (Rheingantz et al., 2018). Teniendo en cuenta las amenazas actuales para la especie, y que podrían seguir operando en un futuro (Fracassi et al., 2019), se sospecha que en los próximos 27 años (tres generaciones, según Pacifici et al., 2013) habrá una reducción de $\geq 20\%$ en el tamaño de la población mundial de *L. longicaudis*, debido a la pérdida y degradación del hábitat (Reinghantz et al., 2021).

Una exhaustiva revisión bibliográfica nos llevó a encontrar al menos diecisiete estudios de investigación para lobito de río en Argentina. Estos trabajos abordan temáticas ecológicas como la dieta (Gori et al., 2003; Chemes et al., 2010; Vezzosi et al., 2014), uso de hábitat (García y Quintana, 2005; Gomez et al., 2014; Orellana y Parallada, 2018), distribución espacial (Gori et al., 2003), y densidad de individuos (Gil-Carbó, 2003), y otras temáticas como diversidad genética (Trigila et al., 2016) y estudios en cautiverio (Jacome y Parera, 1995), entre otros. Si bien la mayoría de las investigaciones se realizaron en la provincia de Corrientes, algunas datan de hace casi 20 o 30 años de antigüedad. Esto indica que existe un gran vacío de información actualizada sobre la especie para la provincia y la región y por otra parte, que también faltan monitoreos y estudios a largo plazo. La mayoría de los trabajos de investigación se llevaron a cabo dentro de áreas naturales protegidas, más específicamente en la Reserva Natural del Iberá (Parera, 1993, 1996a; Gori et al., 2003; Gil-Carbó, 2003; Orellana y Parallada, 2018). La Estrategia Mundial de Conservación para las nutrias (Rheingantz et al., 2018) recomienda la investigación a largo plazo de los impactos humanos sobre las nutrias tanto dentro como fuera de las áreas protegidas en toda el área de distribución de la especie, para lo cual es necesario contar con un estudio diagnóstico de la especie en estas áreas. Las áreas protegidas con hábitat adecuado, principalmente las diseñadas en base a cuencas o cursos fluviales, pueden ayudar a la conservación de la nutria neotropical, aunque no hayan sido creadas específicamente para protegerlas (Rheingantz et al., 2014). Estos autores también resaltan que es necesario conocer mejor la distribución geográfica especialmente en los extremos de su distribución, como México, Argentina y el noreste de Brasil. Normalmente, las especies que se encuentran en el margen de su distribución geográfica experimentan condiciones subóptimas cerca de sus límites de tolerancia y una mayor vulnerabilidad a las presiones antropogénicas (Calzada et al., 2022). En esas zonas, incluso pequeñas variaciones en el entorno pueden tener efectos perjudiciales para la persistencia de las especies (Mehlman, 1997; Williams et al., 2003; Ovaskainen y Meerson 2010; Yackulic et al., 2011). Desentrañar el papel de los factores naturales y humanos y las relaciones entre ellos en estas zonas marginales es, por lo tanto, clave para entender y prevenir la disminución de las especies y su área de distribución (Calzada et al., 2022). Al comprender la ecología espacial de una especie concreta, los investigadores pueden

evaluar su distribución en función de sus requisitos biológicos (Brown et al., 1996). Estos atributos son especialmente importantes en especies como las nutrias y otros depredadores neotropicales (Hernández-Romero et al., 2018). La ocupación del hábitat por parte de las especies puede verse afectada tanto por la variabilidad ambiental natural (Gaston, 2003; Oldfather et al., 2020) como por las actividades humanas (Collins y Kays, 2011; Loss et al., 2015; Hill et al., 2020). Detectar la influencia relativa sobre la distribución de dichos factores que afectan la ocupación de hábitat, es fundamental para la conservación de las especies en entornos cambiantes (Brook et al., 2008). Esto cobra mayor relevancia en el caso de las poblaciones que persisten en zonas muy susceptibles al cambio climático y sometidas a una creciente presión antropogénica, como los hábitats de agua dulce por ejemplo (Cianfrani et al., 2018). Los estudios sobre selección de hábitat son útiles para conocer los aspectos que intervienen en la supervivencia de las especies (Hall et al., 1997) sobre todo de aquellas que se encuentran en alguna categoría de riesgo o amenaza, como es el caso de lobito de río, ya que permitiría identificar sitios de ocupación dentro de un área específica (Orellana y Parallada, 2018). En este estudio se propone realizar por primera vez un trabajo de relevamiento de lobito de río incluyendo tanto a áreas naturales protegidas como no protegidas en Corrientes y además brindará información actualizada sobre un vacío de información existente hace décadas.

OBJETIVOS

Objetivo general

Generar información ecológica espacial actualizada sobre el Lobito de Río (*Lontra longicaudis*) en el NO la provincia de Corrientes.

Objetivos particulares

- 1) Determinar presencia y distribución espacial del lobito de río en el Río Riachuelo y Arroyo Riachuelito de la provincia de Corrientes.
- 2) Explorar los patrones de uso de hábitat de la especie.

Hipótesis

Hipótesis 1: La distribución y uso de hábitat del lobito de río es heterogénea a lo largo del Arroyo Riachuelito y el Río Riachuelo.

P1: En áreas con mayor superficie de ambientes no modificados se espera encontrar mayores sitios usados por el lobito de río.

P2: En las áreas protegidas a lo largo del cauce se espera encontrar mayor número de sitios con presencia de lobito de río.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

La Cuenca del Río Riachuelo se encuentra en el nordeste de la provincia de Corrientes. Nace desde el este, en Lomas de Arerunguá, cerca de Itá Ibaté, y luego de 138 Km desemboca hacia el oeste de Corrientes, en el Río Paraná (Neiff, 2018). Corresponde a la Unidad de Paisaje de Esteros y bañados dentro del Noroeste (Carnevali, 1994). Éste mismo autor define como "Complejo del Riachuelo" a una zona baja con un mosaico de pirizales, cañaverales y pajonales, acompañada por zonas elevadas no inundables (lomadas) donde existen sabanas con árboles dispersos y pequeñas isletas de bosque. El Arroyo Riachuelito es un tributario del Río Riachuelo (Contreras y Odriozola, 2016) que se encuentra en el Paraje Pontón, localidad de San Luis del Palmar. En inmediaciones del Riachuelo se encuentran dos áreas naturales protegidas: 1) El Parque Provincial San Cayetano ($27^{\circ} 33' 0.62''S$, $58^{\circ} 40' 45.45''O$) es un área natural protegida por Ley Nro. 6360/2015 con la categoría más alta de conservación para la provincia y que presenta características semiurbanas. Se encuentra a 20 kilómetros de Corrientes Capital, posee 76 has y limita al norte y al oeste con el Río Riachuelo. Dentro de sus límites se ha registrado la especie Lobito de río en varias ocasiones, siendo un habitante habitual del mismo (Informes de Seccional de Guardaparques del PPSC 2018 a 2022); y 2) La Reserva Municipal Santa Catalina ($27^{\circ} 33' 21.906''S$ $58^{\circ} 49' 27.411''O$) área natural protegida abarcada en este estudio, la cual se encuentra en situación conflictiva en cuanto a sus límites y acciones de manejo y conservación (R. Albornoz, com. pers.)

