



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduado



**ANALISIS SOCIO-ECOLOGICO DE LA
BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTEMICOS
ASOCIADOS AL BOSQUE NATIVO EN SISTEMAS
PRODUCTIVOS: INTEGRANDO LA NATURALEZA
Y LAS PERSONAS EN LA GESTION DEL ESPINAL
ENTRERRIANO**

Ignacio J. Rojido

Tesis

Para optar al Grado Académico de
Doctor en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2022



**ANALISIS SOCIO-ECOLOGICO DE LA BIODIVERSIDAD Y
SERVICIOS ECOSISTEMICOS ASOCIADOS AL BOSQUE NATIVO
EN SISTEMAS PRODUCTIVOS: INTEGRANDO LA NATURALEZA
Y LAS PERSONAS EN EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL
ESPINAL ENTRERRIANO**

Ignacio J. Rojido

Comisión Asesora de Tesis

Director: Dr. Christopher B. Anderson

Co-directora: Dra. Sonia B. Canavelli

Asesor: Dr. Daniel M. Cáceres

Tribunal Examinador de Tesis

Dr. Daniel M. Cáceres

Dr. Matías E. Mastrángelo

Dr. Dardo R. López

Presentación formal académica

2 de noviembre de 2022

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas y todos los que me han ayudado en la vida, comenzando por los primeros y más importantes: mi viejo y mi vieja; quienes además fueron los forjadores de mi amor y respeto hacia la naturaleza.

Merece toda mi gratitud aquella mujer con quien comparto esta aventura de vivir, de engendrar y criar a dos cachorras. Sin ella acompañándome y aguantándome, nada de lo que hago sería posible. Todo mi amor y respeto por ella!

Lejos de ser un proceso individual, esta tesis es el resultado de un trabajo colectivo, en el que mi director, Christopher y mi co-directora, Sonia, fueron clave. Gracias por su paciencia, guía e ingenio para sortear los obstáculos que implicó llegar a término.

Del mismo modo, quiero reconocer a todas las/os investigadoras/es y extensionistas que con sus generosas contribuciones me permitieron avanzar en el largo camino que implicó esta tesis. Ellas y ellos son: Daniel Cáceres, Julieta Decarre, Noelia Calamari, Alejandra Cuatrín, Marina Tagliaferro, Pablo Aceñolaza, Alejandro Valenzuela, Jorge Dupleich, Susana Boffa, Juan Fonseca, Marcelo Pereyra.

La renovada mirada que tuvieron los tres miembros del jurado evaluador, contribuyó a que esta tesis sea más clara y precisa. Gracias por sus aportes.

La colaboración de Gabriel Simonato (FUCOFA) y de Daniel Erarht (Fundación Judáica), fue muy relevante para el desarrollo de esta tesis. Por ello, va mi agradecimiento.

También fueron muy importantes para el desarrollo de esta investigación las y los voluntarias/os que me ayudaron con los muestreos de mamíferos. Muchas gracias Cristian Walker, Mariano Balboni, Marcelo Juani, Gabriel Gareis, Valentín Guarascio Vergara, Elián Staffolani, Tamara Martinez, Santiago Truchett, Paula Anabel Martin y Francisco Cataudela por darme una mano con los muestreos, soportando al clima y a mí!

Por otra parte, quiero expresar un profundo agradecimiento a todas las personas entrevistadas y encuestadas, quienes al brindarme su tiempo, sus palabras y su

conocimiento sobre el monte, me permitieron construir gran parte de esta tesis. Simultáneamente, fue muy relevante para este estudio la generosa posibilidad que me dieron las y los productores ganaderos para realizar los muestreos de mamíferos en sus campos.

Quiero agradecer a todas las personas que conservan porciones de bosque del Espinal. De no ser por ellas/os esta tesis no existiría, así como tampoco las múltiples contribuciones que este ecosistema nos brinda.

Finalmente, va mi agradecimiento al monte por enseñarme tanto y cobijarme!!!

A mis hijas, Almendra e Ireí.

*A todas las personas genuinamente comprometidas con el cuidado de la
naturaleza y con lograr una sociedad más justa.*

RESUMEN

Los bosques del Espinal del centro-norte de Entre Ríos se encuentran amenazados por deforestación y degradación, a pesar del rol fundamental que cumplen para conservar la biodiversidad y desarrollar actividades económicas, como la ganadería. A fin de contribuir con su gestión, esta tesis abordó aspectos sociales y ecológicos relevantes para su manejo y conservación. Por un lado, mediante entrevistas (n=21) y encuestas (n= 104) se investigaron las perspectivas de dos actores sociales clave: productores ganaderos familiares ('ganaderos': G) e investigadores, extensionistas y funcionarios ('especialistas': E) sobre contribuciones y aporte a calidad de vida que provee los bosques, su relación con la degradación y el contexto político-institucional de su conservación. Por otro lado, se investigó la diversidad de mamíferos medianos y grandes (MMG) asociada a bosques con distintos estados de degradación, a través de muestreos con cámara trampa en 18 sitios con >25% de cobertura arbustiva y 18 sitios con <15% (los primeros considerados 'degradados' desde la perspectiva ganadera y los segundos 'no degradados'). De acuerdo a los resultados, G y E reconocieron que: i) los bosques proveen contribuciones materiales, no materiales y de regulación; siendo éstos últimos las más importantes; ii) el mayor aporte de los bosques hacia su calidad de vida es a su salud física y mental; iii) la degradación de los bosques implica modificaciones fisonómico-florísticas que disminuye las contribuciones; iv) existen fallas en el cumplimiento del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos. Las diferencias entre G y E fueron: i) la degradación es provocada mayormente por causas naturales para los G y por factores antrópicos para los E; ii) mayor valoración de contribución y percepciones de aporte a calidad de vida de los G, especialmente aquellos con mayores interacciones con los bosques; iii) a mayor degradación, menor valoración de contribución y percepción de aporte a calidad de vida de los G. La degradación de los bosques se vinculó con la diversidad de MMG, siendo mayor en sitios definidos como degradados. Adicionalmente, su diversidad sería mayor en sitios de bosque rodeados por paisajes de composición más heterogénea. Explicitando la interrelación entre factores sociales y ecológicos del bosque, este estudio espera contribuir con la interfaz investigación-gestión de este socio-ecosistema relevante y amenazado.

Palabras clave: actores sociales, análisis socio-ecológico, degradación, Espinal entrerriano, mamíferos

ABSTRACT

The Espinal forest in the north-center of Entre Ríos are threatened by deforestation and degradation, despite the fundamental role they play in conserving biodiversity and developing economic activities, such as ranching. In order to contribute to its administration, this thesis addressed relevant social and ecological aspects for its management and conservation. On the one hand, through interviews (n=21) and surveys (n=104), the perspectives of two key social actors were investigated: family livestock producers ('ranchers': G) and researchers, extension workers and officials ('specialists': E), about benefits and contribution to quality of life provided by forests, their relationship with degradation and the political-institutional context of their conservation. On the other hand, the diversity of medium and large mammals (MMG) associated with forests with different stages of degradation was investigated, through camera trap sampling in 18 sites with >25% shrub cover and 18 sites with <15% (the former considered 'degraded' from the livestock perspective and the latter 'not degraded'). According to the results, G and E recognized that: i) forests provide material, non-material and regulatory benefits; the latter being the most important; ii) the greatest contribution of forests to their quality of life is to their physical and mental health; iii) forest degradation implies physiognomic-floristic changes that reduce benefits; iv) there are failures in compliance with the Territorial Ordering of Native Forests. The differences between G and E were: i) degradation is mainly caused by natural causes for G and by anthropogenic factors for E; ii) higher valuation of benefits and perceptions of contribution to quality of life of the G, especially those with greater interactions with the forests; iii) higher degradation, lower value of benefits and perception of contribution to quality of life of the G. Forest degradation was linked to the diversity of GMM, being higher in sites defined as degraded. Additionally, its diversity would be greater in forest sites surrounded by landscapes with a more heterogeneous composition. By explaining the interrelation between social and ecological factors of the forest, this study hopes to contribute to the research-management interface of this relevant and threatened socio-ecosystem.

Keywords: degradation, Entre Ríos Espinal, social actors, socio-ecological analysis, mammals

Capítulo 1.

| | |
|--|----------|
| Introducción general..... | 1 |
| Modelo conceptual | 6 |
| Objetivos | 9 |
| General | 9 |
| Específicos..... | 9 |
| Abordaje metodológico y secciones de la tesis..... | 9 |
| Bibliografía | 11 |

Capítulo 2.

| | |
|--|-----------|
| Perspectivas sobre contribuciones, estados y normativas del bosque nativo de actores sociales vinculados a la producción ganadera en el Espinal entrerriano | 18 |
| Introducción | 18 |
| Objetivos e hipótesis | 22 |
| Materiales y Métodos | 23 |
| Área de estudio | 23 |
| Obtención de datos | 25 |
| Selección de entrevistados..... | 27 |
| Interpretación y análisis de datos | 28 |
| Resultados | 30 |
| Actores sociales vinculados al Espinal..... | 30 |
| Percepciones sobre contribuciones..... | 32 |
| Percepción sobre estados y degradación del bosque | 35 |
| Contexto normativo-institucional..... | 40 |
| Discusión..... | 42 |
| La relación personas-bosque en sistemas productivos ganaderos familiares | 42 |

| | |
|---|----|
| La relación entre la capacidad del bosque de brindar contribuciones y el manejo ganadero | 44 |
| Incidencia del contexto político-institucional sobre la conservación del Espinal entrerriano..... | 46 |
| Conclusiones | 47 |
| Bibliografía | 50 |
| Anexo 2.1. Saturación teórica de contribuciones de la naturaleza para la gente mencionados, estimada de acuerdo a la acumulación de beneficios descriptos por los entrevistados pertenecientes a cada actor social incluido en el presente estudio (ganaderos y especialistas)..... | 55 |

Capítulo 3.

Factores ecológicos y sociales relacionados con la valoración socio-cultural de las contribuciones del Espinal y la percepción de su aporte a la calidad de vida de las personas

| | |
|--|-----------|
| Introducción | 57 |
| Objetivos e hipótesis | 62 |
| Materiales y métodos | 63 |
| Área de estudio | 63 |
| Obtención de datos | 63 |
| Diseño del estudio y estrategia de muestreo..... | 65 |
| Análisis de datos..... | 66 |
| Resultados | 70 |
| Reconocimiento e importancia de las contribuciones del Espinal | 70 |
| Aportes a aspectos de calidad de vida | 74 |
| Relación entre características socio-ecológicas y valoración de contribuciones y percepción de aporte a calidad de vida..... | 76 |
| Discusión..... | 80 |

| | |
|---|------------|
| Valoración socio-cultural de las contribuciones del Espinal y percepción de su aporte a la calidad de vida de los actores sociales..... | 80 |
| Incidencia de variables ecológicas y sociales sobre la valoración de las contribuciones y la percepción de aporte a calidad de vida..... | 83 |
| Implicancias de este estudio para el ordenamiento territorial del bosque nativo del Espinal entrerriano..... | 86 |
| Conclusiones | 89 |
| Bibliografía | 92 |
| Anexo 3.1. Cuestionario utilizado durante las encuestas a productores ganaderos y especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos)..... | 100 |
| Anexo 3.2. Fotografías utilizadas como estímulo visual-cognitivo durante las encuestas | 109 |
| Anexo 3.3. Características sociodemográficas y ecológicas de los ganaderos (productores ganaderos familiares) y de los especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos) encuestados. Estas variables fueron las utilizadas para realizar los análisis estadísticos..... | 111 |
| Anexo 3.4. Relaciones estadísticamente significativas entre las características socio-ecológicas y valoración de contribuciones y percepción de bienestar por parte de productores ganaderos..... | 113 |
| Capítulo 4. | |
| Factores ecológicos y antrópicos que inciden sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes presentes en predios ganaderos del Espinal entrerriano..... | 115 |
| Introducción | 115 |
| Impactos globales de las actividades humanas sobre los bosques y la mastofauna ... | 115 |
| Incidencia de la ganadería extensiva sobre la mastofauna | 117 |
| Impactos sobre el Espinal entrerriano | 120 |
| Objetivos e hipótesis | 123 |
| Materiales y Métodos | 124 |

| | |
|--|-----|
| Área de estudio | 124 |
| Diseño de muestreo | 125 |
| Muestreo de mamíferos | 127 |
| Registro de variables predictoras..... | 129 |
| Análisis de datos..... | 131 |
| Resultados | 140 |
| Especies de mamíferos registradas | 140 |
| Riqueza y composición de especies de mamíferos en bosques arbustizados y no arbustizados | 141 |
| Estados del bosque y variables predictoras | 142 |
| Determinantes de la diversidad de mamíferos..... | 143 |
| Discusión..... | 146 |
| La mastofauna mediana y grande en los bosques de Espinal con manejo ganadero.. | 146 |
| Implicancias de este estudio para la conservación de los mamíferos del Espinal entrerriano..... | 150 |
| Conclusiones | 152 |
| Bibliografía | 154 |
| Anexo 4.1. Curva de acumulación de especies (nº) para los estados de bosque no arbustizados y arbustizados presentes en el noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. Las especies fueron acumuladas de acuerdo al aumento del esfuerzo de muestreo (cantidad de sitios)..... | 166 |
| Anexo 4.2. Distribución de los sitios de muestreo (n=36) dentro de los predios ganaderos (n=15), ubicados en tres zonas (La Paz, Yeso y Avigdor) del departamento La Paz, Entre Ríos..... | 168 |
| Anexo 4.3. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la riqueza de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes. | 170 |

| | |
|---|-----|
| Anexo 4.4. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la frecuencia de captura (abundancia relativa) de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes. | 172 |
| Anexo 4.5. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la riqueza de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes presumiblemente cazadas. | 174 |
| Anexo 4.6. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la frecuencia de captura (abundancia relativa) de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes presumiblemente cazadas. | 176 |
| Anexo 4.7. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de la variable predictoras 'carga ganadera' sobre la frecuencia de captura (abundancia relativa) de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes, exceptuando a las especies de zorros (<i>Lycalopex gymnocercus</i> y <i>Cerdocyon thous</i>). | 178 |

Capítulo 5.

| | |
|---|------------|
| Consideraciones finales y perspectivas | 180 |
| La relevancia de los bosques del Espinal | 181 |
| La percepción social de la degradación de los bosques | 183 |
| Conocimientos y percepciones sobre el contexto político-institucional vinculado a la conservación del Espinal entrerriano | 184 |
| El manejo integrado del bosque con la ganadería y los mamíferos | 185 |
| Consideraciones finales para la gestión del Espinal entrerriano | 186 |
| Bibliografía | 189 |
| Anexo 5.1. Materiales de difusión gráficos y audiovisuales elaborados parcial o totalmente en base a la información generada en el marco de esta tesis..... | 192 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1.1 Esquema del modelo ‘Dinámicas de Presiones y Pulsos’ (<i>PPD</i> , por sus siglas en inglés), elaborado por Collins et al. (2011), representa los principales componentes, interacciones y objetivos propuestos de la dimensión social y la ecológica. En su adaptación para la presente tesis, se utilizó para estudiar las relaciones entre los dominios ecológico y social del bosque nativo del Espinal entrerriano bajo uso ganadero. | 8 |
| Figura 2.1. Mapa de Entre Ríos, destacando el Departamento La Paz en color negro y el Departamento Feliciano en color gris. | 25 |
| Figura 2.2. Percepción de ganaderos y especialistas sobre capacidad de proveer contribuciones de seis estados del bosque nativo en el centro-norte de la Provincia de Entre Ríos, estimada en base a un Índice de Prominencia (IP; Sutrop, 2001), el cual combina lugar en el ordenamiento, frecuencia de mención y número de entrevistados..... | 40 |
| Figura 3.1. Ordenamiento de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de acuerdo a la importancia del conjunto de contribuciones del bosque para ganaderos y especialistas..... | 72 |
| Figura 3.2. Importancia promedio otorgada por ganaderos y especialistas a las contribuciones del Espinal, ordenado de modo decreciente de acuerdo a la valoración de los ganaderos.. | 73 |
| Figura 3.3. Importancia promedio otorgada por ganaderos y especialistas a los grupos y al conjunto de contribuciones del Espinal, ordenadas de modo decreciente de acuerdo a la valoración de los ganaderos. | 73 |
| Figura 3.4. Ordenamiento de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de acuerdo a la percepción de aporte del bosque a los aspectos de calidad de vida para ganaderos y especialistas.. | 75 |

| | |
|---|------------|
| Figura 3.5. Promedio de la percepción de ganaderos y especialistas con respecto a la cantidad de aporte del bosque del Espinal sobre sus aspectos de calidad de vida, ordenadas de modo decreciente de acuerdo a la valoración de los ganaderos..... | 75 |
| Figura 3.6. Importancia promedio dado por los ganaderos sobre las CNG no materiales y su percepción de aporte a la calefacción en función de los estados de degradación del bosque... .. | 76 |
| Figura 3.7. Importancia promedio dado por los ganaderos sobre las CNG materiales en función de la cantidad de actividades de uso (comerciales y no comerciales) asociadas al bosque que realizan.. .. | 77 |
| Figura 3.8. Importancia promedio otorgada por ganaderos que realizan o no actividades recreativas en el bosque a las tres categorías de beneficios (materiales, no materiales y de regulación), y su percepción de contribución promedio a seguridad energética e hídrica por parte de los ganaderos..... | 78 |
| Figura 3.9. Importancia promedio otorgada por los ganaderos a las CNG materiales en función al grado de conocimiento sobre las CNG del bosque. La barra indica el error estándar... .. | 79 |
| Figura 3.10. Importancia promedio otorgada por los ganaderos a las CNG materiales y la percepción promedio de aporte a la calefacción, en función a su lugar de residencia... .. | 80 |
| Figura 4.1. A: Mapa de Entre Ríos, destacando el Departamento La Paz. B: Mapa del Departamento La Paz que muestra categorías generales de coberturas del suelo (bosque nativo, cultivos/áreas urbanas y Río Paraná) y la ubicación del área de estudio. C: Mapa con ubicación de los sitios de muestreo.. .. | 125 |
| Figura 4.2. Estados no arbustizados y arbustizados del bosque nativo presentes en predios ganaderos del Departamento La Paz, Provincia de Entre Ríos..... | 126 |
| Figura 4.3. Riqueza promedio de especies nativas y exóticas para los estados de bosque no arbustizado y arbustizado presentes en predios ganaderos del noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. | 145 |
| Figura 4.4. Frecuencia de captura promedio de especies nativas y exóticas presentes en predios ganaderos del noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina, en | |

función de a. los estados de bosque no arbustizado y arbustizado, b. la cobertura arbustiva, y c. la cantidad de coberturas circundantes a los sitios..... 145

