

Tesina para optar por el grado de
Licenciada en Ciencias Biológicas

APORTES PARA LA CONSTRUCCIÓN DE UNA ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN PARA LOS MURCIÉLAGOS DE URUGUAY

Bach. Mariana Díaz Ruíz

Tutor: Dr. Germán Botto Núñez



2025

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	3
2. OBJETIVOS	7
2.1. General.....	7
2.1.1. Específicos	7
3. METODOLOGÍA.....	8
3.1. Análisis de extensión territorial e intensidad de las amenazas	8
3.1.1. Producción de energía eólica	8
3.1.2. Control de rabia	12
3.1.3. Turismo: perturbación de refugios naturales	12
3.1.4. Uso de agroquímicos	13
3.1.5. Pérdida de hábitat	16
3.2. Identificación de regiones prioritarias para la conservación	17
4. RESULTADOS	19
4.1. Localización y análisis de extensión de las amenazas en el territorio	19
4.1.1. Producción de energía eólica.....	19
4.1.2. Control de rabia.....	24
4.1.3. Turismo: perturbación de refugios naturales	25
.....	26
4.1.4. Uso de agroquímicos	27
4.1.5. Pérdida de hábitat	30
4.2. Identificación de regiones prioritarias para la conservación	35
5. DISCUSIÓN	37
5.1. Localización y análisis de la extensión de las amenazas en el territorio.....	37
5.1.1. Producción de energía eólica.....	37
5.1.2. Control de rabia-caza control	39
5.1.3. Turismo: perturbación de refugios naturales	40
5.1.4. Uso de agroquímicos	42
5.1.5. Pérdida de hábitat	44
5.2. Identificación de regiones prioritarias para la conservación	47
6. CONCLUSIONES	50
7. BIBLIOGRAFÍA	52
8. Anexos	58
Anexo 1. Solicitud de acceso a la información pública realizada al Ministerio de Ambiente.	58
Anexo 2. Resolución del Ministerio de Ambiente.....	59
Anexo 3. Tabla de correspondencia cultivos-cobertura/usos de suelo	61

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales más relevantes en la actualidad, a nivel global, es la pérdida de biodiversidad y sus implicancias sobre la integridad de los ecosistemas y servicios ecosistémicos asociados, pudiendo tener consecuencias relevantes para la salud humana. Uruguay no se encuentra ajeno a esta realidad, siendo el cambio en el uso y cobertura de la tierra, y su ritmo de avance en las últimas décadas, una de las principales amenazas para la biodiversidad (PNUMA & DIMANA, 2008). Por otro lado, si bien se han realizado esfuerzos en pro de la conservación de especies en el país, aún resta por conocer al menos un 10% de las especies de plantas vasculares, moluscos continentales, peces de agua dulce, anfibios, reptiles, aves y mamíferos presentes en el territorio nacional. La falta de conocimiento y sistematización de la información puede generar el desvío de esfuerzos hacia la conservación de especies que no lo necesitan y comprometer aún más la situación de aquellas que sí (Soutullo et al., 2013).

Las tasas de extinción actualmente son altas y están en aumento, por lo que algunos autores aseguran que nos encontramos frente a la sexta extinción masiva (Pimm et al., 2014). La evolución de las tasas de extinción depende de diversos factores, entre ellos, el impacto de las actividades humanas sobre los biomas, la susceptibilidad de las especies que estos alojan y el grado en el que acciones de conservación puedan contrarrestar los (Pimm et al., 2014). Según datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), a nivel global se encuentran amenazadas de extinción (especies incluidas en las categorías Peligro Crítico: CR, En Peligro: EN, o Vulnerable: VU) el 41% de las especies descritas de anfibios, el 26% de los mamíferos, 21% de los reptiles y el 16% de las aves¹. Si además tenemos en cuenta que el conocimiento sobre las especies existentes es incompleto y que la mayoría de las especies desconocidas son raras y se encuentran en regiones donde hay pérdida de hábitat, estas cifras aumentan (Pimm et al., 2014).

En este contexto, la Biología de la Conservación como ciencia de crisis, provee un abordaje adecuado para el problema de la pérdida global de biodiversidad desde un enfoque holístico que no solo contempla aspectos biológicos sino también sociales y políticos (Soulé, 1985; 1991). Esta disciplina tiene como uno de sus postulados que las comunidades naturales son producto de procesos coevolutivos, implicando la existencia de una interdependencia entre las especies que las componen. Si bien no todas las especies son imprescindibles para el funcionamiento de una comunidad, la incertidumbre sobre sus interacciones y, en consecuencia, sobre los efectos que puede tener una extinción, hace necesaria la protección de todas las especies que la integran (Soulé, 1985). Soulé (1991), observa la falla de los enfoques simples frente a este problema y la ineficacia de las áreas protegidas y reservas naturales. Para explicar la pérdida de biodiversidad global, menciona seis factores antropogénicos como amenaza para la biodiversidad en el planeta: (i) la pérdida de hábitat, (ii) la fragmentación del hábitat, (iii) la sobreexplotación, (iv) la introducción y propagación de especies y enfermedades exóticas, (v) la contaminación del aire, suelo y agua, y (vi) el cambio climático.

¹ <https://www.iucnredlist.org/es/resources/summary-statistics>

También plantea el hecho que dichos factores no afectan de igual forma en todas las regiones, dependiendo tanto de variables socioeconómicas como biogeográficas, por lo que las estrategias de conservación deben adaptarse a la región. A partir de todo ello expone la necesidad del fortalecimiento institucional de las agencias dedicadas a la protección de la biodiversidad y de utilizar estrategias alternativas para la conservación (Soulé, 1991).

En este marco general, resulta fundamental focalizar en grupos taxonómicos que, además de su diversidad, cumplen funciones ecológicas clave y enfrentan amenazas específicas. Tal es el caso de los murciélagos, que constituyen uno de los órdenes de mamíferos más diversos y relevantes para los ecosistemas. Actualmente, hay registradas 1500 especies de quirópteros a nivel mundial (Simmons & Cirranello, 2025), que representan aproximadamente el 20% de los mamíferos conocidos (Simmons, 2005). La quiropterofauna Neotropical es la más diversa del mundo: este grupo está constituido por aproximadamente 450 especies (Díaz et al., 2021).

Los murciélagos proveen diversos servicios ecosistémicos que inciden directa o indirectamente en la calidad de vida de los humanos (Ramírez-Fráncel et al., 2022; RELCOM, 2010). La mayoría de las especies son insectívoras, siendo las principales reguladoras de poblaciones de insectos voladores nocturnos, muchos de los cuales son potencialmente perjudiciales para el ser humano, por tratarse de plagas agrícolas o domésticas o por ser vectores de enfermedades transmisibles al ser humano y/o a los animales (Kunz et al., 2011; RELCOM, 2010). Un relevamiento reciente de estudios sobre servicios ecosistémicos muestra que las especies insectívoras consumen grandes cantidades de insectos plaga de cultivos comerciales como manzana, algodón, palta, café, maíz, arroz, sorgo, trigo, mandioca, entre otros. A modo de ejemplo, este consumo previene pérdidas de 2900 toneladas de arroz al año (Ramírez-Fráncel et al., 2022). Otras especies de murciélagos se alimentan de polen y néctar, lo que las convierte en polinizadoras clave de numerosas plantas de importancia económica. Se ha documentado que visitan alrededor de 500 especies de angiospermas en todo el mundo, lo que resalta su potencial como polinizadores de diversos cultivos comerciales (Ramírez-Fráncel et al., 2022; Tanalgo et al., 2023).

Además, los murciélagos frugívoros presentan un rol fundamental en el proceso de regeneración de las selvas tropicales, a través de la dispersión de semillas. Especies pertenecientes a la familia Phyllostomidae, dispersan en el Neotrópico semillas de aproximadamente 549 especies con valor ecológico y/o económico, mientras que los pertenecientes a Pteropodidae lo hacen para unas 300 especies de plantas y cultivos comerciales en Asia, África y Oceanía (Ramírez-Fráncel et al., 2022; RELCOM, 2010).

Otro servicio ecosistémico relevante, provisto por este grupo, es la fertilización del suelo y distribución de nutrientes a través del guano, favorecida por sus vuelos de larga distancia y el uso de una amplia variedad de refugios y hábitats de alimentación y descanso. El guano, es la acumulación de fecas de murciélagos, rico en nitrógeno, fósforo y potasio. En países como Tailandia y Camboya la recolección de guano contribuye a la economía local, además se ha constatado que su utilización tiene mejores efectos sobre cultivos comerciales que los fertilizantes artificiales (Ramírez-Fráncel et al., 2022).

A pesar de brindar beneficios económicos y sanitarios, como los ya mencionados, este grupo de mamíferos enfrenta diversas amenazas tanto a nivel global como regional, lo que ha provocado una marcada reducción de sus poblaciones (RELCOM, 2010). Además, son el grupo menos contemplado en los programas de conservación y manejo (RELCOM, 2010). En la *Estrategia para la conservación de los murciélagos de Latinoamérica y el Caribe* se identifican como principales amenazas a nivel regional la pérdida y modificación de hábitat y refugios, el uso de agrotóxicos, los parques eólicos y los conflictos entre humanos y murciélagos, todo ello ocasionado en cierto modo por la falta de información y conocimiento sobre la biología del grupo (RELCOM, 2010).

En Uruguay hasta el momento se han registrado 23 especies de murciélagos: una de ellas hematófaga, dos frugívoras y las restantes insectívoras (González & Botto Nuñez, 2024). Si bien en nuestro país históricamente las investigaciones enfocadas en los murciélagos han sido escasas (González & Lessa, 2014), en las últimas décadas la producción ha incrementado. En 2005 se creó el Grupo de Investigación de los Murciélagos (GIM), actualmente Programa para la Conservación de los Murciélagos de Uruguay (PCMU), que desde 2007 forma parte de la Red Latinoamericana para la Conservación de los Murciélagos (RELCOM). En este contexto, en 2016, se comenzaron a proponer Áreas y Sitios de Importancia para la Conservación de los Murciélagos (AICOMs y SICOMs, respectivamente), de acuerdo con los lineamientos propuestos por RELCOM. Recientemente, Botto Nuñez et al. (2019) realizaron un análisis del estado de conservación actual de los murciélagos de Uruguay en el cual se incluyeron 19 de las 22 especies registradas en el país hasta ese momento. Los autores excluyeron de su análisis a *Nyctinomops laticaudatus*, *Myotis nigricans* y *Promops centralis* debido a no contar con datos suficientes para realizar una correcta evaluación de su estado de conservación (Botto Nuñez et al., 2019). Entre los resultados de dicho trabajo encontramos que tres especies fueron asignadas a categorías de riesgo a nivel nacional (CR: *Platyrrhinus lineatus*, VU: *Eumops patagonicus* y *Molossus fluminensis*, ahora *Molossus fluminensis*) y una fue catalogada como casi amenazada (NT: *Sturnira lilium*). Además, identificaron como principales amenazas en el país a la producción de energía eólica, el control de rabia, el turismo espeleológico y la pérdida de hábitat y se establecieron cinco objetos focales de conservación, a partir de similitudes ecológicas entre las especies analizadas (Botto Nuñez et al., 2019). Más recientemente, en la lista roja de los mamíferos de Uruguay se evaluó el estado de conservación de los mamíferos de Uruguay, entre ellos los murciélagos. En este análisis, que consideró las 23 especies registradas para el país actualmente, se identificó como En Peligro (EN) a *P. lineatus* y como Vulnerable (VU) a *Histiotus velatus*. Estas actualizaciones en el estado de conservación y en la lista de especies evaluadas resaltan el incremento de conocimiento sobre las especies de murciélagos presentes en nuestro país.

Si bien se han realizado avances en pro de la conservación de los murciélagos, la conservación de la biodiversidad en general y, en particular, de grupos que históricamente han tenido “mala fama” para la sociedad, es una tarea compleja y para la que no es suficiente con la protección de sitios o áreas particulares (Proaño, 2015). Si bien a nivel regional y subregional existen estrategias para la protección de las poblaciones de murciélagos, resulta necesario complementarlas con estrategias nacionales que contemplen las particularidades de la realidad local.

Uruguay cuenta con un Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SNAP), creado en el año 2000 por la Ley N° 17.234, cuyo objetivo es generar una regulación que permita unificar criterios de planificación y manejo de áreas naturales del territorio nacional, continentales, insulares o marinas que por sus valores ambientales, históricos, culturales o paisajísticos singulares merezcan ser protegidas como patrimonio de la Nación (Ley N° 17.234). Actualmente el SNAP cuenta con 20 áreas protegidas y si bien en 12 de ellas se incluye al menos una especie de murciélago, este grupo ha sido rara vez objeto de interés en los procesos de planificación. De las seis áreas que los contemplan, sólo una los considera objetos focales de conservación (el Área de Protección Ambiental Rincón de Franquía) y como consecuencia aumenta sustancialmente el número de especies integradas en el SNAP (Díaz Ruiz & Botto Nuñez, 2019; MVOTMA-DINAMA, 2019; SNAP-MA, 2023, 2024)

En la Estrategia Mundial para la Conservación (EMC), se definió la conservación como: “la gestión de los componentes bióticos y abióticos de la biosfera por parte del hombre de modo tal de producir el mayor y sostenido beneficio para las generaciones actuales y manteniendo el potencial para satisfacer las necesidades y aspiraciones de las generaciones futuras” (UICN, 1980). Una Estrategia Nacional de Conservación (ENC) tiene como objetivo determinar los medios que le permitan a un país avanzar hacia un desarrollo sostenible. Para ello, es necesario identificar el estado actual y proyectado de sus recursos naturales, analizar los factores que inciden sobre ellos y establecer prioridades, de manera de orientar los esfuerzos y recursos de forma eficaz. Asimismo, una ENC debe incluir un plan de monitoreo y mecanismos que aseguren su actualización periódica (UICN, 1980).

Este trabajo tiene como objetivo aportar a la construcción de una estrategia integral y ajustada a la realidad nacional que tenga como meta la conservación de los murciélagos de Uruguay, a través del análisis de la extensión territorial de las amenazas existentes en el país y la identificación de áreas prioritarias para la conservación de los quirópteros.

2. OBJETIVOS

2.1. General

Contribuir al diseño de una estrategia nacional para la conservación de los murciélagos de Uruguay.

2.1.1.Específicos

- Analizar la extensión, distribución y, en los casos que sea posible, la intensidad de las principales amenazas para los murciélagos en Uruguay, considerando tanto su distribución geográfica como su magnitud de impacto sobre las poblaciones.
- Identificar en el territorio regiones prioritarias para la implementación de acciones de conservación.

3. METODOLOGÍA

3.1. Análisis de extensión territorial e intensidad de las amenazas

En este estudio se consideraron como principales amenazas para los murciélagos: (1) la producción de energía eólica, (2) el control de rabia, (3) el turismo espeleológico, (4) el uso indiscriminado de fitosanitarios asociados a actividades agrícolas y (5) pérdida de hábitat (Bayat et al., 2014; Botto Nuñez et al., 2019; RELCOM, 2010). Posteriormente, se analizó la extensión de cada una de estas amenazas en el territorio nacional.

La extensión de una amenaza hace referencia a la magnitud espacial y temporal en la que dicha presión ambiental se manifiesta sobre las poblaciones de murciélagos y sus hábitats. No se trata únicamente de delimitar la superficie geográfica afectada, sino también de considerar la frecuencia, intensidad y alcance de los procesos involucrados. Por ejemplo, en el caso de la energía eólica, la extensión de la amenaza comprende no solo la ubicación y área de influencia de los aerogeneradores, sino también el nivel de mortalidad que generan y las especies más afectadas. En este sentido, analizar la extensión de una amenaza implica integrar sus dimensiones espaciales y su profundidad ecológica, a fin de comprender mejor su impacto real sobre las poblaciones y los ecosistemas. Sin embargo, la disparidad en los datos disponibles para analizar la extensión de las amenazas ya mencionadas generó que en el caso del control de rabia la evaluación solo se limita a la extensión geográfica.

3.1.1. Producción de energía eólica

Se obtuvo un listado de 44 proyectos de producción eólica, extraído de <http://energiaeolica.gub.uy/>, del que se eliminaron 16 registros: uno por encontrarse repetido y los restantes porque, de acuerdo con el artículo 2, numeral 16 del Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental y Autorizaciones Ambientales y el artículo 2 del Decreto 178/009, únicamente los proyectos de generación eléctrica con una capacidad superior a 10 megavatios están obligados a realizar un estudio de impacto ambiental previo a su construcción, así como evaluaciones y monitoreos ambientales durante su operación.

La excepción a esta regla son los parques “Caracoles I” y “Caracoles II”, ya que por compartir infraestructura necesaria para su funcionamiento se los considera como un mismo PE (Tabla 1) (DINAMA-MVOTMA, 2015).

Además, a los efectos de este trabajo, se consideraron como una misma unidad aquellos proyectos adyacentes, por lo que el listado inicial de 28 proyectos que requirieron monitoreos biológicos previos y durante la fase operativa se obtuvieron 20 unidades a analizar (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de parques eólicos operativos (actualizado a marzo 2020) y aplicación de Autorización Ambiental Previa (AAP) según la Guía de Evaluación de Impacto Ambiental para Parques Eólicos (DINAMA-MVOTMA, 2015). Para los que requirieron APP se especifica el número de turbinas, información extraída de energiaeolica.gub.uy y “The Wind Power”.

Nombre PE	Departamento	Entrada operación	N° de turbinas	Potencia instalada (MW)	APP
Arias	Flores	sept-17	35	70	Aplica
Artilleros	Colonia	dic-14	31	65,1	Aplica
Talas de Maciel I-II	Flores	jun-15	50	100	Aplica
Caracoles I-II	Maldonado	dic-08	10	20	Aplica
Carapé I-II	Maldonado	sept-15	31	90	Aplica
Florida I-II	Florida	jul-14	36	100	Aplica
Florida II	Florida	jul-16	-	50	Aplica
Juan Pablo Terra	Artigas	ago-14	28	67,2	Aplica
Kentilux	San José	may-11	9	17,2	Aplica
Kiyú	San José	feb-17	16	49,2	Aplica
Ladaner/Cerro Gde	Cerro Largo	dic-17	22	52	Aplica
Luz de Loma/Luz de Ma	Florida	jul-14	30	90	Aplica
Maldonado I-II	Maldonado	abr-14	50	100	Aplica
Melowind	Cerro Largo	sept-15	20	50	Aplica
Minas I	Lavalleja	jun-14	14	42	Aplica
Nuevo Manantial I -II	Rocha	2008/2014	29	18	Aplica
Nuevo Pastoreale	Flores	jun-17	16	50	Aplica
Palomas	Salto	feb-17	35	70	Aplica
Pampa	Tacuarembó	oct-16	59	141,6	Aplica
Peralta I-II	Tacuarembó	jun-15	50	117,6	Aplica
Valentines	Treinta y tres-Florida	oct-16	35	70	Aplica
18 de julio	Rocha	dic-16	-	10	No aplica
Agroland	Rocha	mar-07	-	0,45	No aplica
Blengio	San Jose	jul-13	-	1,8	No aplica
Corfrisa	Canelones	nov-17	-	2	No aplica
Engraw	Florida	ene-13	-	1,8	No aplica
Julieta	Durazno	feb-16	-	3,6	No aplica
Libertad	San José	jul-14	-	7,7	No aplica
Ma. Luz	Treinta y tres	jul-16	-	10	No aplica
Marfrig	Tacuarembó	feb-17	-	2	No aplica
Marystay	San José	may-17	-	1,8	No aplica
PdeV	Lavalleja	abr-10	-	0,15	No aplica
Rosario	Colonia	dic-15	-	9	No aplica
Solís de Mataojo	Lavalleja	oct-16	-	10	No aplica
Ventus I	Colonia	oct-15	-	9	No aplica
Villa Rodriguez	San José	dic-16	-	10	No aplica

Una vez identificados PE a incluir en el análisis, se localizaron los aerogeneradores de cada uno utilizando imágenes satelitales en Google Earth y se calculó un polígono convexo por parque con el algoritmo Geometría mínima delimitadora del software QGIS (QGIS Development Team, 2015). Además, para cada PE se determinó el área de afectación, de acuerdo con la Guía para el monitoreo de aves y murciélagos en Parques Eólicos (DINAMA-MVOTMA, 2017), siendo esta la zona en la que se evalúan los impactos ambientales y queda determinada por un perímetro de entre 500m y 6 Km a partir de los generadores más externos.

Para evaluar el impacto de la producción de energía eólica en nuestro país, a escala nacional, se solicitó al Ministerio de Ambiente (MA) todos los informes de evaluación previa de impacto y de monitoreo operativo de parques eólicos con una capacidad igual o mayor a 10 MW ($n=20$), mediante un pedido de acceso a la información pública (Anexos 1 y 2).

Se revisaron un total de 51 expedientes que contenían información relevante sobre el impacto de dichos parques. Dado que la revisión reveló la existencia de heterogeneidad en el formato de presentación de los resultados y disparidad en las estimaciones de mortalidad calculadas a partir de las fórmulas sugeridas en la “Guía para el monitoreo de aves y murciélagos en Parques Eólicos” (Erickson y I.A.I.A.), se sistematizó la información extrayendo de los informes:

- Número de carcassas encontradas.
- Factor de corrección de área (a).
- Eficiencia de búsqueda de los técnicos (p).
- Tiempo medio de permanencia de las carcassas en el campo, utilizado para calcular el factor de corrección de carroñeo (t)
- El número de molinos relevados en cada campaña.

Además, se identificaron vacíos en los factores de corrección en algunos informes. Para abordar esto, los valores faltantes se completaron con el promedio general de cada factor de corrección ($p=0.69$, $t=2.24$, $a=0.79$). Y en los casos con datos parciales, se utilizaron promedios del mismo parque, ajustados por temporada.

Debido a la heterogeneidad ya mencionada, se decidió utilizar la información sistematizada para recalcular las estimaciones de mortalidad de modo tal que los resultados por parque fueran comparables.

Para el cálculo de las estimaciones se utilizó una nueva fórmula, cuya exactitud y precisión ha sido evaluada y comparada junto con otras tres fórmulas utilizadas frecuentemente, a través de un estudio de simulación. Los resultados del proceso de validación indican que, si bien las cuatro fórmulas muestran imprecisiones, en escenarios con bajo tiempo de persistencia de cadáveres y baja mortalidad como el de este trabajo, dicha fórmula es la que presenta mayor exactitud (Figura 1 y 2).

$$\bar{m} = \sum_{j=1}^J I_j \times \frac{c_j}{p \times \sum_{i=1}^{I_j} 1 - P(t \leq t_i)}$$

Figura 1. Fórmula utilizada para estimar la mortalidad diaria ($\bar{m}$) en parques eólicos, considerando el número de carcassas observadas (c_j) en cada evento de muestreo (j) y utilizando como expansores la eficiencia de búsqueda de los técnicos (p) y la probabilidad acumulada para el largo del intervalo (I_j) de que una carcassa no sea removida. Los tiempos de espera hasta que una carcassa es removida se asumen con distribución exponencial y la probabilidad de que una carcassa sea encontrada es el complemento de la probabilidad de que ese tiempo sea menor al largo del intervalo (t_j) (Botto Nuñez & Díaz Ruiz, en prep.)

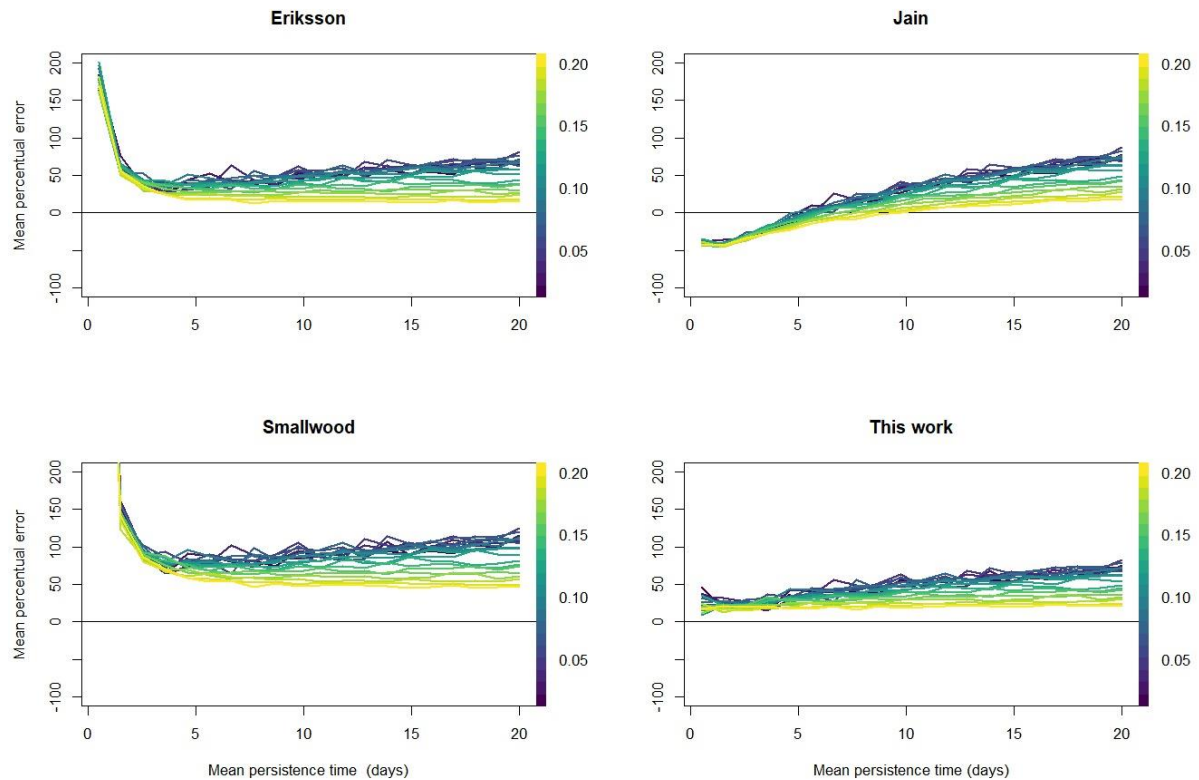


Figura 2. Comparación del error porcentual medio en las estimaciones de mortalidad para cuatro fórmulas: Eriksson, Jain, Smallwood y la nueva propuesta utilizada en este trabajo. El gráfico muestra la relación entre el error porcentual medio (eje y) y el tiempo medio de persistencia de los cadáveres en días (t_m) (eje x). La variación de colores representa un rango de valores para la mortalidad diaria entre 0 (violeta oscuro) y 0,20 individuos (amarillo). Extraído de (Botto Nuñez & Díaz Ruiz, en prep.).