En este proyecto se recorrieron los trayectos que van desde el puente del Arroyo Riachuelito en el Paraje Pontón ($27^{\circ}33'42.2''S$ $58^{\circ}34'43.5''O$) hasta la confluencia con el Río Riachuelo, y desde allí hasta la desembocadura al Río Paraná ($27^{\circ}33'38.3''S$ $58^{\circ}49'24.6''W$) completando unos 44 km del sistema (Fig. 1).

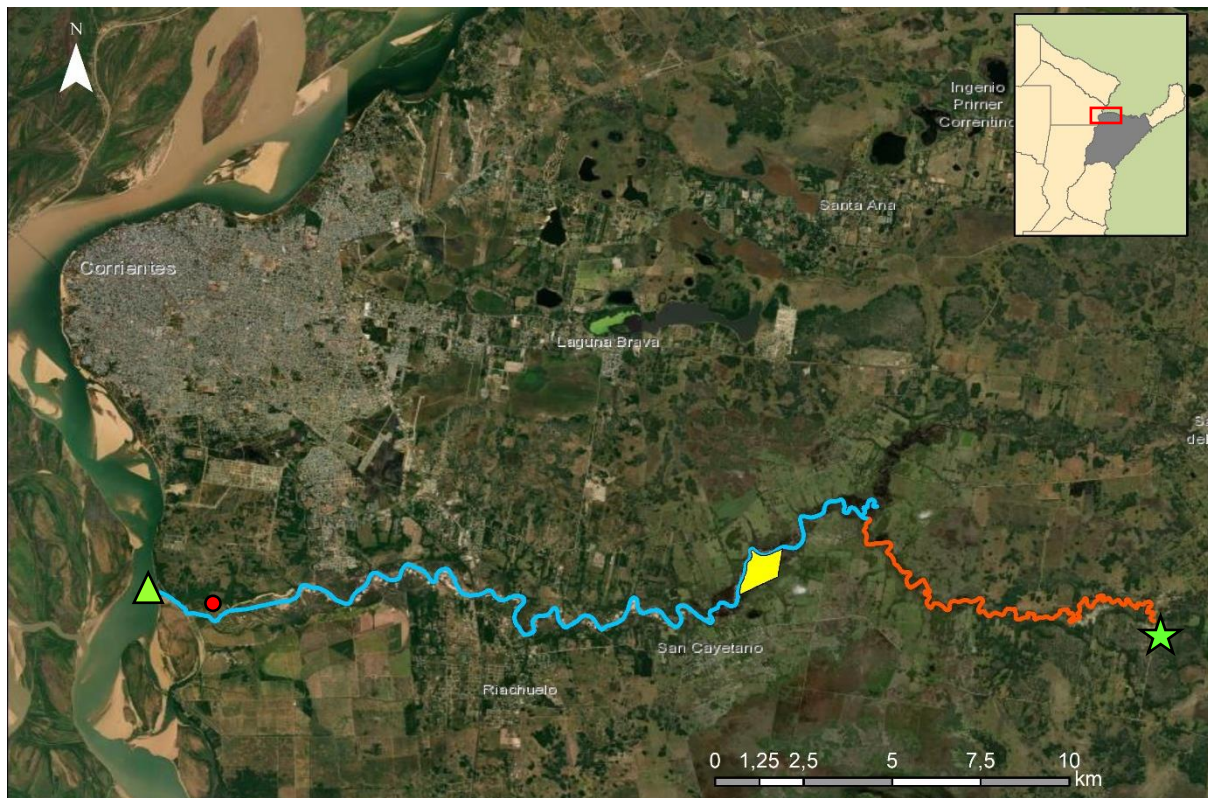


Figura 1: En naranja: Arroyo Riachuelito. En celeste: Río Riachuelo hasta la desembocadura. En amarillo: el Parque Provincial San Cayetano. En rojo: Reserva Municipal Sta. Catalina. Comienzo del registro de presencia: estrella verde. Fin del registro: triángulo verde.

Métodos

Se recorrió una franja de 10 metros de ancho en ambas riberas del Río Riachuelo y Arroyo Riachuelito, totalizando 44 km de desarrollo de costa, buscando signos de presencia de lobito de río, ya sean directos (avistamientos) o indirectos (materia fecal, huellas, madrigueras, letrinas, esqueletos, etc.). El registro de presencia se llevó a cabo entre los meses de Febrero a Mayo del año 2022, en horario diurno (de 7 a 18hs aprox) para aumentar la probabilidad de detección, por dos personas. Durante febrero y marzo el recorrido se realizó a pie sobre el Arroyo Riachuelito y parte del Río Riachuelo hasta el Parque Provincial San Cayetano (Fig. 2) debido a la sequía extrema que atravesaba la región, mientras que en Abril y Mayo se continuó con el recorrido en embarcación sin motor tipo kayak hasta la desembocadura en el Paraná, dado el regreso a la normalidad del caudal (Fig. 3).



Figura 2. Primera fase del recorrido, a pie, sobre el Arroyo Riachuelito.



Figura 3. Segunda fase del recorrido sobre el Río Riachuelo.

A los fines del análisis, el desarrollo de la costa fue dividido en transectas consecutivas de 1000 metros cada una, sumando 44 transectas en total, en cada una de las cuales se registraron los datos detallados en la Tabla 1. Adicionalmente, para cada signo de presencia encontrado también se registraron datos puntuales del sitio (Tabla 1).

Tabla 1. Datos colectados para transectas y signos.

TRANSECTA	SIGNO DE PRESENCIA
<ul style="list-style-type: none"> ● <u>Tipo de vegetación</u> ● <u>Grado de influencia humana</u> ● <u>Área protegida</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ● <u>Distancia del sitio/signo al agua</u> ● <u>Estructura física del suelo</u> ● <u>Georreferenciación</u> ● <u>Pendiente de la costa</u> ● <u>Tipo de vegetación</u>

El tipo de vegetación se categorizó según la descripción de Carnevali (1994) para el complejo Riachuelo y en base a la estructura predominante observada, en: SG= Selva en galería, P= Pajonal o pastizal, SA = Sabanas con árboles dispersos, A= Costas de arena con suelo desnudo.

Para evaluar el grado de influencia humana se desarrolló una escala ad hoc según el siguiente criterio: 0= Ausencia de influencia humana 1= Presencia esporádica de personas, ausencia de asentamientos humanos, pocos signos de actividades humanas registradas; 2= Presencia frecuente de personas y/o pocos asentamientos humanos. Muchos signos de actividades humanas registradas (actividad ganadera, áreas de pesca, áreas de baño o playa y presencia de evidencia de cazadores furtivos); 3= Presencia muy frecuente de personas y/o pequeña concentración de construcciones; 4= Presencia constante de personas.

Adicionalmente, se consideró si la mayor parte de cada transecta se encontraba dentro de un área protegida, en al menos uno de sus márgenes.