LISTA DE TABLAS

| | |
|--|------------|
| Tabla 2.1. Actores sociales (n= 21) vinculados al bosque nativo del Espinal de Entre Ríos, clasificados de acuerdo a su grado de interés e influencia sobre el manejo o conservación del bosque nativo de Entre Ríos.. | 32 |
| Tabla 2.2. Percepciones de contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG) del bosque nativo en sistemas ganaderos del centro-norte entrerriano. | 34 |
| Tabla 2.3. Percepción de ganaderos (productores ganaderos familiares) y especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos) sobre características fisonómicas-florísticas y factores causantes de seis estados del bosque nativo en el centro-norte de la Provincia de Entre Ríos. | 38 |
| Tabla 2.4. Conocimiento y opinión de ganaderos y especialistas sobre leyes vinculadas al manejo y conservación del bosque nativo del centro-norte de la Provincia de Entre Ríos. | 41 |
| Tabla 3.1. Variables explicativas consideradas para analizar la relación entre factores sociales y ecológicos con la valoración de los grupos de contribuciones y la percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida de ganaderos y especialistas. | 69 |
| Tabla 3.2. Reconocimiento de productores ganaderos familiares (‘ganaderos’) e investigadores, extensionistas y funcionarios públicos (‘especialistas’) sobre las Contribuciones de la Naturaleza para la Gente (CNG) que consideraron recibir del bosque del Espinal. | 70 |
| Tabla 3.3. Reconocimiento de ganaderos y especialistas sobre el aporte del Espinal a sus aspectos de calidad de vida. | 74 |
| Tabla 4.1. Esfuerzo de muestreo para cada estado de bosque y del estudio en su conjunto: número de sitios muestreados; noche de cámara trampa total (NCT total) y promedio (NCT promedio) (\pm error estándar) para cada estado de bosque y del estudio en su conjunto | 129 |

| | |
|---|------------|
| Tabla 4.2. Variables respuesta y predictoras consideradas en los análisis estadísticos. Las variables predictoras se agruparon en 4 conjuntos de acuerdo a las hipótesis formuladas..... | 133 |
| Tabla 4.3. Descripción de especies de mamíferos medianos y grandes de interés de cacería dentro del área de estudio (información obtenida de Casermeiro et al. 2003, SAREM 2020 y de entrevistas a productores ganaderos, capítulo 2) y de la preferencia de las especies por áreas abiertas o cerradas en cuanto a la cobertura arbustiva (información obtenida de múltiples referencias indicadas en la tabla). | 135 |
| Tabla 4.4. Síntesis de variables respuestas incluidas en los análisis de Modelos Lineales Generalizados Mixtos de acuerdo a las hipótesis formuladas | 139 |
| Tabla 4.5. Especies de mamíferos medianos y grandes registradas mediante cámaras trampa en el noroeste de la Provincia de Entre Ríos durante 2018 y 2019 (en orden descendente por capturas independientes).. | 140 |
| Tabla 4.6. Valor promedio (\pm EE) de riqueza y frecuencia de captura de las especies particulares y agrupadas para estados de bosque no arbustizados y arbustizados del noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina..... | 141 |
| Tabla 4.7. Valores promedio de las variables predictoras para los estados de bosque no arbustizado y arbustizado presentes en predios ganaderos en el noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina..... | 142 |
| Tabla 4.8. Síntesis de los modelos con mayor poder explicativo de la variabilidad encontrada en las variables respuesta. Para cada variable respuesta se indican solamente los modelos con variables explicativas relacionadas significativamente ($p \leq 0,05$). Para mayor detalle, véase Anexo 4.3 a 4.7..... | 144 |

LISTA DE ABREVIATURAS

| | |
|-----------------|--|
| AER | Agencia de Extensión Rural - INTA |
| AIC | Criterio de información de Akaike (por sus siglas en inglés) |
| ANOSIM | Análisis de similitud |
| AS | Actor social |
| BN | Bosque nativo |
| CEREGEO | Centro regional de geomática |
| CNG | Contribuciones de la naturaleza para la gente |
| CNP | Contribuciones de la naturaleza para las personas |
| CONICET | Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas |
| DAP | Diámetro a la altura del pecho |
| DGE | Dirección General de Estadísticas y Censos. Ministerio de Economía, Hacienda y Finanzas. Gobierno de Entre Ríos. |
| E | Especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos) |
| EEA | Estación experimental agropecuaria – INTA |
| EVI | Índice de Vegetación Mejorado (por sus siglas en inglés) |
| FAO | Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (por sus siglas en inglés) |
| FONTAGRO | Fondo Regional de Tecnología Agropecuaria |

| | |
|---------------|---|
| FUCOFA | Fundación de Lucha contra la Fiebre Aftosa |
| G | Productores ganaderos familiares |
| GLMM | Modelos lineales generalizados mixtos (por sus siglas en inglés) |
| GPS | Sistema de Posicionamiento Global (por sus siglas en inglés) |
| INTA | Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria |
| IP | Índice de prominencia |
| IPBES | Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos |
| IPCC | Plataforma Intergubernamental sobre Cambio Climático |
| M | Contribuciones materiales |
| MAyDS | Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable |
| MBGI | Manejo de Bosque con Ganadería Integrada |
| MEA | Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (por sus siglas en inglés) |
| MMG | Mamíferos medianos y grandes |
| NCT | Noche de cámaras trampa |
| NDVI | Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (por sus siglas en inglés) |
| NM | Contribuciones no materiales |
| NMDS | Ordenamiento de Escalamiento Multidimensional No Métrico (por sus siglas en inglés) |
| OTBN | Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos |

| | |
|--------------|---|
| PGSM | Parque General San Martín |
| PLAND | Porcentaje de paisaje (utilizado en el programa Fragstats 4.2) |
| PPD | Dinámica de presión-pulso (por sus siglas en inglés) |
| R | Contribuciones de regulación |
| RRNN | Recursos Naturales (Dirección perteneciente al Área de Bosque Nativo, Secretaría de Producción de la provincia de Entre Ríos) |
| SAREM | Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos |
| SAyDS | Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable |
| SE | Servicio ecosistémico |
| SIB | Sistema de Información Biológica |
| UADER | Universidad Autónoma de Entre Ríos |
| UICN | Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza |
| UNER | Universidad Nacional de Entre Ríos |

“Machacamos que el árbol, que esto, que aquello, pero si le cobramos la plata [en el marco de la ley de bosque por desmontar], y que hacemos con la plata?

La plata no te va a dar el oxígeno que te dan los árboles”.

Productor ganadero de Colonia Avigdor.

“Las verdades elementales caben en el ala de un colibrí”

Adaptación de José Martí.

Introducción general

En la nueva época del ‘Antropoceno’ (Crutzen and Stoermer, 2000), la humanidad enfrenta profundas crisis socio-ecológicas interconectadas (Rogers et al., 2012), como por ejemplo transformación y degradación de ecosistemas y sus contribuciones sociales (IPBES, 2018), extinción de especies (UICN, 2020), cambio climático (IPCC, 2021), emergencia de nuevas pandemias (IPBES, 2020), inequidad económica (Milanovic, 2012), concentración de tierras (Gras y Cáceres, 2017), expulsión de poblaciones rurales (Margulis et al., 2013; Cáceres, 2014) y conflictos socio-ambientales (Svampa, 2019). Ante este escenario, tanto desde perspectivas éticas como pragmáticas de cuidado de la naturaleza y de justicia social, surge la necesidad de que las decisiones políticas en materia de desarrollo sostenible dejen de estar subordinadas al crecimiento de la esfera económica (Helne y Hirvilammi, 2015; Aguado et al., 2018). Para lo cual, se deben superar simultáneamente los modelos de desarrollo basados en la apropiación de la naturaleza derivados de la lógica económica capitalista (Porto Goçkalves, 2006; Moricz et al., 2011) y las estrategias aplicadas en la gestión ambiental clásica, contemplando las características ecológicas y sociales donde se están suscitando los procesos (Tuler y Webler, 2010; Zagarola et al., 2014; Díaz et al., 2015a).

A nivel global, entre los principales impulsores de pérdida y degradación de los ecosistemas se encuentra la expansión e intensificación de las actividades agropecuarias (Foley et al., 2005; FAO, 2020). En el caso de ecosistemas boscosos, por ejemplo, su transformación para para la producción intensiva de cultivos de granos y de pasturas para el ganado (entre otras actividades) ha llevado a la pérdida de 420 millones de hectáreas de bosques en sólo 30 años (1990-2020) a nivel mundial, y de 28 millones de hectáreas en sólo 10 años (2010-2020) en el continente americano (FAO, 2020). Asimismo, el aprovechamiento intensivo de los bosques (explotación maderera industrial insostenible) es uno de los principales promotores de la degradación forestal a escala mundial (Hosonuma

et al., 2012; FAO, 2020). Patrón que se repite en el continente americano, ya que el 70% de la degradación de sus bosques se debe a la tala de madera (FAO, 2020).

Los procesos de cambios en los ecosistemas producidos por las actividades humanas, incluyendo la producción agropecuaria, afectan simultáneamente sus dimensiones ecológicas y sociales, como consecuencia de un 'efecto cascada' de cambios (IPBES, 2018). En primera medida, inciden de forma directa o indirecta sobre la compleja trama de biodiversidad asociada a los ecosistemas, reflejado en la reducción de las poblaciones y extinción constante de especies de múltiples grupos biológicos (UICN, 2020). A su vez, dado que la biodiversidad constituye la base de las contribuciones que los ecosistemas brindan a las sociedades (Haines-Young y Potschin, 2010), los impactos sobre la flora y la fauna también alteran las capacidades de los ecosistemas para brindar sus contribuciones a la sociedad (Foley et al., 2005; Rizkalla y Swihart, 2009; Hansen et al., 2013). En este contexto, la solución a los desafíos ambientales que plantean las actividades humanas requiere del abordaje de las dimensiones sociales y ecológicas de sistemas naturales-humanos acoplados (Carpenter et al., 2009). Paralelamente, es necesario integrar ese conocimiento a políticas públicas y marcos institucionales sobre la sustentabilidad (Horan et al., 2011; Díaz et al., 2015b), en donde la dependencia del bienestar humano de la salud de los ecosistemas sea internalizado (Helne y Hirvilammi, 2015).

La implementación de investigaciones y políticas efectivas en gestión ambiental tiene la necesidad de re-conceptualizar la relación entre el hombre y el ambiente, concibiendo al ser humano como parte y artífice de los ecosistemas (Ortega Uribe et al., 2014). Se busca implementar nuevos paradigmas, metodologías e instituciones que contemplen explícitamente las conexiones entre aspectos ecológicos de los ecosistemas, el accionar humano (Díaz et al., 2011), los múltiples sistemas de conocimiento (Tengo et al., 2014) y de valoraciones posibles (Chan et al., 2016). Los socio-ecosistemas son sistemas complejos y adaptativos en el que distintos aspectos ecológicos y sociales están interactuando entre sí (Resilience Alliance, 2010), y requieren abordajes transdisciplinarios para evaluar la sustentabilidad de las estrategias de manejo y conservación (Ortega Uribe et al., 2014; Pascual et al., 2017). Estos abordajes deben ser, superadores al tradicional

énfasis en la valoración económica de los recursos naturales (Figuerola, 2005; Klain et al., 2014) y del análisis ecológico clásico de las dinámicas de los ecosistemas (Wright et al., 2002). Consecuentemente, es crucial que las evaluaciones de sustentabilidad surjan de procesos que representen una pluralidad de valoraciones (Garnåsjordet et al., 2012), no solo basadas en conocimiento académico sino también en conocimiento de otros actores sociales (AS) (Tengo et al., 2014; Díaz et al., 2015a; Pascual et al., 2017). Reconociendo las relaciones y percepciones sobre los ecosistemas de distintos AS que los incorporan en sus sistemas socio-productivos, por ejemplo (Quetier et al., 2007; Cáceres et al., 2015; Mastrangelo, 2018).

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos (SE) es un enfoque adecuado para ser aplicado en la gestión sostenible de los socio-ecosistemas (o sistemas socio-ecológicos, Bennett et al., 2015; Arias-Arévalo et al., 2017) y, en particular, de los sistemas de producción agropecuaria o agroecosistemas (Lescourret et al., 2015). Sin embargo, al ser un concepto político, su utilidad depende del ámbito en el que se utilice y para qué se utiliza (Kull et al., 2015), por lo que es necesario tener en claro las consecuencias de sus enfoques teóricos y prácticos para que sus efectos sean social y ecológicamente positivos (Mastrangelo et al., 2015; Kull et al., 2015; Ruoso et al., 2015; Huu Loc et al., 2018). Por ejemplo, a pesar de que el concepto de SE puso desde su surgimiento el acento en vincular el funcionamiento de los ecosistemas (aspectos ecológicos) con el bienestar de las personas (aspecto social, Fisher et al., 2009; Gómez-Baggethun et al., 2010; Menzel y Teng, 2010), son comunes las evaluaciones científicas que exploran exclusivamente las condiciones biofísicas o los valores económicos de los SE. Pero estas evaluaciones han ignorado los contextos socioculturales (Fanny et al., 2014; Ruoso et al., 2015; Mastrángelo et al. 2015), y por ende desconocen la contribución de los ecosistemas y sus SE al bienestar de las personas (Cruz-García et al., 2017; Huu Loc et al., 2018) y la incidencia de la degradación de los ecosistemas sobre el bienestar de distintos sectores sociales (Agarwala et al., 2014; King et al., 2014).

Paralelamente, a pesar del esfuerzo de la comunidad científica por generar conocimiento sobre los SE, este marco conceptual es incorporado escasamente en los procesos de toma de decisión dentro de políticas públicas (Martínez-Harms et al., 2015;

Cáceres et al., 2016; Laterra et al., 2017). Adicionalmente, su ejecución en ocasiones tiene efectos ambientales y sociales contrarios a los formulados (Kull et al., 2015; Cabrol y Cáceres, 2017; Aguiar et al., 2017; Laterra et al., 2017) o es utilizado discursivamente por la gestión ambiental, sin aplicación real. Por ejemplo, la ‘ley de bosques’ de Argentina (Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos, N° 26.331) plantea el reconocimiento de las perspectivas sociales sobre los bosques y sus SE para lograr los objetivos del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN; SAyDS, 2014), pero dicho reconocimiento es sumamente limitado o está ausente (Quispe Merovich y Lottici, 2011; Aguiar et al., 2018; Di Pangraccio y Cáceres, 2020). Por lo tanto, es necesario que el ámbito académico de los SE ponga en el centro las perspectivas sociales sobre los socio-ecosistemas (Menzel y Teng, 2010; Ortega Uribe et al., 2014; Tengo et al., 2014), reconociendo que importa y porque (Klain et al., 2014); y que esto luego sea efectivamente articulado en políticas públicas (Mastrángelo et al., 2015; Díaz et al., 2015b; Bennet et al., 2015).

Dentro del marco conceptual de los SE, las evaluaciones socio-culturales, al indagar sobre la importancia, preferencias, necesidades o demandas expresadas por las personas hacia los ecosistemas (Chan et al., 2012), permiten hacer conexiones explícitas acerca de cómo las personas valoran distintos aspectos de la naturaleza y cómo se vinculan con su bienestar (Kelemen et al., 2014). A su vez, este enfoque contempla las heterogeneidades en las percepciones y usos de los socio-ecosistemas (Kaplan y Herbert, 1987, Buijs et al., 2009; Orenstein y Groner, 2014), reconociendo que las condiciones socio-ecológicas de cada territorio inciden sobre la importancia otorgada por las personas a los SE (Scholte et al., 2015) y sobre la percepción de contribución al bienestar (MEA, 2005; Díaz et al., 2015b). Actualmente, este enfoque ha sido profundizado por la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, por sus siglas en inglés) acuñando, el concepto de ‘Contribuciones de la Naturaleza para la Gente’ (CNG) o ‘Contribuciones de la Naturaleza para las Personas’ (CNP) (NCP por sus siglas en inglés). Este concepto, que reemplaza al de SE, permite reflejar las múltiples valoraciones hacia la naturaleza y no solo la económica, además de explicitar que las valoraciones son contexto-específicas (Díaz et al., 2018). Por lo cual, en esta tesis se utiliza el término CNG para reflejar las contribuciones del socio-ecosistema estudiado. En

definitiva, tanto desde un aspecto ético como pragmático, la contextualización socio-ecológica que generan las evaluaciones socio-culturales, pueden contribuir a legitimar socialmente la gestión de los socio-ecosistemas (Maestre-Andrés et al., 2015; Breyne et al., 2021).

Bajo la clara necesidad conceptual y práctica de integrar las dimensiones ecológicas y humanas de las problemáticas ambientales en las actividades humanas y, particularmente, en la producción agropecuaria, en esta tesis se propuso abordar ambas dimensiones (sociales y ecológicas) en el contexto de la producción ganadera en el bosque nativo del Espinal de la provincia de Entre Ríos. De este modo, se aportan nuevas miradas y aproximaciones para contribuir con el manejo y conservación de una región presionada por procesos antrópicos, como el avance de la frontera agropecuaria (Truffer et al., 2018; Nanni et al., 2020) y la sobreexplotación de sus recursos (SAyDS, 2005). De hecho, este bosque ha sufrido una gran retracción en su superficie, ya que actualmente existe un remanente de ~30% de su superficie original (Muñoz et al., 2005; SAyDS, 2007; MAyDS, 2017). Paralelamente, los remanentes han sufrido procesos degradativos históricos y actuales que modifican sus características en cuanto a su fisonomía, composición y funciones originales (SAyDS, 2005), dando lugar a la presencia actual de múltiples estados fisonómico-florísticos del bosque (Spahn, 2013; Sabattini et al., 2015) con diferentes niveles de degradación productiva (Sabattini et al. 1999; Spahn, 2013). Esta situación de pérdida y degradación del Espinal entrerriano, adicionado a su relevancia productivo-económica (Tasi et al., 2007) y social (Casermeiro et al., 2003), plantean la necesidad de una gestión integral, para que dicha gestión sea efectiva en términos de sustentabilidad socio-económica, productiva y ecológica.

De hecho, a pesar de su degradación, el Espinal del centro-norte entrerriano aún tiene un papel importante en los sistemas socio-productivos (Sabattini et al., 1999), ya que la cría extensiva de ganado en bosque es una de las principales actividades económicas de la región (Tasi et al., 2007). Esta ganadería es desarrollada principalmente por productores familiares (~70% del total) (Engler et al., 2008). Algunas de estas familias realizan otras actividades vinculadas al bosque, como apicultura, extracción de leña, la producción láctea, la cría de animales de corral, la caza y recolección de frutos silvestres (Casermeiro

et al., 2003). Estos productores son actores clave para el manejo y la conservación de este socio-ecosistema, ya que poseen una relación directa y compleja con el bosque: reciben beneficios y también lo disturban (Spahn, 2013). Por lo cual, es necesario conocer sus percepciones y valoraciones sobre diferentes componentes ecológicos del Espinal para que sean consideradas en estrategias de gestión ambiental integrales y específicas para la región. Del mismo modo, resulta prioritario indagar sobre las representaciones del bosque de aquellos AS que intervienen en la gobernanza de sus contribuciones, a través de generar información científica y de aplicar políticas públicas (Díaz et al., 2011). Esto último es importante debido a que la visión que tienen estos sectores (científicos y políticos) sobre la relación entre la sociedad y la naturaleza (en este caso, los bosques del Espinal), se relaciona con las intervenciones promovidas desde la investigación (Ortega Uribe et al., 2014) y la gestión (Díaz et al., 2015b).

A continuación, se describe el modelo conceptual mediante el cual se reconocieron los principales componentes y sus interrelaciones de la dimensión humana y ecológica del bosque nativo del Espinal de Entre Ríos bajo uso ganadero, y a través del cual se definieron los aspectos sociales y ecológicos de este socio-ecosistema indagados en esta tesis. Posteriormente, se presentan los objetivos (generales y específicos) propuestos en la tesis. Finalmente, se detallan de modo general los abordajes metodológicos empleados para lograr los objetivos planteados, los cuales serán profundizados en los capítulos 2, 3 y 4.