Se recopilaron datos de 772 muestreos realizados entre 2014 y 2023, de los cuales, 764 fueron aptos para el cálculo de estimaciones de mortalidad, debido a que 8 de ellos no contaban con fecha. Se asumió que en cada muestreo se inspeccionó una única vez cada aerogenerador de la muestra. Las revisiones en cada parque se llevaron a cabo en intervalos regulares y, en cada una de ellas, se

retiraron los cadáveres encontrados bajo las turbinas, según lo establecido por DINAMA-MVOTMA (2017). Dado que cada revisión proporciona datos independientes, se estimó la mortalidad diaria a partir de cada muestreo y se la promedió para calcular un promedio diario para cada parque. Posteriormente, este promedio se multiplicó por 365 con el fin de obtener una estimación anual de la mortalidad. De manera análoga, se estimó la mortalidad por aerogenerador en cada campaña y, siguiendo el mismo procedimiento, se calculó la mortalidad anual promedio por aerogenerador para cada parque eólico. Los resultados se mapearon utilizando el software QGIS(QGIS Development Team, 2015), con el fin de analizar la existencia de un patrón espacial.

También se calculó la mortalidad promedio por temporada, tomando la temporada estival de octubre a marzo y la invernal de abril a setiembre.

Por último, de los informes de desempeño ambiental (IDA) presentados por los parques al MA, se extrajeron datos de mortalidad observada por especie, en los cuales se incluyeron también las observaciones realizadas por fuera de los muestreos sistemáticos, con el fin de determinar cuáles son las más afectadas por la producción de energía eólica en nuestro país.

3.1.2. Control de rabia

El control de la rabia en Uruguay se ha centrado históricamente en la vigilancia y control de colonias de vampiros *Desmodus rotundus*, dado su rol como principal reservorio y transmisor del virus al ganado. Estas acciones, coordinadas por el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP), incluyen la identificación de refugios de la especie para el posterior manejo de las poblaciones que los habitan (Botto Nuñez et al., 2019).

Dado que la información sobre los puntos específicos de control de colonias de *D. rotundus* realizada por el MGAP no es de acceso público, se trabajó con un recuento de refugios de la especie proporcionado por la Dirección Nacional de Sanidad Animal. A partir de esta capa de datos, se generó un polígono convexo mediante el algoritmo Geometría mínima delimitadora del software QGIS (QGIS Development Team, 2015), con el objetivo de identificar las regiones del territorio nacional donde es más probable la implementación de acciones de control (QGIS Development Team, 2015).

3.1.3. Turismo: perturbación de refugios naturales

A partir de una entrevista con el Licenciado en Turismo Ismael Lugo Corrales, integrante del Centro Espeleológico Uruguayo Mario Isola (CEUMI) y docente (G° 1) de la Licenciatura en Turismo (CURE), se identificaron y localizaron cavidades utilizadas por murciélagos, tanto temporales como permanentes.

El CEUMI tiene como objetivo la promoción de la espeleología y las prácticas espeleológicas en Uruguay. Este colectivo, creado en 1993, lleva a cabo estudios sobre el patrimonio espeleológico de nuestro país (cuevas, aleros, túneles coloniales, pozos, entre otros) que comprenden aspectos vinculados a su génesis, antigüedad y su valor como reservorios biológicos, paleontológicos y

arqueológicos². En este contexto es que los integrantes del CEUMI han colaborado con el PMCU en diversas instancias y proyectos de investigación, brindando apoyo técnico en muestreos conjuntos o proporcionando información sobre cavidades ocupadas por quirópteros, de lo que llevan un registro en sus exploraciones.

Para determinar la intensidad de esta amenaza, se categorizaron los refugios en una escala de 1 a 3 según el grado potencial de perturbación al que estarían sometidos. Se asignó valor 1 a aquellos refugios sin potencial turístico, 2 a los que presentan potencial turístico, pero no se observa desarrollo de actividades y 3 a los sitios en los que se realizan actividades turísticas. Para la localización de los refugios se utilizó el software QGIS (QGIS Development Team, 2015). No se presentan las coordenadas exactas de los refugios listados debido a que la mayoría se encuentran en predios privados.

Además, relevó si están sujetos o no a algún tipo de protección, ya sea a nivel departamental, nacional o privado,

3.1.4. Uso de agroquímicos

Para identificar las regiones con mayor carga de aplicación de fitosanitarios, se utilizó el registro de fitosanitarios del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) el cual se encuentra publicado en la web de dicho ministerio. Además, el listado de productos registrados indica para qué cultivo/s se está autorizada la aplicación de cada producto. Actualmente existen 1914 productos registrados, para 42 de ellos el uso está prohibido. A los efectos de este análisis, de los restantes 1872 solo se tuvieron en cuenta aquellos cuya aptitud contenía la palabra insecticida, los cuales resultaron en 402 productos.

El listado obtenido se filtró por la columna “Cultivos” y se eliminaron algunas categorías teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- (a) Categorías eliminadas por tratarse de procedimientos o aplicaciones pre-siembra o postcosecha localizados, que merecerían un análisis focalizado y no corresponden con la escala espacial de este análisis:
- Silos
 - Tabaco en fardos
 - Cereales a granel
 - Depósitos vacíos
 - Depósitos

² <https://www.mapeosociedadcivil.uy/organizaciones/centro-espeleologico-uruguayo-mario-isola/>

- Bodegas y depósitos de granos
- Estibas en depósitos o bajo plástico impermeable
- Granos almacenados
- Granos embolsados
- Grano embolsado
- Viveros forestales
- Viveros frutales de carozo
- Vivero frutales de pepita
- Madera seca
- Alimentos almacenados
- Plantines de tomate bajo invernadero
- No corresponde
- Almacigos
- Semillas embolsadas

(b) Cultivos eliminados por su pequeña extensión y baja representación en la producción agrícola del país (18 productores en 2019 según nota de prensa³): cultivos de flores

- Rosal
- Cultivo de jazmines
- Cultivo de rosas
- Cultivo de ornamentales
- Flores

(c) Otros cultivos que se eliminaron por su extensión fueron:

- Algodón
- Tabaco
- Palmeras
- Lino

³ <https://www.elobservador.com.uy/nota/los-floricultores-en-peligro-de-extincion--2019695047>

(d) Además, se eliminaron dos productos para los que no se contaba con información suficiente para asociarlas con un cultivo particular, las mismas tienen como “Cultivo” asociado en la base del MGAP alguno de los siguientes ítems:

- Áreas cultivadas (1)
- Suelo (1)

Esta primera instancia de depuración de la base finalizó con 398 productos comerciales que corresponden a 104 sustancias activas únicas.

En una segunda etapa, con el fin de evitar duplicados por errores de tipeo y sinónimos en los nombres de los cultivos, se revisaron uno a uno los registros y se renombraron los cultivos con su nombre común. Posteriormente, se seleccionaron las combinaciones únicas de sustancias activas y cultivos y se revisaron los nombres de todas las sustancias en la web de la guía SATA (SATA, 2025).

A partir de esto, y teniendo en cuenta las leyendas del Mapa de cobertura y uso del suelo 2020-2021 descargado de la web del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (2021), se asignó a cada cultivo una clase. Esta asignación de clase se realizó siguiendo los criterios detallados en el Anexo 3.

Para determinar la carga potencial de insecticidas aplicados en cada región, de acuerdo con los cultivos presentes allí, en primera instancia se construyó una matriz de presencia/ausencia en la cual las columnas correspondieron a los principios activos y las filas a los cultivos. Dicha matriz se utilizó para calcular el índice de Jaccard (Figura 3). Este índice es una medida ampliamente utilizada para evaluar la similitud entre dos conjuntos de datos como la razón entre los elementos compartidos y el total de elementos únicos de ambos conjuntos (Real & Vargas, 1996). En el contexto de este trabajo, el valor del índice entre un par de cultivos es 0 si el conjunto de sustancias que se le aplican a cada uno es completamente diferente y 1 en el caso que a ambos cultivos se le apliquen las mismas sustancias. Posteriormente se calculó el promedio de las distancias entre los cultivos que pertenecen a una misma clase de cobertura/uso de suelo, una clase con un promedio de distancias cercano a 1 implica que los cultivos pertenecientes a esa clase cuentan con paquetes tecnológicos idénticos.

$$J = \frac{C}{A + B + C}$$

Figura 3. Fórmula Índice de Jaccard (J), calculado como el cociente entre el número de atributos comunes de los conjuntos “a” y “b” (C) y la suma de los elementos que pertenecen únicamente al conjunto “a” (A), el número de atributos únicamente de “b” (B) y los elementos comunes en ambos conjuntos (C) (Real & Vargas, 1996).

Dado que el análisis de similitud de los paquetes tecnológicos reveló una baja similitud para todas las clases, solo un 12%, en promedio, de coincidencia entre los cultivos de secano y 11% en el subconjunto de ellos integrado por soja y maíz. La carga de insecticidas se mapeó teniendo en cuenta la sumatoria de sustancias activas habilitadas para los cultivos de cada clase y se ponderó dicho valor dividiendo

por la cantidad de cultivos pertenecientes a esa clase. Los valores obtenidos se mapearon utilizando el algoritmo de reclasificación por tabla de QGIS (QGIS Development Team, 2015)

Además, se construyó un ranking con la cantidad de cultivos para los que está autorizada para aplicar cada sustancia registrada, a partir de los datos públicos disponibles, con el fin de relevar cuáles serían los insecticidas más utilizados.

3.1.5. Pérdida de hábitat

Se construyó una matriz de uso de ambientes por parte de los murciélagos en la que las columnas corresponden a las coberturas identificadas en el Atlas de Cobertura del Suelo (DINOT-MVOT, 2024) y las filas a 19 de las 23 especies de quirópteros presentes en Uruguay. Se excluyeron de este análisis *Eumops perotis*, *Promops centralis*, *Nyctinomops laticaudatus* (Molossidae) y *Myotis nigricans* (Vespertilionidae) debido a que sus registros son escasos y se tiene poca o nula información sobre su ecología en nuestro país (Botto Nuñez et al., 2019; González & Botto Nuñez, 2024). Para determinar los valores de cada entrada de la matriz se tuvieron en cuenta aspectos ecológicos y comportamentales de las especies y, a partir de ello, se generó un gradiente de uso. Utilizando una escala de 0 a 3, donde 0 es la ausencia de la especie en el ambiente, 1 el ambiente solo se utiliza de paso, 2 ambiente de caza/alimentación y 3 el ambiente es utilizado como refugio. Para esto se tuvo como referencia lo planteado por Bárcquez y Díaz (2020) y González y Martínez-Lanfranco (2010).

La matriz construida sobre la base de bibliografía se discutió en un taller del que participaron Enrique González (Responsable de la Sección Mamíferos del Museo Nacional de Historia Natural), Ana Laura Rodales (Magister en Ciencias Biológicas, opción Ecología, PEDECIBA) y Germán Botto (PhD en Inmunología y Enfermedades Infecciosas, Montana State University), todos ellos miembros del Programa para la Conservación de los Murciélagos de Uruguay y del Bat Specialist Group (IUCN-SSC)⁴. Como resultado del taller se construyó una matriz consenso contemplando las sugerencias de los expertos mencionados. Finalmente, se realizó la suma de las entradas, por fila y por columna, con el objetivo de observar el grado de especialización de cada especie o si ésta es generalista y qué ambientes son los más utilizados, respectivamente. Se calculó la moda de los valores por columna, para visualizar cuál es el uso más frecuente de cada ambiente.

Debido a que los productos del Atlas de Cobertura del Suelo (DINOT-MVOT, 2024) para los años 2000 y 2022 fueron obtenidos a partir de imágenes satelitales de distinto origen (Landsat y Sentinel respectivamente), lo cual dificulta el procesamiento de las capas vectoriales pudiendo dar resultados erróneos. Se optó entonces por utilizar los productos disponibles en la web de MapBiomass Uruguay⁵ para 2000 y 2022 y a partir de ellos analizar los cambios en la extensión de los ambientes identificados como relevantes en la matriz de uso.

⁴ <https://www.iucnbsg.org/members-list.html>

⁵ <https://uruguay.mapbiomas.org/descargas/>

Una vez identificados los ambientes naturales de mayor relevancia para los quirópteros, se analizaron los cambios en la extensión de los mismos en el período 2000-2022. Para esto, se realizaron clasificaciones dicotómicas utilizando la herramienta Reclasificación por tabla del Software QGIS, de las capas de cobertura del año 2000 y de 2022. En ambos casos, por un lado, se otorgó valor 1 a los píxeles correspondientes a la categoría “Formación natural herbácea” y 0 al resto de las categorías, obteniendo una capa con la extensión de las pasturas naturales en cada año. Y, en otra reclasificación, se asignó valor 1 a los píxeles correspondientes a “Vegetación natural leñosa” y 0 al resto de las categorías con el fin de obtener la extensión de bosque nativo y arbustos en el 2000 y en 2022.

Para identificar cambios en la extensión de vegetación herbácea natural, se realizó la diferencia entre la capa de pasturas del 2000 y la misma capa del 2022, utilizando la calculadora ráster de QGIS, el mismo procedimiento se realizó con las capas de extensión de bosques y arbustos. De este modo se obtuvo una capa con los cambios en la cobertura herbácea y otra con los cambios en la cobertura boscosa y arbustiva en el período analizado. Posteriormente se sumaron los resultados obtenidos generando una única capa de cambios en los ambientes de interés. A esta última, se le aplicó un filtro de mayoría de 5x5 píxeles utilizando el software SAGA 9.2.0 con el fin de optimizar la visualización de las regiones en las que se perdió extensión de ambientes relevantes para los quirópteros.

3.2. Identificación de regiones prioritarias para la conservación

Para identificar zonas prioritarias a conservar, se construyó un mapa de riqueza de especies, a partir de las distribuciones conocidas de 19 de las 23 especies de murciélagos presentes en el país (Botto Nuñez et al., 2019; González & Botto Nuñez, 2024). Se excluyeron de este análisis *E. perotis*, *P. centralis*, *N. laticaudatus* (Molossidae) y *M. nigricans* (Vespertilionidae) debido a que se cuenta con registros puntuales (Botto Nuñez et al., 2019; González & Botto Nuñez, 2024).

Además, se tomaron los mapas de amenazas y se convirtieron en una escala dicotómica. Para el control de rabia-caza control y la pérdida de hábitat se asignó el valor 0 a aquellas regiones en las que no existe la amenaza y 1 en aquellas en las que sí. En el caso del uso de fitosanitarios, se asignó valor 1 a las áreas de carga alta y media-alta por encontrarse asociadas a cultivos de secano en general y aquellos bajo riego por pivotes, debido a que en conjunto constituyen los principales cultivos del país, ocupando un total de 1.342.005 ha (MGAP, 2021). Por último, la mortalidad en parques eólicos, se analizó la distribución de los datos y se asignó valor 1 a aquellos parques en los que la mortalidad promedio anual se encontró por encima del valor de la mediana (315 ind/año) del conjunto de estimaciones. El turismo espeleológico no se consideró en la sumatoria de las amenazas debido a que la información con la que se cuenta actualmente solo permite mapear a nivel de puntos.

Se realizó la sumatoria de las capas de amenazas y se ponderó multiplicando por el valor de riqueza correspondiente a cada píxel, utilizando el mapa de riqueza. Se catalogaron como regiones prioritarias para la conservación aquellas en las que se encontró mayor acumulación de amenazas y/o que presentaron un elevado número de especies, más del 60% de las especies presentes en el país.

Para el procesamiento de las capas ráster se utilizó el paquete “terra” del software R (R Core Team, 2016).

4. RESULTADOS

4.1. Localización y análisis de extensión de las amenazas en el territorio

4.1.1. Producción de energía eólica

De los 20 parques eólicos (PE) analizados, cinco se localizan a menos de 15 Km de un área SNAP, y dentro de ellos, el PE “Minas” está ubicado a menos de 15 Km del SICOM “Arequita”, que es adyacente a la delimitación actual de una de las áreas naturales protegidas por el SNAP (Parque Nacional Arequita).

Las áreas SNAP que se encuentran a una distancia menor o igual a 15 Km de un PE son Localidad Rupestre Chamangá, Humedales de Santa Lucía, Laguna de Castillos, Paso Centurión y Sierra de Ríos y el Parque Nacional Arequita (Figura 4).

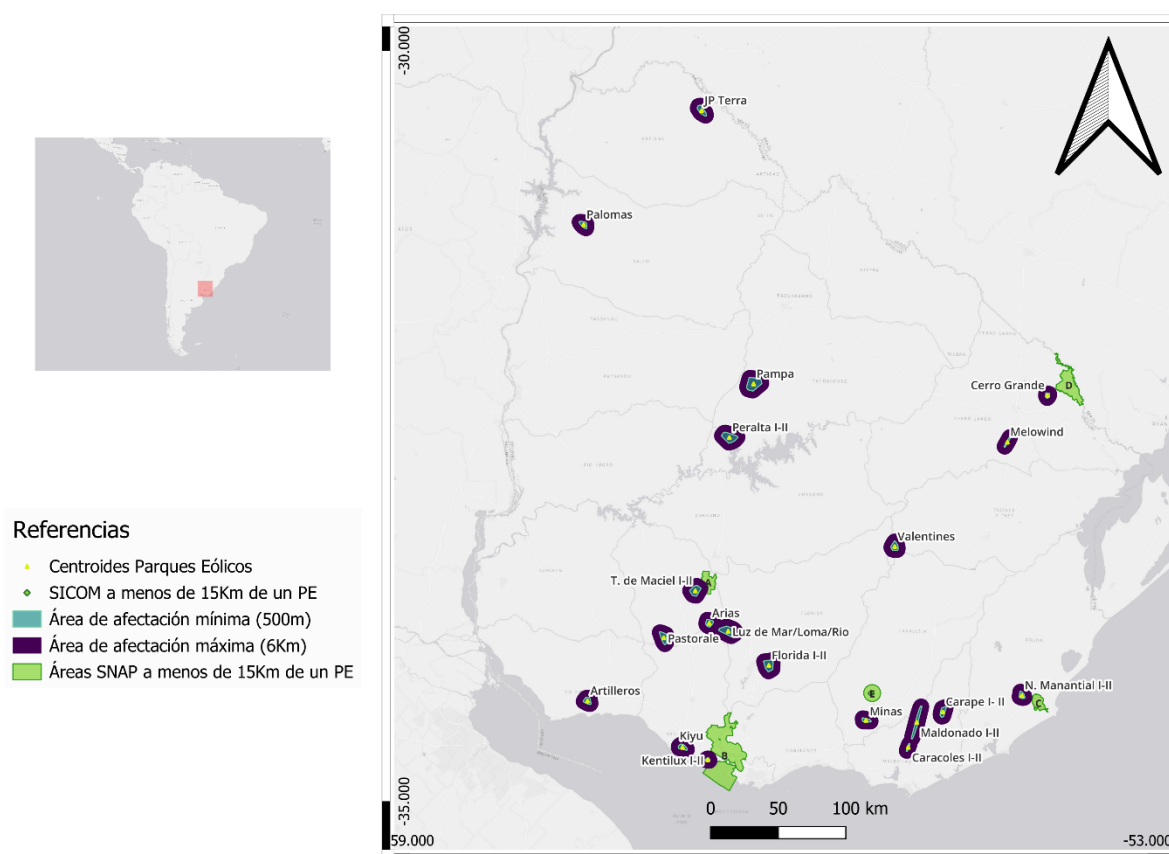


Figura 4. Localización geográfica de parques eólicos (PE) operativos en Uruguay. Se identifican las ubicaciones de AICOMs y SICOMs (verde oscuro) y áreas SNAP (verde claro) distantes hasta 15 Km de los PE: Paisaje Protegido Localidad Rupestre Chamangá (A), Área Protegida con Recursos Manejados Humedales de Santa Lucía (B), Paisaje Protegido Laguna de Castillos (C), Paisaje Protegido Paso Centurión y Sierra de Ríos (D) y el Parque Nacional Arequita (E). Las Áreas de afectación máxima y mínima de los PE analizados, de acuerdo con lo establecido por DINAMA-MVOTMA (2017) se presentan en violeta y celeste, respectivamente.

En todos los parques analizados se obtuvo al menos un dato de mortalidad observada entre 2014 y 2023. El parque con mayor mortalidad estimada es Peralta con 1205 muertes anuales, representando el 15.5% del promedio de muertes registradas en el país. Este es el tercer PE en cantidad de aerogeneradores, con 50 al igual que Maldonado I-II.

En cuanto a las muertes anuales por aerogenerador (AG), Kentilux (AG9) es el que presenta mayor mortalidad con 71 individuos/año*AG, seguido por Talas de Maciel I-II, con 57 (AG12). Al analizar los resultados obtenidos, respecto a la ubicación de los parques y a su entorno geográfico, no encontramos un patrón espacial evidente (Figuras 5 y 6).

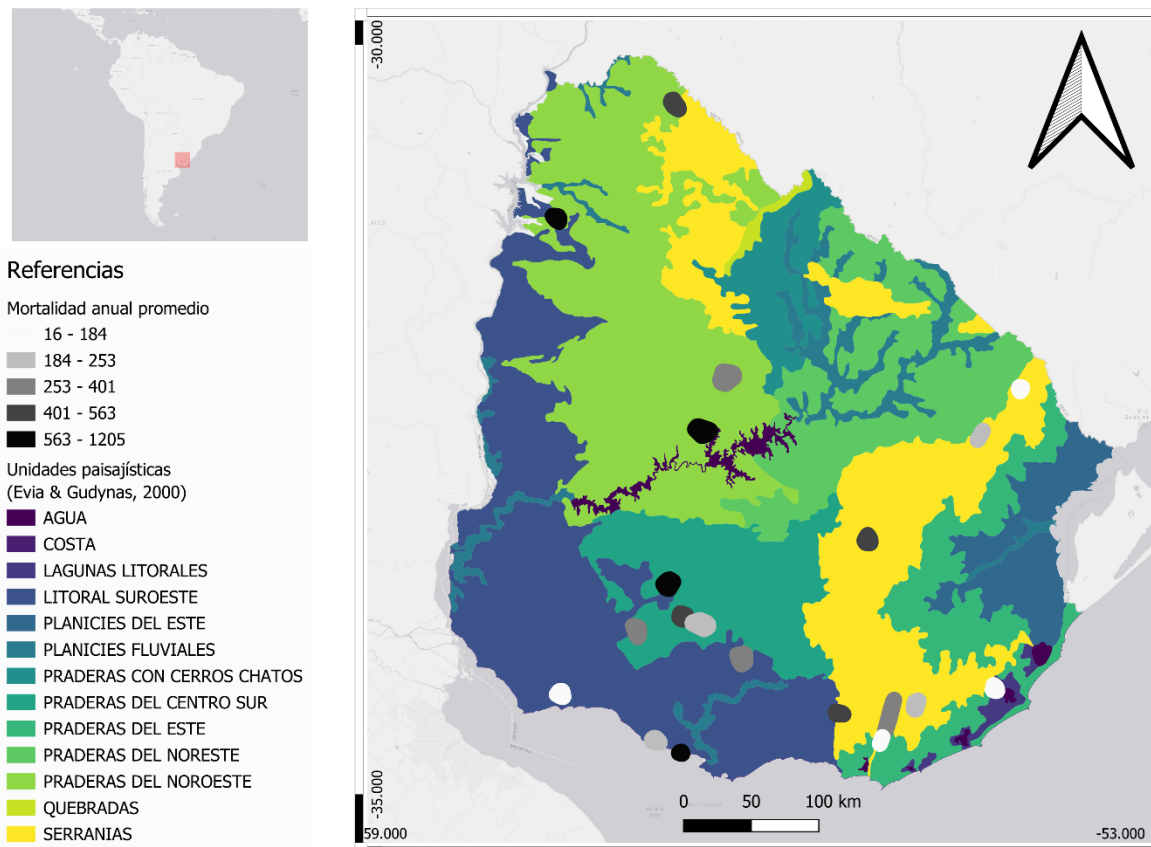


Figura 5. Categorización de parques eólicos según mortalidad anual promedio.