En el recorrido se realizaban observaciones con binoculares y en el sitio donde se encontró cada signo de presencia (tanto directos como indirectos) se tomaron fotos y además las variables de la Tabla 1 según el siguiente detalle: 1) La distancia al agua se midió con una cinta métrica desde el signo al cuerpo de agua más cercano. En el caso de ser un rastro de huellas, se midió desde la mitad del mismo hacia el agua. En condiciones de sequía, en la primera parte del muestreo donde no existían cuerpos de agua cercanos, la distancia no pudo ser medida. 2) Para evaluar la estructura física del suelo se evaluó si el signo se encontraba sobre suelo arenoso, rocoso o arcilloso. 3) La ubicación geográfica del sitio/ signo se obtuvo con GPS. 4) La pendiente de la costa se midió con un goniómetro digital. En condiciones de sequía, donde los signos se encontraban sobre el lecho y no existían costas, la pendiente no pudo ser medida. 5) Para el tipo de vegetación se utilizó el mismo criterio que para las transectas, pero en base a un círculo de 15 metros de radio. El análisis estadístico se realizó en el marco de una pasantía en el Instituto de Ciencias

Polares, Medio Ambiente y Recursos Naturales - Universidad Nacional de Tierra del Fuego. Para evaluar el uso de hábitat se exploraron las relaciones estadísticas entre las variables ambientales de cada transecta y la presencia de lobito de río mediante modelos lineales generalizados (MLG). Para la construcción de los modelos, los datos de hábitat se utilizaron como variables explicativas y la presencia/ausencia de la especie como variables dependientes, utilizando una distribución de datos binomial (Zar, 2010). Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R (R Core Team, 2020) y para la selección de modelos se utilizó el Criterio de Información de Akaike para muestras finitas (AICc).

En el marco de este trabajo también se realizaron actividades de educación ambiental y ciencia ciudadana (Ver anexo).

RESULTADOS

Distribución espacial

Se identificaron 21 sitios con registros de presencia de lobito de río en el Arroyo Riachuelo y Río Riachuelo, de los cuales 19 correspondieron a signos de presencia indirectos (12 huellas, 3 huellas y defecaciones, 2 defecaciones, 1 cráneo y 1 cadáver) y 2 a directos (avistamiento) (Fig. 4). En la Figura 5 se explicita espacialmente la distribución de cada uno de los signos encontrados a lo largo de ambos cuerpos de agua.

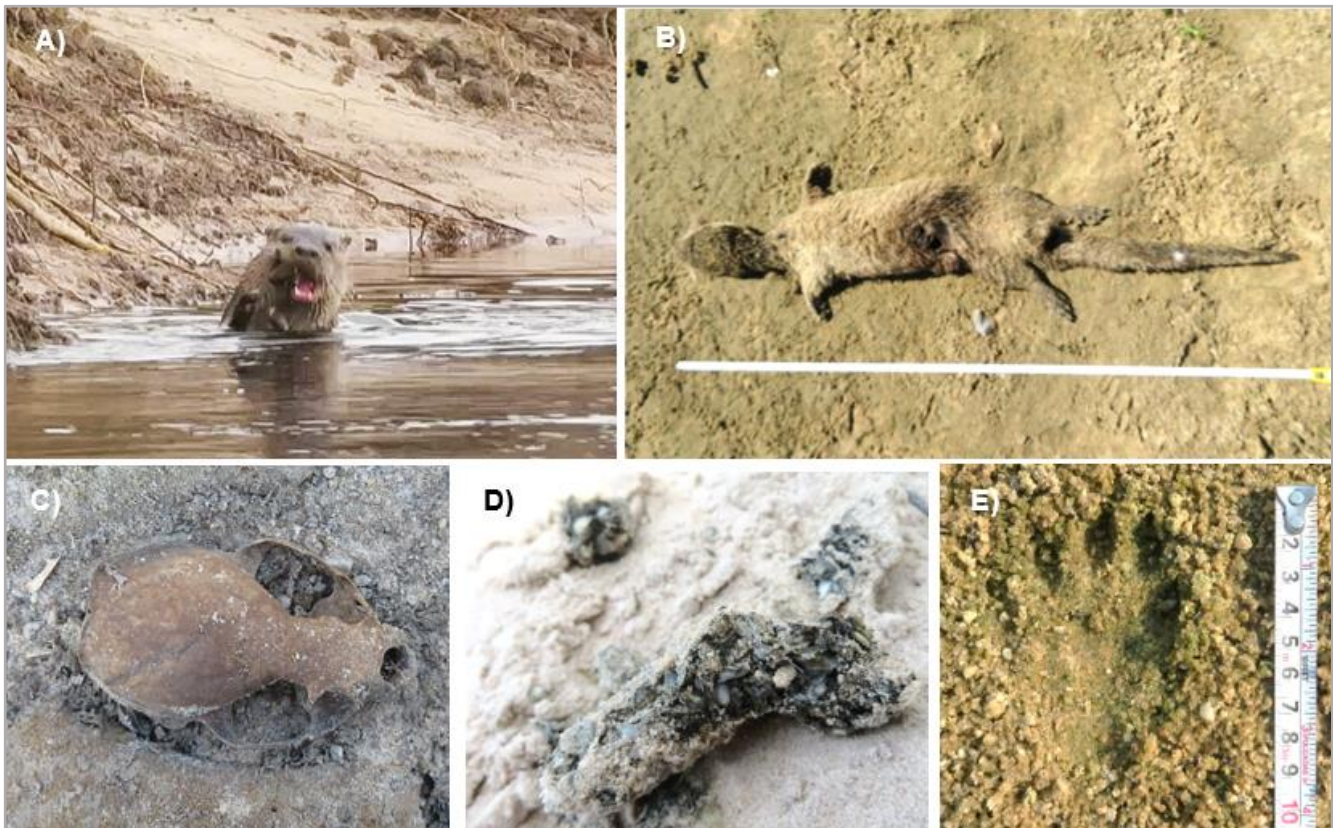


Figura 4: Registro de presencia directa: Avistamiento (A). Registros de presencia indirectos: Cadáver (B) Cráneo (C) Defecación (D) Huella (E).