Modelo conceptual

Los sistemas socio-ecológicos son complejos (Ostrom, 2009), generando un desafío de investigación cuando se pretende reconocer sus múltiples dimensiones, y al mismo tiempo, hacer recortes de análisis concretos de variables y elementos puntuales que puedan ser abordados. Para superar este desafío, resulta útil emplear esquemas conceptuales holísticos que permitan identificar los componentes centrales del sistema socio-ecológico a analizar, abordarlos en forma disciplinaria como sub-sistemas y luego re-integrarlos para detectar propiedades emergentes del todo (García, 2006).

En esta tesis, el análisis del bosque nativo del Espinal de Entre Ríos con uso ganadero se abordó mediante el esquema Dinámicas de Presiones y Pulsos (*PPD*, por sus

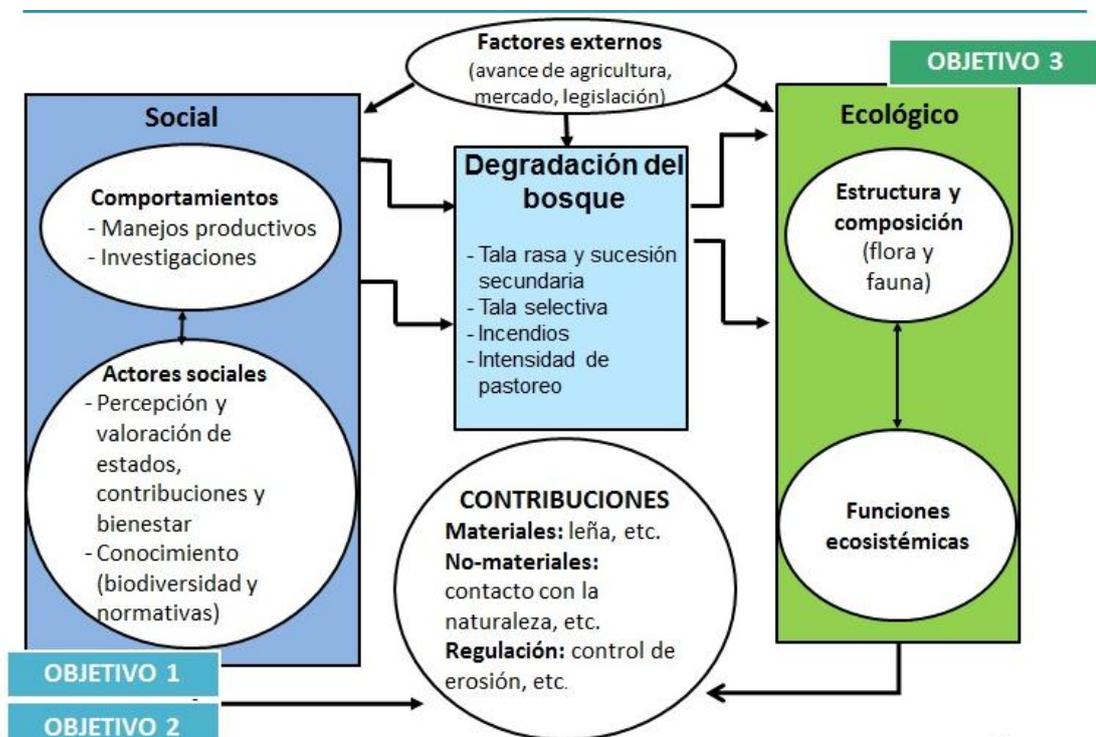
siglas en inglés, Collins et al., 2011). El PPD tiene la ventaja de dividir los dominios “biofísico” y “social” como sub-sistemas disciplinarios y luego los conecta a través de elementos interdisciplinarios. A su vez, y a pesar de ser un modelo holístico e interdisciplinario, el PPD también es mecanicista y permite el desarrollo de preguntas/hipótesis concretas y contestables. De esta forma, el esquema cumple con la propuesta de abordar un problema complejo a través de la interdisciplinariedad, con la des-integración y re-integración de aproximaciones disciplinarias de los elementos de un sistema integral (García, 2006).

El abordaje del sistema socio-ecológico se focaliza en la degradación del bosque nativo del Espinal (a partir de ahora BN), identificada como un proceso central del sistema de estudio (**Figura 1.1**). Específicamente, se reconoce que las actividades históricas y actuales que se han realizado y se realizan en el BN corresponden a acciones puntuales (pulsos) sobre este ecosistema, como ser la tala rasa, la tala selectiva y los incendios, o a acciones constantes (presiones), como el pastoreo del ganado. Estas acciones han determinado una matriz heterogénea del BN, reflejada a través de una alta variedad de estados ecológicos. Estos estados, con características particulares en cuanto a atributos ecológicos (por ejemplo, la estructura y composición de la vegetación y la diversidad animal), han sido clasificados por especialistas en manejo ganadero en una escala de degradación según características edáficas, fisonómicas y florísticas que inciden sobre su capacidad de producción forrajera (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). Pero aún no ha sido analizada la incidencia de la degradación del BN sobre otros atributos ecológicos. De aquí se desprende el objetivo ecológico de la tesis (objetivo 3), desarrollado en la sección siguiente.

Simultáneamente, se presume que los estados ecológicos del BN tienen capacidades heterogéneas en cuanto a la provisión de CNG. Esto se debe a que los organismos presentes en cada uno de ellos poseen características específicas (funciones ecosistémicas), las cuales se expresan en la provisión de CNG. Por ejemplo, pasto y leña dentro de las contribuciones materiales, el sentido de pertenencia de las personas (como una contribución no material) y el control de la erosión, como ejemplo de una contribución de regulación.

Además de la heterogeneidad en la provisión de CNG, las perspectivas (percepciones y valoraciones) sobre estas contribuciones, y su relación con el bienestar y las características de los estados ecológicos podrían no ser homogéneas para todas las personas y actores sociales (AS), ya que sobre dichas perspectivas incidirían factores socio-económicos. Por ejemplo, las actividades de uso, recreativas o profesionales que los AS desarrollan vinculadas a este ecosistema, así como su edad o género y el conocimiento sobre el contexto normativo-institucional (por ejemplo, leyes de bosques), entre otros factores. A fin de indagar sobre la heterogeneidad de perspectivas (percepciones y valoraciones) de personas vinculadas al BN del Espinal entrerriano, se plantearon dos objetivos de la tesis dentro de la dimensión social (objetivos 1 y 2), desarrollados en la sección siguiente.

Figura 1.1 Esquema del modelo ‘Dinámicas de Presiones y Pulsos’ (PPD, por sus siglas en inglés), elaborado por Collins et al. (2011), representa los principales componentes, interacciones y objetivos propuestos de la dimensión social y la ecológica. En su adaptación para la presente tesis, se utilizó para estudiar las relaciones entre los dominios ecológico y social del bosque nativo del Espinal entrerriano bajo uso ganadero.



Objetivos

General

Analizar integralmente dimensiones ecológicas y sociales vinculadas con la degradación de los bosques nativos en sistemas ganaderos del Espinal entrerriano.

Específicos

Objetivo 1: Comparar las percepciones y conocimientos de los actores sociales relevantes sobre los estados del bosque nativo (degradados y no degradados), contribuciones y normativas vinculadas a este agroecosistema.

Objetivo 2: Evaluar la relación entre factores ecológicos y sociales con la valoración de los actores sociales relevantes sobre las contribuciones del bosque nativo y sobre el aporte a su bienestar.

Objetivo 3: Analizar la relación entre factores ecológicos y antrópicos con la diversidad de mamíferos medianos y grandes en bosques degradados y no degradados del Espinal.

Abordaje metodológico y secciones de la tesis

Bajo un enfoque socio-ecológico, además de las conexiones conceptuales esbozadas anteriormente, los objetivos específicos tienen conexiones prácticas. A continuación, se describe sintéticamente el abordaje metodológico de cada objetivo específico y las conexiones prácticas entre ellos. Simultáneamente, se describen brevemente las múltiples secciones que conforman la tesis (véase también **Figura 1.1**).

El objetivo específico 1 se desarrolla en el **capítulo 2** mediante un enfoque de investigación cualitativo basado en entrevistas semi-estructuradas individuales (Sautu et al., 2005), lo cual permite construir el significado de lo indagado desde el lugar del sujeto de estudio (Mendizábal, 2006). Por su parte, el objetivo específico 2 se aborda en el **capítulo 3** a través de un método cuantitativo expresado individualmente mediante encuestas presenciales (Kelemen et al., 2014), con lo cual se usan los resultados del

capítulo 2 para explorar patrones y tendencias en los aspectos indagados a partir de una población estudiada más amplia para reconocer mejor sus relaciones causales. De este modo, la aplicación de una metodología mixta permite superar las limitaciones propias de un solo método para comprender un tema social (Mendizábal, 2006), y así profundizar y robustecer el conocimiento sobre los aspectos indagados (Creswell, 2014). Los métodos se aplican de modo secuencial y complementario (Sautu et al., 2005). Para ello, luego de reconocer las perspectivas y conocimientos de los AS a través del abordaje cualitativo, se utiliza parte de esa información como base para elaborar el cuestionario empleado en el abordaje cuantitativo.

Por su parte, el objetivo 3 de la tesis se desarrolla en el **capítulo 4** mediante un muestreo directo de la comunidad de mamíferos medianos y grandes. La selección de este grupo biológico surge al reconocer durante el abordaje cualitativo que los AS considerados en este estudio otorgan una alta importancia al bosque nativo como hábitat de la biodiversidad (mamíferos y aves ocupan un lugar destacado) y, a su vez, aprecian a algunas especies de mamíferos medianos y grandes por la posibilidad de observarlos y ser fuente de alimento (carne silvestre). Por lo cual, se considera pertinente reconocer cuáles especies de mamíferos medianos y grandes están presentes en los predios con bosque nativo bajo uso ganadero, así como dilucidar cuales son los factores que inciden en la presencia de estas especies.

Finalmente, la tesis concluye con el **capítulo 5** que sintetiza los principales hallazgos de todas las secciones de esta investigación socio-ecológica, así como una integración de los mismos. A su vez, dado que el enfoque socio-ecológico se basa, en parte, en la inclusión del conocimiento de sectores de la sociedad no vinculados directamente al ámbito académico, a modo de socialización del conocimiento, se elaboraron materiales de difusión gráficos y audiovisuales en base a la información generada en el marco de esta tesis. Los mismos son incluidos en el Anexo 5.1.

Bibliografía

- Agarwala M., Atkinson G., Fry B. P., Homewood K., Mourato S., Rowcliffe J. M., Wallace G. and Milner-Gulland E. J. 2014. Assessing the relationship between human well-being and ecosystem services: A review of frameworks. *Conservation and Society* 12(4): 437–449.
- Aguado M., González J. A., Bellott K., López-Santiago C. and Montes C. 2018. Exploring subjective well-being and ecosystem services perception along a rural–urban gradient in the high Andes of Ecuador. *Ecosystem Services* 34: 1–10.
- Aguiar S., Camba Sanz G. and Paruelo J. 2017. Instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Latinoamérica: ¿panacea o rueda cuadrada? *Ecol Austral* 27:146-161.
- Aguiar S., Mastrangelo M. E., García Collazo M. A., Camba Sans G. H., Mosso C. E., Ciuffoli L., Schmidt M., Vallejos M., Langbehn L., Brassiolo M., Cáceres D. M., Merlinsky G., Paruelo J. M., Seghezzi L., Staiano L., Texeira M., Volante J. N. and Verón S. R. 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción? Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral* 28:400-417.
- Arias-Arévalo P., Martín-López B. and Gómez-Baggethun E. 2017. Exploring intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of social-ecological systems. *Ecology and Society* 22(4).
- Bennett E. M., Cramer W., Begossi A., Cundill G., Díaz S., Ego B. N., Gejjendorffer I. R., Krug C. B., Lavorel S., Lazos E., Lebel L., Martín-López B., Meyfroidt P., Mooney H. A., Nel J. L., Pascual U., Payet K., Harguindeguy N. P., Peterson G. D., ... Woodward, G. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 76–85.
- Breyne J., Dufrêne M. and Maréchal K. 2021. How integrating “socio-cultural values” into ecosystem services evaluations can give meaning to value indicators. *Ecosystem Services* 49: 101278.
- Buijs A. E., Elands B. H. M. and Langer F. 2009. No wilderness for immigrants: cultural differences in images of nature and landscape preferences. *Landsc. Urban Plan.* 91 (3): 113–123.
- Cabrol D. y Cáceres D. M. 2017. Las disputas por los bienes comunes y su impacto en la apropiación de servicios ecosistémicos. *La Ley de Protección de Bosques Nativos, en la Provincia de Córdoba, Argentina. Ecol Austral* 27:134-145.
- Cáceres D. M. 2014. Amenazas y Desafíos que Enfrenta el Campesinado en Argentina. ¿Descampesinización o Persistencia? En Craviotti C. (Ed.) *Agricultura Familiar en Latinoamérica. Continuidades, Transformaciones y Controversias*, pp 205-232. Editorial Ciccus, Buenos Aires.
- Cáceres D. M., Tapella E., Quétier F. and Díaz S. 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society* 20(1):62.
- Cáceres D. M., Silveti F. and Díaz S. 2016. The rocky path from policy-relevant science to policy implementation — a case study from the South American Chaco. *Curr Opin Environ Sustain* 19:57-66.

- Carpenter S. R., Mooney H. A., Agard J., Capistrano D., Defries R. S., Díaz S., Dietz T., Duraiappah A. K., Oteng-Yeboah A., Pereira H. M., Perrings C., Reid W. v., Sarukhan J., Scholes R. J., & Whyte A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment.
- Casermeiro J., Spahn E., Bendersky D., Schlund P., Revora M. y Chiapino B. 2003. Diagnóstico del estado y uso de los recursos naturales de pequeños productores del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 7(2): 29-35.
- Chan K. M. A., Balvanera P., Benessaiah K., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggethun E., Gould R., Hannahs N., Jax K., Klain S., Luck G. W., Martín-López B., Muraca B., Norton B., Pascual U., Satterfield T., Tadaki M., Taggart J. and N. Turner. 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *PNAS* 113:1462-1465.
- Chan K. M. A., Guerry A. D., Balvanera P., Klain S., Satterfield T., Basurto X., Bostrom A., Chuenpagdee R., Gould R., Halpern B. S., Hannahs N., Levine J., Norton B., Ruckelshaus M., Russell R., Tam J. and Woodside U. 2012. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62(8): 744–756.
- Collins S. L., Carpenter S. R., Swinton S. M., Orenstein D. E., Childers D. L., Gragson T. L., ... and Whitmer AC. 2011. An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (6): 351-357.
- Creswell J. 2014. *Research Design: Qualitative, Quantitative and Mixed Methods Approaches* (4th ed.). London: Sage Publications Ltd. 342pp.
- Crutzen P. J., Stoermer E. F. 2000. The Anthropocene. *IGBP Newsletter* 41: 17–18.
- Cruz-García G. S., Sachet E., Blundo-Canto G., Vanegas M. and Quintero M. 2017. To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America? *Ecosystem Services* 25: 201–212.
- Díaz S., Quétier F., Cáceres D. M., Trainor S. F., Pérez Harguindeguy N., Bret-Harte M. S., Finegan B., Peña-Claros M. and Poorter L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(2): 895-902.
- Díaz S., Demissew S., Joly C., Lonsdale W. M. and Larigauderie, A. 2015a. A Rosetta Stone for Nature's Benefits to People. *PLoS Biology*, 13(1): 1-8.
- Díaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J. R., Arico S., Báldi A., Bartuska A., Baste I. A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K. M. A., Figueroa V. E., Duraiappah A., Fischer M., Hill R., ... Zlatanova D. 2015b. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1–16.
- Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R. T., Molnár Z., Hill R., Chan K. M. A., Baste I. A., Brauman K. A., Polasky V, Church V, Lonsdale M., Larigauderie V., Leadley P. W., van Oudenhoven A. P. E., van der Plaats V., Schröter M., Lavorel V, Aumeeruddy-Thomas Y., Bukvareva E., Davies K., Demissew S., Erpul G., Failler P., Guerra C. A., Hewitt C. L., Keune H., Lindley S. and Shirayama Y.. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* 359(6373): 270-272.

- Di Pangraccio A. y Cáceres N.A. 2020. Diagnóstico actualizado del estado de implementación Ley n° 26331. 1a ed. - Ciudad Autónoma Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina; Fundación Ambiente y Recursos Naturales.
- Engler P., Rodríguez M., Cancio R., Handloser M. y Vera L. 2008. Zonas agroeconómicas homogéneas de Entre Ríos. *AEES INTA* n° 6.
- Fanny B., Nicolas D., Sander J., Erik G. B. and Marc, D. 2015. How (not) to perform ecosystem service valuations: pricing gorillas in the mist. *Biodiversity and Conservation* 24(1): 187–197.
- Figueroa J. 2005. Valoración de la Biodiversidad: perspectiva de la Economía Ambiental y la Economía Ecológica. *Interciencia* 30: 103-107.
- Fisher B., Turner R. K. y Morling P. 2009) Definición y clasificación de los servicios ecosistémicos para la toma de decisiones. *Economía ecológica* 68 (3): 643-653.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford V, Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N. and Snyder P. K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- García R. 2006. Sistemas complejos: conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria. Editorial Gedisa.
- Garnåsjordet P., Aslaksen I., Giampietro M., Funtowicz S. and Ericson T. 2012. Sustainable Development Indicators: From Statistics to Policy. *Env. Pol. Gov.* 22: 322–336.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P. L. and Montes C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69(6), 1209–1218.
- Gras C. y Cáceres D. M. 2017. El acaparamiento de tierras como proceso dinámico: Las estrategias de los actores en contextos de estancamiento económico. *Población y sociedad* 24(2): 163-194.
- Haines-Young R. y Potschin M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being *Managing ecosystems for people*. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge.
- Hansen M. P. V., Potapov R. Moore M., Hancher S. A., Turubanova A., Tyukavina D., Thau S. V., Stehman S. J., Goetz T. R., Loveland A., Kommareddy A., Egorov L., Chini C. O., Justice J. R. and Townshend G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342:850-853.
- Helne T. and Hirvilammi T. 2015. Wellbeing and Sustainability: A Relational Approach. *Sustainable Development* 23(3): 167–175.
- Horan R., Fenichelb E., Druryc K. and Lodge D. 2011. Managing ecological thresholds in coupled environmental–human systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 7333-7338.
- Huu Loc H. H., Diep N. T. H., Tuan V. T., and Shimizu Y. 2018. An analytical approach in accounting for social values of ecosystem services in a Ramsar site: A case study in the Mekong Delta, Vietnam. *Ecological Indicators* 89: 118–129.
- IPBES. 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pp.