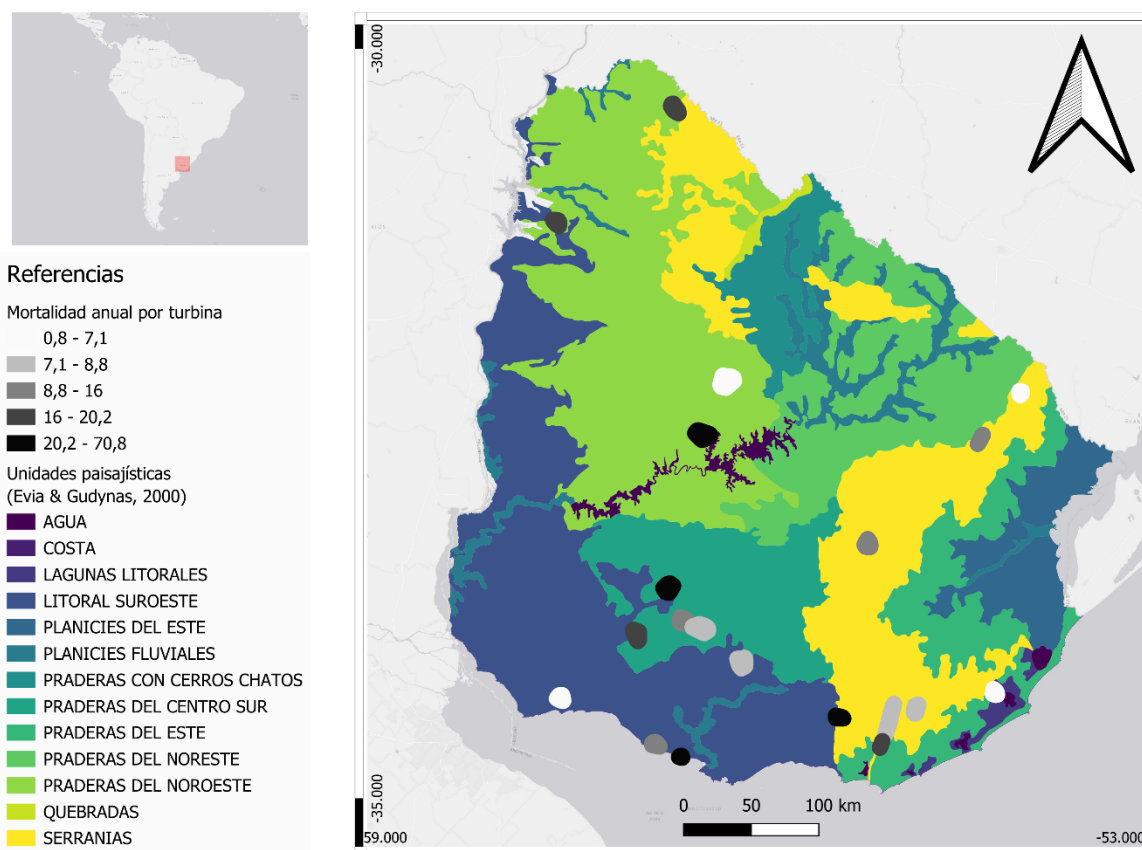


Figura 6. Categorización de parques eólicos según mortalidad anual promedio por turbina.

El total de muertes estimadas promedio en los PE analizados es de 7754 ejemplares/año. El año con mayor según nuestros datos fue 2021 con 10305 ejemplares y en el total del período habrían muerto unos 39580 murciélagos. No se observa una tendencia evidente en la mortalidad anual en el período 2014-2023, tanto en la totalidad de los PE como en la mortalidad por AG.

Las estimaciones de mortalidad para los años 2014 y 2023 fueron de cero individuos, ya que en ambos casos únicamente se contó con información de una temporada específica (invernal en Caracoles y estival en Peralta y Cerro Grande, respectivamente), en la cual la mortalidad observada fue nula (Gráfico 1).

Se logró estimar la mortalidad por temporada para la mayoría de los PE; el único caso en que no se pudo calcular estimaciones para ambas temporadas fue Melowind debido a que los datos de mortalidad observada extraídos de los informes para 2016, 2017 y 2018 no contaban con fecha ni temporada. El total de muertes observadas en ese período fue de 18 ejemplares, los cuales no estaban discriminados por especie. Además, los datos obtenidos para 2020 y 2021 fueron de temporada estival en ambos casos.

Por otro lado, dos de los PE tuvieron estimaciones de cero muertes para la temporada fría, ellos fueron: Artilleros y Cerro Grande.

En general, los resultados muestran una marcada estacionalidad de las muertes, que también se observa a escala país. De acuerdo con las estimaciones realizadas los números de muerte ascenderían, en promedio a, 5438 ejemplares en época cálida y 2113 en temporada fría, siendo la mortalidad estival 2,6 veces la invernal (Gráfico 2).

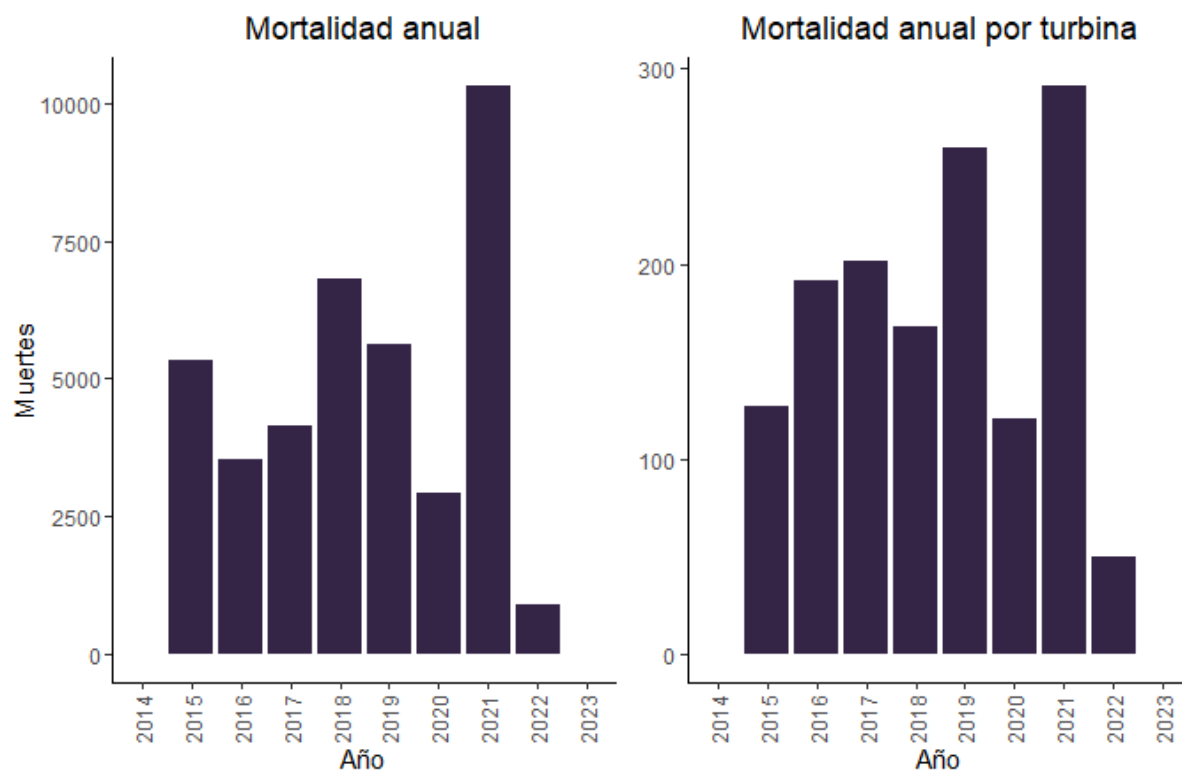


Gráfico 1. Evolución de la mortalidad estimada anual (izquierda) y mortalidad estimada anual por aerogenerador (derecha) a escala país durante el período 2014 - 2023

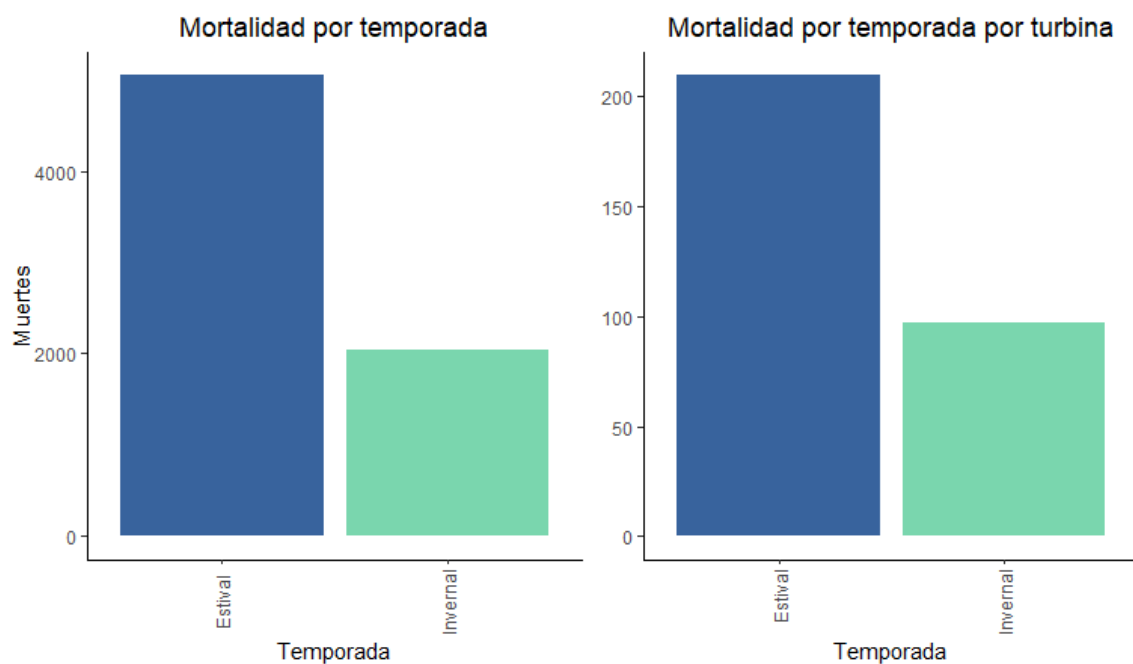


Gráfico 2. Mortalidad estimada por temporada.

Se encontraron 526 carcadas de murciélagos durante los muestreos sistemáticos, pero no en todos los informes se discriminaba la mortalidad observada por especie, por lo que solo se tuvieron en cuenta 448 carcadas para este análisis.

Los datos indican que las especies más afectadas por la producción de energía eólica en nuestro país son *Tadarida brasiliensis* y *Lasiurus villosissimus* habiéndose registrado un total de 220 y 124 ejemplares muertos debajo de aerogeneradores, respectivamente. Seguidas de *L. blossevillii* (28), *E. bonariensis* (23) y *M. molossus* (12) y en menor medida *M. albescens*, *N. laticaudatus*, *N. furinalis*, *L. ega* e *H. motanus*. Para otros seis registros solo se identificó el género, *Lasiurus* (5) y *Molossus* (1), en cinco la identificación fue a nivel de familia (Molossidae) y en 16 casos (3.5%) no se llegó a identificar especie, género ni familia (Gráfico 3).

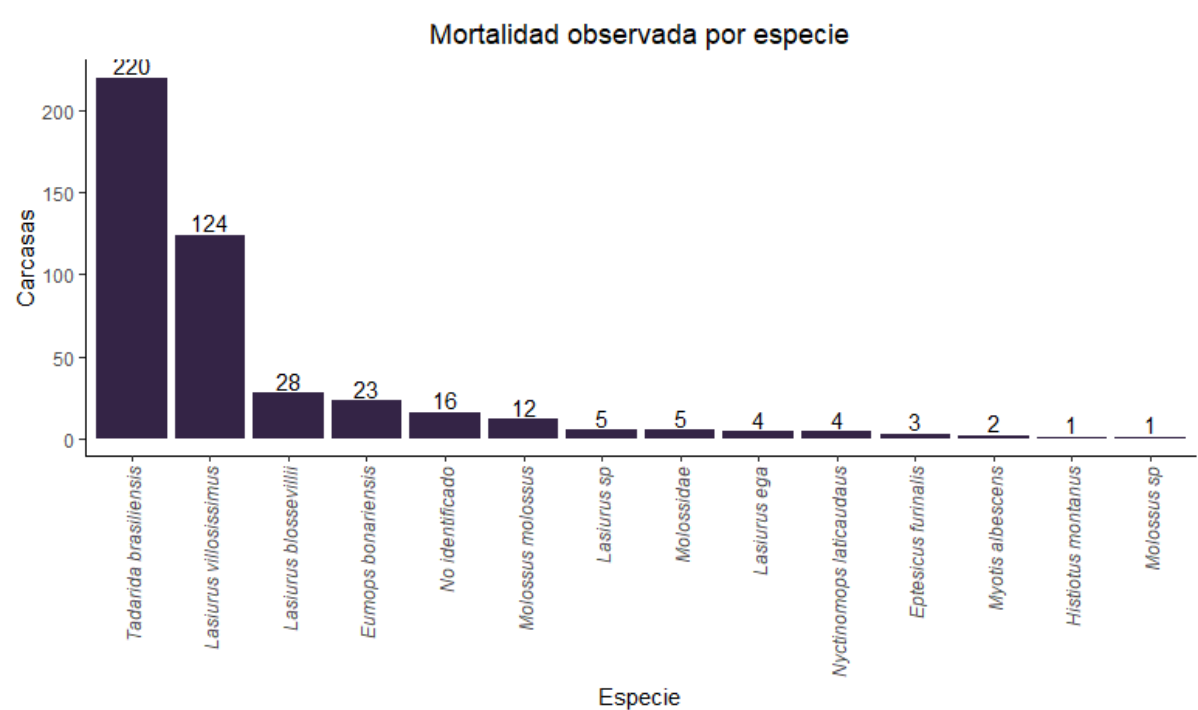


Gráfico 3. Mortalidad observada por especie en los 20 PE analizados. Construido a partir de datos extraídos de los Informes de Desempeño Ambiental (IDA) de los PE, brindados por el Ministerio de Ambiente.

4.1.2. Control de rabia

El control de colonias de *D. rotundus* por parte del MGAP, se concentra en una región que se extiende desde el sureste al noroeste del país, abarcando los departamentos de Rocha, Treinta y tres, Cerro Largo, Rivera, este y sureste de Salto, el este de Paysandú, casi la totalidad de Tacuarembó, la región este de Durazno, el noreste de Florida y gran parte de Lavalleja y Maldonado (Figura 7).

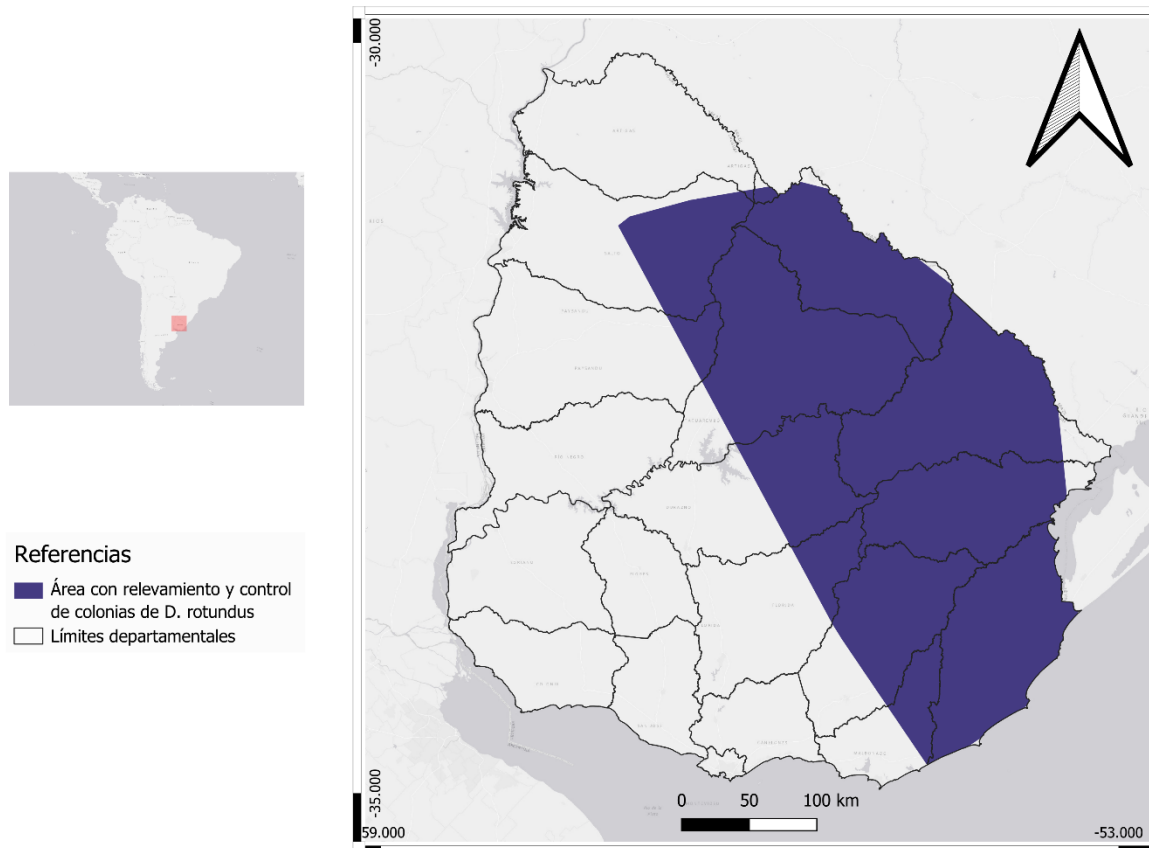


Figura 7. Área con relevamiento de refugios y control de colonias de *D. rotundus* por parte del MGAP, acorde a datos oficiales de distribución de refugios relevados por la Dirección Nacional de Sanidad Animal (2017).

4.1.3. Turismo: perturbación de refugios naturales

Se obtuvo un listado de 41 cavidades naturales y estructuras similares de origen antrópico que son refugio permanente o temporal de murciélagos; del total, 40 de ellas pudieron ser georreferenciadas. La mayor cantidad de refugios registrados se encuentran en los departamentos de Cerro Largo y Maldonado, 12 en cada uno. Le siguen Lavalleja con seis refugios listados y Rivera con cuatro. En este último departamento, todos los refugios son de origen antrópico y están asociados a la actividad minera en la localidad Minas de Corrales y su entorno (Figura 8 y Tabla 2).

Respecto a las formaciones geológicas en las que se encuentran los refugios se observa que la mayoría de ellos se ubican dentro del Grupo Lavalleja (ocho) y zonas de areniscas (ocho) (Formación Asencio, F. San Gregorio y F. Tres Islas) y en segundo lugar en regiones dominadas por rocas ígneas (siete refugios).

Respecto al turismo como presión actual, los refugios que revisten mayor preocupación se concentran en la región este y centro-sur del país. Se generó además una categoría denominada “Con potencial/Sin desarrollo”, que incluye aquellas cavidades que presentan características favorables para actividades turísticas, pero en las que estas aún no han sido desarrolladas. Esto puede deberse a la falta de interés de los propietarios de los predios o a su localización alejada de caminería y de otras zonas con infraestructura turística. En estos casos, el riesgo de perturbación es potencial, ya que podría materializarse si se promovieran actividades sin una adecuada planificación y gestión. Por otro lado, se identificaron también los refugios que no presentan características atractivas para el turismo, o cuyo acceso resulta demasiado difícil. Estas cavidades son las menos propensas a sufrir perturbaciones asociadas a actividades turísticas (Figura 8 y Tabla 2).

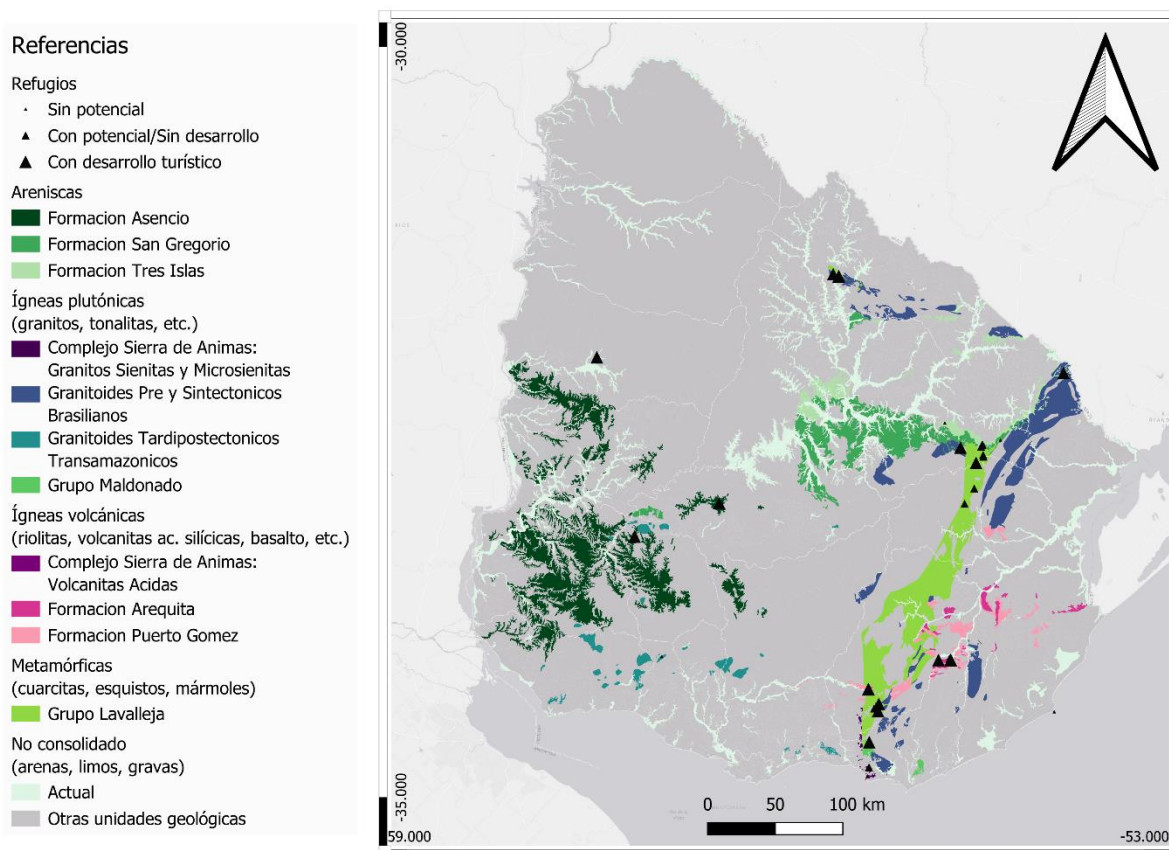


Figura 8. Localización de cavidades naturales y estructuras similares de origen antrópico habitadas por murciélagos, categorizadas según su potencial para el desarrollo de actividades turísticas: 1) sin potencial, 2) con potencial, pero sin desarrollo y 3) con desarrollo de actividades turísticas. Elaboración propia a partir de información recabada en entrevista con Ismael Lugo Corrales y mapa base modificado de carta geológica del Sistema Geográfico Militar (SGM).

Tabla 2. Listado de refugios que presentan actividades turísticas o potencial para el desarrollo de las mismas, para cada uno se indica si presenta algún estatus de protección. Sin protección (SP), protección en el ámbito privado (PP), protegido a nivel departamental (PD), área SNAP (AP). También se especifican los sitios catalogados como patrimonio histórico nacional (PHN).