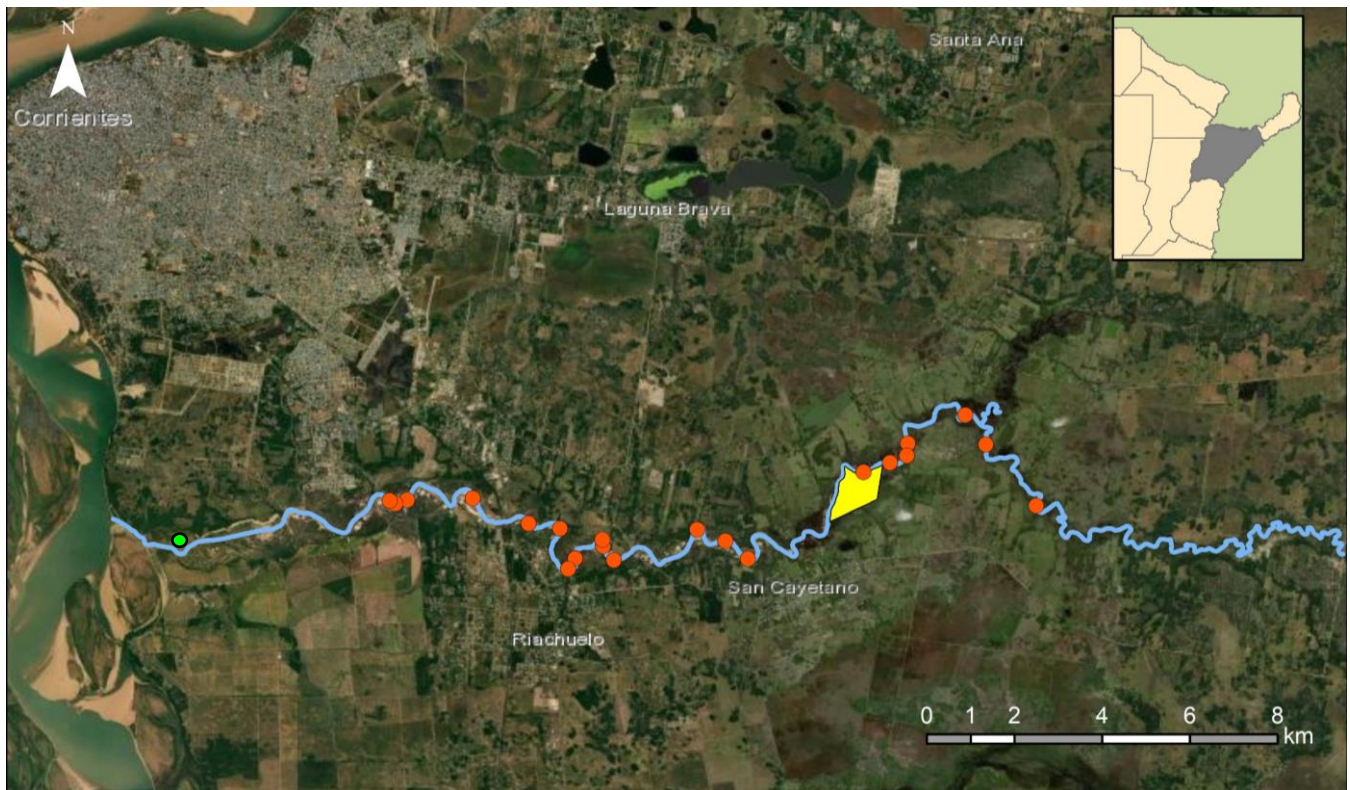


Figura 5. Distribución espacial de registros de presencia (por signos directos e indirectos) de Lobito de río (*Lontra longicaudis*) en el Arroyo riachuelito y Río riachuelo (círculos naranja). En celeste: recorrido por Arroyo Riachuelito y Río Riachuelo. En amarillo: Parque Provincial San Cayetano. En verde: Reserva Municipal Sta. Catalina.

Los resultados encontrados para cada una de las variables medidas para cada signo se exponen en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados por sitio/signo. Con asterisco: registro en Parque Prov, San Cayetano.

REGISTRO Nro.	SITIO/SIGNO	Distancia del signo al agua	Estructura física del suelo	Tipo de veg. dominante	Pendiente de la costa
1	Cráneo	-	Arena	SG	-
2	Cadáver	-	Arena	SG	-
3	Huellas	-	Arena	P	-
4	Huellas	-	Arena	P	-
5	Huellas	-	Arena	A	-
6	Huellas	-	Arena	P	-
7*	Huellas	-	Arena	P	-
8	Huellas y defecación	2,2m	Arena	SA	22,50°
9	Huellas	1m	Arena	A	5°
10	Huellas	2,95m	Arena	A	8,50°
11	Huellas	0,20m	Arena	A	5,60°
12	Huellas	0,87m	Arena	A	25°
13	Defecación	1,70m	Arena	A	24,30°

14 a	Huella	0,90m	Arena	A	8,70°
14 b	Defecación	3,10m	Arena	A	17,40°
15	Huellas	3,10m	Arena	A	1,90°
16	Huellas	3m	Arena	A	2,10°
17 a	Huellas	0,20m	Arena	A	25,30°
17 b	Defecación	2,83m	Arena	A	23,50°
18	Avistaje individuo	0	Agua	A	25°
19	Avistaje individuo	0	Agua	SA	8°
20	Defecación	0,80m	Arena	P	24,70°
21	Huellas	2.5m	Arena	P	40°

La distancia de los signos al agua varió en un rango de 0,20m a 2,95m. En cuanto a la estructura física del suelo la arena fue registrada en mayoría (19 de los 21 registros) a excepción de los avistajes directos sobre el agua. Las pendientes de costa se obtuvieron en un rango de 1,90° a 40°. De acuerdo al tipo de vegetación para cada micrositio de cada signo, se observó que un 65,21% corresponden a costas de arena sin vegetación (A), 17,39% a pastizales (P), 8,69% a selva en galería (SG) y 8,69% a sabanas de árboles dispersos y pastos (SA).

Uso de hábitat

El análisis de modelos lineales generalizados para evaluar si las características del hábitat y la presencia humana explicaban la variabilidad del sistema no produjeron resultados significativos (Devianza residual=394,45, GLres=41, p=0,95). El modelo global solamente explicó el 14,93% de la variabilidad total del sistema. Es decir que la presencia del lobito de río no fue explicada por dichas variables medidas.

DISCUSIÓN

La conservación de las especies, con algún grado de amenaza y en especial, la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*), depende en gran medida, del enriquecimiento en la información existente sobre aspectos básicos de su ecología (Restrepo y Botero-Botero, 2012). Este trabajo es el primero que involucra a áreas naturales protegidas y no protegidas en la región nordeste, explorando la presencia del lobito de río y su relación con variables de hábitat y socio-ambientales en el Río Riachuelo y en el Arroyo Riachuelito (Corrientes, Argentina).

Cuerpos de agua permanentes y no permanentes

La distribución espacial resultó relativamente homogénea para la especie, ya que se observaron signos (Fig. 5) a lo largo de todo el recorrido sin patrones aparentes y los modelos de hábitat no arrojaron un patrón de uso, rechazándose así la hipótesis 1. Por otro lado, es interesante remarcar que se detectaron signos de presencia de lobito de río a partir de que se producía el acercamiento a la confluencia con el río de mayor caudal, el Riachuelo. Durante la primera fase del trabajo de campo (Febrero y Marzo) tanto el Arroyo Riachuelito como el Río Riachuelo, se encontraban con déficit de agua por la sequía extrema que atravesaba la región. El Arroyo Riachuelito, (Figura 6 y 7) al ser tributario del Riachuelo sufrió más intensamente las consecuencias de la sequía, donde los cuerpos de acumulación de agua eran de poca

profundidad, separados, sin conexiones entre sí, llegando a veces a significar grandes extensiones de arena.