- IPBES. 2020. Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Daszak, P., das Neves, C., Amuasi, J., Hayman, D., Kuiken, T., Roche, B., Zambrana-Torrel, C., Buss, P., Dundarova, H., Feferholtz, Y., Foldvari, G., Igbinsola, E., Junglen, S., Liu, Q., Suzan, G., Uhart, M., Wannous, C., Woolaston, K., Mosig Reidl, P., O'Brien, K., Pascual, U., Stoett, P., Li, H., Ngo, H. T., IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPCC. 2021. Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. 41 pp.
- Kaplan R. and Herbert E. J. 1987. Cultural and sub-cultural comparisons in preferences for natural settings. *Landsc. Urban Plan.* 14 (0): 281–293.
- Kelemen E., García-Llorente M., Pataki G., Martín-López B. and Gómez-Baggethun E. 2014. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem services Introduction and “State-of-the-art.” Libro de referencia de OpenNESS. Acuerdo de subvención CE FP7, 308428 (4).
- King M. F., Renó V. F. and Moraes Novo E. M. L. 2014. The Concept, Dimensions and Methods of Assessment of Human Well-Being within a Socioecological Context: A Literature Review. In *Social Indicators Research* 116 (3): 681–698. Kluwer Academic Publishers.
- Klain S. C., Satterfield T. A. and Chan K. M. A. 2014. What matters and why? Ecosystem services and their bundled qualities. *Ecological Economics* 107, 310–320.
- Kull C. A., Arnauld de Sartre X. and Castro-Larrañaga M. 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum*, 61, 122–134.
- Lescourret F., Magda D., Richard G., Adam-Blondon A. F., Bardy M., Baudry, J., ... and Soussana J. F. 2015. A social–ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 68-75.
- Latterra P., Martín-López B., Mastrángelo M. y L. Garibaldi. 2017. Servicios Ecosistémicos en Latinoamérica. De la investigación a la acción. *Ecología Austral* 27:094-098.
- Maestre-Andrés S., Calvet-Mir L. and van den Bergh C. J. M. 2016. Sociocultural valuation of ecosystem services to improve protected area management: a multi-method approach applied to Catalonia, Spain. *Regional Environmental Change*, 16(3): 717–731.
- Margulis M. E., McKeon N. and Borras, S. M. 2013. Land Grabbing and Global Governance: Critical Perspectives. *Globalizations* 10(1), 1–23.
- Martínez-Harms M. J., Bryan B. A., Balvanera P., Law E. A., Rhodes J. R., Possingham H. P., and Wilson K. A. 2015. Making decisions for managing ecosystem services. *Biol Conserv* 184:229-238.
- Mastrangelo M. E., Weyland F., Herrera L. P., Villarino S. H., Barral M. P. and Auer A. D. 2015. Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions. *Ecosystem Services* 16 63–73.

- Mastrangelo M. E. 2018. Aproximaciones al estudio del comportamiento de los productores agropecuarios en el Chaco Seco. *Ecología Austral* 28:418-434.
- Mendizábal N. 2006. Los componentes del diseño flexible en la investigación cualitativa. En V. de Gialdino (ed.). *Estrategias de investigación cualitativa*. Biblioteca de Educación. Editorial Gedisa. 278 pp.
- Menzel S. and Teng J. 2010. Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science. *Conservation Biology* 24(3): 907–909.
- Milanovic B. 2012. Global Income Inequality by the Numbers: in History and Now – an Overview. Policy Research Working Paper 6259. World Bank.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2017. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal.
- Moricz M., Cittadini R., Barth I., M. Barreda. 2011. Servicios ecosistémicos y cuestión ambiental. Reflexiones a partir de la implementación de la ley de bosques nativos. En P. Laterra, E. G. Jobbágy y J. M. Puelo (eds.). 2011. *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires: INTA.
- Muñoz J. D., S. Milera, C. Romero and A. B. Brizuela. 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Pp. 550 en F. G. Aceñolaza (eds.). *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Serie INSUGEO: Miscelánea* 14.
- Nanni A. S, Piquer-Rodríguez M., Rodríguez D., Nuñez-Regueiro M., Periago M. E., Aguiar S., Ballari S., Blundo C., Derlindati E., Di Blanco Y., Eljall A., Grau R. H., Herrera L., Huertas Herrera A., Izquierdo A. E., Lescano J., Macchi L., Mazzini F., Milkovic M., Montti L., Paviolo A., Pereyra M., Quintana R. D., Quiroga V., Renison D., Santos Beade M., Schaaf A. and Gasparri N. I. 2020. Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30:304-320.
- Orenstein D. E. and Groner E. 2014. In the eye of the stakeholder: Changes in perceptions of ecosystem services across an international border. *Ecosystem Services*, 8, 185–196.
- Ortega Uribe T., Mastrangelo M. E., Villarroel Torrez D., Piaz A., Vallejos M., Eduardo Saenz Ceja J., Gallego F., Franquesa Soler M., Calzada Peña L., Espinosa Mellado N., Fiestas Flores J., Gill Mairhofer L. R., González Espino Z., Montserrat Luna Salguero B., María Martínez-Peralta C., Ochoa O., Pérez Volkow L., Emilio Sala J., Sánchez-Rose I, ... Maass M. 2014. Estudios transdisciplinarios en socio-ecosistemas: reflexiones teóricas y su aplicación en contextos latinoamericanos. *Investigación Ambiental* 6(2): 123-136.
- Ostrom E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325: 419-422.
- Pascual U., Balvanera P., Díaz S., Pataki G., Roth E., Stenseke M., Watson R. T., Başak Dessane E., Islar M., Kelemen E., Maris V., Quaas M., Subramanian S. M., Wittmer H., Adlan A., Ahn S. E., Al-Hafedh Y. S., Amankwah E., Asah S. T., ... Yagi N. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26–27: 7–16.

- Porto Gonçalves C. 2006. El desafío ambiental. PNUMA, México. 153 pp.
- Quétier F., Tapella E., Conti G., Cáceres D. M. and Díaz S. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84-85:17-27.
- Quispe Merovich C. y M.V. Lottici. 2011. Los desafíos del ordenamiento ambiental del territorio y los servicios ecosistémicos en la ley de bosques nativos. En P. Laterra, E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.). 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA.
- Resilience Alliance. 2010. Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners. Version 2.0. Online: <http://www.resalliance.org/3871.php>
- Rizkalla C. E. and Swihart R. K. 2009. Forecasting the Effects of Land-Use Change on Forest Rodents in Indiana. *Environmental Management*, 44(5): 899–908.
- Rogers D. S., Duraiappah A. K., Antons D. C., Munoz P., Bai X., Fragkias M., and Gutscher H. 2012. A vision for human well-being: Transition to social sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4(1): 61–73.
- Ruoso L. E., Plant R., Maurel P., Dupaquier C., Roche P. K., Bonin M., Ruoso L. E., Plant R., Maurel P., Dupaquier C., Roche P. K. and Bonin M. 2015. Reading ecosystem services at the local scale through a territorial approach: the case of peri-urban agriculture in the Thau Lagoon, Southern France. *Ecology and Society, Resilience Alliance* 20(3): 11.
- Sabattini R. A., Wilson M. G., Muzzachiodi N. y Dorsch A. F. 1999. Guía para la caracterización de los agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 3:7-19.
- Sabattini J., Sabattini R. y Ledesma S. 2015. Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos. *Agrociencia Uruguay* 19 (2): 8-16.
- Sautu R., Boniolo P., Dalle P. y Elbert R. 2005. La construcción del marco teórico en la investigación social. En R., Sautu et al. (eds.). *Manual de metodología. Construcción del marco teórico, formulación de los objetivos y elección de la metodología.* 33 pp.
- Scholte S. S. K., van Teeffelen A. J. A. and Verburg P. H. 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics* 114: 67-78.
- SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085 – AR. 117 pp.
- SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa. Inventario de campo de la región del Espinal. Distritos de Caldén y Ñandubay. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085-AR. 236 pp.
- SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2014. Guía de análisis de actores sociales para el proceso participativo del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos. Dirección de Bosques Nativos, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina. 26 pp.
- Spahn E. 2013. Modelo de estados y transiciones para los bosques y pastizales del norte entrerriano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina. Pp. 184.

- Svampa M. 2019. Las fronteras del neoextractivismo en América Latina: conflictos socioambientales, giro ecoterritorial y nuevas dependencias. 144 pp.
- Tengo M., Brondizio E. S., Elmqvist T., Malmer P. and Spierenburg M. 2014. Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: The multiple evidence base approach. *Ambio* 43(5): 579–591.
- Truffer I. (coordinadora). 2018. La construcción del actual territorio agrícola entrerriano. EDUNER. Universidad Nacional de Entre Ríos. 197 pp.
- Tuler S. and Webler T. 2010. How preferences for public participation are linked to perceptions of the context, preferences for outcomes, and individual characteristics. *Environ Manage* 46:254–267.
- UICN. 2020. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2020 3. <https://www.iucnredlist.org>. Descargado el 13/10/2020.
- Wright P., Alward G., Colby J., Hoekstra T., Tegler B. and Turner M. 2002. Monitoring for forest management unit scale sustainability: The local unit criteria and indicators development (LUCID) test (management edition). Fort Collins, CO: USDA Forest Service Inventory and Monitoring. Report No. 5: 54 pp.
- Zagarola J. P. A., Anderson C. B. and Veteto J. R. 2014. Perceiving patagonia: An assessment of social values and perspectives regarding watershed ecosystem services and management in Southern South America. *Environmental Management*, 53(4): 769–782.

Perspectivas sobre contribuciones, estados y normativas del bosque nativo de actores sociales vinculados a la producción ganadera en el Espinal entrerriano¹

Introducción

Los bosques son grandes reservorios de biodiversidad, albergando más del 75% de las especies de flora y fauna terrestres a nivel mundial (FAO, 2016). Asimismo, los bosques desempeñan un rol crucial para múltiples procesos ecosistémicos, como la captación y transformación de materia y energía en los ciclos biogeoquímicos del agua y el carbono y la protección del suelo (FAO, 2016). Por otro lado, se ha demostrado, principalmente a través del marco conceptual de los servicios ecosistémicos (MEA, 2005), que estos ecosistemas realizan amplias contribuciones esenciales para la vida y el desarrollo de las sociedades rurales y urbanas (Krieger, 2001; MEA, 2005; FAO, 2016). En este sentido, se reconoce que los bosques son parte central del sustento de vida de productores rurales, campesinos e indígenas en todos los continentes, mediante los cuales satisfacen muchas de sus necesidades de subsistencia, comerciales, culturales, espirituales y recreativas (Vang Rasmussen et al., 2017). Del mismo modo, amplias contribuciones materiales madereras y no madereras (por ejemplo, materiales para construcción y alimentos, Chiabai et al., 2010), no-materiales (por ejemplo, espacios naturales para experiencias que aportan a la salud física y mental de las personas, Edwards et al., 2012) y de regulación (por ejemplo, regulaciones climáticas, hidrológicas y edáficas, Krieger, 2001) trascienden el ámbito rural, vinculándose también con las sociedades urbanas. A pesar del reconocimiento de la importancia de los bosques por sus beneficios globales, en

¹ Parte de este capítulo ha sido publicado como Rojido et al 2021.

muchos casos todavía siguen siendo subestimados (Ninan y Kontoleon, 2016; Acharya et al., 2019).

La pérdida y degradación de los bosques, por cambio de uso de la tierra, fragmentación, introducción de especies invasoras, contaminación y sobreexplotación, los afecta tanto en sus dimensiones ecológicas como sociales (Ghazoul et al., 2015; IPBES, 2018a). En América, los mayores factores de conversión y fragmentación de los ecosistemas son la expansión agropecuaria industrial y la urbanización (IPBES, 2018b). En Argentina, la mayoría de los ecosistemas boscosos sufrieron una drástica reducción de su superficie (por ejemplo, Argentina pasó de contar con 32 millones de ha en 1998, a 27 millones de ha en 2015, Di Pangraccio y Cáceres, 2020), principalmente por un proceso histórico de expansión agropecuaria, intensificado en las últimas dos décadas por la agriculturización de la tierra y la sojización de la agricultura (Schmidt, 2018). Actualmente, la agricultura se conjuga con otras presiones antrópicas sobre los ecosistemas boscosos, como la ganadería comercial intensiva y semi intensiva y la urbanización (Nanni et al., 2020). Esta situación de pérdida y degradación de los bosques responde, en gran medida, a una visión utilitarista sobre el ambiente y a la falta de comprensión y valoración de la multifuncionalidad de los territorios (por ejemplo, desconocimiento de la relevancia de las contribuciones que brindan los bosques; Muñoz et al., 2005; Littera et al., 2011).

Como respuesta a la presión social que exigía la protección de los bosques, en 2007, se sancionó la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección de los Bosques Nativos (N° 26.331) (Quispe Merovich y Lottici, 2011; Schmidt, 2018). Esta política pública propone para disminuir pérdidas y degradaciones de estos ecosistemas a través de zonificaciones participativas de usos, integraciones de múltiples valores en los criterios de uso y financiamientos de planes de conservación (Guida Johnson y Zuleta, 2013). No obstante, todavía no es claro el aporte de la ley para disminuir los factores que amenazan los bosques, tanto al nivel nacional como provincial (Aguar et al., 2018), ya que su aplicación efectiva aún presenta un conjunto de problemas relevantes (por ejemplo, desfinanciamiento, falta de controles, falta de metodologías para valorar los servicios ecosistémicos, Di Pangraccio y Cáceres, 2020).

En consonancia con lo visto en otras ecorregiones boscosas de Argentina, el

Espinal en la provincia de Entre Ríos ha sufrido una pérdida del ~70% de su superficie (Muñoz et al., 2005; SAyDS, 2007; MAyDS, 2017). A estas pérdidas, se suman procesos degradativos que modificaron sus características ecológicas originales (fisonomía, composición y funciones). Estos procesos se asocian a la intensa utilización histórica de sus recursos madereros (por ejemplo leña, madera, carbón, postes), el abandono de predios cultivados que genera áreas de renovales, la quema y el sobrepastoreo del ganado (SAyDS, 2007; Spahn, 2013). Como consecuencia, en el centro-norte de Entre Ríos, se identifican actualmente múltiples estados fisonómicos-florísticos del bosque (Spahn, 2013). Estos estados son clasificados en una escala de degradación por los especialistas sobre manejo ganadero, de acuerdo a sus características edáficas, fisonómicas y florísticas que inciden sobre su capacidad de producción forrajera (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). De acuerdo a esta clasificación ecológico-productiva, los estados que poseen una alta cobertura arbustiva (>20-25%) son considerados como degradados (Sione et al., 2006), porque producen menos forraje que las áreas más abiertas y, además, dificultan el acceso del ganado al mismo, perjudicando así a la producción ganadera (Wilson y Sabattini, 2001). Por lo tanto, los modelos actuales de degradación del Espinal, si bien contemplan aspectos ecológicos, se centran en la pérdida de productividad ganadera.

A pesar de su degradación histórica, el Espinal del centro-norte entrerriano aún tiene un papel importante en los sistemas socio-productivos (Sabattini et al., 1999), ya que la cría extensiva de ganado en bosque es una de las principales actividades económicas de la región (Tasi et al., 2007). Esta ganadería es desarrollada principalmente por productores familiares (Engler et al., 2008). Es decir, por una producción donde la administración y explotación están a cargo de una familia, la cual aporta la fracción predominante de la fuerza de trabajo utilizada en la explotación (FAO, 2013). Algunas de estas familias realizan otras actividades vinculadas al bosque, como apicultura, extracción de leña, producción láctea, cría de animales de corral, caza y recolección de frutos silvestres (Casermeiro et al., 2003). Estos productores son actores clave para el manejo y conservación de este ecosistema, ya que poseen una relación directa y compleja con el bosque, recibiendo contribuciones del bosque y también disturbándolo (Spahn, 2013).

Gestionar adecuadamente los ecosistemas, especialmente los bajo amenazas como

el Espinal, requiere producir conocimiento local a través de la participación de los actores sociales (AS) involucrados, para que sea articulado en los procesos de toma de decisión (Carvalho-Ribeiro y Lovett, 2011; Mastrángelo et al., 2015). De hecho, la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley N° 26.331) plantea identificar a los AS clave y reconocer su perspectiva para lograr los objetivos del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (SAyDS, 2014). Por tal motivo, cobra relevancia identificar al espectro de AS que se vinculan con este socio-ecosistema, para posteriormente analizar cómo se relacionan y lo perciben aquellos considerados clave por su capacidad de influencia en su manejo y conservación (Tapella, 2007). Por ejemplo, los AS que lo mantienen como parte integral de sus sistemas socio-productivos (Mastrangelo, 2018) o aquellos AS que intervienen en la gobernanza de sus bienes y servicios, a través de la generación de información científica y la aplicación de políticas públicas (Díaz et al., 2011). Complementariamente, dado que la gobernanza ambiental se enmarca en un contexto político-institucional (Bennett et al., 2015), es menester reconocer la perspectiva que poseen los AS sobre las normativas que inciden en la gestión y la conservación del bosque del Espinal.

Dentro del marco conceptual de los servicios ecosistémicos, las evaluaciones socio-culturales, al indagar sobre la importancia, preferencias, necesidades o demandas expresadas por las personas hacia los ecosistemas (Chan et al., 2012), permiten hacer conexiones explícitas acerca de cómo las personas se relacionan y perciben a distintos aspectos de la naturaleza (Kelemen et al., 2014). A su vez, este enfoque contempla las heterogeneidades en las percepciones y usos de los socio-ecosistemas basado en las diferencias culturales (Kaplan y Herbert, 1987, Buijs et al., 2009; Orenstein y Groner, 2014). Actualmente, este enfoque ha sido profundizado por la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, por sus siglas en inglés) acuñando, el concepto de “Contribuciones de la Naturaleza para la Gente” (CNG), en reemplazo de SE, para reflejar el rol central y omnipresente de la cultura en la relación humano-naturaleza (Díaz et al., 2018). En definitiva, tanto desde un aspecto ético como pragmático, la contextualización socio-ecológica que generan las evaluaciones socio-culturales, pueden contribuir a legitimar socialmente la gestión de los socio-ecosistemas (Maestre-Andrés et al., 2015; Breyne et al., 2021).

Objetivos e hipótesis

Objetivo 1: Identificar a los actores sociales (AS) vinculados al bosque nativo del Espinal entrerriano y definir cuáles son clave (o relevantes) para su manejo y conservación.

Objetivo 2: Indagar sobre cuales contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG) provistos por el bosque nativo del Espinal entrerriano son reconocidos por los AS clave.

Objetivo 3: Analizar la percepción de los AS clave sobre las características fisonómicas-florísticas de los estados del Espinal, los factores que generan estos estados y su capacidad para proveer contribuciones.

Objetivo 4: Examinar el conocimiento y opinión sobre el desempeño de las normativas vigentes relacionadas a la gestión del bosque nativo del Espinal entrerriano que poseen los AS claves.

Hipótesis 1: Los AS claves, al poseer diferentes relaciones con el bosque del Espinal, perciben de modo heterogéneo las contribuciones que provee. Por lo cual, se espera que los productores ganaderos familiares (ganaderos), quienes tienen una relación de contacto constante y de múltiples usos directos del bosque, reconozcan más CNG de este socio-ecosistema que los investigadores, extensionistas y funcionarios públicos (especialistas).

Hipótesis 2: Los AS claves, al poseer diferentes relaciones con el bosque del Espinal, definen las características y la capacidad de proveer CNG de los estados en función de sus intereses sobre este socio-ecosistema. Por lo cual, se considera que, al tener un vínculo técnico-académico con el bosque, los especialistas caracterizarán a los estados y su capacidad de proveer contribuciones en sintonía con la literatura existente para el área de estudio.