Nombre	Departamento	Localidad	Potencial turístico	Desarrollo turístico	Estatus de protección
Mina La Oriental	Maldonado	Sierra de las Animas	SI	SI	PP
Mina Valencia	Lavalleja	Sierra de las Animas	SI	NO	SP
Cueva del Cerro San Patricio	Paysandú	Cerro San Patricio	SI	SI	AP
Cueva de los murciélagos	Cerro Largo	Pso. del Centurion	SI	SI	SP
Mina de Oro	Lavalleja	Minas	SI	SI	SP
Cueva Las Ventanas	Maldonado	Grutas de Salamanca	SI	NO	PD
Cueva de La Palma	Maldonado	Grutas de Salamanca	SI	SI	RD
Gruta de Lemos	Maldonado	Grutas de Salamanca	SI	SI	RD
Cueva del Corredor	Lavalleja	Cerro Arequita	SI	SI	RP
Martín Aquino	Lavalleja	Cerro Arequita	SI	NO	RP
Gruta Arequita	Lavalleja	Cerro Arequita	SI	SI	RP
Mina de Manganeso - UTE	Lavalleja	Parque de UTE	SI	SI	SP
Usina Cuñapirú	Rivera	M. de Corrales	SI	SI	PHN
Alero Casa de Piedra	Cerro Largo	Cuchilla Grande	SI	NO	SP
Tamandua 62	Cerro Largo	Cuchilla Grande	SI	NO	SP
Alero Numero 5	Cerro Largo	Cuchilla Grande	SI	NO	SP
Cueva Fecas de Puma	Cerro Largo	Cuchilla Grande	NO	NO	SP
Ariscona	Treinta y tres	Qda. de los Cuervos	SI	NO	SP
La Gotera	Cerro Largo	Tres Islas	NO	NO	SP
Cueva de la Tigra	Cerro Largo	Cerro de las Cuentas	SI	SI	PHN
Grieta de los Murciélagos	Cerro Largo	Cerro de las Cuentas	SI	NO	PHN
Encerrona de Lobos	Rocha	Cabo Polonio	NO	NO	AP
Cueva de Jaureguy	Treinta y tres	Isla Patrulla	SI	NO	SP
Pan de azucar1	Maldonado	C. Pan de Azucar	SI	NO	SP
Pan de azucar2	Maldonado	C. Pan de Azucar	SI	NO	SP
Pan de azucar4	Maldonado	C. Pan de Azucar	SI	NO	SP
Pan de azucar3	Maldonado	C. Pan de Azucar	SI	NO	SP
Cueva del Tírol	Maldonado	C. Pan de Azucar	SI	NO	SP
Bocamina Ernestina 3	Rivera	M. de Corrales	SI	SI	SP
Bocamina Ernestina 2	Rivera	M. de Corrales	SI	SI	SP
Bocamina Ernestina 1	Rivera	M. de Corrales	SI	SI	SP
Cueva de Lazaro	Cerro Largo	Puntas de Parao	SI	SI	PP
Cueva de la vieja	Maldonado	Cerro del Toro	NO	NO	SP
Gruta del Cañadon	Maldonado	Grutas de Salamanca	SI	SI	PD
Cerro Minuano	Maldonado	Cerro del Minuano	SI	SI	SP
Cueva Alvarez 2	Cerro Largo	Puntas de Parao	SI	NO	SP
Cueva de Rodriguez	Cerro Largo	Puntas de Parao	SI	NO	SP
La Cafurna	Cerro Largo	Arbolito	NO	NO	SP
Mahoma	San José	S. de Mahoma	NO	NO	SP
Grutas de Reyles	Durazno	Carlos Reyles	SI	SI	PD
Grutas del Palacio	Flores	Marincho	SI	SI	AP

4.1.4. Uso de agroquímicos

De los 1914 productos registrados y autorizados a aplicarse a cultivos por el MGAP, el análisis incluyó 104 sustancias activas únicas cuya aptitud es insecticida y su aplicación está asociada a 82 cultivos presentes en el país. Al clasificar esos cultivos de acuerdo con los criterios establecidos en el Anexo 3, correspondieron a 11 clases del Mapa de cobertura y usos del suelo⁶. Dentro de la clase “Agricultura de secano de verano” se encuentra el subconjunto “Pivotes”, esta categoría hace referencia a los cultivos regados mediante sistema de riego por pivote central y está integrada por soja y maíz.

La Figura 8 muestra la distribución espacial de la carga potencial de insecticidas siendo los cultivos bajo riego por pivote a los que se asocia un mayor uso de estas sustancias, seguido de los cultivos de secano en general.

Los resultados evidencian que, si bien los paquetes tecnológicos son heterogéneos entre los cultivos de secano, bajo riego por pivote o no, existe una extensa superficie en el país, principalmente en los departamentos de Río Negro, Soriano, Colonia y Paysandú, donde se registra una carga media (entre 21 y 30 sustancias activas) y alta (más de 31) de insecticidas asociada a este tipo de producción. En el centro de Rocha se identifica una zona de menor extensión, pero con una carga alta. Por su parte, en los departamentos de Flores, Florida, San José y Durazno aparecen áreas con carga media asociadas a cultivos de secano sin riego por pivote, situación que también se repite al sur de Rivera, norte de Cerro Largo y este de Tacuarembó. En estas regiones, los píxeles se presentan más dispersos en comparación con los observados en la zona del litoral oeste.

Las regiones con carga media-baja de agroquímicos se asocian a plantaciones de cítricos, cereales de invierno y vid, y con carga baja a cultivos de arroz, frutales no cítricos, horticultura, olivos, pasturas forrajeras y forestales.

⁶ <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/noticias/actualizacion-cobertura-uso-del-suelo-del-uruguay-ano-20202021>

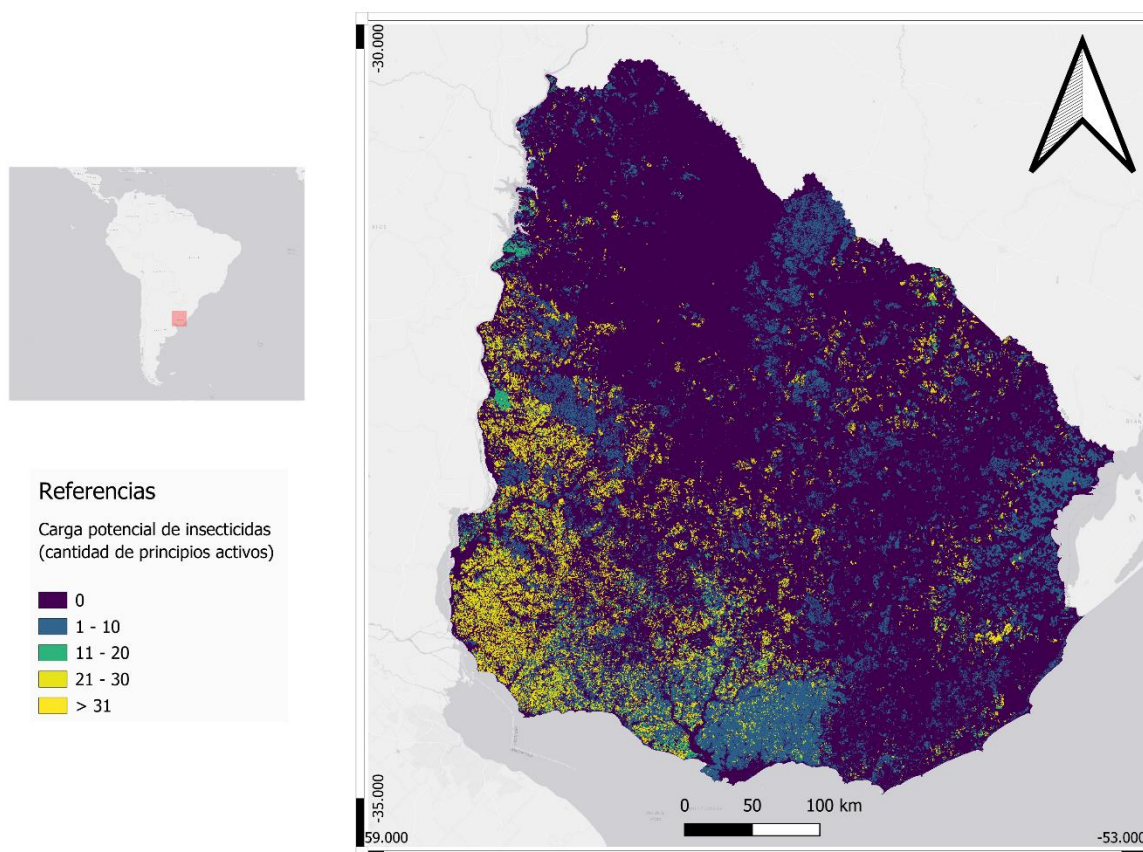


Figura 9. Carga de aplicación de insecticidas a partir de datos oficiales de productos registrados y aplicaciones autorizadas (2025) según tipo de cobertura y usos del suelo del sistema de información ambiental.

Los resultados del relevamiento de productos fitosanitarios utilizados en los cultivos indican que un conjunto reducido de principios activos concentra la mayor frecuencia de uso en las prácticas agrícolas (Tabla 3). Dentro de los insecticidas más utilizados se destacan los siguientes grupos:

Los piretroides (Lambda cialotrina y Cipermetrina) son insecticidas neurotóxicos de amplio espectro, que actúan alterando la función de los canales de sodio dependientes de voltaje (He et al., 2008; Lewis et al., 2016). La Lambda cialotrina está catalogada como altamente tóxica para mamíferos, mientras que la Cipermetrina presenta toxicidad moderada para el mismo grupo. Esta última presenta potencial de bioacumulación (Lewis et al., 2016)

En segundo lugar, encontramos los neonicotinoides como el Imidacloprid y el Tiametoxan. Estos actúan sobre el sistema nervioso bloqueando los receptores de acetilcolina, se consideran moderadamente tóxicos para aves y mamíferos, el Imidacloprid se ha relacionado con la afectación de capacidades cognitivas en murciélagos (Hsiao et al., 2016; Lewis et al., 2016).

Luego el Clorantroliprol, perteneciente al grupo de las diamidas. Refiere a un insecticida de amplio espectro, tóxico al ser ingerido, presenta acción muscular debido a que altera el equilibrio de Ca^{2+} al unirse a los receptores de los canales de calcio regulados por rianodina. Se le asigna una baja toxicidad en mamíferos (Lewis et al., 2016).

El Piriproxifen, actúa a través de la inhibición del crecimiento de los insectos. Presenta baja toxicidad aguda en mamíferos, y en humanos podría generar disrupción endocrina (Lewis et al., 2016).

El Spinosad, del grupo espinosinas, actúa sobre el sistema nervioso compitiendo con la acetilcolina en su unión con el receptor nicotínico, provocando síntomas como hiperexcitación, que resultan en

parálisis y muerte (IRAC España, 2024; Millar & Denholm, 2007). Presenta baja toxicidad en mamíferos (Millar & Denholm, 2007).

El Spirotetramat, perteneciente al grupo de las tetramicinas, es un insecticida de acción estomacal, que afecta el desarrollo y reproducción de los insectos, a través de la inhibición de la síntesis de ácidos grasos. Presenta toxicidad aguda baja en mamíferos, pero el riesgo reproductivo por exposición crónica se considera moderado(Lewis et al., 2016)

La Abamectina pertenece al grupo de las avermectinas. Actúa sobre el sistema muscular y nervioso de los insectos causando parálisis a través de la activación del glutamato en los canales de cloro dependientes de glutamato (IRAC España, 2024).

Luego, el Carbaril, es un carbamato en desuso en la Unión Europea (UE) por su alta toxicidad aunque no presenta potencial de bioacumulación. Es un inhibidor de la acetilcolinesterasa (Lewis et al., 2016).

Entre los organofosforados destaca el Clorpirifos. Los insecticidas pertenecientes a este grupo son potentes inhibidores de la acetilcolinesterasa, lo que afecta el sistema nervioso de insectos y vertebrados. Son conocidos por su alta toxicidad aguda y efectos subletales en especies no objetivo (Lewis et al., 2016; Sandoval-Herrera et al., 2022; Stahlschmidt & Brühl, 2012).

El Novaluron es un regulador de crecimiento que inhibe la síntesis de quitina, por su modo de acción no afecta a insectos adultos. Presenta baja toxicidad aguda en mamíferos (Lewis et al., 2016).

Tabla 3. Ranking de 12 insecticidas más frecuentes, según la cantidad de cultivos para los que está autorizada su aplicación. Construida a partir de datos públicos de la web del MGAP.

Sustancia	Cultivos
Lambda cialotrina	39
Imidacloprid	28
Clorantraniliprol	25
Cipermetrina	23
Piriproxifen	23
Spinosad	22
Spirotetramat	21
Abamectina	20
Carbaril	20
Clorpirifos	20
Novaluron	20
Tiametoxan	20

4.1.5. Pérdida de hábitat

De acuerdo con la matriz de uso, el ambiente de mayor relevancia/uso el que correspondiente a los bosques nativos, siendo utilizados como refugio por 18 de las 19 especies analizadas. La excepción en este ambiente es *T. brasiliensis* especie que, hasta el momento, solo se ha encontrado en el país utilizando estructuras sinantrópicas como refugio. Sin embargo, puede alimentarse de insectos que vuelan por encima de la vegetación. Para *D. rotundus*, se considera un refugio debido a que esta especie puede utilizar como refugio las grutas que se encuentran dentro de estos ambientes.

En segundo lugar de relevancia encontramos dos ambientes modificados: áreas urbanas dispersas y áreas urbanas. Si bien en ambos casos el uso mayoritario sigue siendo refugio, son utilizados como tal por un número menor de especies respecto a los bosques nativos: 15 (áreas urbanas dispersas) y 10 (áreas urbanas). Además, las áreas urbanas dispersas, son áreas de paso para los filostómidos y *M. pampa*, mientras que las ciudades serían ambientes de paso para *S. liliium*, *M. temminckii*, *M. fluminensis*, *M. pampa*, *N. diminutus* y *H. velatus*, ya que si bien no se tienen registros de estas especies en ciudades tampoco se cuenta con la evidencia suficiente para suponer que las evitan. Para *H. montanus*, existen dos registros en la ciudad de Montevideo, pero hasta el momento no se conocen refugios por lo tanto para esta especie las áreas urbanas se consideraron zona de forrajeo. *D. rotundus* y *P. lineatus*, no se encuentran en las ciudades.

Los arbustales son áreas de forrajeo para todas las especies debido a que los frugívoros pueden alimentarse de los frutos de las enredaderas en arbustales del norte que presentan vegetación enmarañada. Las especies insectívoras de vuelo alto pueden alimentarse de los insectos que vuelan por encima de los arbustos y las de vuelo bajo se alimentan de insectos que vuelan entre ellos. Además, *D. rotundus* puede alimentarse del ganado que pastorea entre los arbustos.

Los frutales son utilizados como refugio por *L. blossevillii* y *L. villosissimus*, que perchan en el follaje de los cultivos. Para las especies frugívoras, no existen evidencias de que se alimenten en cultivos industriales, y estos cultivos tampoco tienen características que puedan ofrecer refugio para dichas especies, al igual que para el vampiro, por lo tanto se catalogaron como ambientes de paso para todos los filostómidos. El resto de las especies analizadas, utilizan los frutales como área de forrajeo.

Las aguas artificiales y naturales se catalogaron como ambientes de forrajeo para la mayoría de las especies, excepto *D. rotundus*.

Los palmares, áreas naturales inundadas y herbáceo natural son ambientes de forrajeo para todas las especies insectívoras y para *D. rotundus*, mientras que para *S. liliium* y *P. lineatus* se presentan como ambientes de paso, ya que si bien no serían ambientes evitados por estas especies, no les ofrecen refugio ni alimento.

Los cultivos de secano, regados y pequeños cultivos presentan un valor total de columna de 35. Los mismos constituyen un ambiente de forrajeo para las especies insectívoras, las cuales se pueden alimentar de los insectos que vuelan sobre ellos. Mientras que para las especies frugívoras y el vampiro son ambientes de paso, ya que no les proveen alimento ni refugio.

Las plantaciones forestales son principalmente un ambiente de paso (10 especies), en un segundo lugar tenemos el uso como zona de forrajeo para los molósidos y los lasiurinos. Estas son especies de vuelo alto que se pueden alimentar de insectos que vuelan por encima de las copas de los árboles. La excepción a esto es *Molossops temminckii*, que si bien pertenece a la familia Molossidae, no es de vuelo alto y se alimenta dentro del bosque, en áreas cerradas. Por último, *D. rotundus* puede utilizarlas como refugio, en este caso, no al cultivo en sí mismo sino construcciones abandonadas, comunes en las áreas forestadas.

Las canteras, areneras, minas a cielo abierto y áreas desnudas son ambientes principalmente de paso, excepto para especies de vuelo alto que pueden cazar insectos que vuelan sobre estas áreas.

Por último, el equipamiento urbano es área de paso para la mayoría de las especies a excepción de *M. levis*, *M. albescens* y *T. brasiliensis* para las cuales puede ofrecer refugio en grietas de puentes, techos de galpones en zonas industriales, represas, entre otros.

Respecto a las especies, podemos observar que *P. lineatus* y *S. liliium* son especialistas, utilizando los bosques nativos como refugio y los arbustales y las aguas naturales y artificiales como zonas de forrajeo y los restantes ambientes como zonas de paso, a excepción de áreas urbanas donde *P. lineatus* estaría ausente.

D. rotundus, es el siguiente en especialización, utilizando las grutas dentro de los bosques nativos y las taperas en las plantaciones forestales como refugio. Puede alimentarse de sangre del ganado que pastorea en áreas naturales inundadas, arbustales, praderas y palmares y/o mamíferos silvestres que habitan dichos ambientes. Los restantes ambientes fueron identificados como ambientes de paso, excepto las áreas urbanas, zonas en las que la especie se encuentra ausente.

M. pampa también se observa como especialista en cuanto al tipo de ambiente utilizado como refugio, los bosques nativos, sin embargo, puede forrajear en ambientes menos densos como arbustales, palmares, cultivos (frutales, secano, regados, pequeños), praderas, áreas naturales inundadas y agua naturales y artificiales, los restantes ambientes serían de paso.

Las restantes especies presentan menor grado de especialización. Todas utilizan, además del bosque nativo, al menos un ambiente más como refugio y diversos ambientes como áreas de forrajeo (Tabla 4).

Tabla 4. Matriz de uso de ambientes de 19 de las 23 especies de murciélagos presentes en el país. Coberturas identificadas a partir de la leyenda del Atlas de cobertura del suelo (DINOT-MVOT, 2024) y el valor de uso de cada ambiente por cada especie se determinó inicialmente a partir de bibliografía (González & Martínez-Lanfranco, 2012, Barquez & Díaz, 2020) y posteriormente se discutió con expertos para generar una matriz de consenso. Los valores de las entradas de la matriz corresponden a: ausencia (0), ambiente de paso (1), área de caza/alimentación (2) y refugio (3).

Especie/Cobertura	CR	CS	CP	PF	F	HN	A	BN	P	ANI	EU	AU	AUD	CAM	AD	AA	AN	Sumatoria fila
<i>Desmodus rotundus</i>	1	1	1	3	1	2	2	3	2	2	1	0	1	1	1	1	1	24
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	1	1	1	1	1	1	2	3	1	1	1	0	1	1	1	2	2	21
<i>Sturmia lilium</i>	1	1	1	1	1	1	2	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	22
<i>Eumops bonariensis</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	36
<i>Eumops patagonicus</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	36
<i>Molossops temminckii</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	1	3	1	1	2	2	31
<i>Molossus molossus</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	36
<i>Molossus rufus</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	1	1	3	2	2	2	2	34
<i>Tadarida brasiliensis</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	2	2	37
<i>Myotis albescens</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	3	3	3	1	1	2	2	35
<i>Myotis levis</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	3	3	3	1	1	2	2	35
<i>Myotis pampa</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	1	1	1	1	2	2	29
<i>Neoptesciscus diminutus</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	1	3	1	1	2	2	31
<i>Neoptesciscus furinalls</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	3	3	1	1	2	2	33
<i>Histiotus montanus</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	2	3	1	1	2	2	32
<i>Histiotus velatus</i>	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	1	3	1	1	2	2	31
<i>Lasiurus blasewillii</i>	2	2	2	2	3	2	2	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	37
<i>Lasiurus (Aloretes) villosissimus</i>	2	2	2	2	3	2	2	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	37
<i>Lasiurus (Dasypterus) ega</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	36
Sumatoria columna	35	35	35	29	37	36	38	56	36	36	25	38	49	27	27	37	37	
Moda	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	1	3	3	1	1	2	2	

CR:cultivos regados >4-5ha; CS:cultivos de secano >4-5ha; CP:cultivos pequeños <4-5ha; PF:plantación forestal; F:frutales; HN:herbáceo natural; A:arbustos; BN:bosque nativo; P: palmares; ANI: áreas naturales inundadas; EU:equipamiento urbano; AU:área urbana; AUD:áreas urbanas dispersas; CAM:canteras, areneras, minas a cielos abierto; AD: áreas desnudas; AA: áreas artificiales; AN: aguas naturales.

El análisis de cambio en la extensión de ambientes naturales relevantes para los murciélagos de Uruguay indica que, entre 2000 y 2022, la pérdida de hábitat estuvo asociada principalmente a la reducción de áreas de pasturas naturales y áreas naturales inundables, las cuales son utilizadas por el grupo objetivo como áreas de forrajeo. Se pueden reconocer tres regiones con mayor acumulación de pérdida. Una en el noreste del país, que abarca gran parte de Rivera, Tacuarembó y Cerro Largo, una segunda región de mayor extensión en el centro sur y parte del litoral oeste, extendiéndose desde el norte de San José y noreste de Colonia hasta el noroeste de Paysandú, incluyendo el este de Soriano de norte a sur, todo Flores y Florida, el oeste de Durazno, de norte a sur, y el este de Río Negro. Y una tercera con menor intensidad de pérdida y extensión que abarca el centro y oeste de Rocha (Figura 10).

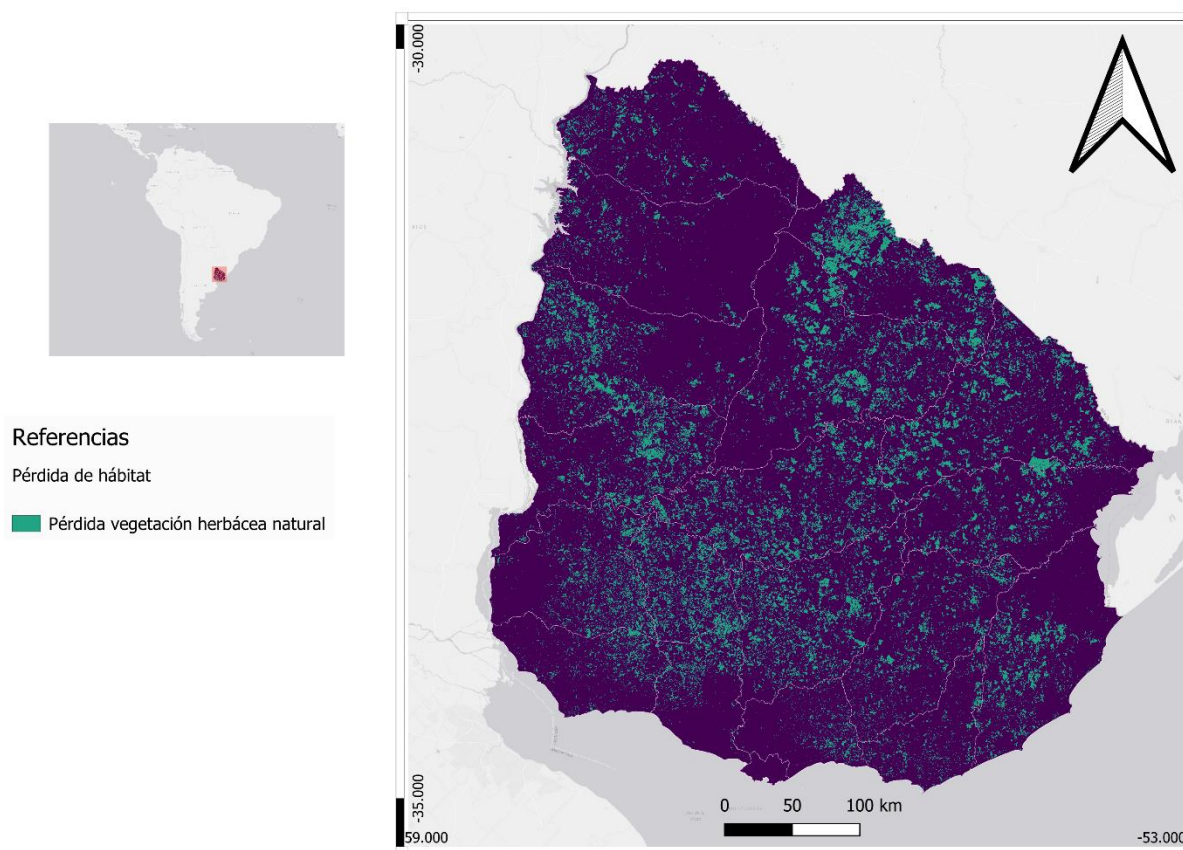
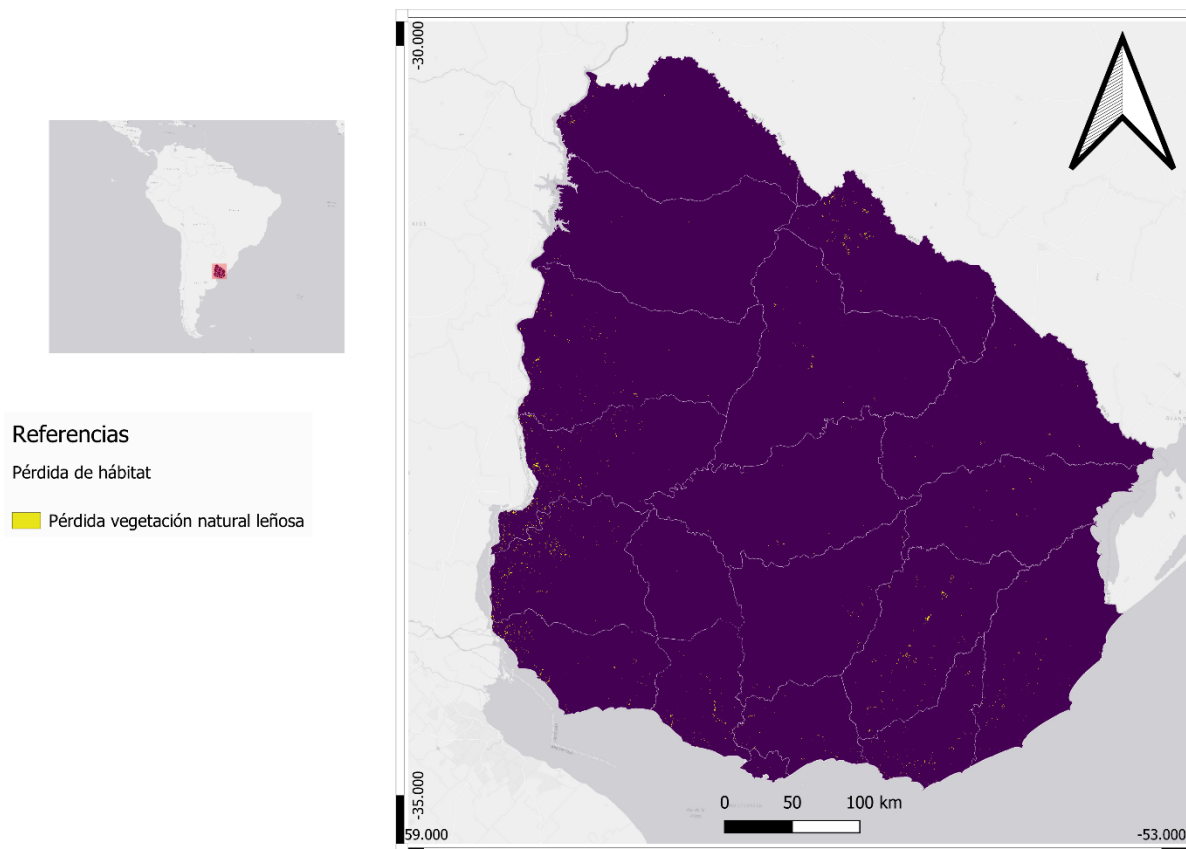


Figura 10. Localización de las pérdidas de pasturas naturales en el período 2000-2022. Construido a partir de capas de cobertura de MapBiomas Pampa.