No obstante, en el primer tramo del Río Riachuelo (Figura 7), las conexiones entre cuerpos de agua eran más próximas entre sí, de mayor continuidad, longitud y profundidad. Los signos se detectaron a partir del aumento de las conexiones entre cuerpos de agua y el aumento de la profundidad de los mismos. Estos pozos de agua que se forman en períodos de sequía o a fines de estos periodos en el área de estudio podrían tener una influencia sobre el uso del espacio del lobito de río y, por lo tanto, sostener su población en el tiempo en estas cuencas. En este sentido, este tipo de ambientes deben ser tenidos en cuenta en estudios a largo plazo de la especie. Rheingantz y colaboradores (2018) señalan para la cuenca del pacífico, en el extremo norte de la distribución de la especie, que las cuencas inferiores pueden secarse estacionalmente, atrapando el agua en los afluentes de la cuenca superior, un hábitat crucial para las nutrias. Todavía no se dispone de datos sobre el impacto de los fenómenos meteorológicos extremos en los mustélidos semiacuáticos (Brum et al., 2021) y es por eso que este estudio toma una gran relevancia. Los cuerpos de agua más profundos tienen una mayor disponibilidad de alimentos, ya que tienen más agua que permanece por más tiempo (evitando los efectos de la evaporación o la anoxia durante un mayor número de semanas), y proporcionan una gran diversidad de hábitats para presas (Matthews, 1998). *Lontra longicaudis* es una especie generalista, presenta un amplio nicho trófico y responde funcionalmente a la fluctuación de sus presas (Chemes et al., 2010). La disponibilidad de presas es un factor importante que afecta la distribución espacial de las nutrias (Andrade et al., 2019). Esto coincide con lo observado en un estudio en la especie *Lutra lutra* en el Río Bergantes, España (Ruiz Olmo et al., 2017) que sugiere que en condiciones de sequía la biomasa de presas disponible era el principal atributo que explicaba el uso de los pozos de agua durante el periodo seco. Asimismo, estos autores señalan que, a pesar de una disminución en la disponibilidad de alimentos durante la sequía y un índice de condición corporal muy bajo, las nutrias fueron capaces de sobrevivir en condiciones de máxima escasez de agua, experimentando algún grado de estrés durante este tiempo. No obstante, los periodos de sequía severos y prolongados causan un estrés ecológico adicional a las nutrias neotropicales, que puede ser preocupante si se combina con otros impactos ambientales normalmente tolerados, como la contaminación, la ganadería y la deforestación (Reinghantz et al., 2021). En otro estudio para *Lutra Lutra* en la región de Marruecos, se asocia las precipitaciones de aquella región a la presencia de la nutria (Cianfrani et al., 2011) y que las mismas parecen estar disminuyendo y se prevé que sigan disminuyendo debido al cambio climático global (Filahi et al., 2017; Driouech et al., 2020). Por lo tanto, algunos hábitats en los que aún se encuentra la nutria pueden convertirse pronto en inadecuados (Calzada et al., 2022). Próximos estudios y monitoreos deberían abordar la problemática respecto a si el lobito de río, al retorno de las condiciones hidrológicas normales del río, vuelve a ocupar los sitios afectados por la sequía y en donde no se encontraba presente en este estudio.



Figura 6. Arroyo Riachuelito al comienzo del recorrido, a gran distancia de la confluencia con el Riachuelo.



Figura 7. Arroyo Riachuelito al comienzo del recorrido, en condiciones de sequía extrema.



Figura 8: Río Riachuelo, después de la confluencia

Tipo de vegetación

Los tipos de vegetación considerados no parecieron influir en la selección de hábitat del lobito de río y no hubo una preferencia por algún tipo de vegetación sobre otra a nivel de transecta. Esto coincide con lo reportado por Durbin (1998) para *Lutra lutra* y para el propio lobito de río en la Reserva Iberá (Xolchit y Parallada, 2018). Si bien a nivel micrositio se encontró una preponderancia de costas de arena con suelo desnudo (65,21%), esto pudo deberse a: 1) los hábitos comportamentales típicos para las nutrias que a pesar de sus adaptaciones acuáticas, pasan una cantidad considerable de tiempo y utilizan sus defecaciones para marcar territorio fuera del agua (Mason y MacDonald, 1986; Kruuk, 1995), y 2) por cuestiones de detección ya que las huellas y defecaciones son fácilmente avistadas con binoculares sobre las costas de arena. Esto coincide con el estudio para otras especies de nutrias en Malasia, donde Pianzin y Bernard (2019) detectaron la mayoría de las señales en sustrato arenoso y de tierra donde naturalmente se facilita la identificación de las huellas. Esto podría explicar la poca o nula detección de signos en áreas con más cobertura como la selva en galería, además de que, generalmente éstas no eran de fácil acceso. Futuras investigaciones podrían estimar el potencial uso de estas áreas mediante la colocación sistemática de cámaras trampa en zonas de selva en galería donde se cree que puede haber presencia de Lobito de río, ya que existen registros de la especie en estos ambientes en monitoreos del Parque Provincial San Cayetano (Holzer, com. pers.) así como también realizar estudios de uso de hábitat a mayor escala espacial y temporal.

Influencia / Presencia humana y áreas protegidas

El Lobito de río se encuentra presente a lo largo del cauce tanto en ambientes modificados o no. Gómez y colaboradores (2014), en el Bajo Delta del Río Paraná región centro, analizaron la presencia antrópica respecto al uso de hábitat de *L. longicaudis* encontrando que la idoneidad de hábitat era baja donde había asentamientos humanos. Gallant (2009) sugiere que *L. canadiensis* responde principalmente a la presencia de las características del hábitat que utilizan y, en segundo lugar, a la presencia de

actividades antropogénicas. En *Aonyx capensis*, la nutria sin garras sudafricana, se ha demostrado que la disponibilidad de alimentos parece ser el factor más importante que determina la presencia de la nutria en un hábitat determinado (Somers y Nel, 2004; Nel y Somers, 2007) y se espera que exploten las zonas urbanizadas con parches ricos en recursos (Ponsonby y Schwaibold 2019).

No obstante, Almeida y Ramos Pereira (2017), en un estudio para *L. Longicaudis* en Brasil, sugieren que la ocurrencia de la especie en ambientes modificados, no significa que la población no esté siendo afectada ya que pueden estar sometidas a otros factores (como por ej. contaminación). Sería importante entonces evaluar a largo plazo y registrar qué ocurre en cuanto a dinámica poblacional y de salud cuando la especie se encuentra además sujeta a otras presiones referentes al cambio climático, la fragmentación del hábitat, y la expansión de actividades humanas.