Hipótesis 3: Los AS claves, al constituir grupos socio-culturales heterogéneos entre sí, tienen diferente conocimiento y opinión sobre el desempeño de las normativas vinculadas al manejo y conservación del bosque del Espinal. En consecuencia, se estima

que los especialistas tendrán un mayor conocimiento sobre las normativas relacionadas con el bosque.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El centro-norte de Entre Ríos pertenece al Distrito Fitogeográfico del Ñandubay del Espinal (Cabrera, 1976). Esta ecorregión presenta variaciones fisonómicas, incluyendo bosques semixerofíticos, sabanas y pastizales (SAyDS, 2007). El bosque maduro se caracteriza por tener un estrato arbóreo bajo (6-12 m), dominado por ñandubay (*Prosopis affinis*) y espinillo (*Vachellia caven*), acompañados por algarrobos (*Prosopis* spp.), chañar (*Geoffroea decorticans*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y tala (*Celtis ehrenbergiana*); un estrato arbustivo pobre de 2-4 m de altura con una cobertura de hasta 50% (Cabrera, 1976); y un estrato herbáceo continuo con dominancia de pastizales cespitosos (Sabattini et al., 1999).

Cuatro departamentos del centro-norte de Entre Ríos (Federal, Feliciano, La Paz y Villaguay) contienen aproximadamente el 80% de los remanentes boscosos de la provincia (Sabattini et al., 2015). Este trabajo se desarrolló en dos de estos departamentos: Feliciano y La Paz (**Figura 2.1**). Feliciano (323.275 ha) presentaba en el último inventario de bosques nativos oficial (año 2009), una cobertura de suelo de bosque nativo del 75,6%, del cual el 59,7% corresponde a la categoría I (roja) de conservación prevista por la Ley N°26331, que restringe actividades productivas, y el 19,7% a la categoría II (amarilla), que permite manejo del bosque para actividades productivas (Sabattini et al., 2009a). La Paz (658.625 ha) tenía en el año 2009 una cobertura del suelo de bosque del 56,3%, perteneciendo el 45,0% a categoría roja y el 41,3% a amarilla (Sabattini et al., 2009c).

Ambos departamentos concentran el 13% de la producción bovina de la provincia y el 27% de la ovina (DGE, 2022), las cuales son realizadas principalmente en campo natural (bosques, sabanas, pastizales, Calvi y Rodríguez, 2014). En Feliciano, se registra la mayor proporción de superficie destinada a ganadería de la provincia (71% de la superficie del departamento, Engler et al., 2008). En La Paz, las principales actividades agropecuarias

son la ganadería bovina y la agricultura. Esta última actividad está en expansión (Dupleich y Vicente, 2012). En el año 2002, en ambos departamentos el ~70% de los productores eran familiares, quienes vivían en sus explotaciones o en localidades cercanas (Engler et al. 2008; Dupleich y Vicente, 2012), y disponían, en el caso de los productores familiares capitalizados de La Paz, de 294 ha en promedio; mientras los productores familiares no capitalizados o campesinos de 136 ha en promedio (Dupleich y Vicente, 2012). En muchos casos, los productores familiares capitalizados son quienes se dedican a actividades mixtas agrícola-ganadera, mientras los productores familiares no capitalizados (o campesinos) se dedican principalmente a actividades ganaderas (vacuna, ovina, caprina, etc.) y hortícolas para autoconsumo, con venta de excedentes (Dupleich y Vicente, 2012). Si bien ambos tipos de productores familiares utilizan el bosque para la ganadería y extracción de leña, son los campesinos quienes realizan en mayor medida otras actividades vinculadas a este ecosistema, como apicultura, producción láctea, caza y recolección de frutos silvestres (Casermeiro et al., 2003).

Actualmente, dado los marcados cambios en la estructura socio económica agraria de Entre Ríos sufridos en las últimas década, fundamentalmente provocada por un proceso de agriculturización enfocado en la producción de soja (Dominguez y Orsini, 2009; Truffer et al. 2018), se observa para la provincia de Entre Ríos una pérdida del 36,2% de las explotaciones agropecuarias en el período 2002-2018, principalmente de pequeñas producciones familiares en campos de hasta 200 ha (Ameghino y Fernandez, 2019). A pesar de su declinación cuantitativa, los productores familiares constituyen un sector aun numeroso y con una marcada dependencia y relación con el bosque (Sabattini et al., 1999; Casermeiro et al., 2003). Por lo cual, en el presente estudio se priorizó la caracterización de sus perspectivas sobre el bosque, ya que podrían proveer una mayor diversidad de valores y relaciones que otros sectores de productores, a la vez que podrían verse más afectados por la degradación del bosque (el cual es el eje central de esta tesis). Adicionalmente, en el plano metodológico, estos productores presentan una mayor accesibilidad para realizar las indagaciones por residir en sus predios o en localidades cercanas, mientras los productores ganaderos no-familiares en algunos casos residen incluso fuera de la provincia (Dupleich y Vicente, 2012). De este modo, las perspectivas de este sector de productores constituyen una primera aproximación de valoración socio-cultural del Espinal y, por lo tanto, su

alcance no abarca la totalidad de esta actividad (por ejemplo, la superficie abarcada por las explotaciones agropecuarias familiares es ~30% del total en La Paz, Dupleich y Vicente, 2012). En consecuencia, también sería importante abordar las percepciones de los ganaderos no-familiares en futuros estudios, lo cual requiere marcos conceptuales que contemplen el estudio de otros sistemas de gobernanza y toma de decisiones (por ejemplo, economía institucional, administración corporativa).

Figura 2.1. Mapa de Entre Ríos, destacando el Departamento La Paz en color negro y el Departamento Feliciano en color gris.



Obtención de datos

Los actores sociales, los cuales son individuos, grupos o instituciones que dan a sus acciones un sentido propio, de acuerdo a sus orientaciones, motivos, expectativas, fines, representaciones y valores (Quétier et al., 2007), deben ser identificados y definidos en función de un aspecto específico (Tapella, 2007). Mediante una perspectiva de expertos (Chevalier y Buckles, 2011), en el contexto de este estudio se identificaron a los AS que poseen algún tipo de vínculo con el bosque nativo del Espinal entrerriano. Del mismo

modo la definición de los AS clave para la gestión del Espinal, también se realizó mediante una perspectiva de expertos (categorización analítica, Hare y Pahl-Wostl, 2002), basados en el método de interés-influencia (Lindenberg y Crosby, 1981), el cual es un método comúnmente usado en el ámbito de las ciencias sociales (Reed et al., 2009).

Adoptamos un enfoque de investigación cualitativo (Sautu et al., 2005) para indagar sobre la perspectiva de productores familiares que realizan actividades ganaderas en bosque (a partir de ahora, “ganaderos”) e investigadores, extensionistas y funcionarios (“especialistas”) sobre el bosque del Espinal. Mediante entrevistas semi-estructuradas construimos el significado de lo indagado desde el lugar del sujeto de estudio (Mendizábal, 2006), y luego vinculamos los resultados con conceptos teóricos y categorías pre-establecidas por el ámbito científico y de la gestión ambiental (Creswell, 2014).

El guión de las entrevistas, previamente validado mediante consultas con expertos y pruebas piloto con ganaderos (Rojas Crotte, 2011), se diseñó en función de tres ejes. Uno de ellos abordó el contexto normativo-institucional al consultar sobre el conocimiento y opinión sobre el desempeño de las normativas relacionadas al manejo y conservación del bosque. Las dos restantes estaban basados en factores relacionados a la valoración socio-cultural de los servicios ecosistémicos (Scholte et al., 2015): percepción sobre las contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG) que provee el bosque; y percepción sobre los estados del bosque. Para recabar las percepciones sobre las CNG que provee el bosque no se utilizaron listas preestablecidas sobre los mismos, con el fin de no condicionar las respuestas. Para recabar las percepciones sobre los estados, en tanto, se utilizaron fotografías como estímulo visual-cognitivo (López-Santiago et al., 2014) de seis estados comunes dentro del área de estudio. Se les consultó a los entrevistados sobre tres aspectos de cada fotografía: a) características fisonómicas-florísticas que permiten distinguir al estado; b) factores causantes de estas características fisonómicas-florísticas; y c) capacidad de ese estado con respecto a los otros de proveer beneficios (mayor, intermedia, menor).

Los estados, identificados mediante consultas con expertos y revisión bibliográfica (Spahn, 2013), fueron seleccionados para que las características fisonómicas-florísticas

(altura de los árboles, presencia de renovales, abundancia de especies en los estratos arbustivos y herbáceo) abarquen tres niveles de degradación: a) poco degradado: 1. Bosque semi-maduro con renovales arbóreos y con bajo grado de cobertura arbustiva (3-20%); b) degradado: 2. Bosque semi-maduro sin renovales arbóreos y sin estrato arbustivo; 3. Bosque semi-maduro con renovales, baja cobertura arbustiva (<20-25%) y alta cobertura herbácea no-forrajera (*Melica macra*) (>20-25%); 4. Bosque semi-maduro con renovales, baja cobertura arbustiva (<20-25%) y alta cobertura de subarbusto no-forrajero (*Eryngium eburneum*) (>20-25%); y c) muy degradado: 5. Bosque renoval con bajo grado de cobertura arbustiva (2-20%); 6. Bosque renoval con alto grado de cobertura arbustiva (>20-25%). Para mayor descripción, véase Spahn (2013). La relación entre los estados del bosque y el nivel de degradación, se estableció en base a estudios realizados en la región (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013), los cuales describen atributos ecológicos centralmente de acuerdo a su incidencia en la productividad ganadera.

Selección de entrevistados

La selección de entrevistados se hizo utilizando una base de datos para ganaderos y una para especialistas. En cuanto a los ganaderos, ante la ausencia de un registro oficial, se utilizó una base de datos de extensionistas del INTA con 55 productores ganaderos familiares. Los mismos se caracterizaban por: a) residir en el establecimiento o zonas cercanas; b) depender de la ganadería de cría como principal fuente de ingreso; c) aportar al menos la mitad de la mano de obra por la familia; d) obtener el forraje principalmente del campo natural; e) estar posiblemente interesados en participar en proyectos de innovación ganadera. La base de datos de especialistas se constituyó identificando a los investigadores (n=17) y extensionistas (n=3) vinculados profesionalmente al bosque nativo dentro del área de estudio, pertenecientes a: Estación Experimental Agropecuaria Paraná (EEA Paraná-INTA), Universidad Nacional de Entre Ríos, Universidad Autónoma de Entre Ríos y Centro Regional de Geomática. Además, se incluyó a funcionarios pertenecientes al Área de Bosque Nativo de la Secretaría de Producción provincial (n=2).

La cantidad total de ganaderos y especialistas entrevistados se definió considerando la redundancia de sus respuestas sobre las CNG (saturación teórica de respuestas, Soneira, 2006; véase Anexo 2.1). De este modo, la muestra se reconoce como significativa pero no

representativa (Tapella, 2012). Entre junio y diciembre del 2017, se realizaron 21 entrevistas. Doce fueron a ganaderos de La Paz (n=5) y Feliciano (n=7), seleccionados mediante un muestreo intencional que abarcó la heterogeneidad de características que podrían incidir en sus relaciones con el bosque (por ejemplo, predios de distintos tamaños, lugar de residencia en el predio o en pueblos, distintas edades, Mendizábal, 2006). Para los especialistas, se realizaron 9 entrevistas: extensionistas (n=1), funcionarios (n=1) e investigadores (n=7). Dentro de los investigadores, cuatro personas entrevistadas pertenecían a las ciencias biológicas, mientras que las restantes tres a las ciencias agronómicas.

Interpretación y análisis de datos

Los actores sociales (AS) vinculados al bosque nativo del Espinal fueron identificados mediante un proceso iterativo en el cual se conjugaron dos fuentes de información (Reed et al., 2009): identificación inicial en base a la bibliografía existente (por ejemplo, Casermeiro et al. 2003; Dupleich y Vicente, 2012), a la que se le adicionó información de consultas a expertos (principalmente extensionistas de INTA). Para definir entre los AS identificados cuales son clave para la gestión del Espinal se construyó una matriz de doble entrada con un eje que detalla el grado de interés (poco, medio, alto) sobre el bosque. Por ejemplo, el grado de interés sobre su estudio o el grado de interés sobre la utilización de los recursos; y el otro eje describiendo el grado de influencia (bajo, medio, alto) sobre el manejo y conservación del bosque. Por ejemplo, el grado de influencia por ser propietarios de áreas con bosque o el grado de influencia por aplicar políticas públicas específicas. Se consideraron clave aquellos AS que reunían las siguientes condiciones: a) alto grado de interés y b) alto o medio grado de influencia sobre el manejo o conservación del bosque nativo. Es decir, aquellos AS que pueden influenciar significativamente y son muy importantes para el proceso de gestión de los ecosistemas (Tapella, 2007), en este caso, el Espinal.

Las entrevistas fueron grabadas y posteriormente transcritas. El texto se interpretó aplicando un Análisis de Contenido Cualitativo, donde se combinaron procedimientos deductivos (temas a analizar se fijaron anteriormente en base a los objetivos, como ejes de las entrevistas) e inductivos (material por eje fue codificado utilizando una estrategia de

construcción basado en las respuestas, Mayring, 2014).

Contribuciones del bosque: Se comparó la percepción de las CNG del bosque entre los AS claves generando una lista para cada uno. Para definir los CNG, se combinó una codificación inductiva inicial, basada en lo dicho por los entrevistados, con tipologías sobre servicios ecosistémicos utilizadas en la literatura (Cáceres et al., 2015; Maestre-Andres et al., 2016). Luego estimamos la frecuencia de mención de cada CNG para cada AS, del siguiente modo: el número de menciones de la contribución sobre el número de entrevistados del AS. La frecuencia de mención fue categorizada como baja (<33%), media (33-66%) y alta (>66%). Finalmente, se determinó la relación de las CNG identificadas en este estudio con las 18 categorías de CNG propuestas por Díaz et al. (2018), los cuales representan agrupamientos de CNG afines. Por ejemplo, la categoría de CNG `Alimento humano y comida de animales` nuclea desde pastos forrajeros para ganado hasta miel para consumo humano.

Estados del bosque y degradación: Se comparó la percepción de los AS claves sobre las características fisonómicas y florísticas de los estados y los factores causantes de las características, considerando como base nuestra descripción de los estados (sintetizado de Spahn, 2013) (véase Recolección de datos). En tanto que la percepción acerca de la capacidad de los estados de proveer beneficios, se comparó mediante el desarrollo de un índice de prominencia (IP, Sutrop, 2001) de cada estado para proveer beneficios, el cual fue contrastado con el gradiente de degradación establecido en base a estudios previos (véase Recolección de datos). El IP se calculó tomando en cuenta el lugar en el ordenamiento hecho por cada entrevistado sobre la capacidad de proveer beneficios (i.e. los estados con mayor, intermedia o menor capacidad), y la frecuencia de mención de esa categorización para cada fotografía entre todos los encuestados: $IP = \sum (r_i * f) / N$, donde el lugar en el ordenamiento de cada fotografía (r_i) se multiplicó por la frecuencia de mención de cada estado determinado (f), sumando ese producto por cada fotografía y dividiendo por el número total de entrevistados (N). El IP refleja la percepción de cada AS clave sobre la capacidad para proveer beneficios de cada estado, variando entre 1 (mayor capacidad) y 3 (menor capacidad).

Contexto normativo-institucional: Se comparó entre los AS claves el grado de

conocimiento (no explicitado, bajo, medio, alto) y su opinión acerca del desempeño (negativa, neutral, positiva) de las normativas sobre el manejo y conservación del bosque nativo. El conocimiento acerca de las normativas se evaluó contrastando sus descripciones con las características de las normativas (www.infoleg.gob.ar; www.senadoer.gob.ar/leyes/leyes.php y <https://www.hcder.gov.ar/>). Cabe aclarar el entrevistador no describió las normativas vigentes, por lo que el conocimiento 'no explicitado', corresponde las normativas que no fueron mencionadas por los AS. La opinión sobre el desempeño de las normativas se basó en sus menciones sobre la interacción de las mismas con respecto a las actividades productivas realizadas en áreas de bosque nativo (en el caso de los ganaderos), y acerca de la efectividad para disminuir la deforestación (para ambos AS).

Resultados

Actores sociales vinculados al Espinal

En primer término, se describe al conjunto de actores sociales (AS) identificados por estar vinculados al bosque nativo del Espinal entrerriano; en segundo término, se fundamenta cuales de ellos son considerados clave para la gestión de este socio-ecosistema (aun cuando ya se ha anticipado en secciones anteriores, ya que sobre ellos se realizaron las indagaciones de esta tesis). Se reconocieron veintiun actores sociales (AS) vinculados al bosque nativo del Espinal entrerriano (**Tabla 2.1**). Entre estos AS se encuentran aquellos que poseen vínculos directos, por ejemplo al realizar actividades de uso en el bosque; y los que tienen vínculos indirectos, por ejemplo por realizar actividades investigativas en el bosque (**Tabla 2.1**). El vínculo con el bosque se encuentra asociado parcialmente al interés e influencia que poseen estos AS, por lo cual se desarrollan en conjunto a continuación.

El gradiente de interés sobre el bosque nativo del Espinal en el que se ubican los AS corresponde a su dependencia socio-económica (principalmente para quienes realizan actividades de uso) o por estar dentro de su área de incumbencia (principalmente para quienes realizan actividades de gestión, extensión o investigación) (**Tabla 2.1**). Por su parte, el gradiente de influencia refleja la capacidad de los AS para incidir en el manejo y

conservación del bosque. De este modo, apreciando la matriz de interés-influencia (**Tabla 2.1**) se reconoce, por ejemplo, que los productores agrícolas de gran escala tienen poco interés en el bosque, ya que sus actividades son de agricultura. Simultáneamente, este AS tiene una alta influencia en la conservación de este socio-ecosistema en aquellos casos donde decidan hacer un cambio en la cobertura y uso del suelo. En el extremo opuesto de interés-influencia, se ubican AS con alto interés por realizar actividades en el bosque (leñadores, apicultores, etc.) pero que no suelen ser propietarios de áreas con bosques, por lo cual su influencia en el manejo y conservación es baja. Continuando con el análisis de interés-influencia (i.e. de acuerdo a su alto grado de interés y alto o medio grado de influencia sobre el manejo o conservación del bosque nativo), se reconocieron seis AS clave para la gestión del bosque (**Tabla 2.1**): 1) Productores familiares que realizan ganadería en bosque nativo; 2) Productores no-familiares que realizan ganadería en bosque nativo. Ambos AS son los principales propietarios y usuarios del bosque dentro del área de estudio; 3) Funcionarios públicos pertenecientes al Área de Bosque Nativo de la Dirección de RRNN de la Secretaría de Producción de la provincia de Entre Ríos (‘Área de bosque’), por su rol en la gestión pública de este socio-ecosistema; 4) Extensionistas de Agencias de Extensión Rural (AER) de INTA, las cuales asesoran a productores que realizan ganadería en bosque; 5) técnicos de las instituciones públicas pertenecientes al sistema de ciencia y tecnología (por ejemplo, INTA, universidades, etc.) que generan información científica sobre el bosque al estudiarlo; 6) Dirección de Bosque Nativo del Ministerio de Ambiente de la nación (‘Dirección de bosque’), por su rol en la gestión pública de este socio-ecosistema. La indagación se realizó sobre cuatro de los seis AS clave, ya que se exceptuó a aquellos con mayor dificultad de acceso, es decir a la ‘Dirección de bosque’ la cual se encuentra fuera de la provincia de Entre Ríos y a los productores ganaderos no-familiares quienes en determinados casos residen también fuera de la provincia. Como se anticipó en secciones anteriores, los AS abordados en este estudio fueron diferenciados en ‘ganaderos’ (productores familiares que realizan ganadería en bosque nativo) y ‘especialistas’ (investigadores de instituciones públicas, extensionistas de AER y funcionarios públicos del Área de bosque). De este modo, este último AS resulta del agrupamiento de tres AS específicos; los cuales, en su conjunto, intervienen en la gobernanza de los bienes y servicios del bosque nativo del Espinal entrerriano, a través de generar información

científica o de aplicar políticas públicas.