La pérdida de bosques y arbustos en el período analizado se concentra principalmente en el litoral oeste, desde Colonia hasta el suroeste de Salto. En el sur, está asociada mayormente a los ríos San José y Santa Lucía, en los departamentos de San José y Canelones. También se observa pérdida de este tipo de cobertura en el sureste, en Lavalleja, y en el norte, en Rivera y Artigas (Figura 11).



Vale aclarar que en algunos casos se detectó cambio en el tipo de hábitat, es decir, hubo pérdida de bosque por ganancia de pasturas naturales, o viceversa, pero debido a la baja frecuencia de píxeles que mostraban este tipo de cambio se tomaron en cuenta sólo aquellas clases que indican pérdida neta de hábitat.

4.2. Identificación de regiones prioritarias para la conservación

La riqueza específica presenta un patrón creciente de sur a norte (Figura 12). De las 23 especies presentes en el país, 11 se distribuyen en todo el territorio nacional, cuatro se restringen al norte del país, *N. diminutus* y *M. temminckii* se encuentran en el noroeste, *M. pampa* se distribuye en el centro-norte y *H. velatus* en el centro-este. Las restantes presentan registros puntuales por lo que no se incluyeron en este análisis (González & Botto, 2024).

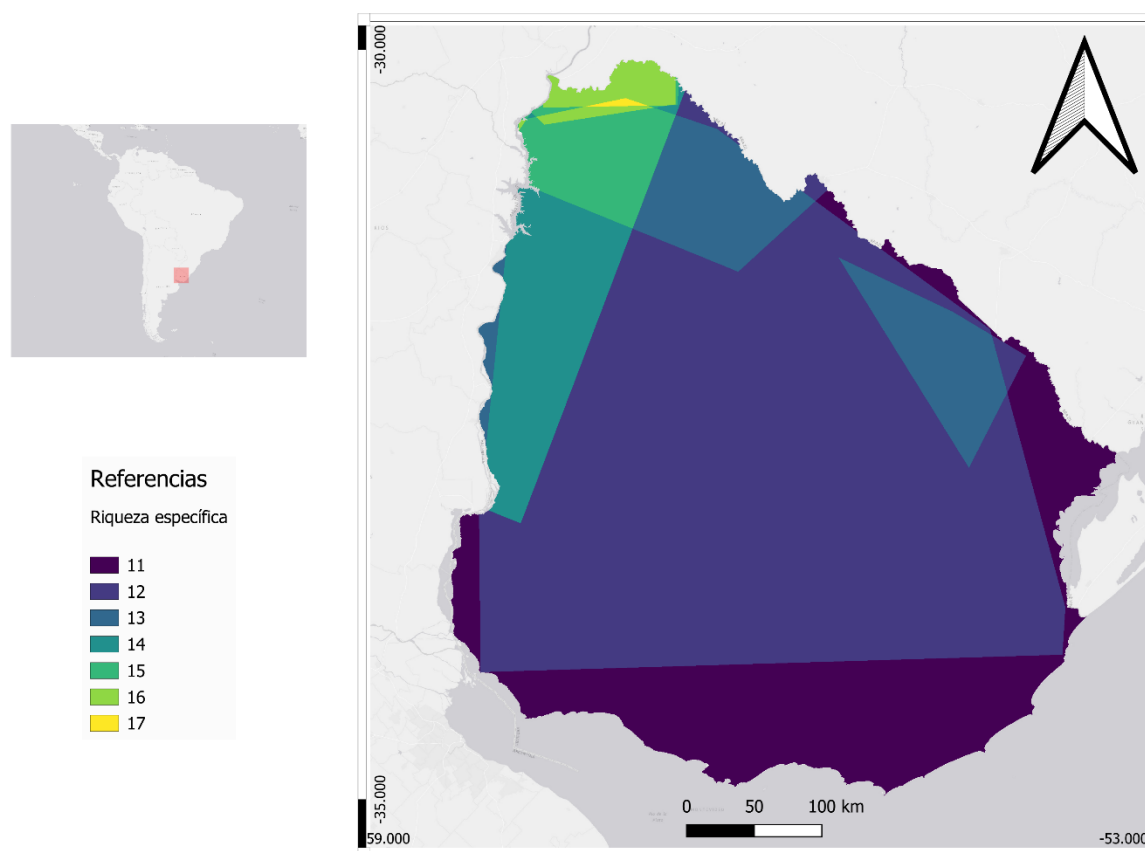


Figura 12. Mapa de riqueza específica construido a partir de las distribuciones de especies determinadas por Botto Nuñez et al. (2019)

Los resultados de la superposición de amenazas y su ponderación por la riqueza de especies presentes, indican que regiones con presión nula o baja cubren una parte importante del territorio, formando tres franjas más o menos continuas (Figura 13). Una faja se extiende desde el noreste hacia el centro del país recorriendo el este y sureste de Artigas y gran parte de Salto y Paysandú. En el sur, estas regiones abarcan el centro y sur de San José, Montevideo en su totalidad, una gran extensión de Canelones y el oeste y suroeste de Maldonado. En el este una zona de menor extensión se extiende desde el sureste de Cerro Largo hacia el este de Rocha, pasando por Treinta y Tres. Estas se consideran zonas de baja prioridad ya que no hay amenazas o existe una pero la riqueza específica es relativamente baja (menos de 14 especies presentes).

En el norte y noroeste del país se destaca una región donde la presión por las amenazas evaluadas es baja o media, por solo existir una o darse la superposición de dos de ellas. Sin embargo, su relevancia para la conservación está dada por la presencia de diversas especies con distribución restringida y poco frecuentes en el país. Por lo anterior, se la considera una región prioritaria (Figura 13).

Otras zonas consideradas prioritarias para la aplicación de acciones de conservación son aquellas en las que se da la superposición de tres o cuatro de las amenazas, acumulándose presiones para las especies. Estas regiones se distribuyen en parches dispersos e intercalados con zonas donde la presión es media, y en conjunto forman dos regiones de mayor extensión diferenciadas por sus forzantes. En el oeste y suroeste las amenazas predominantes son la pérdida de hábitat y la alta carga de aplicación de insecticidas. La superposición de estas amenazas configura un escenario de degradación del entorno a gran escala, lo que afecta tanto la disponibilidad de refugios como la calidad del recurso trófico para los murciélagos insectívoros. Allí la presión aumenta en zonas donde existen parques eólicos. En el noreste las presiones se asocian fundamentalmente al control de rabia y pérdida de hábitat, y en las zonas donde la presión es mayor, la amenaza asociada es el uso de insecticidas. Si bien no se forman bloques continuos, se observa una mayor densidad en la zona central-este y más parches aislados en el sur y el litoral oeste y en ambos casos se intercalan con zonas de presión baja o nula.

El impacto por turismo espeleológico actualmente solo puede evaluarse a nivel local, por lo que los sitios sujetos a esta amenaza sólo se mapearon como puntos (Figura 13).

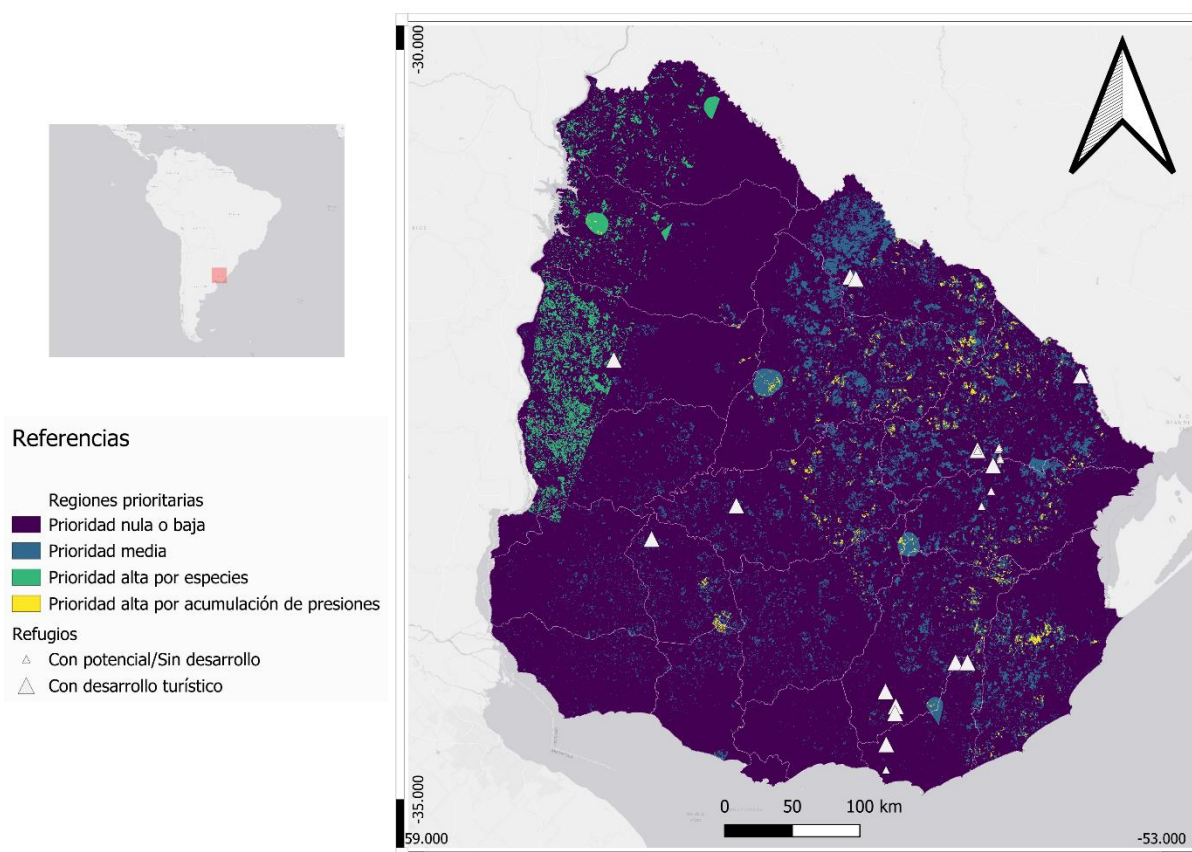


Figura 13. Mapa de regiones prioritarias para la implementación de acciones de conservación.

5. DISCUSIÓN

5.1. Localización y análisis de la extensión de las amenazas en el territorio

5.1.1. Producción de energía eólica

La producción de energía eólica es vista como una alternativa sustentable a métodos de generación eléctrica que producen gases con efecto invernadero, y es catalogada como una tecnología clave para mitigar el cambio climático. El crecimiento de este tipo de energía ha sido sostenido en los últimos 30 años, aumentando de 6.1 GW EN 1996 a 117 GW en 2023, año récord de crecimiento (GWEC, 2024). Sin embargo, los parques eólicos representan una amenaza para las poblaciones de murciélagos, ya que pueden provocar mortalidad por colisión con las aspas o por barotrauma (O'Shea et al., 2016; RELCOM, 2010). La afectación de las poblaciones por esta amenaza se da por la remoción continua de individuos en las poblaciones, pero también puede provocar eventos de mortalidad masiva que pueden ocurrir puntualmente asociados, por ejemplo, a eventos de migración provocando así impactos notables (O'Shea et al., 2016). Debido a la frecuencia de las campañas de mortalidad realizadas en nuestro país, los eventos de mortalidad masiva son difíciles de detectar.

En agosto de 2008 el Poder Ejecutivo aprobó la “Política Energética 2005-2030”, con el objetivo de diversificar la matriz energética del país, como estrategia para reducir la dependencia del petróleo y fomentar la participación de fuentes de energía autóctonas, con énfasis en las renovables. A partir de la implementación de diversos instrumentos, y si bien hubo otras incorporaciones a la matriz eléctrica, la fuente eólica pasó de 14.6MW en 2008 a 1516.5MW en 2023, lo que representa un 28.84% de la capacidad total instalada. El mayor crecimiento se dio entre 2014 y 2017, período en el que comenzaron a operar 38 proyectos de generación eólica (Bertoni et al., 2018; Uruguay XXI, 2024).

En 2015, el entonces Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA - hoy reorganizado, dividido y reconocido como Ministerio de Ambiente-) elaboró una guía con lineamientos para la evaluación de impacto ambiental de proyectos de generación eólica con producción igual o mayor a 10MW. Dentro de ella se incluye, entre otros, la biodiversidad como un aspecto ambiental relevante del impacto de los parques eólicos (PE) (DINAMA-MVOTMA, 2017). Posteriormente, en 2017, el mismo ministerio elaboró la “Guía para el monitoreo de aves y murciélagos en Parques Eólicos”, como complemento del documento antes mencionado, allí se describen herramientas y métodos para el monitoreo de aves silvestres y murciélagos durante la fase de localización, construcción y operativa de parques eólicos. Durante esta última fase, se destaca el monitoreo de mortalidad, que debe realizarse por un mínimo de 2 años desde el comienzo de las operaciones. Además, se plantea un monitoreo de 3 años como mínimo en sitios con especies amenazadas y de 5 en sitios de alta diversidad biológica (DINAMA-MVOTMA, 2017).

Si bien desde 2014 se realizan monitoreos en los parques operativos y los operadores entregan periódicamente, a la autoridad ambiental, los informes de desempeño ambiental que contienen las estimaciones de mortalidad. Hasta el momento no existía una evaluación de impacto a nivel nacional que considerara el conjunto de los PE operativos en el país.

Los resultados de este estudio revelan variaciones en la mortalidad de murciélagos entre diferentes PE. Estas diferencias podrían estar relacionadas con la proximidad a colonias de especies particularmente vulnerables frente a esta amenaza o a la localización en zonas de alimentación o rutas migratorias de los murciélagos (Arnett et al., 2008, 2015; Baerwald et al., 2009). Las zonas con menor tasa de mortalidad pueden estar asociadas a regiones que ofrecen menos oportunidades de refugio para los murciélagos o menores recursos alimenticios (Arnett & Baerwald, 2013). Sin embargo, en una revisión de 21 estudios sobre mortalidad de murciélagos en 19 PE de cinco regiones de EE.UU. y una provincia de Canadá, realizada por Arnett et al. y colaboradores (2008) se indica que los trabajos revisados no encontraron concentración de la mortalidad en AG particulares dentro de un mismo parque ni identificaron relaciones consistentes con variables de hábitat, pero sí identificaron relación con variables climáticas, siendo las tasas de mortalidad más altas en períodos con velocidades de

viento más bajas. En el futuro, sería interesante incluir variables asociadas al hábitat y a condiciones climáticas e indagar sobre su relación con la actividad de quirópteros en áreas donde están ubicados y se planifica construir PE. Lo antes mencionado, permitiría comprender el uso espacial y temporal de estas áreas por parte de los murciélagos y así diseñar medidas de mitigación adecuadas y ajustadas a la realidad nacional.

La persistente remoción de murciélagos a lo largo del tiempo resalta la necesidad de implementar medidas de mitigación aún no aplicadas en Uruguay, a pesar de las recomendaciones en los informes de impacto ambiental. La notable estacionalidad en la mortalidad, con una concentración en la temporada estival, coincide con el período de mayor actividad de este grupo de mamíferos. Este patrón estacional subraya la necesidad de realizar muestreos más frecuentes durante la temporada cálida para una mejor comprensión de los eventos de mortalidad. Un ejemplo de esto, es el fenómeno observado en Minas I, donde se encontraron 25 murciélagos muertos el 3 de marzo de 2015, de los cuales 20 eran *T. brasiliensis* y cinco *L. villosissimus*. Ambas especies migratorias, incluidas en los Apéndices I y II de la Convención de Especies Migratorias (CMS), ratificada por Uruguay en octubre de 1989, y que mostraron ser las más afectadas en los PE del país. Por esta razón, se incluyeron recientemente en la actualización de la lista especies prioritarias para la conservación nacional (González et al., En prensa).

Respecto a la temporalidad de las muertes Arnett y colaboradores (2008) indican que si bien no todos los trabajos revisados abarcaron por completo la época de mayor actividad de los murciélagos en el hemisferio norte (abril-noviembre), en la mayoría de los casos la tasa más alta de mortalidad se concentraba sobre el final del verano y el principio del otoño. Además, esto se corresponde con los resultados de uno de los trabajos revisados (Fiedler et al., 2007) en el que se midieron patrones de actividad utilizando acústica, y el aumento de los niveles de actividad en uno de los PE se correspondió con el aumento en las tasas de mortalidad. Los resultados de esta tesis coinciden con los de los autores antes mencionados: en la temporada cálida se observa mayor actividad de murciélagos coincidiendo con un aumento en la mortalidad, respecto a la temporada fría.

En cuanto a las especies que presentan mayor mortalidad, los resultados se encuentran dentro de lo esperado debido a que realizan vuelos de gran altura para alimentarse o migrar.

T. brasiliensis es un molósido que vuela a gran altura para alimentarse en áreas abiertas y las hembras realizan vuelos de gran distancia al migrar estacionalmente (Botto Nuñez et al., 2019; González & Martínez-Lanfranco, 2010). En el hemisferio norte, se ha registrado que en parques eólicos ubicados dentro de su área de distribución, *T. brasiliensis* puede representar hasta el 90% de las muertes de murciélagos en instalaciones de Texas y Oklahoma, y entre el 31% y 57% en cinco sitios de California (Arnett et al., 2008; Arnett & Baerwald, 2013).

Durante un monitoreo en la primavera de 2010 en un parque ubicado en la zona costera de Coquimbo, al norte de Chile, se realizó el primer registro de muertes de murciélagos en PE de ese país, que corresponde a 3 cadáveres de hembras de *T. brasiliensis* al pie de dos aerogeneradores. Sin embargo, este estudio no indica que los hallazgos hayan sido producto de búsquedas sistemáticas y no se realizaron estimaciones de mortalidad (Escobar et al., 2015).

L. villosissimus se presenta como una de las especies más afectadas; sin embargo, su baja o nula abundancia tanto en la línea base como en los muestreos operativos dificulta una cuantificación precisa del impacto de la energía eólica sobre sus poblaciones. La escasa actividad registrada en los muestreos acústicos podría deberse a la altura de colocación de los grabadores, al alcance de los equipos utilizados o a los parámetros de optimización del algoritmo de identificación utilizado. Esto indica la necesidad de revisar y optimizar los algoritmos de identificación y los métodos y altura de los monitoreos para mejorar la detección tanto de *L. villosissimus* como de otras especies poco frecuentes.

Estos resultados coinciden con los de diversos estudios realizados en EE.UU. y Canadá, que muestran una alta representatividad de especies migratorias como *Lasiurus borealis*, *Lasionycteris noctivagans*

y *Lasiurus cinereus* (actualmente *L. villosissimus*), presentándose esta última en altas proporciones en la mayoría de los casos (Arnett et al., 2008). Sin embargo, vale aclarar que si bien el comportamiento migratorio de los lasiurinos es bien conocido en el hemisferio norte, en nuestro país no se cuenta con evidencia directa de ello, lo que nos impide afirmar con certeza que la mortalidad de especies del género está asociada a eventos de migración.

Los resultados de este trabajo son un primer acercamiento académico al impacto de la energía eólica sobre los murciélagos de Uruguay. Se destaca que el proceso de recolección y análisis de la información disponible deja ver la necesidad de generar una base de datos a nivel nacional que contenga la información conjunta y sistematizada de todos los PE operativos del país. Esto permitiría contar con la información necesaria para continuar analizando en profundidad y comprender mejor los factores meteorológicos (velocidad del viento, temperatura), espaciales, de hábitat, topografía, distancia a refugios, asociados a las tasas de mortalidad, y a partir de esto diseñar estrategias efectivas de mitigación e incluso modelos que permitan predecir los eventos de mortalidad. Por este motivo, a corto plazo se prevé la elaboración de un documento con recomendaciones que será presentado al Ministerio de Ambiente. En él se incluirán sugerencias sobre la información necesaria para construir la base de datos mencionada, así como la incorporación, en el monitoreo previo a la instalación de los parques eólicos, de variables ambientales como velocidad del viento, temperatura y humedad relativa, entre otras (RELCOM, 2016). La integración de estos datos permitiría definir medidas de mitigación más adecuadas (RELCOM, 2016).

Por otro lado, los monitoreos en PE presentan una oportunidad frente a los vacíos de información existentes en Uruguay sobre las poblaciones de murciélagos, un ejemplo de esto son nuevos registros de especies para las cuales hasta el momento solo existía un único registro en el país (González & Martínez-Lanfranco, 2010) como *P. centralis*, realizados a través de monitoreos acústicos en el Parque Eólico Juan Pablo Terra, ubicado en el departamento de Artigas, y *N. laticaudatus*, de la que se registraron cuatro ejemplares muertos debajo de aerogeneradores del PE Palomas, dos en marzo de 2018, uno en junio de 2018 y uno en abril de 2019. Además, se registró una nueva especie para el país: *Eumops perotis*, del que se realizaron grabaciones de vocalizaciones el 12 de febrero de 2013, en el PE Peralta, en el departamento de Tacuarembó (González et al., 2024).

Como perspectivas de trabajo con la información ya disponible públicamente podemos profundizar en el estudio de la temporalidad de las muertes, al menos en lo que respecta a la mortalidad observada, e indagar en los estudios poblacionales realizados hasta el momento en los PE con el objetivo de analizar si existe una baja en la actividad, registrada a través de muestreos acústicos, o reducciones del número de individuos en las colonia monitoreadas. Además, en la región neotropical aún son relativamente escasos los trabajos sobre mortalidad de murciélagos en PE, en algunos casos por falta de acceso a los datos, en otros por la incompletitud de los mismos que impide realizar estimaciones (Rodríguez-Duran & Feliciano-Robles, 2015) replicándose la situación que ocurre en el hemisferio norte donde muchos de los resultados de investigaciones en el tema son incomparables (Arnett & Baerwald, 2013). En este marco, sería de gran importancia generar un grupo de trabajo dedicado a actualizar protocolos de monitoreo de mortalidad en PE, que permitan tener información comparable a nivel regional y así comprender mejor esta amenaza a una escala mayor.

5.1.2. Control de rabia

La eliminación intencional por parte de los humanos ha sido históricamente una de las principales causas de eventos de mortalidad masiva de murciélagos. En Latinoamérica, esto se vincula con el control de vampiros, como estrategia para prevenir la transmisión de rabia al ganado (O'Shea, et al., 2016). Si bien la rabia transmitida por murciélagos se ha observado en toda América Latina desde el siglo XX, en Uruguay el primer brote de rabia parálitica en ganado se dio en 2007, y se confirmó que *D. rotundus* era la fuente. El mismo ocurrió en el norte del país y la aparición de casos posteriores se ha dado en la misma región (Botto Nuñez et al., 2019b). Desde ese primer brote se realizan campañas de reducción de colonias de *D. rotundus* en el este y noreste del país (Botto Nuñez et al., 2019b). El

control de poblaciones de *D. rotundus*, también constituye una amenaza para especies no objetivo con las que comparte refugio (O'Shea, et al., 2016).