Según el Artículo 2° del Convenio sobre la Diversidad Biológica, un área protegida (AP) es un “área definida geográficamente que ha sido designada y es administrada a fin de alcanzar objetivos específicos de conservación”. Las AP constituyen una estrategia fundamental para la conservación a largo plazo de la diversidad biológica (MAyDS, 2022). De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, no se encontró una relación entre la protección de un área y la presencia de lobito de río, incumpléndose también la Predicción 2. Sin embargo, las AP incluídas en este estudio se encuentran en una zona de mosaicos fragmentados y poseen menos de 100 hectáreas de extensión, dentro de las cuales, en sus límites, sólo poseen alrededor de 1500 metros de río protegidos. Considerando el tamaño medio del área territorial de *L. longicaudis* de entre 5,96 y 6,29 km (Trinca et al., 2013), es posible que entonces se necesite evaluar AP más extensas para continuar estudiando la relación entre áreas protegidas y signos de lobito de río. Rheingantz y colaboradores (2014), en un estudio sobre prioridades de conservación y áreas protegidas y no protegidas sostiene que las AP, principalmente las de mayor tamaño, reducen la influencia humana y pueden retener poblaciones y ensamblajes de especies. Las grandes cuencas generan entornos fluviales más productivos que los pequeños cursos de agua, lo que permite la aparición de comunidades acuáticas ricas y diversas, y amortiguan la variabilidad ambiental, reduciendo la probabilidad de extinciones locales (Eadie et al., 1986; Watters, 1992; Carl et al., 2021). Por lo tanto, es fundamental realizar futuros monitoreos a largo plazo en poblaciones de lobito de río que incluyan áreas naturales protegidas de mayor extensión y generar información sobre el estado de las mismas para así compararlas con las áreas no protegidas.

En orden de conocer la situación real de las poblaciones de lobito de río y así implementar planes de manejo integrales es necesario poner en marcha programas de monitoreo con métodos estandarizados en áreas protegidas y no protegidas y combinar los datos de todos los países del área de distribución (Rheingantz, 2018). Esta información de base es todavía necesaria para realizar investigaciones más sólidas.

CONCLUSIONES

- En el Arroyo Riachuelito y Río Riachuelo de la provincia de Corrientes, el lobito de río no demuestra un patrón observable de distribución según tipo de hábitats y grado de protección de las áreas.
- La presencia de agua temporal o residual en periodos de sequía podría ser un factor que influya en la presencia del lobito de río.

- La influencia humana no representa un factor de importancia que determine la presencia del lobito de río en el área de estudio.

PERSPECTIVAS FUTURAS

De este estudio se desprenden una serie de preguntas para orientar futuras investigaciones sobre el lobito de río en especial en la provincia de Corrientes.

- Evaluar la ecología espacial de la especie por fuera de temporada de sequía para analizar si los animales vuelven a sitios con hábitats aparentemente adecuados pero que quedaron sin agua.
- Realizar monitoreos a largo plazo en áreas protegidas, e idealmente fuera de ellas, para hacer un seguimiento de la situación de la especie. Se podría capacitar a los guardaparques de las áreas naturales protegidas para su realización considerando que además la especie es un Monumento Natural de la provincia.
- Implementar un sistema de monitoreo a través del uso de cámaras trampa, principalmente enfocado en hábitats de difícil acceso.
- Analizar la dependencia de la distribución del lobito de río con la disponibilidad de presas tanto en temporada húmeda como de sequía.

ANEXO

a) Tabla de figuras

Fig. 1	Sitio de estudio.
Fig. 2	Primera fase del recorrido, a pie, sobre el Arroyo Riachuelito
Fig. 3	Segunda fase del recorrido sobre el Río Riachuelo.
Fig. 4	Registros de presencia, ejemplos.
Fig. 5	Distribución espacial de registros de presencia.
Fig. 6 y 7	Arroyo Riachuelito
Fig. 8	Río Riachuelo, después de la confluencia
Fig. 9 y 10	Actividades de educación ambiental

b) Educación ambiental

Durante este proyecto de tesina se realizaron diferentes actividades de educación ambiental sobre conservación del Lobito de Río en Corrientes. Se pintó un mural con alumnos de secundaria de la Escuela Secundaria de Laguna Brava, cercana a la Reserva Natural de nombre homónimo en el marco de la Semana de la Ciencia organizada junto a CECOAL (Centro de Ecología Aplicada del Litoral) (Fig. 9 y 10) Además se dieron notas de prensa para la difusión a la población en general de la línea de trabajo de investigación orientada en la preservación de la especie y su hábitat natural.



Figura 9. Alumnos, profesores, artistas y equipo de la EBCo (Cecoal – Conicet) en la Semana de la Ciencia.



Figura 10. Mural de lobitos de río en el patio del colegio.

c) Ciencia ciudadana

La ciencia ciudadana permite a la población hacer aportes relevantes de información de las especies y que éstos puedan sentirse partícipes de acciones de conservación. Se realizaron flyers de difusión para redes sociales donde cada ciudadano podía reportar el avistaje de lobito de río en la región nordeste. Es así que se obtuvo información tanto de animales vivos como también de atropellamientos.

En el caso de encontrar animales muertos, éstos fueron sometidos a necropsias y análisis veterinarios por otros miembros del grupo de investigación de la Estación Biológica. Esto permitió obtener un panorama general de información básica para delinear acciones futuras de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Andrade, A. M., Arcoverde, D. L., y Albernaz, A. L. 2019. Relationship of Neotropical otter vestiges with environmental and anthropogenic factors. *Acta Amazonica*, 49, 183-192.

Andrade-Ponce, G. P. y T. Angarita-Sierra. 2017. Notable altitudinal range expansion of *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in Colombian Paramos. *Therya*, 8(1), 75-78.

Begon, M., J. Harper y C. Townsend. 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*.

Brown, J. H., G. C. Stevens y D.M. Kaufman. 1996. The Geographic Range: Size, Shape, Boundaries, and Internal Structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27(1), 597-623.

Brum, S., P. Rosas-Ribeiro, R. S. Amaral, R. S. de Souza, D. A. Castello y L. da Silva. 2021. Conservation of Amazonian aquatic mammals. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. 2021; 31: 1068– 1086.

Cardillo, G.M., Mace, K.E. Jones, J. Bielby, O.R. Bininda-Emonds, W. Sechrest, D. Orme y A. Purvis. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species *Science*, 309 (5738) (2005), pp. 1239-1241.

Carl, L. M., P. C. Esselman, B. L. Sparks-Jackson y C. C. Wilson. 2021. The species–area relationship for a highly fragmented temperate river system. *Ecosphere* 12 (3).

Chebez, J. C. 1999. *Los que se van: Especies argentinas en peligro*. Buenos Aires, Argentina. Albatros SACI.

Chemes, S. B., A. R. Giraudo y G. Gil. 2010. Dieta de *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) en el Parque Nacional El Rey (Salta, Argentina) y su comparación con otras poblaciones de la cuenca del Paraná. *Mastozoología Neotropical*, 17(1):19-29.

Cianfrani C., O. Broennimann, A. Loy y A. Guisan. 2018. More than range exposure: global otter vulnerability to climate change. *Biol. Conserv.* 221:103–113.

CITES (2016). Apéndices I, II y III. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres. UNEP. Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación, Ginebra, Suiza.

Collins, C. y R. Kays. 2011. Causes of mortality in North American populations of large and medium-sized mammals. *Anim Conserv* 14:474–483.