Tabla 2.1. Actores sociales (n= 21) vinculados al bosque nativo del Espinal de Entre Ríos, clasificados de acuerdo a su grado de interés e influencia sobre el manejo o conservación del bosque nativo de Entre Ríos. Se considera actores clave a aquellos que tengan alto grado de interés y alto o medio grado de influencia sobre el manejo o conservación del bosque nativo.

| | | Influencia | | |
|----------------|-------|--|---|--|
| | | Alta | Media | Baja |
| Interés | Mucho | Productores familiares que realizan ganadería en bosque nativo. Productores no-familiares que realizan ganadería en bosque nativo. Área de Bosque Nativo de la Dirección de RRNN de la Secretaría de Producción de la provincia de Entre Ríos. | Agencias de Extensión Rural de INTA. Investigadores de EEA INTA; UADER; de UNER y de CEREGEO que estudian al bosque nativo. Dirección de Bosque Nativo del Ministerio de Ambiente de la nación. | Leñadores. Apicultores. Carpinterías/Aserraderos que utilizan árboles nativos. Cazadores. Asociaciones ambientalistas. |
| | Medio | Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la nación. | Escuelas agrotécnicas. Productores tamberos que poseen bosque nativo. | Secretaría de Ambiente de la provincia de Entre Ríos. |
| | Poco | Productores agrícolas de gran escala. | Cooperativas agropecuarias. Secretaría de Agricultura Familiar, Campesina e Indígena de la Nación. Asesores privados de productores. Oficinas de Producción municipales. | Trabajadores rurales. |

Percepciones sobre contribuciones

Los ganaderos y especialistas identificaron 33 contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG) que provee el bosque nativo del Espinal del centro-norte de Entre Ríos (Tabla 2.2). La percepción de ambos actores incluyó CNG propias, beneficios para la

sociedad en general y para actividades realizadas por otros. A diferencia de lo esperado, los especialistas reconocieron más CNG que los ganaderos (32 versus 27, respectivamente). Sin embargo, las CNG adicionales descritas por los especialistas fueron mencionadas con baja frecuencia (por ejemplo, materiales para producción de artesanías) y solo uno con una frecuencia intermedia (estabilidad productiva ganadera). Por su parte, la única contribución del bosque descrita exclusivamente por los ganaderos (regulación del régimen de lluvias, vientos y tormentas) fue mencionada con una frecuencia intermedia (**Tabla 2.2**).

Para los especialistas, la mayor cantidad de beneficios reconocidos fueron los materiales (13 de 32), identificando tres más que los ganaderos (**Tabla 2.2**). Para los ganaderos, la mayor cantidad de beneficios identificados fueron los de regulación (11 de 27), identificando uno más que los especialistas. De acuerdo a la frecuencia de mención, dentro de esta categoría los ganaderos enfatizaron claramente más que los especialistas el beneficio de purificación del aire (>66% y <33% para ganaderos y especialistas, respectivamente), mientras que los especialistas destacaron más que los ganaderos el control de inundaciones (>66% y <33% para especialistas y ganaderos, respectivamente). Ambos AS coincidieron al mencionar altamente a los beneficios materiales y de regulación ligados directamente a la producción ganadera y la leña; y parcialmente al refugio para la biodiversidad que provee el bosque (**Tabla 2.2**), dentro del cual las aves y los mamíferos tienen un lugar destacado para los ganaderos. Para ambos AS, la menor cantidad de beneficios reconocidos fueron los no-materiales (6 de 27 y 8 de 32 para ganaderos y especialistas, respectivamente). Dentro de esta categoría, no hubo una diferencia marcada en cuanto a la frecuencia de mención de cada beneficio, destacándose por coincidir parcialmente en el sustento del modo de vida vinculado al bosque (**Tabla 2.2**).

Los beneficios reconocidos por los AS se enmarcaron en 14 de las 18 categorías de CNG: cuatro materiales, tres no-materiales, siete de regulación y uno transversal (**Tabla 2.2**). La categoría de CNG material 'Alimento humano y comida de animales', fue la que comprendió una mayor cantidad de CNG mencionadas por ambos AS (7 de 33 CNG), seguida por la CNG no material 'Experiencias psicológicas y físicas' (5 de 33 CNG). Particularmente, la categoría CNG transversal 'Mantener opciones', se vinculó con un

CNG descrito exclusivamente por los especialistas (Favorece la estabilidad productiva ganadera).

Tabla 2.2. Percepciones de contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG) del bosque nativo en sistemas ganaderos del centro-norte entrerriano. Las CNG fueron clasificadas según el actor social (G: ganaderos y E: especialistas) y las categorías de 18 CNG, agrupados en cuatro grupos (Díaz et al. 2018). La frecuencia de mención de cada CNG está indicada como: A (alta) >66%, M (media) 66-33%, B (baja) <33%. Las categorías de CNG en *itálicas* no fueron detectadas durante las entrevistas

| Grupo | Categoría de CNG | CNG identificadas en las entrevistas | Frecuencia de mención | |
|-------------------------|--|---|---------------------------|---|
| | | | G | E |
| Material | Alimento humano y comida de animales | Provisión y protección del clima de pastos forrajeros | A | A |
| | | Otros recursos forrajeros (hojas y frutos de árboles, etc.) | B | B |
| | | Flores para la producción de miel | M | M |
| | | Animales silvestres para consumo humano | B | M |
| | | Frutos silvestres para consumo humano | B | M |
| | | Miel de buena calidad | B | M |
| | | Carne de ganado de buena calidad | | B |
| | Materiales y asistencia | Postes | A | A |
| | | Madera para edificaciones y muebles | M | B |
| | | Materiales para producción de artesanías. | | B |
| | | Recursos ornamentales (arbustos, etc.) | | B |
| | Energía | Leña | A | A |
| | Recursos medicinales, biomédicos y genéticos | Plantas medicinales | M | B |
| | No-material | Aprendizaje e inspiración | Información para aprender | |
| Apoyo a las identidades | | Sustento del modo de vida (tradiciones y costumbres) | M | A |
| | | Patrimonio cultural de la región | | B |
| | | Experiencias físicas y psicológicas | Caza deportiva | M |
| | | Favorece actividades turísticas (ecoturismo; cinegéticas) | M | M |
| | | Contacto con animales y plantas | M | B |
| | | Valor estético | M | M |
| | | Brinda tranquilidad | B | B |
| Regulación | Regulación de clima | Regulación de temperatura | B | B |
| | | Secuestro de carbono | B | M |

| | | | | |
|--|--|--|-----------|-----------|
| Regulación de cantidad, flujo y periodicidad de agua dulce | Regulación del ciclo de agua | B | M | |
| <i>Regulación de la calidad de agua dulce y costera</i> | | | | |
| Regulación de riesgos naturales y eventos extremos | Control de inundaciones Regulación de régimen de lluvias, vientos y tormentas | B M | A | |
| Creación y manutención de hábitat | Refugio para el ganado (bienestar) | A | A | |
| | Resguardo de agroquímicos para la producción de miel | B | M | |
| | Refugio para biodiversidad | M | A | |
| Regulación de la calidad de aire | Purificación del aire | A | B | |
| <i>Regulación de organismos dañinos para los humanos</i> | | | | |
| <i>Polinización y dispersión de semillas/propágulos</i> | | | | |
| <i>Regulación de acidificación del océano</i> | | | | |
| Formación, protección y descontaminación de suelos | Aporte de nutrientes para el suelo | B | M | |
| | Prevención de erosión del suelo | B | M | |
| Transversal | Mantener opciones | Favorece la estabilidad productiva ganadera | M | |
| | | Número total de beneficios = 33 | 27 | 32 |
| | | Beneficios compartidos entre G y E | 26 | |
| | | Beneficios específicos por cada actor | 1 | 6 |

Percepción sobre estados y degradación del bosque

Los especialistas caracterizaron la fisionomía y flora de cada estado de manera similar a las definiciones de los modelos pre-establecidos (**Tabla 2.3**), haciendo hincapié principalmente en la ausencia de renovales arbóreos (estado 2) y su presencia (estados 3 y 4). Simultáneamente, remarcaron que el estado 2, a pesar de poseer un estrato arbóreo maduro, la simplificación fisonómica-florística que presenta (por ejemplo, ausencia de

renovales arbóreos, ausencia de estrato arbustivo, baja diversidad vegetal), podría comprometer su capacidad de sobreponerse a disturbios. En cambio, los ganaderos coincidieron parcialmente con nuestra caracterización (**Tabla 2.3**), y por lo tanto con la de los especialistas, ya que para la mayoría de los estados no reconocieron la presencia o ausencia de renovales. En alusión a los renovales, los ganaderos consideraron que su presencia (en el estado 1) es algo negativo para su actividad, ya que complejiza el manejo del rodeo.

En cuanto a los factores causantes de los estados del bosque, los ganaderos mencionaron entre dos y ocho causas por estado, siendo en algunos casos contrapuestas entre sí (**Tabla 2.3**). Por ejemplo, ellos atribuyeron la proliferación de especies no forrajeras (estados 3, 4 y 6) tanto al subpastoreo como al sobrepastoreo. A pesar de la heterogeneidad de causas mencionadas, los ganaderos expresaron reiteradamente causas naturales (por ejemplo, topografía, clima) para la mayoría de los estados (1, 2, 3, 4 y 6). Similarmente, los especialistas mencionaron entre dos y siete causas por estado, también algunas contrapuestas entre sí. Por ejemplo, ellos mencionaron al sobrepastoreo y también al subpastoreo como responsables de la proliferación de especies no forrajeras (estados 3 y 4). A diferencia de los ganaderos, los especialistas expresaron escasamente causas naturales como determinante de los estados, destacando, en cambio, para todos los estados acciones de manejo. Finalmente, ambos AS coincidieron en que la pérdida de complementariedad de ganadería bovina-ovina/caprina es uno de los factores que incidió sobre ciertos estados (3 y 6).

Las percepciones de ambos AS sobre la capacidad de proveer contribuciones de los estados del bosque coincidieron en gran medida (**Figura 2.2**). A su vez, su clasificación fue similar al gradiente de degradación de productividad ganadera, principalmente en sus extremos: El estado 1 (poco degradado) fue identificado por ambos AS como el de mayor capacidad para brindar contribuciones, el estado 2 (degradado) fue percibido como el de segunda mayor capacidad para brindar contribuciones y el estado 6 (muy degradado) como aquel con menor capacidad para brindar contribuciones (**Figura 2.2**). La mayor discrepancia entre la percepción de los AS y el gradiente de degradación fue el estado 5 (muy degradado), percibido por los ganaderos con una capacidad mayor para brindar

contribuciones que el estado 3 (degradado) y por los especialistas con mayor capacidad que el estado 4 (degradado; **Figura 2.2**).

Tabla 2.3. Percepción de ganaderos (productores ganaderos familiares) y especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos) sobre características fisonómicas-florísticas y factores causantes de seis estados del bosque nativo en el centro-norte de la Provincia de Entre Ríos.

| Imágenes y características fisonómicas-florísticas de los estados (sintetizado de Spahn 2013) | Percepción de los AS sobre las características de los estados | Percepción de los AS sobre factores causantes de los estados |
|--|---|--|
| <p>1</p>  <p>Bosque semi-maduro con renovales y baja cobertura arbustiva (3-20%)</p> | <p><u>Ambos actores sociales</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Coincidieron con la descripción fisonómica-florística. <p><u>Ganaderos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Mencionaron que hay un exceso de renovales. | <p><u>Especialistas</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Carga ganadera adecuada. • Baja carga ganadera. <p><u>Ganaderos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Natural. • Extracción de leña y madera. |
| <p>2</p>  <p>Bosque semi-maduro sin renovales arbóreos y sin estrato arbustivo</p> | <p><u>Especialistas</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Coincidieron con la descripción fisonómica-florística. • Enfatizaron una preocupación por la simplificación fisonómica y florística. <p><u>Ganaderos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • No mencionaron la ausencia de renovales arbóreos. | <p><u>Ambos actores sociales</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Sobrepastoreo. • Poda de ramas inferiores de árboles. <p><u>Especialistas</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Presencia de ovinos. • Control de renovales arbóreos. • Extracción de leña y madera. <p><u>Ganaderos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Natural |
| <p>3</p>  <p>Bosque semi-maduro con renovales, baja cobertura arbustiva (<20-25%), alta cobertura herbácea no-forrajera (<i>M. macra</i>) (>20-25%)</p> | <p><u>Especialistas</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Coincidieron con la descripción fisonómica-florística. <p><u>Ganaderos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • No mencionaron la presencia de renovales arbóreos. | <p><u>Ambos actores sociales</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Sobrepastoreo. • Falta de complementariedad bovino-ovino/caprino. <p><u>Ganaderos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Natural. • Subpastoreo. |



4 Bosque semi-maduro con renovales, baja cobertura arbustiva (<20-25%) y alta cobertura sub-arbusto no-forrajera (*E. eburneum*) (>20-25%)

Especialistas

- Coincidieron con la descripción fisonómica-florística.

Ganaderos

- No mencionaron la presencia de renovales arbóreos.

Ambos actores sociales

- Sobrepastoreo.
- Apertura de la cobertura arbórea.

Especialistas

- Quema del pastizal.
- Desmonte.
- Falta de complementariedad bovino-ovino/caprino.
- Ausencia de ganado.

Ganaderos

- Natural



5 Bosque renewal con baja cobertura arbustiva (2-20%)

Ambos actores sociales

- Coincidieron con la descripción fisonómica-florística.

Ambos actores sociales

- Desmonte.
- Control de arbustos.



6 Bosque renewal con alta cobertura arbustiva (>20-25%)

Ambos actores sociales

- Coincidieron con la descripción fisonómica-florística.

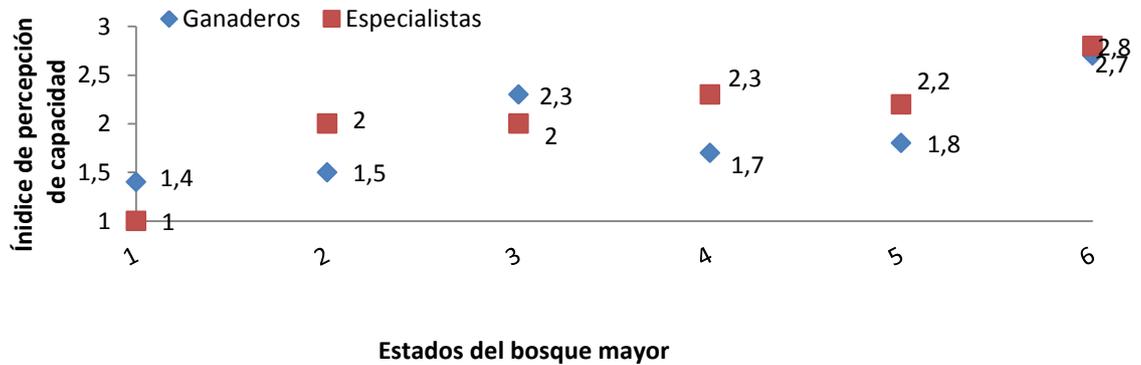
Ambos actores sociales

- Sobrepastoreo.
- Ausencia de ganado.
- Falta de complementariedad bovino-ovino/caprino.
- Falta de control de arbustos.
- Desmonte.

Ganaderos

- Natural.
- Subpastoreo.
- Falta de poda de árboles.

Figura 2.2. Percepción de ganaderos y especialistas sobre capacidad de proveer contribuciones de seis estados del bosque nativo en el centro-norte de la Provincia de Entre Ríos, estimada en base a un Índice de Prominencia (IP; Sutrop, 2001), el cual combina lugar en el ordenamiento, frecuencia de mención y número de entrevistados. La escala va de 1 (mayor capacidad) a 3 (menor capacidad). La relación entre los estados del bosque y el nivel de degradación, se estableció en base a estudios realizados en la región (Sabbatini et al. 1999; Spahn 2013), los cuales describen atributos ecológicos centralmente de acuerdo a su incidencia en la productividad ganadera.



Contexto normativo-institucional

Se identificaron cuatro normativas vigentes vinculadas al manejo y conservación del bosque nativo en la Provincia de Entre Ríos (**Tabla 2.4**), siendo las más específicas la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley N° 26.331) y la Ley de Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo de la Provincia de Entre Ríos N° 10.284 (en adelante ‘leyes de bosque’). En general, los especialistas tuvieron un conocimiento más profundo que los ganaderos en cuanto a la cantidad, contenido, ámbito de aplicación y años de vigencia de las normativas vinculadas al bosque nativo (**Tabla 2.4**).

En general, los ganaderos expresaron que manejan al bosque de acuerdo a su visión, ya que las leyes de bosque le son indiferente o los perjudican indirectamente (G1, 29 junio 2017: “A mí me es indiferente, porque el monte lo cuido yo, mal, bien, pero te perjudica indirectamente porque quién está tratando de cuidar el monte, no tiene ningún beneficio con respecto a aquel que le da lo mismo desmontar o no desmontar”). Por su parte, las perspectivas de ambos AS sobre la efectividad de las leyes de bosque para

reducir la deforestación fueron generalmente negativas (G9, 30 noviembre 2017: “Porque, así como está la ley tal, que no se puede desmontar... vas a ver enseguida que quedaron muy lejos de cumplir esa ley”; E5, 01 septiembre 2017: “evaluamos a partir de la prohibición de desmonte.... Desde 2009 en adelante, esa tasa siguió siendo más o menos la misma, por lo menos hasta 2012, 2013”). Ambos AS atribuyeron la deforestación a cuatro factores: a) mayor rentabilidad de las producciones agrícolas con respecto a las ganaderas (G1, 29 junio 2017: “...el tema de la soja a 600 dólares. Si vos hacías los números... tirás todo el monte abajo y mandale soja, como hicieron muchos”; E5, 01 septiembre 2017: “La pauta que maneja la conservación del monte, principalmente es la rentabilidad de las acciones de las producciones. Y eso tiene su factor macroeconómico..., porque el precio de la soja te lo coloca Chicago”); b) baja sanción por el incumplimiento de las normas (G10, 30 noviembre 2017: “El problema es que se aplique, con penas duras.... Porque si no cualquiera... paga la multa y sigue haciendo [desmontes]”; E2, 12 julio 2017: “las multas no alcanzan a ser significativas como para que la gente lo piense”); c) falta de fiscalizaciones (G5, 05 julio 2017: “Creo que no debe haber control [sobre la superficie desmontada]... Si decimos acá vamos a desmontar 50 ha..., bueno dentro de 5 años deberían haber 50 ha desmontadas”; E3, 27 julio 2017: “... es como si la ley no estuviera, porque el problema es que los productores que quieren desmontar lo siguen haciendo porque no hay controles”); y d) a una mayor preferencia de cambio de uso de la tierra por parte de grandes productores agropecuarios (G3, 04 julio 2017: “¿Y quiénes desmontan? Los grandes, los estancieros, no el productor chico, el mediano”; E1, 10 julio 2017: “hay grandes [productores] que se compran una estancia de 5000 ha, y en 1 año, 2 años te desmontan 1000 ha”).