Si bien el control de las colonias de vampiros es el método más extendido para el control de la rabia en la región, el hecho de que esta estrategia lleva décadas de ejecución y aun así sigan existiendo casos de rabia en ganado, indica que esto es insuficiente para la erradicación del virus (Johnson et al., 2014). Algunos autores proponen que la eliminación de colonias puede generar el efecto contrario, al favorecer el reclutamiento de individuos susceptibles o la dispersión del huésped (Johnson et al., 2014; Streicker et al., 2012). Los estudios realizados, no encontraron una correlación clara entre el tamaño de las colonias y la transmisión del virus, lo que implica que la transmisión podría ser independiente de la densidad poblacional, supuesto en el que se basan las campañas de control. Además, encontraron que la seropositividad de juveniles y subadultos es mayor en relación con los adultos, los cuales en general son objetivo de las campañas de control (Streicker et al., 2012).

Un estudio reciente analizó cómo los cambios en el uso del suelo, junto con factores climáticos, contribuyen a la transmisión del virus de la rabia en murciélagos vampiros en nuestro país. Se encontró que la concentración de sitios de forrajeo de *D. rotundus* genera condiciones propicias para la existencia de mayor interacción entre individuos de colonias aisladas, lo que favorecería la persistencia del virus en el ambiente, permitiendo la ocurrencia de brotes en el ganado por eventos de spillover - salto de un patógeno desde su hospedador natural (reservorio) hacia otra especie- (Botto Nuñez et al., 2020). Dado lo anterior, diseñar estrategias de planificación del uso del suelo podrían ayudar a minimizar el riesgo de transmisión de rabia al ganado (Botto Nuñez et al., 2020), lo que funcionaría como una alternativa *a priori* al control de poblaciones.

Otra consecuencia de la circulación del virus de la rabia en nuestro país es el incremento en la percepción de riesgo que redundan en el aumento de las consultas del público en general para eliminar colonias que utilizan viviendas como refugio, cada vez que se diagnostica un caso de rabia en murciélagos. Esto afecta principalmente a especies como *T. brasiliensis*, *M. molossus* y *E. furinalis*, que utilizan estructuras antrópicas como refugio donde forman colonias de algunas decenas de individuos hasta miles de ellos (Botto Nuñez et al., 2019b). Estas situaciones son generadas por la falta de información, la cual es transversal a todas las amenazas, y la percepción de que el riesgo de transmisión de rabia por parte de los murciélagos es alto, aun cuando el contacto con estos animales sea indirecto, por lo que también necesario generar estrategias de comunicación con el objetivo de informar a la comunidad en general sobre la importancia de conservar a estos mamíferos. La realización de proyectos de extensión universitaria y de educación en comunidades cercanas a colonias de murciélagos ha generado cambios en la percepción de la población sobre los quirópteros incluso en zonas donde han ocurrido brotes de rabia en ganado (Obs. Pers.).

Por último, vale destacar que la información con la que se contó para realizar este trabajo es parcial, debido a que la localización exacta de las colonias de *D. rotundus* en las que el MGAP realiza control fue declarada confidencial y por corresponder a conteos de refugios relevados hasta 2017.

5.1.3. Turismo: perturbación de refugios naturales

Cuevas, grietas y otros entornos subterráneos como minas y túneles son refugios cruciales para los murciélagos. Estos espacios facilitan la agregación de grandes colonias y ofrecen un microambiente más estable que el exterior, además de proporcionar protección contra depredadores (De Paz' et al., 1990; Furey & Racey, 2015). En Uruguay, especies como *M. levis*, *M. albescens*, *T. brasiliensis* y *D. rotundus* forman grandes grupos en estos sitios, mientras que otras como *H. montanus* e *H. velatus* se pueden encontrar en colonias más pequeñas (Botto Nuñez et al., 2019; González & Martínez-Lanfranco, 2010). Todas estas especies fueron incluidas en el conjunto "Cavernas" por Botto y Núñez y colaboradores (2019) conformando un objeto focal de conservación.

Sin embargo, esta dependencia de refugios específicos hace que las colonias sean extremadamente vulnerables a cualquier tipo de perturbación (McCracken, 1989; Tuttle & Moreno, 2005). El turismo espeleológico, cuando no está regulado, representa una amenaza significativa. La intrusión de la luz

artificial, el ruido y la modificación del sustrato (por ejemplo, con la construcción de escaleras o pasarelas) pueden afectar severamente a los murciélagos (Mann et al., 2002; Mohr, 1972). Se ha documentado que las visitas a refugios de hibernación provocan un aumento de la actividad en los individuos, lo que conlleva un gasto energético innecesario que puede persistir incluso horas después de la perturbación (Thomas, 1995). Además, cuando se realizan actividades sin directrices claras, se generan situaciones que aumentan la cercanía entre visitantes y murciélagos, lo que incrementa el riesgo de la transmisión de patógenos entre ambos. En el contexto de la conservación, es de especial importancia la transmisión de patógenos desde humanos a la fauna silvestre, situación que fue puesta de manifiesto durante la pandemia por COVID-19 y que llevó a la elaboración de guías de referencia para operadores turísticos en espacios subterráneos para disminuir la probabilidad de esta transmisión (Frick et al., 2021).

Durante la época reproductiva, las consecuencias de la perturbación son aún más graves. El estrés puede causar la muerte de crías que caen al suelo o el abandono del refugio por parte de las hembras, lo que a su vez reduce el éxito reproductivo (McCracken, 1989; Sheffield et al., 1992). Además, las perturbaciones incrementan el gasto energético de las hembras y disminuyen la eficiencia de la transferencia de energía a las crías, lo que se traduce en un crecimiento más lento y una mayor demanda de alimento (McCracken, 1989; Sheffield et al., 1992). La reducción del número de individuos debido a la perturbación también puede disminuir los beneficios termorreguladores del refugio, afectando a toda la colonia (McCracken, 1989; Sheffield et al., 1992).

Las cuevas kársticas, formadas por procesos de disolución de rocas carbonáticas como calizas y dolomitas donde el agua de escorrentía, ligeramente ácida, se infiltra en la roca generando tubos verticales, huecos y cuevas (Fernandez & Peiro, 1995; Llamas & Custodio, 1999), constituyen los refugios más utilizados a nivel global (Furey & Racey, 2015). En Uruguay, una gran parte de los refugios identificados se concentra en la región del Grupo Lavalleja, que coincide con una provincia hidrogeológica número 7 descrita por (Bossi & Navarro, (2000), caracterizada por la abundancia de rocas carbonatadas y que se extiende desde Maldonado a Cerro Largo. Esto sugiere que los ambientes kársticos son también de importancia para la conservación de murciélagos en el país. Sin embargo, el conocimiento actual sobre la totalidad de cavidades ocupadas por murciélagos es incompleto y requiere un esfuerzo sistemático de exploración y registro espeleológico.

Aunque el turismo espeleológico en Uruguay aún no presenta un desarrollo masivo (Botto Nuñez, et al, 2019), no debe considerarse una amenaza menor. En determinados contextos puede interactuar con otras presiones, como la aplicación de insecticidas en entornos productivos cercanos, afectando principalmente a colonias de murciélagos insectívoros. Por otro lado, la proximidad de las colonias a los visitantes en actividades no reguladas puede aumentar la percepción de riesgo de zoonosis, especialmente la rabia, llevando la eliminación intencional de colonias o la destrucción de refugios (Burneo et al., 2015; RELCOM, 2010)). A su vez, esto puede generar el desplazamiento de los murciélagos hacia ambientes antrópicos, incrementando el contacto con humanos y los conflictos asociados (Botto Nuñez et al., 2019; Burneo et al., 2015; RELCOM, 2010). Además, el olor producido por grandes acumulaciones de guano puede constituir un factor de molestia tanto para operadores como para visitantes, generando tensiones adicionales (Obs. Pers.).

No obstante, el turismo no es intrínsecamente negativo: cuando se gestiona de forma responsable, puede convertirse en una herramienta de educación ambiental y sensibilización. Experiencias llevadas a cabo por el Programa para la Conservación de los Murciélagos de Uruguay (PCMU) han mostrado el potencial del turismo sostenible como estrategia de divulgación, desmitificación y conservación. Los refugios identificados con potencial turístico pueden transformarse en “aulas de campo” donde se valore el papel de los murciélagos en el control de plagas, la dispersión de semillas y la polinización.

Además, existen diversas medidas que permitirían mitigar el impacto de actividades turísticas en refugios como la instalación de rejas adecuadas que no alteren el microclima, restricciones de acceso estacionales, limitación del tamaño de los grupos, uso de iluminación roja, reducción del ruido y protocolos de bioseguridad (Frick et al., 2021; Furey & Racey, 2015). Asimismo, la colaboración entre

investigadores, operadores turísticos, espeleólogos, autoridades y comunidades locales es clave para alcanzar una gobernanza compartida (Burneo et al., 2015; Díaz Ruiz et al., 2022; Díaz Ruiz & Botto Nuñez, 2022; Genta et al., 2022; RELCOM, 2010).

Por otro lado Uruguay es parte de la red de Áreas y Sitios Importantes para la Conservación de Murciélagos (AICOMs y SICOMs). Esta iniciativa regional implementada a partir de la Estrategia para la conservación de los murciélagos de Latinoamérica y el Caribe de RELCOM ha llevado a identificar dos SICOMs y tres AICOMs entre los cuales se incluyen algunos de los refugios listados en este trabajo (Grutas del Parque Municipal Grutas de Salamanca, Gruta Arequita y la Usina de Cuñapirú) y donde se proponen acciones de conservación adecuadas a las particularidades de cada sitio (Botto Nuñez, 2022; Díaz Ruiz et al., 2022; Genta et al., 2022)

La regionalización de la amenaza del turismo es un desafío, ya que su presencia depende de factores no totalmente conocidos, como las preferencias de refugio de los murciélagos, el potencial de las formaciones geológicas de Uruguay para formar cavidades subterráneas y la intención de los propietarios de explotar turísticamente los sitios. Además, las cuevas son ambientes dinámicos, sujetos a procesos naturales como los derrumbes, que también pueden alterar los refugios y modificar su microclima (Fernandez & Peiro, 1995).

La perturbación de refugios por turismo espeleológico debe considerarse en Uruguay como una amenaza emergente, cuya magnitud dependerá del desarrollo futuro de la actividad y de la implementación de medidas de gestión adecuadas. Este análisis constituye un primer paso para avanzar hacia un plan de manejo integral que combine conservación, turismo sostenible y educación ambiental, minimizando los impactos negativos y potenciando los beneficios para la sociedad y la biodiversidad.

5.1.4. Uso de agroquímicos

La intensificación y expansión de la producción agrícola en el país en las últimas décadas (PNUMA & DIMANA, 2008) y las evidencias de efectos subletales en murciélagos del uso de fitosanitarios (Bayat et al., 2014; Sandoval-Herrera et al., 2022) hizo pertinente un análisis independiente del uso de insecticidas, como una categoría separada de amenaza en relación con lo propuesto por Botto Nuñez et al. (2019)

El análisis realizado en este trabajo es una primera aproximación a esta amenaza en el país. Es importante tener en cuenta que, a partir de los datos disponibles, sólo se puede asumir que la aplicación de los productos es uniforme en cada cultivo para los que están autorizados y en todos los cultivos de una misma clase, ya que no se tuvieron en cuenta las dosis recomendadas para cada cultivo. Sin embargo, los resultados obtenidos aquí constituyen una herramienta que permitiría, a futuro, definir zonas en las cuales profundizar en el análisis del impacto del uso de sustancias químicas en los quirópteros y direccionar los mismos hacia sustancias concretas.

La distribución espacial de la carga potencial de insecticidas en Uruguay indica que las áreas con mayor carga se concentran en los departamentos de Río Negro, Soriano, Colonia y Paysandú, coincidiendo en parte con la presencia de especies cuya distribución en el país es restringida, todas la especies frugívoras y varias insectívoras (Botto Nuñez et al., 2019). Además, las importaciones de sustancias activas asociadas a fitosanitarios en general han tenido un aumento sostenido entre 2000 y 2021 (Palladino et al., 2023). Para aquellas vinculadas a insecticidas, el período de mayor crecimiento fue entre 2000 y 2014, pasando de 183 a 1476 toneladas, y luego tuvo una baja significativa a partir de 2015 pero el descenso no alcanza los niveles del inicio del período (DGSA-MGAP, 2025; FAO, 2025). La baja en las importaciones podría explicarse por un aumento en la fabricación nacional de este tipo de productos, sin embargo, no es posible realizar conclusiones al respecto debido al modo en que se disponibilizan los datos por parte de la autoridad pertinente (DGSA-MGAP, 2025). Además, durante este mismo período la superficie cultivada ha aumentado al igual que la intensidad en el uso de fitosanitarios, que pasó de 2.6Kg/ha en 2000 a 7.9Kg/ha en 2021(FAO, 2025), aunque esta

tendencia corresponde al total de fitosanitarios utilizados en el país (herbicidas, insecticidas y fungicidas).

Nuestros resultados respecto a los insecticidas que serían más ampliamente utilizados coinciden en parte con los observado por Palladino y colaboradores (2023), los autores encontraron que en 2021 Clorpirifós y Clorantraniliprol estaban entre las sustancias activas que concentran volúmenes mayores de importaciones. Además, los autores accedieron al Registro de Aplicación de Plaguicidas de la Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA), encontrando que los insecticidas más utilizados entre 2019 y 2022 fueron: Clorantraniliprol, Clorpirifós, Lambda cialotrina, Triflumurón y Bifentrin, coincidiendo parcialmente de nuevo con los resultados de nuestra aproximación para identificar los insecticidas de uso más frecuente. Los investigadores resaltan además que dentro de estas sustancias algunas son altamente tóxicas para los seres humanos.

Diversos estudios indican que insecticidas pertenecientes a los piretroides, neonicotinoides y organofosforados pueden generar efectos crónicos en murciélagos insectívoros (Bayat et al., 2014; Hsiao et al., 2016; Sandoval-Herrera et al., 2022; Stahlschmidt & Brühl, 2012). Sandoval-Herrera et al. (2022) aportan evidencia experimental sobre los mecanismos neurotóxicos asociados al Clorpirifós en murciélagos, mostrando que exposiciones orales a dosis ambientalmente realistas generan inhibición significativa de la colinesterasa cerebral, alteraciones en proteínas vinculadas al funcionamiento neuronal y deterioro en comportamientos esenciales como la orientación espacial, la memoria y los reflejos motores. Estos hallazgos, complementarios entre sí, advierten que la exposición crónica a este insecticida utilizado en los sistemas productivos uruguayos podría comprometer la viabilidad de las poblaciones de murciélagos, al afectar funciones clave para su supervivencia y reproducción, como la capacidad de navegación, la búsqueda de refugios o la eficiencia en la captura de presas. Stahlschmidt y Brühl (2012), evaluaron la actividad de murciélagos y los residuos de insecticidas en sus presas potenciales tras la aplicación de clorpirifos-metil (organofosforado) y fenoxicarb (carbamato), en un cultivo de manzanas en Alemania. Además de encontrar una potencial afectación del éxito reproductivo en especies que se alimentan de artrópodos presentes en el follaje de los cultivos, indican que el valor inicial y la disminución de residuos de plaguicidas en un grupo particular de artrópodos en un cultivo específico dependen del tipo de artrópodo, su relación superficie-volumen, su movilidad y el modo de acción y la persistencia del plaguicida aplicado. Por ejemplo, el hecho de que los residuos de clorpirifos en artrópodos recolectados en el follaje hayan sido menores que el de fenoxicarb se atribuye a que los insectos expuestos directamente al primero mueren por su acción inhibidora de la acetilcolinesterasa. Estos resultados podrían indicar un menor riesgo potencial de consumo de presas contaminadas. Sin embargo, Stahlschmidt y Brühl (2012) también observaron actividad de caza durante las noches de aplicación de los insecticidas, por lo tanto, también existe riesgo de exposición directa.

Hsiao y colaboradores (2016) evaluaron los efectos neurotóxicos del imidacloprid (neonicotinoide) sobre la memoria espacial y el cerebro de ejemplares de una especie de murciélago insectívoro (*Hipposideros terasensis*) expuestos a una dosis baja de imidacloprid (20 mg/kg) durante cinco días consecutivos. Estos autores monitorearon los patrones de vuelo en individuos sometidos a tratamiento y evaluaron apoptosis en áreas del hipocampo vinculadas al aprendizaje y memoria espacial y de corto plazo (CA1 y MEC). Encontraron que murciélagos expuestos a imidacloprid mostraron alteraciones significativas en sus patrones de vuelo, y perdieron la capacidad de desarrollar rutas de vuelo estables y repetitivas, a diferencia del grupo control que rápidamente estableció patrones de vuelo estereotipados. Además, el análisis molecular reveló un aumento en la expresión de proteínas pro-apoptóticas (Bax y caspasa 3) y una disminución en las proteínas anti-apoptóticas (Bcl-2). Sus resultados confirman que la exposición directa, incluso en dosis bajas, a Imidacloprid puede afectar las capacidades cognitivas de los murciélagos, comprometiendo su capacidad para orientarse, evitar obstáculos, localizar refugios y forrajear de manera eficiente. Estos efectos disminuyen la aptitud individual y aumentan la vulnerabilidad en ambientes agrícolas donde se utilizan este tipo de insecticidas (Hsiao et al., 2016).

La evidencia de los efectos subletales de algunos de los insecticidas utilizados en el país y el hecho de que las áreas de mayor carga de insecticidas coinciden parcialmente con zonas de alta

productividad agrícola y pérdida de hábitat, pone en evidencia que el uso de agroquímicos es una amenaza adicional para los murciélagos insectívoros, que podría actuar de forma sinérgica con el resto de las presiones antropogénicas, en particular con la pérdida de hábitat asociada a la sustitución de áreas naturales por áreas de producción agrícola. Estas observaciones resaltan la necesidad de integrar en las estrategias de conservación no solo la protección de refugios y la restauración de hábitats, sino también la gestión del uso de insecticidas.

5.1.5. Pérdida de hábitat

A partir de la construcción de una matriz de uso basada en información bibliográfica y consensuada con expertos, se identificaron diferencias en la forma en que las especies de quirópteros utilizan los distintos tipos de cobertura del país, lo que permitió establecer patrones de especialización y generalismo ecológico.

Entre los resultados más relevantes se destaca el rol fundamental que cumplen los bosques nativos como refugio, siendo utilizados por la mayoría de las especies analizadas con ese fin. Asimismo, ambientes modificados como las áreas urbanas dispersas y las zonas urbanas, también son aprovechados como refugio por varias especies, lo que pone de manifiesto cierto grado de plasticidad ecológica en algunos grupos. Otros ambientes, como arbustales, aguas naturales y artificiales, y pasturas naturales, resultaron importantes como áreas de caza y alimentación especialmente para especies insectívoras, que representan el 87% de las especies presentes en nuestro país.

Por otro lado, el análisis de los cambios en la cobertura y uso del suelo durante el período 2000-2022 reveló una pérdida significativa de hábitats naturales relevantes, en particular pasturas naturales y áreas naturales inundables, así como también una disminución de la extensión de bosques y arbustos. Estas transformaciones afectan principalmente regiones del noreste, centro-sur y litoral oeste del país, y podrían tener un impacto negativo sobre las especies más especializadas y menos tolerantes a la modificación del paisaje.

El bosque nativo es un sistema complejo que resulta de la interacción de diversos seres vivos entre sí y con el medio físico que los rodea. Dentro de él, especies vegetales que incluyen árboles, arbustos, hierbas, cañas, tunas, helechos, entre otras, se distribuyen en el terreno y el plano vertical de acuerdo con sus requerimientos hídricos y de luminosidad, tipo de suelo, tolerancia a los vientos y temperaturas extremas. Esta diversidad de estrategias y especies genera una estructura que da soporte a numerosas especies del reino animal que se alimentan de los productores primarios, cazan dentro del bosque o lo utilizan como refugio (Carrere, 2010). Los bosques nativos de nuestro país constituyen uno de los principales hábitats para los quirópteros de Uruguay (Botto Nuñez et al., 2019; González & Martínez-Lanfranco, 2010). En tal sentido, dentro de los objetos focales de conservación definidos por Botto Nuñez et al. (2019) se encuentran conjuntos que llevan el nombre de dos tipos particulares de bosques nativos: “Islas del río Uruguay” al que pertenecen *P. lineatus* y *S. lilium* y “Bosques de parque” que incluye *L. ega*, *L. villosissimus*, *M. temminckii*, *L. blossevillii*, *E. diminutus* y *M. pampa*.

Los bosques insulares y ribereños del río Uruguay constituyen el principal ambiente utilizado por *P. lineatus* y *S. lilium*, ya que la mayoría de sus registros provienen de esa zona del país. Sin embargo, para la primera existe un registro dentro de un predio forestal y otro, por confirmar, en una zona urbana y la segunda también fue registrada en bosques de galería y de quebrada (Botto Nuñez et al., 2019; González & Martínez-Lanfranco, 2010). Las poblaciones de ambas especies se vieron afectadas por la reducción de los bosques insulares y ribereños del río Uruguay debido al represamiento de Salto Grande en la década de 1970 (Botto Nuñez et al., 2019) y por tal motivo han sido catalogadas como prioritarias para la conservación según (Soutullo et al., 2013) y más recientemente *P. lineatus* en Peligro Crítico (CR) y *S. lilium* Casi Amenazada (NT) por (Botto Nuñez et al., 2019). Además, ambos filostómidos son frugívoros y utilizarían los arbustales como área de forrajeo (Tabla 4). Dado que en las capas de cobertura utilizadas para este análisis la clase “Vegetación natural leñosa” incluye tanto especies arbóreas como arbustivas (MapBiomass Uruguay, 2024) y que sus distribuciones coinciden con las regiones de pérdida de bosques y arbustales localizadas en los

departamentos de Artigas y Rivera (Figura 9, (Botto Nuñez et al., 2019), los resultados podrían implicar no solo pérdida de refugio sino también de área de forrajeo. Sin embargo, por la escala de análisis de este trabajo no es posible confirmar esto último ya que se requeriría analizar los cambios en la extensión de los arbustales en dichas regiones y generar mayor conocimiento sobre la dieta de ambas especies en nuestro país.

Los bosques de parque son una formación típica de la cuenca del río Uruguay y se extienden en todo el litoral oeste del país (Carrere, 2010) coincidiendo en gran parte con la región de pérdida de bosques y arbustos identificada en este trabajo en esa zona del país (Figura 11). En estos bosques podemos encontrar diversas especies arbóreas y arbustivas y en suelos con alto contenido en sodio (blanqueales) se asocian a palmares de Caranday (*Trithrinax campestris*), de esos últimos encontramos parches remanentes en Soriano y Río Negro (Botto Nuñez et al., 2019; Carrere, 2010). Dentro de los quirópteros asociados a este ambiente encontramos situaciones diferentes de acuerdo con cada especie. Por un lado, *L. ega* utiliza principalmente como refugio palmeras de hojas flabeliformes y si bien se ha adaptado al uso de vegetación ornamental en ciudades y establecimientos rurales, se ha encontrado en palmares de Caranday utilizando específicamente estas palmeras como refugio, al igual que *L. blossevillii* (Botto Nuñez et al., 2019; Díaz Ruiz & Botto Nuñez, 2022). Si bien ambas especies se distribuyen en todo el país, y *L. blossevillii* utiliza otro tipo de refugios, la pérdida o degradación de este tipo de ambiente podría desplazar localmente a estas especies hacia refugios de menor calidad pudiendo generar mayor contacto con los humanos y como consecuencia la aparición de conflictos humano-murciélagos. Un ejemplo de esto son *M. fluminensis* y *E. patagonicus*, incluidas en el grupo “estancias del norte” (Nuñez et al., 2019). Estas especies se han encontrado en árboles ornamentales en estancias del departamento de Artigas, generalmente ejemplares de especies exóticas que cumplen funciones de abrigo para los quirópteros. La falta de árboles añosos y de gran porte en bosques nativos, debido a la tala selectiva para madera, limita la posibilidad de que especies nativas cumplan con esta función de refugio para los murciélagos (Botto Nuñez et al., 2019; Carrere, 2010). Como consecuencia, estas poblaciones quedan sujetas al manejo de privados incluso cuando son consideradas Vulnerables (VU) a nivel local y prioritarias para la conservación (Botto et al. 2019a, González et al. 2013). Cabe aclarar que, a pesar de que *L. ega* y *L. blossevillii* usan *T. campestris* como refugio, en la matriz de uso de ambientes se dio valor 2 (área de forrajeo) a los palmares debido a que esa categoría de la leyenda corresponde únicamente a los palmares de butiá en el departamento de Rocha (MapBiomias Uruguay, 2024). Además, si bien en la Figura 9 se observa concentración de pérdida de bosques y arbustos en el litoral oeste, donde son típicas las formaciones de bosque de parque como ya se mencionó, y en los departamentos de Soriano y Río Negro estas pérdidas de mayor extensión, durante el procesamiento de las capas utilizadas se observó que gran parte de los blanqueales donde se desarrollan los palmares de Caranday fueron catalogados como pastizal para el año 2000 y para el 2022. Por lo tanto, si bien existen evidencias de la pérdida de un 10.4% del bosque parque en dicha región entre 1991 y 2011 (Díaz Ruiz & Botto Nuñez, 2022) y que hasta hace pocos años continuaba la tala y quema de *T. campestris* en el departamento de Soriano (Botto Nuñez et al., 2019), los resultados de este estudio no permiten afirmar una reducción del área de los palmares de Caranday. Esto último resalta nuevamente la necesidad de estudios de menor escala en dicha región, la cual en 2018 fue designada como AICOM por RELCOM (Díaz Ruiz & Botto Nuñez, 2022).