Contreras, F. I y Odriozola, M. P. 2016. Aplicación de modelos de elevación digital para la delimitación de áreas de riesgo por inundaciones. San Luis del Palmar, Corrientes, Rca. Argentina; Sociedad Argentina de Estudios Geográficos; Contribuciones científicas - Sociedad Argentina de Estudios Geográficos; 28; 12-2016; 83-94.

Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502.

Decreto N° 1.555/92 del 19/12/1992. Declaración de Monumento Natural Provincial a especies en peligro de extinción. Corrientes, 10 de Diciembre de 1.992. (<https://www.ecofield.net/Legales/Corrientes/dec1555-92.htm>)

Di Bitetti, M. S. 2008. Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres; *Asociación Civil Ciencia Hoy*; *Ciencia Hoy*; 18; 108; 32-41.

Duplaix N. y Savage M. 2018. *The Global Otter Conservation Strategy*. IUCN/SSC Otter Specialist Group, Salem, Oregon, USA.

Duque-Dávila, D. L., E. Martínez-Ramírez, F. J. Botello-López, y V. Sánchez-Cordero. 2013. Distribución, abundancia y hábitos alimentarios de la nutria (*Lontra longicaudis annectens* Major, 1897) en el Río Grande, Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, 4(2), 281-296.

Durbin, L. S. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra* in rivers of northern Scotland. *Journal of zoology*, 245(1), 85-92.

Eadie, J. M., T. A. Hurly, R. D. Montgomerie y K. L. Teather. 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environ. Biol Fishes* 15:81–89.

Foster-Turley P., S. M. Macdonald y C. F. Mason. 1990. *Otters: an Action Plan for Their Conservation*. IUCN/SSC Action Plans for the Conservation of Biological Diversity, Gland, Switzerland.

Fracassi, N., G. Gil, J. I. Túnez, S. Albanesi y J. A. Pereira. 2019. *Lontra longicaudis*. En: *SAyDS–SAREM* (eds.) *Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción*. Lista Roja de los mamíferos de Argentina.

Gallo-Reynoso, J. P. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. M. Sc. Thesis. Facultad de Ciencias, UNAM. 236 p.

Gallo-Reynoso, J.P. 1997. Situación y Distribución de las Nutrias en Mexico, con Énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1897. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2, 10-32.

García, C. M., y R. D. Quintana. 2005. Uso de canales deforestación por el lobito de río (*Lontra longicaudis*) en el bajo delta del Paraná en relación a sus características fisicoquímicas. Memoria de las XX Jornadas Argentinas de Mastozoología. Buenos Aires, Argentina.

Gaston, K. J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, Oxford.

Gil-Carbó, G. 2003. Densidades de Lobito de Río (*Lontra longicaudis*) en las lagunas Galarza y Luna. En: Alvarez B. B. (ed) Fauna del Iberá, 384 pp. EUDENE, Corrientes, Argentina.

Gittleman, J. L., S. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne. 2001. Carnivore conservation. Cambridge University Press.

Gomez, J. J., J. I Túnez, N. Fracassi y M.H. Cassini. 2014. Habitat suitability and anthropogenic correlates of Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) distribution, *Journal of Mammalogy*, Volume 95, Issue 4, 22 August 2014, 824–833.

Gori, M., G. M. Carpaneto y P. Ottino. 2003. Spatial distribution and diet of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* in the Ibera Lake (northern Argentina). *Acta theriológica*, 48(4), 495-504.

Hall, L. S., P. R. Krausman y M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25 (1), 173-182.

Hernández-Romero, P. C., F. J. Botello López, N. Hernández García y J. Espinoza Rodríguez. 2018. New altitudinal record of Neotropical otter (*Lontra longicaudis* Olfers, 1818) and conflict with fish farmers in Mexico. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 35(4), 193-197.

Hill J.E., T. L. DeVault, G. Wang y J. L. Belant. 2020. Anthropogenic mortality in mammals increases with the human footprint. *Front Ecol Environ* 18:13–18.

Jacome, L. y A. Parera. 1995. Neotropical river otter, *Lutra longicaudis*, breeding under captive conditions in Buenos Aires Zoo, Argentina. *IUCN Otter Spec. Group Bull*, 12, 34-36.

Kruuk, H. 1995. Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press, Oxford.

Kruuk, H. 2006. Otters: ecology, behaviour and conservation. 1 Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.

Lariviere, S. 1999. *Lontra longicaudis*. *Mammalian Species* 609:1-5.

Loss, S. R., T. Will y P. P. Marra. 2015. Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annu Rev Ecol*

Evol Syst 46:99–120.

Macías-Sánchez, S., y M. Aranda.1999. Análisis de la alimentación de la nutria *Lontra longicaudis* (Mammalia: Carnívora) en un sector del río Los Pescados, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 76, 49-57.

Mason, C.F. y M. MacDonald. 1986. *Otters. Ecology and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge

Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Inter-national Thomson Publishing, Chapman & Hall, New York.

Mayagoitia-González, P. E., A. Fierro-Cabo, R. Valdez, M. Andersen, D. Cowley y R. Steiner. 2013. Uso de hábitat y perspectivas de *Lontra longicaudis* en un área protegida de Tamaulipas, México. *Therya*, 4(2), 243-256.

Mayor-Victoria, R., y A. Botero-Botero. 2010. Uso del hábitat por la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora: Mustelidae) en la zona baja del río Roble, Alto Cauca, Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 14(1), 121-130.

Mehlman, D. W.1997. Change in avian abundance across the geographic range in response to environmental change. *Ecol Appl* 7:614–624.

Markert, B. A., A. M. Breure y H. G. Zechmeister. 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister (Eds.), *Bioindicators and Biomonitors*, Elsevier Science, Amsterdam (2003), pp. 3-39.

Mccain, C. M. y S. R. B. King. 2014. Body size and activity times mediate mammalian responses to climate change. *Global Change Biology* 20:1760-9.

Miller, B., R. Reading, C. Strittholt, R. Carroll, M. Noss, O. Soulé, J. Sánchez, J. Terborgh, D. Brightsmith, T. Cheeseman y D. Foreman. 1999. Using Focal Species in the Design of Nature Reserve Networks. *Wild Earth*, 1998/1999:81-92.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación – Importancia de las Áreas naturales protegidas (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/areas-protegidas>)

Nel, J. A. y M. J. Somers. 2007. Distribution and habitat choice of Cape clawless otters, in South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*, 37(1), 61-70.

Noss, R. F., H. B. Quigley, M. G. Hornocker, T. Merrill y C. Paquet.1996. Conservation biology and carnivore conservation in the rocky mountains. *Conserv. Biol.* 10(4):949–963.

Oldfather, M. F., M. M. Kling, S. N. Sheth, N. C. Emery y D. D. Ackerly. 2020. Range edges in heterogeneous landscapes: Integrating geographic scale and climate complexity into range dynamics. *Global Change Biology*, 26(3), 1055-1067.