Tabla 2.4. Conocimiento y opinión de ganaderos y especialistas sobre leyes vinculadas al manejo y conservación del bosque nativo del centro-norte de la Provincia de Entre Ríos. El conocimiento refleja la descripción de los actores sociales (AS) sobre las características de las normativas. La opinión muestra la visión sobre el desempeño de las normativas para colaborar con las actividades productivas realizadas en bosques (en el caso de los ganaderos) y sobre la efectividad para regular la pérdida de bosques (para ambos AS).

| Año | Ley | Número | Nivel | Ganaderos | Especialistas |
|------|-----------------|--------|-------|-------------------------|-------------------------|
| 1995 | Áreas Naturales | 8.967* | Prov. | Conocimiento: bajo | Conocimiento: medio |
| | Protegidas | | | Opinión: sin explicitar | Opinión: sin explicitar |

| | | | | | |
|------|--|--------|-------|---|--|
| 2007 | Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosque Nativos | 26.331 | Nac. | Conocimiento: bajo Opinión: negativa | Conocimiento: medio Opinión: negativa |
| 2014 | Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo de la Provincia de Entre Ríos | 10.284 | Prov. | Conocimiento: bajo Opinión: negativa | Conocimiento: medio Opinión: negativa |
| 2017 | Manejo y Control de <i>Gleditsia triacanthos</i> | 10.485 | Prov. | Conocimiento: no mencionado | Conocimiento: medio Opinión: sin explicitar |

* La Ley 8.967 fue reemplazada por la Ley 10.479 durante el período en que se realizaron las presentes entrevistas.

Discusión

La relación personas-bosque en sistemas productivos ganaderos familiares

Los ganaderos y especialistas percibieron una amplia gama de CNG del bosque nativo del centro-norte entrerriano, relacionados con todo su espectro (CNG materiales, CNG no-materiales, CNG de regulación, CNG transversales; **Tabla 2.2**). Estas contribuciones se vincularon con valores de tipo instrumental (por su valor para satisfacer sus preferencias), intrínseco (por su valor inherente) y relacional (por su valor para relacionarse con la naturaleza y con otras personas, Chan et al., 2016). No obstante, se predecía que los ganaderos, quienes tienen un relacionamiento más estrecho con el bosque nativo (Quétier et al., 2007), percibirían mayor cantidad de contribuciones en comparación a los especialistas (**hipótesis 1**), pero se encontró el resultado opuesto. Esta diferencia podría explicarse por un mayor conocimiento de múltiples tipos de ecosistemas boscosos por parte de los especialistas, quienes pueden haber informado beneficios potenciales de los bosques en general por estar más en contacto con clasificaciones académica, y no solo de un predio específico (por ejemplo, Información para aprender). Por su parte, las respuestas de los ganaderos podrían vincularse con su dependencia y vivencias cercanas al bosque ya que, por ejemplo, la única CNG mencionada exclusivamente por ellos corresponde a la contribución del bosque en disminuir el efecto de riesgos naturales a lo que ellos están expuestos (Regulación de régimen de lluvias, vientos y tormentas). La mayor consistencia entre ambos AS en cuanto al reconocimiento de las contribuciones

brindadas por el bosque se observó en la ponderación del rol del bosque como soporte de la ganadería (**Tabla 2.2**), lo cual reafirma (desde una perspectiva socio-cultural) su importancia para esta actividad, tal como lo indican estudios productivos y económicos previos (Sabattini et al., 1999; Tasi et al., 2007).

Más allá de las marcadas diferencias socio-ecológicas en cuanto a las relaciones bosques-sociedades (por ejemplo, tipo de ecosistema boscoso, modo de vida de las personas), los bosques son percibidos por diversas poblaciones humanas en distintas regiones del mundo como proveedores de beneficios materiales, no materiales y de regulación relevantes para su bienestar (por ejemplo, Tapella, 2012; Abram et al., 2014). En consonancia, los AS involucrados en nuestro estudio identificaron todo el espectro de CNG, aunque con mayor proporción de contribuciones materiales, seguida por los de regulación y en menor medida los no-materiales (**Tabla 2.2**), en coincidencia con la percepción de diferentes AS sobre los beneficios del bosque de otros ecosistemas boscosos de Argentina (ecorregión chaqueña, Cáceres et al., 2015). En consecuencia, las múltiples contribuciones del Espinal entrerriano percibidas por los AS, aportarían a diferentes aspectos del bienestar de las personas (Díaz et al., 2018), a través de contribuciones de regulación (por ejemplo, regulaciones climáticas e hídricas, hábitat para especies silvestres), contribuciones materiales (por ejemplo, alimentos y energía) y contribuciones no-materiales (por ejemplo, apoyo a las identidades, experiencias físicas y psicológicas).

La relevancia de los ecosistemas boscosos para las personas y su conservación no solo tiene que ver con las contribuciones específicas que brindan, sino que comparativamente con otros ecosistemas, los bosques suelen ser altamente reconocidos por las personas como proveedores de contribuciones (por ejemplo, Martín-López et al., 2012). Incluso, estos ecosistemas son percibidos como capaces de brindar mayores proporciones de muchas contribuciones materiales, no materiales y de regulación con respecto a las demás coberturas de uso del suelo. En contraposición la agricultura a gran escala es la reconocida con la menor capacidad de brindar contribuciones (Brown, 2013). En síntesis, más allá de la incidencia de la degradación forestal sobre la capacidad del bosque de brindar beneficios (discutido en otras secciones), estos resultados evidenciarían que el bosque del Espinal utilizado para ganadería comercial extensiva es percibido por AS que

dependen productiva y económicamente de este ecosistema como proveedor de beneficios relevantes tanto para ellos como para la sociedad en general. Adicionalmente, se destaca por su rol para la conservación de la biodiversidad de la región. En un contexto de deforestación y agriculturización, estos resultados cobran relevancia frente a la necesidad de los gestores públicos de reconocer y alcanzar sistemas productivos y usos de la tierra que conserven el capital natural como base productiva de la sociedad (Altesor et al., 2011).

Las relaciones con los ecosistemas y sus beneficios no son universales, sino que dependen del contexto socio-ecológico de cada región (Díaz et al., 2011), por lo cual no deberían ser definidos a priori por los investigadores sino por los usuarios (Menzel and Teng, 2010). El enfoque socio-ecológico aplicado aquí, tiene la fortaleza de incluir la perspectiva de algunos usuarios relevantes para el manejo y conservación del Espinal del centro-norte entrerriano, permitiendo identificar y definir las contribuciones de acuerdo a su perspectiva. Posteriormente, serían necesarios estudios complementarios que estimen la valoración (por ejemplo, importancia, preferencia) de estos beneficios para los AS incluidos en este estudio y para otros AS (Díaz et al., 2018), como los productores no-familiares. Asimismo, sería importante realizar un análisis de los factores que influyen sobre estas valoraciones, como el tipo de actividad productiva desarrollada, la edad, el grado de educación formal alcanzado, etc. (Scholte et al., 2015). De esta forma, sería posible desarrollar un entendimiento más causal entre la valoración socio-cultural y los mecanismos que las explican (Maestre-Andrés et al., 2016).

La relación entre la capacidad del bosque de brindar contribuciones y el manejo ganadero

Los AS considerados aquí atribuyeron mayor capacidad de proveer beneficios a los estados del bosque clasificados a priori como menos degradados y una menor capacidad a los identificados como más degradados (**Figura 2.2**), a pesar de que los modelos de degradación utilizados de base para definirlos fueron desarrollados fundamentalmente en función de la productividad ganadera (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). Los resultados para estos dos AS del Espinal son consistentes con los mencionados a nivel internacional, en donde la degradación no solo implica modificaciones fisonómicas-florísticas que

afectan a la producción ganadera, sino también acarrea pérdida o reducción de múltiples beneficios importantes para la sociedad (Ghazoul et al., 2015; IPBES, 2018a). En este sentido, el estado poco degradado sería más favorable no solo para la ganadería sino también para proveer beneficios vinculados con todo el espectro de CNG, constituyendo una meta deseable desde el punto de vista de la producción y la conservación de estos ecosistemas.

A pesar de las coincidencias entre los AS sobre los estados del bosque y sus capacidades de brindar CNG, como sucede en otras regiones del mundo, el interés particular de cada AS condicionaría su percepción sobre aspectos específicos de la degradación (Simula, 2009). Los especialistas, cuyo interés profesional se vincula con el manejo ganadero sustentable o con la conservación biológica, identificaron la pérdida de rasgos estructurales (por ejemplo, ausencia de renovales arbóreos, simplificación fisonómica) como algo negativo. Por su parte, los ganaderos, cuyo mayor interés es la producción ganadera, en general no se enfocaron en este aspecto o incluso lo valoraron positivamente ya que esto favorecería la provisión de pasto y el manejo del rodeo (**Tabla 2.3**). Estos resultados apoyan la **hipótesis 2**, y refuerzan la noción de que las diferentes relaciones de los AS con los ecosistemas incidirían sobre su perspectiva de atributos específicos (Díaz et al., 2011).

Las perspectivas heterogéneas entre los AS sobre los rasgos estructurales del bosque del Espinal (**Tabla 2.3**) tiene implicancias sobre la conservación de este socioecosistema, dado que la regeneración de los ejemplares arbóreos es central para su estabilidad (Casermeiro y Spahn, 2000). Simultáneamente, se vincula directamente con múltiples contribuciones (por ejemplo, leña; refugio para el ganado), por lo cual sería relevante que los gestores y tomadores de decisiones, incluyendo los productores ganaderos (como propietarios, principales usuarios y decisores del bosque) reconozcan y consideren las múltiples perspectivas de los AS involucrados, para propiciar medidas de manejo y conservación del bosque en esta ecorregión que minimicen los conflictos socio-ambientales entre AS.

El aspecto central en el que discreparon ambos AS tuvo que ver con los tipos de

factores (antrópicos versus naturales) que consideraron como determinantes de cada estado (**Tabla 2.3**). Mientras los especialistas vincularon las características de los estados primordialmente con acciones de manejo (por ejemplo, intensidad de pastoreo), los ganaderos enfatizaron los factores naturales (por ejemplo, topografía). Si bien la literatura indica que ambos tipos de factores intervienen sobre la fisonomía y composición del bosque, la alta heterogeneidad de estados presentes en el Espinal se debe principalmente a factores antrópicos (Spahn, 2013). Esta diferencia de percepción tiene, nuevamente, implicancias para el manejo y conservación del bosque, ya que para modificar los comportamientos que provocan las tendencias actuales de degradación es prioritario primero que los ganaderos comprendan cómo sus acciones (por ejemplo, presión de pastoreo, tala selectiva, desmonte, quema) inciden sobre la degradación del bosque y consecuentemente sobre la capacidad de proveer beneficios. Si bien existen ejemplos exitosos de recuperación de la oferta de beneficios a través de técnicas de restauración de áreas degradadas, en la mayoría de los casos no se alcanzan los valores de las zonas conservadas (Benayas et al., 2009; Balvanera, 2009), por lo cual es prioritario promocionar manejos del Espinal que eviten los procesos degradativos.

Incidencia del contexto político-institucional sobre la conservación del Espinal entrerriano

Además de las perspectivas sociales sobre distintos atributos de los ecosistemas, otro factor social que puede incidir en su manejo y conservación es el contexto político-institucional (Bennett et al., 2015). Aquí, las leyes de bosques intervienen en la gobernanza de sus recursos a través del ordenamiento territorial en tres categorías de conservación y uso del bosque (categoría I-roja, de muy alto valor de conservación; categoría II-amarilla, de mediano valor de conservación; categoría III-verde, de bajo valor de conservación). En función de los resultados, los ganaderos, siendo los principales decisores del bosque, desconocieron las implicancias de estas leyes y consideraron que las mismas no interactúan positivamente con sus actividades productivas realizadas en el bosque nativo (**Tabla 2.4**). Consecuentemente, sería esperable que las mismas tengan poca efectividad para evitar los procesos de degradación del bosque. Asimismo, según ambos AS, estas normativas tampoco fueron efectivas en reducir la deforestación. Esta noción se contrapone con la

disminución progresiva de la tasa de deforestación en Entre Ríos entre el año 2007 (en el cual se sancionó la ley nacional) y el año 2016 (por ejemplo, tasa de deforestación en Tierras Forestales de 1.33% en 2007 a 0.2% en 2016; MAyDS, 2017). Sin embargo, a pesar de reducirse la tasa de deforestación, en este período hubo una pérdida neta de superficie boscosa del 9.3% (132.098 ha), de la cual en su mayoría correspondió a las categorías prioritarias de conservación (por ejemplo, entre 2014-2016, el 74.5% de la deforestación se realizó en categoría I y II; MAyDS, 2016; MAyDS, 2017). La poca efectividad de las leyes de bosques para lograr un adecuado ordenamiento territorial del bosque es una situación común en otras provincias, en la cual intervienen los factores identificados por ambos AS en este estudio, como la baja sanción por incumplimiento de las normas (Minaverry, 2016; Aguiar et al., 2018), la alta rentabilidad de las producciones agrícolas intensivas (por ejemplo, cultivo de soja), la mayor preferencia de cambio de uso de la tierra por parte de grandes productores agropecuarios, y la desregulación de los organismos gubernamentales (Silvetti et al., 2013). Este último factor es de suma importancia en Entre Ríos, considerando que fue una de las últimas tres provincias en elaborar el Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo (Minaverry, 2013), y que la Secretaría de la Producción (Autoridad Local de Aplicación de la norma en la provincia, ya que el área ambiental no interviene directamente en la temática, Minaverry, 2018), hasta recientemente no había ejecutado ninguno de los planes de manejo de bosque aprobados y financiado por la Dirección Nacional de Bosque (Diario El Argentino, 2019).

Conclusiones

Las perspectivas sobre los atributos de los ecosistemas y sus beneficios dependen del contexto social y ecológico de cada región (Scholte et al., 2015). Por esta razón, para ser efectiva, la gestión ambiental debe promover procesos donde se incluya la mirada de distintos sectores involucrados en el aprovechamiento y conservación de los ecosistemas (Carvalho-Ribeiro y Lovett, 2011; Mastrángelo et al., 2015). En el caso específico del Espinal entrerriano, se debe prestar especial atención a la perspectiva de los actores sociales (AS) con mucho interés e influencia en el manejo y conservación de este socioecosistema. Estos AS clave incluye a los productores que realizan ganadería en

bosque nativo, las instituciones públicas (por ejemplo, INTA, universidades, etc.) que generan información científica-técnica sobre el bosque o que asesoran en la gestión, y a los organismos gubernamentales de regulación de este ecosistema (por ejemplo, el Área de Bosque Nativo de la Dirección de RRNN de la Secretaría de Producción de la provincia de Entre Ríos).

La perspectiva de los AS clave para la gestión del Espinal es que el bosque del Espinal integrado a sistemas ganaderos es proveedor de múltiples beneficios materiales (por ejemplo, asociados a la alimentación humana y animal), no materiales (por ejemplo, que aportan a experiencias psicológicas y físicas) y de regulación (por ejemplo, relacionados a la creación y manutención de hábitat para especies silvestres y domésticas). Estos resultados cobran relevancia en un contexto provincial de deforestación, y frente a la necesidad de los gestores públicos de identificar y alcanzar sistemas productivos y usos de la tierra que conserven el capital natural como base productiva de la sociedad (Altesor et al., 2011). Sin embargo, se debe prestar atención a los procesos degradativos que sufre este socioecosistema, ya que estos AS asociaron el aumento de la degradación del bosque con la pérdida de capacidad para proveer beneficios. De acuerdo a estos resultados, el bosque del Espinal que forma parte de esquemas productivos ganaderos provee beneficios ecológicos, productivos y sociales, pero su degradación limita su posibilidad de brindarlos.

La adecuada gestión del Espinal requiere que se aborden las causas que configuran la degradación y la pérdida de superficie de este socio-ecosistema. Para modificar los comportamientos que provocan las tendencias actuales de degradación sería prioritario que los productores ganaderos comprendan cómo sus acciones (por ejemplo, intensidad de pastoreo, tala selectiva, desmonte, quema) inciden sobre la degradación del bosque y, en consecuencia, sobre la capacidad de proveer beneficios. Simultáneamente, sería necesario que el contexto político-institucional que regula el manejo y conservación del Espinal entrerriano genere un ordenamiento territorial efectivo. Este ordenamiento debería revertir la tendencia actual de pérdida de las áreas de bosque prioritarias de conservación e interactuando con los productores ganaderos para promocionar manejos sostenibles de las actividades productivas que se realizan asociadas a este ecosistema.

En síntesis, la gestión y planificación ambiental depende, en gran medida, de la valoración de la multifuncionalidad de los ecosistemas (Laterra et al., 2011), de la identificación de los factores que inciden sobre los comportamientos humanos vinculados a los ecosistemas (Mastrángelo, 2018), y de la aplicación efectiva de las normativas. Los resultados de este trabajo contribuyen a poner un foco en la dimensión humana de este socio-ecosistema productivo, inserto en una ecorregión prioritaria para la conservación. Con esta aproximación socio-ecológica se espera colaborar a apuntalar la interfaz investigación-gestión del Espinal, explicitando las perspectivas sobre el bosque del Espinal de algunos de los AS más relevantes por la injerencia en su manejo y conservación. Esto podría ayudar a evaluar procesos entrelazados de cambios ecológicos y sociales, así como incluir estas perspectivas en las tomas de decisiones para la re-adequación de las normativas vigentes, y desarrollar propuestas tecnológicas específicas vinculadas al manejo ganadero en bosques nativos (Aguiar et al., 2018).