M. pampa, es una de las especies especialistas de acuerdo con los resultados de este trabajo: utiliza únicamente bosques nativos como refugio (Tabla 4). Esta característica implica que la pérdida de hábitat, en particular de áreas boscosas, es su principal amenaza en el país (Botto Nuñez et al., 2019). Sin embargo, se conoce poco aún de la ecología y comportamiento de esta especie en nuestro país, dado su reciente descripción y a que existe escaso material disponible de esta especie en colecciones (González & Botto Nuñez, 2024).

Ambientes modificados como áreas urbanas y áreas urbanas dispersas sirven de refugio para la mayoría de las especies incluidas en este análisis, dentro de este grupo encontramos a *M. fluminensis* y *E. patagonicus*. Como ya se mencionó, los registros del primero están asociados únicamente a vegetación ornamental en cascos de estancias del norte del país para el primero y el segundo también se ha registrado en la zona suburbana de Bella Unión (Botto Nuñez et al., 2019), lo que deja su

conservación sujeta al manejo de privados (Botto Nuñez et al., 2019) debido a que la vegetación ornamental (constituida mayormente por especies exóticas) es raramente objeto de acciones de conservación tradicionales. Lo anterior, sumado a un potencial uso del bosque nativo como refugio y la pérdida de extensión de dicho ambiente en las últimas décadas (Figura 9) y su distribución restringida en el país, podría comprometer aún más su estado de conservación a nivel local. En cambio, los lasiurinos, distribuidos en todo el territorio, perchan a la intemperie entre el follaje de los árboles, en solitario o grupos pequeños (González & Martínez-Lanfranco, 2010), y si bien la perdurabilidad de sus refugios en zonas antropizadas está sujeta también decisiones de particulares como en las especies anteriores, sus características ecológicas y comportamentales podrían conferir una ventaja al hacerlos menos conspicuos.

M. levis, *M. albescens*, *N. furinalis*, *T. brasiliensis*, *E. bonariensis* y *M. molossus* se distribuyen en todo el país y todas están catalogadas como Preocupación Menor (LC) tanto a nivel local como global (Botto Nuñez et al., 2019; González et al., En prensa), en ambientes urbanos utilizan edificaciones abandonadas o en uso y otras estructuras antrópicas como puentes o represas como refugio (Barquez & Díaz, 2020; Botto Nuñez et al., 2019). Algunas pueden formar colonias de unos pocos individuos (e.g. *N. furinalis*) y otras de miles de ellos (e.g. *T. brasiliensis*). El uso de este tipo de refugio hace pensar que la pérdida de hábitat no sería una de las principales amenazas para este conjunto de especies. Sin embargo, las vuelve más susceptibles a la eliminación intencional de colonias de murciélagos.

Debido a las características de la quiropteroфаuna uruguaya, aproximadamente el 87% de las especies son insectívoras y se alimentan principalmente en áreas abiertas, los pastizales y las áreas naturales inundables son el principal ambiente natural de forrajeo y también los que han presentado mayor pérdida y fragmentación entre 2000 y 2022 (Achkar et al., 2006; Brazeiro et al., 2020).

La pérdida y fragmentación de hábitats naturales en el período analizado, observadas en los resultados, coinciden con las transformaciones del paisaje rural de Uruguay descritas por Achkar y colaboradores (2006). Los autores asocian estos cambios al desarrollo de un modelo agroexportador el cual ha favorecido la expansión de monocultivos principalmente de soja, forestación y arroz (Achkar et al., 2006). Las plantaciones forestales se instalaron inicialmente en suelos de menor productividad y luego se extendieron hacia tierras más fértiles. Actualmente este tipo de cultivos se extienden principalmente en el litoral oeste y en el noreste del país, en los departamentos de Paysandú, Tacuarembó, Rivera, Cerro Largo (Achkar et al., 2006). Estas zonas coinciden en parte con regiones en las que se identificó pérdida de pasturas y áreas naturales inundables y también de bosques nativos entre 2000 y 2022. En otros departamentos del litoral como Soriano, Colonia y San José, las pérdidas, principalmente de pasturas, pueden estar asociadas a la sustitución de pasturas naturales por cultivos de soja (Achkar et al., 2006). En cambio, zonas de pérdida de pasturas y áreas naturales inundables identificadas en el este y noreste en zonas bajas de los departamentos de Cerro Largo, Treinta y Tres y Rocha estarían asociadas a extensión de cultivos de arroz en regiones con presencia de bañados y humedales (Achkar et al., 2006). Sin embargo, como ya se ha mencionado antes, este trabajo presenta limitaciones para el análisis de estos cambios y una de ellas es que no podemos distinguir con precisión qué extensión de la pérdida de área de forrajeo corresponde únicamente a pasturas y cuál a bañados y humedales.

La sustitución de áreas naturales de forrajeo por cultivos, no implica necesariamente la pérdida total del área en la que los murciélagos pueden alimentarse. Sin embargo, la sustitución de pastizales y bosques nativos por monocultivos genera pérdida diversidad a nivel de las especies vegetales simplificando estructuralmente los ecosistemas y el paisaje, lo cual afecta la oferta de refugios y recursos tróficos (Achkar et al., 2006). En este sentido, un estudio realizado por Rodríguez-San Pedro y colaboradores (2019) en viñedos orgánicos del centro de Chile indica que la diversidad y actividad de murciélagos insectívoros fueron mayores en paisajes con alta heterogeneidad configuracional, es decir, con diversidad de tipos de cobertura y con mayor número de parches pequeños e irregulares. En cambio, la biomasa de insectos no se relacionó significativamente con la actividad ni con la riqueza de especies. Resultados similares obtuvieron Heim y colaboradores (2017), destacando que la

actividad de forrajeo sobre cultivos no depende exclusivamente de la disponibilidad de insectos, si no que se encuentra condicionada por la estructura y composición del paisaje circundante. La débil relación entre la oferta de insectos y actividad de forrajeo indica que factores como la cobertura vegetal, la presencia de refugios y la conectividad del hábitat son determinantes clave en la selección de sitios de alimentación por parte de los murciélagos. Por lo tanto, la pérdida de hábitats naturales y la homogeneización del paisaje a causa de la expansión de monocultivos (agrícolas o forestales) pueden afectar negativamente a las especies más sensibles, incluso en contextos con abundancia local de insectos. Lo mencionado pone en evidencia la necesidad de conservar una matriz heterogénea y conectada que permita sostener la diversidad funcional de las comunidades de quirópteros.

No todas las especies responden del mismo modo a las modificaciones del paisaje, un ejemplo de esto son los resultados obtenidos por Rodríguez-San Pedro y colaboradores (2019) respecto a la actividad de *T. brasiliensis*, que se asoció positivamente con áreas agrícolas abiertas con baja proporción de vegetación nativa, sugiriendo una preferencia por ambientes más homogéneos, en contraposición con los vespertilionidos presentes en el área de estudio. Los autores plantean que esto se debería al hecho de que es una especie generalista, de vuelo rápido y alto que se refugia en estructuras antrópicas. Si bien especies como *T. brasiliensis* no se verían afectadas directamente por la pérdida de heterogeneidad del paisaje, es importante mencionar que el aumento de la extensión de monocultivos puede llevar a una mayor exposición a productos químicos aplicados a los cultivos. Se ha observado que compuestos como Clorpirifós e Imidacloprid, cuya aplicación en nuestro país está autorizada para cultivos como soja, maíz, sorgo, papa, limón, eucaliptus, entre otros, tienen efectos negativos sobre procesos cognitivos en murciélagos, pudiendo reducir el fitness individual y tener consecuencias a largo plazo sobre las poblaciones (Hsiao et al., 2016; Sandoval-Herrera et al., 2022)

5.2. Identificación de regiones prioritarias para la conservación

Los resultados de este trabajo permitieron identificar áreas del territorio nacional relevantes para la conservación de murciélagos, tanto por su riqueza específica como por la superposición de múltiples amenazas. En conjunto con los trabajos en los que se ha analizado el estado de conservación (Botto Núñez et al., 2019; González et al., En prensa), la identificación de regiones prioritarias constituye una herramienta fundamental para el diseño de una estrategia de conservación para los murciélagos de nuestro país. Esto permitirá enfocar esfuerzos y recursos de forma eficaz y contribuirá a avanzar hacia desarrollo sostenible (UICN, 1980).

Las distintas escalas espaciales de las amenazas y la propia naturaleza de cada una de ellas evidencian que las presiones que enfrenta la biodiversidad en Uruguay, y en particular los murciélagos, no se manifiestan de la misma forma en todas las regiones. Su impacto depende tanto de variables socioeconómicas como biogeográficas (Soulé, 1991). Esto refuerza la necesidad de enfoques holísticos que integren dichas dimensiones para un análisis adecuado y una gestión efectiva de la conservación (Soulé, 1991). (Soulé, 1991)

En relación con la producción de energía eólica, el análisis reveló una mortalidad anual significativa de murciélagos. Sin embargo, las variaciones entre PE muestran patrones complejos: mientras el PE Peralta, con 50 aerogeneradores, presentó la mayor mortalidad anual estimada (1.205 individuos/año), el PE Kentilux, con solo nueve, registró la mayor mortalidad por aerogenerador (71 individuos/año). Ante este contraste, la mortalidad por AG es un indicador más robusto para planificar medidas de mitigación, ya que refleja mejor el riesgo local. La ausencia de un patrón espacial uniforme al mapear la mortalidad total y la mortalidad por AG sugiere que esta amenaza no opera de manera homogénea a gran escala, sino que responde a características específicas de cada sitio, como la proximidad a colonias, la intersección con rutas migratorias o la disponibilidad de áreas de forraje (Arnett et al., 2008, 2015; Baerwald et al., 2009). Esto refuerza la necesidad de diseñar medidas de mitigación adaptadas a cada PE, basadas en un conocimiento detallado de la comunidad local de murciélagos. Por lo que necesario mejorar los protocolos y herramientas de monitoreo durante las líneas de base y la fase operativa de los parques eólicos de nuestro país para comprender los patrones de actividad y uso de ambientes. El diseño de medidas de mitigación basadas en esta evidencia beneficiará

fundamentalmente a especies de vuelo alto y potencialmente migratorias, que por sus características comportamentales y ecológicas son difíciles de capturar con redes de niebla (Macswiney et al., 2008; Weller & Baldwin, 2012), lo que dificulta su estudio y no permite una evaluación adecuada de sus poblaciones debido a como se realizan los monitoreos actualmente.

Por otro lado, el control de colonias de *D. rotundus* llevado a cabo por el MGAP tiene impactos que trascienden los refugios de esta especie, pudiendo alcanzar también a especies no objetivo. La difusión mediática que acompaña cada caso confirmado de rabia incrementa la percepción de riesgo en la población, lo que a su vez promueve la contratación de empresas de control de plagas para eliminar colonias que habitan en viviendas, entre otras medidas de control (Botto Nuñez et al., 2019). Esta percepción de riesgo se potencia en zonas turísticas, donde las visitas a cuevas que albergan colonias pueden exacerbar los conflictos entre humanos y murciélagos. Allí, las perturbaciones por ruidos, luces artificiales y la proximidad de los visitantes favorecen la eliminación intencional de colonias, especialmente de aquellas especies que forman grandes grupos (Burneo et al., 2015; Mann et al., 2002; Mohr, 1972; RELCOM, 2010). En este contexto, el desarrollo de campañas de educación y divulgación que destaquen la importancia ecológica de la quiropterofauna uruguaya constituye una estrategia clave y transversal, particularmente en las regiones donde se concentran refugios con actividad turística y en aquellas que han registrado brotes de rabia desde 2007.

La pérdida de hábitat, especialmente de pastizales naturales y áreas inundables transformadas en tierras de cultivo, se extiende sobre amplias zonas del país. Esta transformación no solo implica la eliminación de refugios y la simplificación del paisaje, sino también un aumento en la exposición de los murciélagos a agroquímicos. La situación es particularmente crítica en la región centro-sur y el litoral oeste, donde la alta carga de insecticidas en cultivos de secano agrega una degradación a gran escala del entorno, afectando tanto la disponibilidad de refugios como la calidad del recurso trófico. La gestión de estas presiones debería vincularse a prácticas agrícolas sostenibles, lo que redundaría en beneficios para las especies insectívoras de amplia distribución. En Uruguay el Manejo Integrado de Plagas (MIP) tiene su contraparte en el Decreto 170/007, que declara de interés para la producción agrícola el uso de agentes biológicos para el control de plagas. Las investigaciones sobre la dieta de murciélagos insectívoros y su rol como controladores de plagas son incipientes en nuestro país, pero la evidencia internacional al respecto (Ramírez-Fráncel et al., 2022; Tanalgo et al., 2023) y, a nivel nacional, el hallazgo de Rodales (2015) de presas pertenecientes a familias con importancia económica en fecas de dos especies de murciélagos insectívoros pone en relevancia el desarrollo de investigaciones al respecto. Además, sería pertinente el desarrollo de monitoreos de bioacumulación en presas potencialmente expuestas a los insecticidas más usados en el país, en zonas donde la pérdida de áreas de forrajeo está dada por la expansión de las tierras de cultivo.

En el norte y noroeste del país, si bien no se identificó una alta superposición de amenazas, se delimitó una región con elevada riqueza de especies, varias de ellas de distribución restringida y poco frecuentes. Estas características incrementan su vulnerabilidad frente a una posible expansión futura de las amenazas aquí analizadas. Por otro lado, en la región ya mencionada, existen actualmente dos AICOMs que incluyen áreas protegidas (Díaz Ruiz et al., 2022; Díaz Ruiz & Botto Nuñez, 2018). Además, una evaluación del riesgo de colapso (criterio de análisis planteado por la UICN, semejante al riesgo de extinción de especies) de ecosistemas boscosos resultó en la clasificación En Peligro (EN) de las sabanas palmar del litoral oeste (Bentancourt, 2021) es evidencia de un deterioro de los bosques nativos en una región con especies de distribución restringida y que muchas de ellas utilizan este tipo de ambientes como refugio o área de forrajeo. Además, se encuentra en evaluación la localización de una planta de producción de hidrógeno verde en el departamento de Paysandú, sobre el río Uruguay, que implicaría la tala de decenas de hectáreas de bosque nativo lo que agravaría la pérdida de hábitat

en la región⁷⁸. El deterioro de los ambientes boscosos en el país a pesar de estar protegidos Ley muestra una situación compleja a nivel nacional. La cooperación interinstitucional, la mejora de las herramientas de control, la implementación de instrumentos de ordenamiento territorial y la protección de áreas podrían aportar a la protección de los bosques nativos y su fauna asociada.

La mayor concentración de presiones en el sur del país, donde distintas amenazas se combinan y generan sinergias que se superponen con la presencia de especies de amplia distribución, principalmente insectívoras y con tendencia a formar colonias numerosas. Estas especies, aunque se encuentran catalogadas como de Preocupación Menor (LC) a nivel global y nacional (Botto Nuñez et al., 2019; González et al., En prensa), enfrentan un riesgo potencial de declinación poblacional debido a la persistente mortalidad en parques eólicos, la eliminación intencional de colonias en contextos de conflicto humano-murciélago (Botto Nuñez et al., 2019) y los efectos subletales de la exposición prolongada a insecticidas (Hsiao et al., 2016; Sandoval-Herrera et al., 2022). A largo plazo, esta reducción poblacional podría comprometer los beneficios derivados del control natural de plagas agrícolas y de vectores de enfermedades, con impactos directos en la calidad de vida humana. La conservación de estas funciones ecológicas es, además, esencial para reducir la dependencia de plaguicidas químicos, y, por ende, las emisiones y riesgos ambientales asociados a su producción y uso.

⁷ <http://es.hifglobal.com/media/news-description/2025/07/09/hif-global-announces-new-design-for-e-fuels-project-in-paysand%C3%BA--uruguay>

⁸ <https://ladiaria.com.uy/ambiente/articulo/2025/7/el-coste-ambiental-del-hidrogeno-verde-y-el-combustible-sintetico-hif-deforestara-33-hectareas-de-bosque-nativo-de-paysandu/#:~:text=La%20resoluci%C3%B3n%20dice%20que%20un,estar%C3%ADan%20directamente%20asociadas%20al%20proyecto%E2%80%9D>.

6. CONCLUSIONES

Este trabajo constituye un avance significativo en el diseño de una estrategia de conservación integral para los murciélagos de Uruguay, en el que se integró por primera vez a nivel nacional el impacto de la producción de energía eólica y el uso de fitosanitarios, en particular insecticidas, como una categoría de amenaza independiente.

Producción de energía eólica

A pesar de que desde 2014 se realizan monitoreos de desempeño ambiental con las estimaciones de mortalidad informados periódicamente a las autoridades ambientales, no existía hasta el momento una evaluación del impacto a nivel nacional que considere el conjunto de todos los parques eólicos operativos.

Nuestros hallazgos demuestran que el impacto de la energía eólica es una amenaza significativa y la mortalidad en ellos presenta variación estacional. Además, las variaciones entre parques sugieren la necesidad de implementar medidas de mitigación adaptadas a las características de las comunidades locales de murciélagos. Por esto, es necesario mejorar y actualizar los protocolos de Evaluación de Impacto Ambiental, así como desarrollar nuevas herramientas que permitan conocer los patrones de actividad y el uso de ambientes por parte de los murciélagos dentro de las áreas de afectación, con foco en especies de vuelo alto y migratorias, que son las que presentan mayor mortalidad según los resultados obtenidos.

Control de rabia

El impacto del control de poblaciones de *D. rotundus* como estrategia de prevención de brotes de rabia sobre las poblaciones de murciélagos que comparten refugio con dicha especie no puede ser evaluado hasta el momento en el país. Esto se debe a que se cuenta con información incompleta y desactualizada sobre los refugios en los que se realiza este manejo.

Sin embargo, el crecimiento de la demanda de eliminación de colonias que se refugian en estructuras antrópicas, frente a la confirmación de un diagnóstico de rabia por las autoridades sanitarias, sugiere que esta amenaza puede generar sinergias con el turismo espeleológico al aumentar la percepción del riesgo de transmisión de esta enfermedad.

Turismo: perturbación de refugios naturales

La perturbación de refugios naturales por el turismo debe considerarse una amenaza potencial en Uruguay. Su magnitud futura dependerá de la implementación de una gestión adecuada. Por otro lado, los refugios naturales con potencial turístico ofrecen una oportunidad para el desarrollo de actividades de educación ambiental que resalten los beneficios que los murciélagos brindan y la importancia de su conservación.

Uso de agroquímicos

La expansión de los cultivos de secano en las últimas décadas, a los que se asoció una mayor carga de aplicación de insecticidas, y la evidencia del uso de sustancias que generan efectos subletales en murciélagos insectívoros por exposición crónica pone en relevancia la necesidad de desarrollar monitoreos de bioacumulación de estas sustancias en presas potenciales en la región centro-sur y litoral oeste del país.

Pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat se presenta como un factor transversal a otras amenazas generando sinergias.

Los bosques nativos son utilizados como refugio por la mayoría de las especies de Uruguay. Su pérdida en el norte y noroeste constituye una amenaza fundamentalmente para especies de distribución restringida presentes allí, en especial para *P. lineatus* y *S. liliium*, las que además los utilizan como áreas de forrajeo. Además, la falta de árboles de gran porte en bosques nativos como consecuencia de la degradación puede desplazar especies hacia especies ornamentales y aumentar el contacto humano-murciélago y los conflictos asociados.

La mayor extensión de pérdida de hábitats naturales entre 2000 y 2022 fue de pastizales y áreas naturales inundables, utilizadas como área de forrajeo por especies insectívoras, y se asocia a cambios en el uso del suelo por la extensión de monocultivos. Por lo que tiene como consecuencia una mayor exposición a productos químicos de las especies que allí se alimentan.

Identificación de regiones prioritarias

La superposición de amenazas y la riqueza de especies permitieron identificar regiones claves para la conservación.

En el norte y noroeste destaca una región por la presencia de especies con distribución restringida y poco frecuentes. En contraste, el sur del país presenta mayor concentración de presiones por la combinación de múltiples amenazas, lo que afecta a especies de amplia distribución

El mapa de regiones prioritarias constituye una herramienta clave para la planificación de la conservación de la biodiversidad en Uruguay, con un enfoque específico en murciélagos. Además, los resultados muestran la necesidad de realizar estudios a menor escala: en el noroeste es necesario evaluar con mayor precisión la pérdida de hábitat vinculada a bosques nativos. Los parques eólicos requieren de conocimiento de las comunidades locales de los murciélagos. La información, valiosa, pero aún escasa sobre las cavidades ocupadas por murciélagos sugiere la necesidad de un esfuerzo sistemático de exploración y registro espeleológico en el país.

Finalmente, este trabajo ha sido realizado mediante la recopilación de información de diversas fuentes y la sistematización de los datos. Este esfuerzo evidenció que el modo en que los organismos públicos registran la información a menudo dificulta su posterior análisis. A pesar de estas dificultades este trabajo ha resultado en la obtención de un panorama general de las presiones que enfrentan los murciélagos en nuestro país. Esto no solo constituye una herramienta clave para la planificación de la conservación, sino también una hoja de ruta para investigaciones futuras que aborden los vacíos de información identificados.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Achkar, M., Dominguez, A., & Fernando, P. (2006). Principales transformaciones territoriales en el Uruguay rural contemporáneo. *Pampa. Revista Interuniversitaria de Estudios Territoriales*, 2, 219–242.
- Arnett, E. B., & Baerwald, E. F. (2013). Impacts of wind energy development on bats: Implications for conservation. In *Bat Evolution, Ecology, and Conservation* (pp. 435–456). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7397-8_21
- Arnett, E. B., Baerwald, E. F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R., & Voigt, C. C. (2015). Impacts of wind energy development on bats: A global perspective. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (pp. 295–323). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_11
- Arnett, E. B., Brown, W. K., Erickson, W. P., Fiedler, J. K., Hamilton, B. L., Henry, T. H., Jain, A., Johnson, G. D., Kerns, J., Koford, R. R., Nicholson, C. P., O'connell, T. J., Piorkowski, M. D., & Tankersley, R. D. (2008). Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. *The Journal of Wildlife Management*, 72(1), 61–78. <https://doi.org/10.2193/2007-221>
- Baerwald, E. F., Edworthy, J., Holder, M., & Barclay, R. M. R. (2009). A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *The Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1077–1081. <https://doi.org/10.2193/2008-233>
- Barquez, R. M., & Díaz, M. M. (2020). *Nueva guía de los murciélagos de argentina* (1a. ed Ilustrada). Yerba Buena.
- Bayat, S., Geiser, F., Kristiansen, P., & Wilson, S. C. (2014). Organic contaminants in bats: Trends and new issues. In *Environment International* (Vol. 63, pp. 40–52). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.009>
- Bentancourt A. (2021). *Evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay* [Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Universidad de la República]. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/30646>
- Bertoni, R., Messina, P., & Bértola, L. (2018). *La “revolución eólica” en Uruguay*. <http://www.dne.gub.uy/>
- Bossi, J., & Navarro, R. (2000). *Recursos Minerales del Uruguay*. ISBN: 9974-39-281-0
- Botto Nuñez, G. (2022). Uruguay/S-UR-002 Arequita. In R. M. Barquez, L. F. Aguirre, J. M. Nassar, S. F. Burneo, C. A. Mancina, & M. M. Díaz (Eds.), *Áreas y sitios de importancia para la conservación de los murciélagos en Latinoamérica y el Caribe*. RELCOM, Yerba Buena.
- Botto Nuñez, G., Becker, D. J., Lawrence, R. L., & Plowright, R. K. (2020). Synergistic Effects of Grassland Fragmentation and Temperature on Bovine Rabies Emergence. *EcoHealth*, 17(2), 203–216. <https://doi.org/10.1007/s10393-020-01486-9>
- Botto Nuñez, G., Becker, D. J., & Plowright, R. K. (2019b). The emergence of vampire bat rabies in Uruguay within a historical context. In *Epidemiology and Infection* (Vol. 147). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/S0950268819000682>
- Botto Nuñez, G., & Díaz Ruiz, M. (En prep.). *Increasing accuracy and precision in wind-farm mortality estimations: a simulation-based study for a field-based data-efficient model*.
- Botto Nuñez, G., González, E. M., & Rodales, A. L. (2019). Conservation of bats (Mammalia: Chiroptera) from Uruguay: Current situation and perspectives. *Mastozoología Neotropical*, 26(1), 49–64. <https://doi.org/10.31687/saremMN.19.26.1.0.05>
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., & Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1). <https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>