Ordeñana, M. A., K. R. Crooks, E. E. Boydston, R. N. Fisher, L. M. Lyren, L. M. S. Siudyla y D. H. Van Vuren. 2010. Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy*, 91(6), 1322-1331.

Ovaskainen, O., y B. Meerson. 2010. Stochastic models of population extinction. *Trends in ecology & evolution*, 25(11), 643-652.

Pacifici, M., L. Santini, M. Di Marco, D. Baisero, L. Francucci, G. Grotto Marasini, P. Visconti y C. Rondinini. 2013. Generation length for Nature Conservation 5: 87–94.

Pardini, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*. 245: 385-391.

Parera, A. 1996. Estimating river otter *Lutra longicaudis* population in Iberá lagoon using a direct sightings methodology. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*. 13:77–83.

Parera, A. 1993. The Neotropical river otter *Lutra longicaudis* in Ibera Lagoon, Argentina. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 8: 13-16.

Parera, A. 1996a. Estimating River Otter *Lutra longicaudis* population in Iberá lagoon using direct sightings methodology. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*. 13(2): 77-83.

Pérez-Irineo, G. y A. Santos-Moreno. 2015. Grandes depredadores, impresionantes...¿y protectores?. *Ciencia y Desarrollo*. 6:6-11.

Pianzin, A., A. Wong y H. Bernard. 2019. Relationship between Microhabitat Structure and Otter Presence in an Oil Palm Dominated Landscape of Sabah, Malaysia. *Proc. 14th Int. Otter Congress, IUCN Otter Spec. Group Bull.* 36(A): 28 – 38.

Ponsonby, D. W. y U. Schwaibold. 2019. Country otter, city otter: The distribution patterns of two otter species in an urbanized area of Gauteng, South Africa. *African Journal of Ecology*, 57(1), 148-154.

Quadros, J., y E. L. Monteiro-Filho. 2001. Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic forest area, Santa Catarina State, southern Brazil. *Studies on Neotropical fauna and Environment*, 36(1), 15-21.

Restrepo, C. y A. Botero-Botero. 2012. Thropic ecology of neotropical otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, mustelidae) in La Vieja River, Alto Cauca, Colombia. Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural. 16. 207-214.

Rheingantz, M.L. y C. S. Trinca. 2015. *Lontra longicaudis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12304A21937379.

Rheingantz, M. L., J. F. S. Menezes y B. Thoisy. 2014. Defining Neotropical otter *Lontra longicaudis* distribution, conservation priorities and ecological frontiers. Tropical Conservation Science. 7: 214-229.

Rheingantz, M. L., A. Valenzuela, A. Botero-Botero, B. Thoisy, F. Trujillo, I. González, J. P. Gallo-Reynoso, M. Marmontel, P. C. Hernández-Romero, P. F. Rosas-Ribeiro, R. Wallace, V. M. Utreras. 2018. Neotropical otter. In: Duplaix, N. and M. Savage (eds). Global Otter Conservation Strategy IUCN Otter Specialist Group. Pages: 82-89.

Rheingantz, M.L., P. Rosas-Ribeiro, J. P. Gallo-Reynoso, V. C. Fonseca da Silva, R. Wallace, V. Utreras y P. Hernández-Romero. 2021. *Lontra longicaudis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021.

Rheingantz, M.L., V. M. Santiago-Plata, y C. S. Trinca. 2017a The Neotropical otter *Lontra longicaudis*: a comprehensive update on the current knowledge and conservation status of this semiaquatic carnivore. Mam Rev, 47: 291-305

Rheingantz, M. L., J. F. S. Menezes, M. Galliez, F. A. S. Fernandez. 2017b. Biogeographic patterns in the feeding habits of the opportunist and semiaquatic Neotropical otter. Hydrobiologia 792: 1-15.

Ruiz-Olmo, J., J. Jimenez, y W. Chacón. 2007. The importance of ponds for the otter (*Lutra lutra*) during drought periods in Mediterranean ecosystems: a case study in Bergantes River. Mammalia, 71(1-2), 16-24.

Simón, M. S. 2003. Distribución y hábitat actual de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la subcuenca del río Temascaltepec, Estado de México. Tesina de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Tlalnepantla, México.

Somers, M. J. y J. A. Nel. 2004. Habitat selection by the Cape clawless otter (*Aonyx capensis*) in rivers in the Western Cape Province, South Africa. African Journal of ecology, 42(4), 298-305.

Spínola, R. y C. Vaughan. 1995. Abundancia relativa y actividad de marcaje de la nutria neotropical (*Lutra longicaudis*) en Costa Rica. Vida Silvestre neotropical 4, 38-45

- Trigila, A.P., J.J. Gómez, M.H. Cassini, y J.I. Túnez. 2016. Genetic diversity in the Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*), (Mammalia, Mustelidae), in the lower delta of Parana River, Argentina and its relation with habitat suitability. *Hydrobiologia*, 768: 287–298.
- Trinca, C.S., B. Thoisy, F. C. Rosas, H. F. Waldemarin, K. P. Koepfli, J. A. Vianna y E. Eizirik. 2012. Phylogeography and Demographic History of the Neotropical Otter (*Lontra longicaudi* Olfers, 1818). *Journal of Heredity*, 103(4): 479-492
- Trinca, C. S., C. F. Jaeger y E. Eizirik. 2013. Molecular ecology of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*): non-invasive sampling yields insights into local population dynamics. *Biological Journal of the Linnean Society* 109:932–948
- Utreras, V., M. Rodríguez e I. Araya. 2002. Preliminary study on the diet of the neotropical otter (*Lutra longicaudis*) in the Tiputini river, Yasuni National Park, Ecuadorian Amazonia. Pp. 370-373 In: Dulfer, R., Conroy, J., Gutleb, A. C. (eds) *Proceedings VIIth International Otter Colloquium*, Trebon. IUCN Otter Specialist Group Bulletin. Volume 19A, Special Issue.
- Vezzosi, R. I., A.T. Eberhardt, V.B. Raimondi, M.F. Gutierrez, y A.A. Pautasso. 2014. Seasonal variation in the diet of *Lontra longicaudis* in the Paraná River basin, Argentina. *Mammalia*, 78: 1-13.
- Voigt, W., J. Perner, A. Davis, T. Eggers, J. Schumacher y R. Bahrman. 2003. Trophic levels are differentially sensitive to climate. *Ecology* 84:2444–2453.
- Watters, G. T. 1992. Unionids, fishes, and the species-area curve. *J Biogeogr.* 19:481–490.
- Williams, C. K., A. R. Ives y R. D. Applegate. 2003. Population dynamics across geographical ranges: time-series analyses of three small game species. *Ecology* 84:2654–2667. <https://doi.org/10.1890/03-0038>
- Woodroffe, R. y J. R. Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126-2128. doi:10.1126/science.280.5372.2126.
- Yackulic, C. B., E. W. Sanderson y M. Uriarte. 2011. Anthropogenic and environmental drivers of modern range loss in large mammals. *Proc Natl Acad Sci USA* 108:4024–4029. <https://doi.org/10.1073/pnas.1015097108>
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. New York, NY, USA: Prentice Hall