- Burneo, S. F., Proaño, M. D., & Tirira, D. G. (2015). *Plan de acción para la conservación de los murciélagos del Ecuador* (S. F. Burneo, M. D. Proaño, & D. G. Tirira, Eds.). Programa para la Conservación de los Murciélagos de Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Carrere, R. (2010). *Monte Indígena. Mucho más que un conjunto de árboles*. (2da ed.). Disponible en: <https://www.guayubira.org.uy/monte/seminario/ponencias/MonteIndigena.pdf>
- De Paz, O., Benzal, J. & Fernández, R. (1990). Criterios de valoración de refugios para murciélagos: aplicación al inventario nacional. *Ecología*. 4. 191-206. DGSA-MGAP, D. G. de S. A. M. de G. A. y P. (2025). *Importaciones de productos fitosanitarios*.
- Díaz, M. M., Solari, S., Renato, G., Aguirre, L. F., & Barquez, R. M. (2021). *Clave de Identificación de los Murciélagos Neotropicales* (1ra Bilingüe). Yerba Buena. <http://hdl.handle.net/11336/156765>
- Díaz Ruíz, M., & Botto Núñez, G. (2019). Conservando murciélagos en Uruguay: una estrategia paralela al SNAP . *III Congreso de Áreas Protegidas de Latinoamérica y El Caribe*. Lima, Perú.
- Díaz Ruiz, M., Díaz, J., Hernandez, P., Lugo, I., Piriz, P., Montemuiño, M., & Botto Nuñez, G. (2018). *Propuesta de Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos (AICOM), Parque Municipal Grutas de Salamanca*.
- Díaz Ruiz, M., Díaz, J., Hernández, P., Lugo, I., Piriz, P., Montemuiño, M., & Botto Nuñez, G. (2022). Uruguay/ A-UR-002 Salamanca. In R. M. Barquez, L. F. Aguirre, J. M. Nassar, S. F. Burneo, C. A. Mancina, & M. M. Díaz (Eds.), *Áreas y sitios de importancia para la conservación de los murciélagos en Latinoamérica y el Caribe* (pp. 314–341). RELCOM, Yerba Buena.
- Díaz Ruiz, M., Rodales, A. L., & Botto Nuñez, G. (2022). Uruguay/A-UR-003 Río Uruguay. In R. M. Barquez, L. F. Aguirre, J. M. Nassar, S. F. Burneo, C. A. Mancina, & M. M. Díaz (Eds.), *Áreas y sitios de importancia para la conservación de los murciélagos en Latinoamérica y el Caribe* (pp. 315–315). RELCOM, Yerba Buena.
- DIEA-MGAP. (2017). *Tendencias recientes en la agricultura de secano*. Disponibles en: https://www.planagropecuario.org.uy/uploads/magazines/articles/173_2673.pdf
- DIEA-MGAP. (2023). *Encuesta agrícola invierno 2023*. Disponibles en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2023-10/Publicaci%C3%B3n%20Encuesta%20agr%C3%ADcola%202023.pdf>
- DIEA-MGAP. (2024). *Encuesta citrícola*. Disponibles en: <https://descargas.mgap.gub.uy/OPYPA/Anuarios/Anuarioopypa2024/CP/13/CP13web/CP13-Fruticulturaycitricultura.pdf>
- DINAMA-MVOTMA. (2015). *Guía evaluación de impacto ambiental parques eólicos*. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/guia-evaluacion-impacto-ambiental-parque-eolicos>
- DINAMA-MVOTMA. (2017). *Guía para el monitoreo de aves y murciélagos en parque eólicos*. Disponible en : https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/GU-EIA-009-00_Monitoreo_de_aves_y_murcielagos_en_parques_eolicos.pdf
- DINOT-MVOT. (2024). *Atlas de Cobertura del Suelo*. <https://sit.mvot.gub.uy/portal/apps/storymaps/stories/feec6904fb42452badda2649f833ad45>
- Escobar, L. E., Juárez, C., Medina-Vogel, G., & González, C. M. (2015). *First Report on Bat Mortalities on Wind Farms in Chile*. <http://www.gbif.org/>
- FAO. (2025). *FAOSTAT*.
- Fernández, E., & Peiro, R. (1995). *Introducción a la geología karstica*. Federación Española de Espeleología.

- Fiedler, J.; Henry, T.; Tankersley, R. Jr.; Nicholson, C. (2007). Results of Bat and Bird Mortality Monitoring at the Expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005. Report by Tennessee Valley Authority. <https://doi.org/10.3996/032012-JFWM-024.S2>
- Frick, W., Kingston, T., Leopardi, S., Medellin, R., Mendenhall, I. H., Racey, P., Shapiro, J. T., Vicente-Santos, A., Viquez-R, L., & Worledge, L. (2021). *IUCN SSC Bat Specialist Group (BSG) recommendations to reduce the risk of transmission of SARS-CoV-2 from humans to bats by cavers MAP: Minimize, Assess, Protect*.
- Furey, N. M., & Racey, P. A. (2015). Conservation ecology of cave bats. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (pp. 463–500). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_15
- Genta, M., Díaz Ruiz, M., & Botto Nuñez, G. (2022). Uruguay/S-UR-001 Cuñapirú. In R. M. Barquez, L. F. Aguirre, J. M. Nassar, S. F. Burneo, C. A. Mancina, & M. M. Díaz (Eds.), *Áreas y sitios de importancia para la conservación de los murciélagos en Latinoamérica y el Caribe* (pp. 316–16). RELCOM, Yerba Buena. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16445.56807>
- González, E y Botto, G. "Lista comentada de los murciélagos (Mammalia: Chiroptera) de Uruguay". *Comunicaciones Zoológicas*. [en línea] 2024, 13(208): 1-30. 30 h.
- González, E. M., & Lessa, E. (2014). Historia de la Mastozoología en Uruguay. En J. Ortega, J. L. Martinez, & D. Tirira (Eds.), *Historia de la mastozoología en Latinoamérica, las Guayanas y el Caribe* (pp. 381–404). Editorial Murciélago Blanco y Asociación Ecuatoriana de Mastozoología.
- González, E. M., & Martínez-Lanfranco, J. A. (2010). *Mamíferos de Uruguay. Guía de Campo e Introducción a su Estudio y Conservación*. Editorial Banda Oriental.
- González, E. M., Martínez-Lanfranco, J. A., & Cravino, A. (En Prensa.). *Lista roja de los mamíferos de Uruguay.: Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/noticias/Propuesta%20Lista%20Roja%20Mam%C3%ADferos.pdf>*
- González, E, Rodríguez-San Pedro, A, Carvalho, S [y otros autores]. "Primer registro de *Eumops perotis* (Molossidae: Chirptera) para Uruguay". *Comunicaciones Zoológicas*. [en línea] 2024, 13(207): 1-9. 9 h.
- GWEC, G. W. E. C. (2024). *GWEC.Global Wind Report 2024*. www.gwec.net
- He, LM., Troiano, J., Wang, A., Goh, K. (2008). Environmental Chemistry, Ecotoxicity, and Fate of Lambda-Cyhalothrin. In: Whitacre, D.M. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, vol 195. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-77030-7_3
- Hsiao, C. J., Lin, C. L., Lin, T. Y., Wang, S. E., & Wu, C. H. (2016). Imidacloprid toxicity impairs spatial memory of echolocation bats through neural apoptosis in hippocampal CA1 and medial entorhinal cortex areas. *NeuroReport*, 27(6), 462–468. <https://doi.org/10.1097/WNR.0000000000000562>
- INIA. (2010). *Forrajerías. Catálogo de Cultivares*. <http://www.inia.org.uy>
- IRAC España, C. de A. contra la R. a I. (2024). *Clasificación del modo de acción de insecticidas y acaricidas*. Disponible en: <https://irac-online.org/documents/folleto-modo-de-accion-insecticidas-y-acaricidas/>
- Johnson, N., Aréchiga-Ceballos, N., & Aguilar-Setien, A. (2014). Vampire bat rabies: Ecology, epidemiology and control. En *Viruses* (Vol. 6, Issue 5, pp. 1911–1928). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/v6051911>
- Kunz, T. H., de Torrez, E. B., Bauer, D., Lobova, T., & Fleming, T. H. (2011). Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* (Vol. 1223, Issue 1, pp. 1–38). <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>
- Lewis, K. A., Tziliavakis, J., Warner, D. J., & Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050–1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>

- Llamas, R., & Custodio, E. (1999). Aguas subterráneas. *Afers Internacionales*, 35–57. www.cidob.org
- Macswiney, M. C., Clarke, F. M., & Pacey, P. (2008). What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1364–1371.
- Mann, S. L., Steidl, R. J., & Dalton, V. M. (2002). Effects of Cave Tours on Breeding *Myotis velifer*. *The Journal of Wildlife Management*, 66(3), 618–624.
<https://doi.org/10.2307/3803128>
- MapBiomias Uruguay. (2024). *MapBiomias Uruguay*.
- McCracken, G. (1989). Cave conservation: special problems of bats. *National Speleological Society Bulletin* Volume 51 Number 1: 47-51 - June 1989
- MGAP. (2021). *Actualización de Cobertura y Uso del Suelo del Uruguay al año 2020/2021*.
- Millar, N. S., & Denholm, I. (2007). Nicotinic acetylcholine receptors: Targets for commercially important insecticides. *Invertebrate Neuroscience*, 7(1), 53–66. <https://doi.org/10.1007/s10158-006-0040-0>
- Mohr, C. (1972). The status of threatened species of cave-dwelling bats. *Bull Nat Speleol Soc*, 34, 33–47.
- MVOTMA-DINAMA. (2019). *Proceso de ingreso de Laguna de Castillos al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas Proyecto de selección y delimitación Fase I*.
- OPYPA-MGAP. (2016). *Anuario OPYPA 2016. Análisis sectorial y cadenas productivas. Temas de política. Estudios*. www.mgap.gub.uy/opypa
- OPYPA-MGAP. (2023). *Fruticultura: situación y perspectivas de la citricultura y los frutales de hoja caduca*. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2021/analisis-sectorial-cadenas-productivas/fruticultura>
- OPYPA-MGAP. (2024). *Evolución reciente y perspectivas del comercio exterior de productos forestales de Uruguay*. Disponible en: <https://descargas.mgap.gub.uy/OPYPA/Anuarios/Anuarioopypa2024/CP/12/CP12web/CP12-Evolucionrecenteyperspectivas.pdf>
- O'Shea, T. J., Cryan, P. M., Hayman, D. T. S., Plowright, R. K., & Streicker, D. G. (2016). Multiple mortality events in bats: A global review. In *Mammal Review* (Vol. 46, Issue 3, pp. 175–190). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/mam.12064>
- Palladino, C., García, I., & Fernández, G. (2023). Pesticide dependence and associated risks in Uruguayan agriculture: limitations in its approach. *Agrociencia Uruguay*, 27. <https://doi.org/10.31285/AGRO.27.1156>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. In *Science* (Vol. 344, Issue 6187). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- PNUMA& DIMANA (2008). *GEO Uruguay INFORME DEL ESTADO DEL AMBIENTE*.
- Proaño, M. D. (2015). *Plan de Acción para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador - Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- QGIS Development Team. (2015). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation*.
- R Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ramírez-Fráncel, L. A., García-Herrera, L. V., Losada-Prado, S., Reinoso-Flórez, G., Sánchez-Hernández, A., Estrada-Villegas, S., Lim, B. K., & Guevara, G. (2022). Bats and their vital

- ecosystem services: a global review. In *Integrative Zoology* (Vol. 17, Issue 1, pp. 2–23). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12552>
- Real, R., & Vargas, J. M. (1996). The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. In *Systematic Biology* (Vol. 45, Issue 3, pp. 380–385). Taylor and Francis Inc. <https://doi.org/10.1093/sysbio/45.3.380>
- Ramírez-Fráncel, L. A., García-Herrera, L. V., Losada-Prado, S., Reinoso-Flórez, G., Sánchez-Hernández, A., Estrada-Villegas, S., Lim, B. K., & Guevara, G. (2022). Bats and their vital ecosystem services: a global review. In *Integrative Zoology* (Vol. 17, Issue 1, pp. 2–23). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12552>
- Real, R., & Vargas, J. M. (1996). The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. In *Systematic Biology* (Vol. 45, Issue 3, pp. 380–385). Taylor and Francis Inc. <https://doi.org/10.1093/sysbio/45.3.380>
- RELCOM. (2016). *Lineamientos de evaluación de impacto ambiental sobre murciélagos por plantas de energía eólica*. COMPLETAR
- RELCOM [online]. 2010. Estrategia para la conservación de los murciélagos de Latinoamérica y el Caribe. (1 Julio 2025).
- Rodales, A. L. (2015). *Dieta de murciélagos insectívoros en Uruguay: una aproximación al conocimiento sobre su potencialidad como controladores de insectos nocivos* [Tesis de Maestría en Ecología]. Facultad de Ciencias Universidad de la República.
- Sandoval-Herrera, N., Lara-Jacobo, L., Vargas Soto, J. S., Faure, P. A., Simmons, D., & Welch, K. (2022). *Common insecticide affects spatial navigation in bats at environmentally-realistic doses*. <https://doi.org/10.1101/2022.09.14.508021>
- SATA. (2025). *La Guía SATA | Guía para la Protección y Nutrición Vegetal*.
- Steven R. Sheffield, James H. Shaw, Gary A. Heidt, Leroy R. McQueenaghan, Guidelines for the Protection of Bat Roosts, *Journal of Mammalogy*, Volume 73, Issue 3, 21 August 1992, Pages 707–710, <https://doi.org/10.2307/1382051>
- Simmons, N. B. (2005). An eocene big bang for bats. In *Science* (Vol. 307, Issue 5709, pp. 527–528). <https://doi.org/10.1126/science.1108871>
- Simmons, N. B., & Cirranello, A. L. (2025). *Bats of the World: A Taxonomic and Geographic Database*. <https://batnames.org/home.html>
- SNAP-MA. (2023). *Proceso de ingreso de "Arequita" al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas Proyecto de selección y delimitación del área FASE 1*.
- SNAP-MA. (2024). *Proceso de ingreso del parque nacional laguna negra al sistema nacional de áreas naturales PROTEGIDAS Proyecto de Selección y Delimitación*.
- Soulé, M. E. (1985). *What is Conservation Biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems*.
- Soulé, M. E. (1991). Conservation: Tactics for a Constant Crisis. In *Source: Science, New Series* (Vol. 253, Issue 5021).
- Soutullo, A., Clavijo, C., & Mantínez-Lanfranco, J. A. (Eds.). (2013). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay: vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares: antecedentes, oportunidades y desafíos*. SNAP.
- Stahlschmidt, P., & Brühl, C. A. (2012). Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(7), 1556–1563. <https://doi.org/10.1002/etc.1834>

- Streicker, D. G., Recuenco, S., Valderrama, W., Benavides, J. G., Vargas, I., Pacheco, V., Condori Condori, R. E., Montgomery, J., Rupprecht, C. E., Rohani, P., & Altizer, S. (2012). Ecological and anthropogenic drivers of rabies exposure in vampire bats: Implications for transmission and control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1742), 3384–3392. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0538>
- Tanalgo, K. C., Mcconkey, K., Racey, P., Aziz, S. A., Sritongchuay, T., Hughes, A. C., & Mildenstein, T. (2023). Understanding bat ecosystem services on a global scale requires caution and wider collaboration: a critical evaluation of Ramírez-Fráncel et al. (2022). In *Integrative Zoology* (Vol. 18, Issue 2, pp. 385–390). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12646>
- Tuttle, M. D., & Moreno, Arnulfo. (2005). *Murciélagos cavernícolas del Norte de México: su importancia y problemas de conservación*. Bat Conservation International.
- UICN, (1980). *Estrategia Mundial para la Conservación. La conservación de los recursos vivos para el logro de un desarrollo sostenido*.
- Uruguay XXI. (2024). *Energías renovables en Uruguay*. www.uruguayxxi.gub.uy
- Weller, T. J., & Baldwin, A. J. (2012). Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Management*, 76, 619–631.

8. Anexos

Anexo 1. Solicitud de acceso a la información pública realizada al Ministerio de Ambiente.

Montevideo, 17 de junio de 2023

A quien corresponda

Por la presente, quien suscribe, Mariana Díaz Ruíz, se dirige a usted con motivo de solicitar las estimaciones de mortalidad de quirópteros en los parques eólicos operativos en Uruguay.

Dicha información está contenida en los expedientes referidos en el informe que luce con referencia 7 de fecha 21 de abril de 2023, en el expediente 2023/36001/003923, en el marco de la Ley 18.381.

Teniendo en cuenta lo expuesto en la Guía evaluación de impacto ambiental Parques Eólicos, elaborado por el entonces Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente en 2015, donde se indica que:

"Los resultados del análisis y del monitoreo son de vital interés para los esfuerzos de conservación en el país y por lo tanto se recomienda difundir los resultados. Se deberá acordar con el MVOTMA un formato de entrega que permita su inclusión en la base de datos de especies del Uruguay y no se podrán declarar confidenciales los datos generados."

Y el hecho de que el documento complementario de dicha guía, "Guía para el monitoreo de aves y murciélagos en parques eólicos" incluye dentro del monitoreo operativo la estimación de mortalidad para quirópteros, solicito se tenga a bien brindarme la información solicitada.

Sin otro particular.

Saluda atentamente.


Mariana Díaz Ruíz
5.266.067-6

Anexo 2. Resolución del Ministerio de Ambiente.



MINISTERIO DE AMBIENTE

Expte. 2023/008057
A.D. D.G.S. 242/2023

Montevideo,

16 AGO 2023

VISTO: la solicitud presentada por la Sra. Mariana Díaz Ruíz, con fecha 20 de junio de 2023, en el marco de la Ley de Acceso a la Información Pública (Exp. 2023/36001/008057);

RESULTANDO: I) que la interesada solicita acceder a un conjunto de expedientes detallados en el informe del Departamento Control Ambiental de Actividades, de 21 de abril de 2023 (referencia GEX 7) del expediente N° 2023/36001/003923;

II) que, por informe del Departamento de Control Ambiental de Actividades, de fecha 24 de julio de 2023, de la División Planificación Ambiental, de fecha 4 de agosto de 2023, y del Área Jurídica, de fecha 15 de agosto de 2023, se identificó la información solicitada, y del análisis de la misma no se ha identificado información que haya sido reservada o confidencial;

III) que en el caso del expediente N° 2017/14000/01531, que se encuentra en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, deberá analizarse que en el mismo no se constata información que haya sido declarada reservada o confidencial, previo a conferir acceso al mismo;

CONSIDERANDO: I) que corresponderá proceder en consecuencia, franqueándose la información solicitada para los expedientes informados por el Departamento de Control Ambiental de Actividades y por la División Planificación Ambiental;

II) que la Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos deberá indicar si el expediente N° 2017/14000/01531 contiene información clasificada en forma previa a proceder a franquear su acceso;

ATENTO: a lo precedentemente expuesto y a lo dispuesto por la Ley N° 18.381, de 17 de octubre de 2008, los arts. 291 y ss. de la Ley N° 19.889, de 9 de julio de 2020, al Decreto N° 232/010, de 2 de agosto de 2010, y la

Resolución Ministerial N° 1182/2021 de 28 de diciembre de 2021;

EL DIRECTOR GENERAL DE SECRETARIA

en ejercicio de atribuciones delegadas

RESUELVE:

1º. Dispónese franquear a la Sra. Mariana Díaz Ruíz (C.I. 5.266.067-6), la información solicitada, autorizándose a estos efectos a acceder a los expedientes que se detallarán a continuación, en un plazo de 10 días hábiles a partir del día hábil siguiente de la notificación de la presente resolución:

2016/14000/15877	2018/14000/015804
2021/36001/001970	2020/14000/003895
2017/14000/11223	2020/14000/004101
2021/36001/000340	2020/14000/003731
2022/36001/001286	2022/36001/019189
2018/14000/015270	2018/14000/019611
2021/36001/002082	2022/36001/020093
2018/14000/016065	2016/14000/04931
2017/14000/19700	2018/14000/014654
2017/14000/13286	2018/14000/020162
2018/14000/003616	2016/14000/06556
2018/14000/019306	2021/36001/000327
2022/36001/011869	2021/36001/000337
2019/14000/000234	2021/36001/002213
2023/36001/003202	2019/14000/013187
2019/14000/000189	2018/14000/017256
2022/36001/009557	2017/14000/021913
2022/36001/015571	2021/36001/002223
2019/14000/003546	2023/36001/001747
2022/36001/015970	2017/14000/04511
2019/14000/003710	2020/14000/013310

Anexo 3. Tabla de correspondencia cultivos-cobertura/ usos de suelo

Clase (MGAP, 2021)	Descripción (MGAP, 2021)	Clase (OPYPA-MGAP, 2019)	Descripción (OPYPA-MGAP, 2019)	Clase cobertura para este trabajo	Cultivos incluidos
Bosque Plantado	Bosques plantados con un desarrollo mayor a dos años, año 2021	Bosque plantado		Forestal	Eucaliptus, Pino (OPYPA-MGAP, 2024)
Bosque Plantado (nuevo, rebrote, tala)		Bosque plantado nuevo, cosecha, rebrote		Forestal	Eucaliptus, Pino (OPYPA-MGAP, 2024)
Citrus		Citrus	Citrus con destino a exportación	Citrus	Limón, Mandarina, Naranja , Pomelo (DIEA-MGAP, 2024; OPYPA-MGAP, 2023)
Olivares		Olivares	Plantaciones de olivos, ocasionalmente puede incluir arboles de otras especies.	Olivares	Olivo
Agricultura de secano, verano, grano seco y otros propósitos	Agricultura de secano estival cultivos para grano y otros propósitos año 2020/21	Cultivo extensivo de secano	Cultivos de verano de secano principalmente soja, maíz y sorgo.	Agricultura de secano de verano	Soja, Maíz, Sorgo, Sorgo granífero, Alfalfa, Girasol (DIEA-MGAP, 2017, 2023)
Rastrojos de cultivos cerealeros de invierno	Agricultura de invierno 2020, si no existe doble cultivo en verano 2020/21, se denomina "Rastrojos de agricultura".	Rastrojo de cultivo de secano	Cultivos del invierno 2018 y otros cultivos que anteceden.	Cereales de invierno	Trigo, Cebada, Avena, Centeno, Colza (DIEA-MGAP, 2023)
Cultivo de Arroz	Cultivo de Arroz de zafras 2020/21	Cultivo de Arroz	Cultivo de Arroz con riego por inundación.	Cultivo de Arroz	Arroz
Rastrojos de Arroz	Chacras cosechadas de zafras anteriores.	Rastrojo de arroz	Chacras cosechadas de zafras anteriores.	Cultivo de Arroz	Arroz
Caña de Azúcar	Caña de Azúcar, 2020/21	Caña de azúcar	Caña de azúcar	Caña de Azúcar	Caña de azúcar
Cultivos bajo riego en Pivotes	Cultivo regado 2020/21	Cultivo extensivo con riego por pivote	Cultivos extensivos de verano con riego.	Pivotes	Soja, Maíz (OPYPA-MGAP, 2016)
Otros frutales		Clase incluida en actualización 2020/2021	No corresponde	Otros frutales	Manzana, pera, durazno, ciruela, arándano, nectarino (OPYPA-MGAP, 2023)

Clase (MGAP, 2021)	Descripción (MGAP, 2021)	Clase (OPYPA-MGAP, 2019)	Descripción (OPYPA-MGAP, 2019)	Clase cobertura para este trabajo	Cultivos incluidos
Rastrojos de Pasturas	Recursos forrajeros y anuales invernales, año 2020, de muy buen desarrollo vegetativo, denominados en verano como "Rastrojos de pasturas". Con mayor presencia en el área lechera y la ganadería menos extensiva.	Clase incluida en actualización 2020/2021	No corresponde	Rastrojos de pasturas, cultivos forrajeros asociados a ganadería y lechería, mezcla pasturas y campo natural	Trébol rojo, Achicoria, Triticale, Raigrás, Sudangrass, Lotus, Cebadilla, Dactylis, Falaris, Festuca, Trébol alejandrino, Bromus, Trébol (INIA, 2010)
Zona Hortifrutivítcola		Zona hortifrutivítcola	Zonas dedicadas a horticultura, fruticultura y viñedos que también pueden incluir otros usos en suelos descubiertos o con diversas coberturas herbáceas.	Hortifrutivítcola	Vid
Mezcla Campo Natural, Pasturas y rastrojos varios		Mezcla de campo natural, pasturas y rastrojos	Zonas que incluyen forrajes praderas sembradas, campo natural restablecido y rastrojos, con alta variación temporal, en general se asocia a la ganadería lechera.	Rastrojos de pasturas y cultivos forrajeros asociados a ganadería y lechería	Trébol rojo, Raigrás, Sudangrass, Lotus, Cebadilla, Dactylis, Festuca, Trébol alejandrino, Trébol blanco (INIA, 2010)
Pastizal y Horticultura		Clase incluida en actualización 2020/2021	No corresponde	Horticultura	Tomate, morrón, berenjena, zapallito calabacin, zanahoria, remolacha, cebolla, puerro, nabo, lechuga, acelga, espinaca, rúcula, ajo, papa, boniato, zapallo, legumbres, melón, brócoli, frutilla (OPYPA, 2024)