Bibliografía

- Abram N.K., Meijaard, E., Ancrenaz, M., Runting, R.K., Wells, J.A., Gaveau, D., Pellier, A. and K. Mengersen. 2014. Spatially explicit perceptions of ecosystem services and land cover change in forested regions of Borneo. *Ecosystem Services* 7: 116–127.
- Acharya, R.P., Maraseni, T. and G. Cockfield. 2019. Global trend of forest ecosystem services valuation. An analysis of publications. *Ecosystem Services* 39.
- Aguiar, S., M.E. Mastrangelo, M.A. García Collazo, G.H. Camba Sans, C.E. Mosso, L. Ciuffoli, M. Schmidt, M. Vallejos, L. Langbehn, M. Brassiolo, D.M. Cáceres, G. Merlinsky, J.M. Paruelo, L. Seghezzo, L. Staiano, M. Texeira, J.N. Volante and S.R. Verón. 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción? Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral* 28: 400–417.
- Altesor, A., Barral, M.P., Booman, G., Carreño, L., Cristeche, E., Isacch, J.P., Maceira, N. and N. Pérez 2011. Servicios Ecosistémicos: un marco conceptual en construcción. Aspectos conceptuales y operativos. En: Littera P, Jobbágy EG, Paruelo JM (Eds). 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21 (1-2): 136-147.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., Bullock, J. M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325:1121-1124.
- Brown G. 2013. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosystem Services*.
- Cabrera, A. L. 1976. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2ª ed. Buenos Aires, Editorial ACME. 2 (1), 85 p.
- Cáceres D.M., E. Tapella, F. Quétier and S. Díaz. 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society* 20(1): 62.
- Calvi M. and M. Rodriguez. 2014. Sustentabilidad económica de sistemas ganaderos representativos y mejorados en la zona ganadera homogénea de la región mesopotámica argentina. *RIA* 40 (3): 303-311.
- Casermeiro J. and E. Spahn. 2000. Evaluación y guía de condición del bosque nativo entrerriano. *Multequina* 9: 147-153, 2000.
- Casermeiro J., E. Spahn, D. Bendersky, P. Schlund, M. Revora y B. Chiapino. 2003. Diagnóstico del estado y uso de los recursos naturales de pequeños productores del centro norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 7(2): 29-35.
- Chan K. M. A., Balvanera P., Benessaiah V., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggethun E., Gould R., Hannahs N., Jax K., Klain S., Luck G. W., Martín-López B., Muraca B., Norton B., Ott K., Pascual U., Satterfield T., Tadaki M., Taggart J. and Turner N. 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *PNAS* 113: 1462-1465.

- Chiabai A., Trivisi, C., Markandya, A., Ding, H. and P. Nunes. 2010. Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. BC3 Working paper series. Basque Country.
- Creswell J. 2014. *Research Design: Qualitative, Quantitative and Mixed Methods Approaches* (4th ed.). London: Sage Publications Ltd.
- Diario El Argentino 2019. Se reactiva la ley de bosques en Entre Ríos. En Diario El Argentino. Gualeguaychú, Argentina. Diciembre 13.
- Díaz S., F. Quétier, D.M. Cáceres, S. Trainor, N. Pérez Harguindeguy, M.S. Bret-Harte, B. Finegan, M. Peña-Claros and L. Poorter. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(2):895-902.
- Díaz S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R.T. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K.M.A. Chan, I.A. Baste, K.A. Brauman, S. Polasky, A. Church, M. Lonsdale, A. Larigauderie, P.W. Leadley, A.P.E. van Oudenhoven, F. van der Plaats, M. Schröter, S. Lavorel, Y. Aumeeruddy-Thomas, E. Bukvareva, K. Davies, S. Demissew, G. Erpul, P. Failler, C.A. Guerra, C.L. Hewitt, H. Keune, S. Lindley and Y. Shirayama. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* 359 (6373): 270-272.
- Di Pangraccio, A. and N.A. Cáceres. 2020. Diagnóstico actualizado del estado de implementación Ley n° 26331. 1a ed. - Ciudad Autónoma Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina; Fundación Ambiente y Recursos Naturales.
- Dupleich, J.A. and G. Vicente. 2012. La agricultura familiar en el Dpto. La Paz. En: *Experiencias de extensión actuando en los territorios*. INTA EEA Paraná. Serie Extensión n° 67:37-49.
- Edwards, D.M., M. Jay, F.S. Jensen, B. Lucas, M. Marzano, C. Montagne, A. Peace and G. Weiss. 2012. Public preferences across Europe for different forest stand types as sites for recreation. *Ecology and Society* 17, 27.
- Engler P., M. Rodriguez, R. Cancio, M. Handloser and L. Vera. 2008. Zonas agroeconómicas homogéneas de Entre Ríos. AEES INTA n° 6.
- FAO, 2013. International year of family farming 2014 – *Master plan*. Roma. https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/iyff/docs/Final_Master_Plan_IYFF_2014_30-05
- FAO. 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma.
- Ghazoul, J., Z. Burivalova, J. Garcia-Ulloa and L.A. King. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 622– 32.
- Guida Johnson, B. and G. Zuleta. 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 31–40.
- IPBES. 2018a. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pages.
- IPBES. 2018b. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Rice J., C.S. Seixas, M.E.

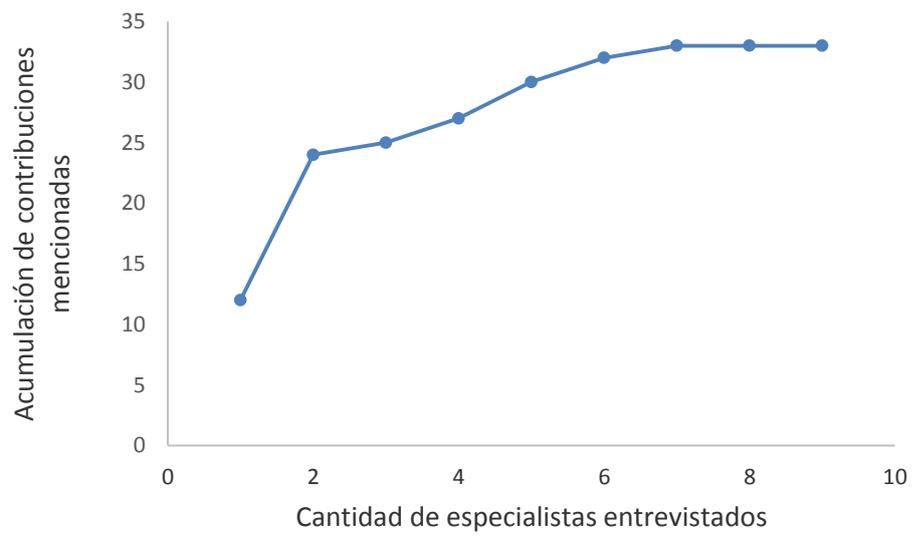
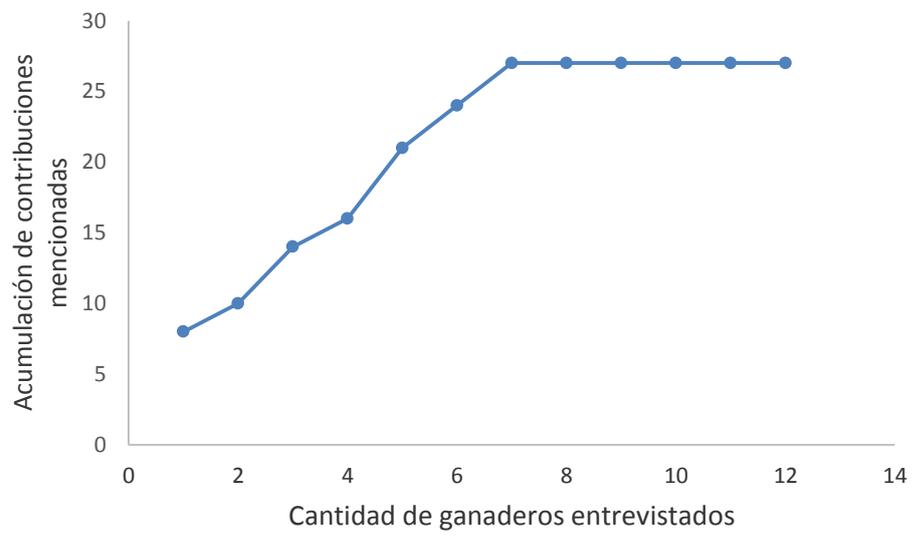
- Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitán, N. Valderrama, C.B. Anderson, M.T.K. Arroyo, M. Bustamante, J. Cavender-Bares, A. Diaz-de-Leon, S. Fennessy, J.R. Garcia Marquez, K. Garcia, E.H. Helmer, B. Herrera, B. Klatt, J.P. Olmeto, V. Rodriguez Osuna, F.R. Scarno, S. Schill and J.S. Farinaci (eds.). IPBES Secretariat. Bonn, Alemania. 41 pp.
- Krieger, D.J. 2001. Economic Value of Forest Ecosystem Service: A Review. The Wilderness Society. Washintong, D.C.
- Laterra P, Jobbágy EG, Paruelo JM (Eds). 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA.
- Lindenberg, M., and Crosby, B. 1981. Managing development: the political dimension. FAO, Roma. 217 pp. ISBN 0-931816-27-0.
- López-Santiago, C., E. Oteros-rozas, B. Martín-López, T. Plieninger, E. Martín and A. José. 2014. Using visual stimuli to explore the social perceptions of ecosystem services in cultural landscapes: the case of transhumance in Mediterranean Spain. *Ecology and Society* **19** (2).
- MEA. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Maestre-Andrés, S., L. Calvet-Mir and J.C.J.M. Van den Bergh. 2016. Sociocultural valuation of ecosystem services to improve protected area management: A multi-method approach applied to Catalonia, Spain. *Regional Environmental Change* **16**: 717–731.
- Martin-Lopez, B., Iniesta-Arandia, I., Garcia-Llorente, M., Palomo, I., CasadoArzuaga, I., Amo, D.G.D., Gomez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., Gonzalez, J.A., Santos-Martin, F., Onaindia, M., Lopez-Santiago, C. and C. Montes. 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLOS ONE* **7**, e38970.
- Mastrangelo, M.E. 2018. Aproximaciones al estudio del comportamiento de los productores agropecuarios en el Chaco Seco. *Ecol. Austral* **2018**, *28*, 418–434.
- Mayring, P. 2014. Qualitative Content Analysis: Theoretical Foundation, Basic Procedures and Software Solution. Klagenfurt.
- MEA 2005. Ecosystems and human well-being. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., USA. Press, Washington, D.C. USA.
- Menzel, S., and J. Teng. 2010. Ecosystem services as a stakeholders driven concept for conservation science. *Conservation Biology* **24**(3):907-909.
- Mendizábal N. 2006. Los componentes del diseño flexible en la investigación cualitativa. En: V. de Gialdino (Ed.). Estrategias de investigación cualitativa. Biblioteca de Educación. Editorial Gedisa. ISBN: 978-84-9784-173-3.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2016. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2017. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal.
- Muñoz, J.D., S. Milera, C. Romero and A.B. Brizuela. 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. En: F. G. Aceñolaza (eds.). *Temas de la*

Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Serie INSUGEO: Miscelánea **14**. 550 p.

- Nanni, A.S, Piquer-Rodríguez, M., Rodríguez, D., Nuñez-Regueiro, M., Periago, M.E, Aguiar, S., Ballari, S., Blundo, C., Derlindati, E., Di Blanco, Y., Eljall, A., Grau, R.H., Herrera, L., Huertas Herrera, A., Izquierdo A.E., Lescano, J., Macchi, L., Mazzini, F., Milkovic, M., Montti, L., Paviolo, A., Pereyra, M., Quintana, R.D., Quiroga, V., Renison, D., Santos Beade, M., Schaaf, A. y N.I. Gasparri. 2020. Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30:304-320
- Ninan, K.N. and A. Kontoleon. 2016. Valuing forest ecosystem services and disservices – Case study of a protected area in India. *Ecosyst. Serv.* 20, 1–14.
- Orenstein D. E. and Groner E. 2014. In the eye of the stakeholder: Changes in perceptions of ecosystem services across an international border. *Ecosystem Services*, 8, 185–196.
- Quétier, F., Tapella, E., Conti, G., Cáceres, D.M. y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84-85: 17-27.
- Rojas Crotte, I.R. 2011. Elementos para el diseño de técnicas de investigación: una propuesta de definiciones y procedimientos en la investigación científica. *Tiempo de Educar* 12(24): 227-297.
- Sabattini, R.A., M.G. Wilson, N. Muzzachiodi and A.F. Dorsch. 1999. Guía para la caracterización de los agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 3:7-19.
- Sabattini, R.A. 2009a Informe 3. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Feliciano según las categorías de conservación. FCA UNER y la Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. 20p.
- Sabattini, R.A. 2009b. Informe 1. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento La Paz según las categorías de conservación. FCA UNER y la Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. 20p.
- Sabattini J., Sabattini R. y Ledesma S. 2015. Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos. *Agrociencia Uruguay* 19 (2): 8-16.
- Sautu R., P. Boniolo, P. Dalle and R. Elbert 2005. La construcción del marco teórico en la investigación social. En Sautu R. et al. (ed.). *Manual de metodología. Construcción del marco teórico, formulación de los objetivos y elección de la metodología*. ISBN 987-1183-32-1.
- Schmidt M. 2018. Una década protegiendo los bosques nativos. Claroscuros de una política ambiental en defensa de los bienes comunes. *Revista Bordes*. Universidad Nacional de José C. Paz. Buenos Aires.
- Scholte, S.S.K., A.J.A. van Teeffelen and P.H. Verburg. 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics* 114: 67–78.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa. Inventario de campo de la región del Espinal. Distritos de Caldén y Ñandubay. Proyecto Bosques Nativos y Áreas

- Protegidas, Préstamo BIRF 4085 – AR. .
- Simula, M. 2009. Towards Defining Forest Degradation: Comparative Analysis of Existing Definitions. FAO. Forest Resources Assessment Programme, Working Paper 154, 59 pp.
- Sione, S., R.A. Sabattini, S. Ledesma, F. Dorsch and C. Fortini. 2006. Caracterización florística y estructural del estrato arbustivo de un monte en pastoreo. *Revista Científica Agropecuaria* **10**: 59-67.
- Soneira, A.J. 2006. La Teoría Fundamentada en los datos (Grounded Theory) de Glaser y Strauss. En: V. de Gialdino (Ed.). Estrategias de investigación cualitativa. Biblioteca de Educación. Editorial Gedisa. ISBN: 978-84-9784-173-3.
- Spahn, E. 2013. Modelo de estados y transiciones para los bosques y pastizales del norte entrerriano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina. 184 pp.
- Sutrop, U. 2001. List task and a cognitive salience index. *Field Methods* **13**(3):263-276.
- Tapella, E. 2012. El Conflicto Social en Torno a la Apropiación de Servicios Ecosistémicos en el Oeste de la Provincia de Córdoba. La Posición de los Actores Sociales más Vulnerables. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Tasi H., M. Wilson, G. Schulz, N. Indelángelo and D. Bedendo. 2007. Uso de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos. En: Agricultura Sustentable en Entre Ríos. (Ed.) Caviglia, O.P.; Paparotti, O.F.; Sasal, M.C. Ediciones INTA. 33-46.
- Vang Rasmussen L., C. Watkins and A. Agrawal. 2017. Forest contributions to livelihoods in changing agriculture-forest landscapes. *Forest Policy and Economics* 84: 1-8.
- Wilson M. and R. Sabattini. 2001. Sustentabilidad de los agroecosistemas de montes de Entre Ríos: revisión crítica y modelos conceptuales. *Rev. Facultad de Agronomía* 21(2): 117-128.

Anexo 2.1. Saturación teórica de contribuciones de la naturaleza para la gente mencionados, estimada de acuerdo a la acumulación de beneficios descritos por los entrevistados pertenecientes a cada actor social incluido en el presente estudio (ganaderos y especialistas).



Factores ecológicos y sociales relacionados con la valoración socio-cultural de las contribuciones del Espinal y la percepción de su aporte a la calidad de vida de las personas

Introducción

La humanidad enfrenta profundas crisis socio-ecológicas interconectadas (Rogers et al., 2012). Para superar esta situación surge la necesidad de entender y estudiar mejor la relación humano-naturaleza (Carpenter et al., 2009; Ortega Uribe et al., 2014), y generar nuevas herramientas para explicitar e incorporar dicha relación en los procesos de toma de decisiones de las personas (Díaz et al., 2015a). En este contexto, se ha propuesto el marco conceptual de los servicios ecosistémicos (SE) y el de las contribuciones de la naturaleza para la gente como paradigmas científico-prácticos que postulan una estrecha y directa vinculación entre los seres humanos y su ambiente y la dependencia del bienestar humano de ecosistemas "saludables" (Menzel y Teng, 2010; Helne y Hirvilammi, 2015; Díaz et al., 2018). Dado su enfoque integral, este marco es utilizado cada vez más para comprender las dimensiones ecológicas y humanas de los usos de la tierra y los cambios en la cobertura para evaluar el desarrollo de intervenciones sobre los territorios y para promover políticas de gestión ambiental (Daw et al., 2011; Reyers et al., 2013; Cáceres et al., 2015; Oteros-Roza et al., 2013; Mastrángelo et al., 2015).

En general, se considera que es posible lograr un proceso más ético y eficaz en la toma de decisiones sobre la gestión ambiental cuando la misma se basa en una apreciación de cómo los humanos perciben y valoran la naturaleza (Lockwood, 1999). En esta dirección, la evaluación socio-cultural de los SE percibidos de los ecosistemas permite ampliar el espectro de valores en juego ante una decisión, desde la perspectiva de múltiples actores (Maestre-Andrés et al., 2015) e incluyendo tanto valores instrumentales e

intrínsecos como relacionales (Chan et al., 2016). Este enfoque examina la importancia, preferencias, necesidades o demandas expresadas por las personas hacia la naturaleza (Chan et al., 2012) y permite revelar cómo las partes interesadas atribuyen valor a las especies y otros componentes de los ecosistemas (Kelemen et al., 2014). Basado en el marco conceptual de los SE, la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, por sus siglas en inglés), desarrolló recientemente la noción de contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG o NCP, por sus siglas en inglés) para explicitar el rol central que cumple la cultura en definición de todos los vínculos entre las personas y la naturaleza (Díaz et al., 2018). A menudo, las personas perciben y entienden la realidad de formas que pueden diferir de las perspectivas técnico-científicas convencionales (Tengo et al., 2014; Pascual et al., 2017). Por ello, las evaluaciones socio-culturales y el marco conceptual de las CNG permiten evitar los posibles sesgos de la perspectiva unilateral de los expertos, generando información ecológica y socialmente contextualizada. Esto último contribuye a una gestión ambiental más eficaz e inclusiva en un territorio determinado (Menzel y Teng, 2010).

Las valoraciones de los ecosistemas y sus contribuciones no son universales sino que dependen, entre otros factores, de las condiciones sociales y ecológicas de cada territorio (Díaz et al., 2011; 2018). En consecuencia, la importancia que las personas adjudican a las contribuciones de la naturaleza puede estar determinada por un conjunto de factores ecológicos (por ejemplo, características de los paisajes y de los ecosistemas), por las interacciones entre los beneficiarios y el entorno natural (por ejemplo, actividades realizadas por las personas en los ambientes), y por factores sociodemográficos (por ejemplo, edad y género de las personas, Scholte et al., 2015). A pesar de reconocerse que las valoraciones socioculturales son contexto-dependientes, se sabe relativamente poco sobre cómo las condiciones ecológicas contribuyen a la percepción y valoración sociocultural de los servicios ecosistémicos por parte de las personas (López-Santiago et al., 2014, Scholte et al. al., 2015; Zoderer et al., 2016^b).

Adicionalmente, los estudios que han realizado análisis espacialmente explícitos, generalmente se han enfocado en identificar la percepción social sobre la capacidad de los paisajes, los ecosistemas o las coberturas de uso de la tierra para proveer contribuciones. Es así que se ha reconocido que las personas atribuyen capacidades heterogéneas para

proveer contribuciones a los paisajes o ecosistemas en función de sus características (por ejemplo, Carvalho-Ribeiro y Lovett, 2011; López-Santiago et al., 2014; Cáceres et al., 2015; Rojido et al. 2021; Capítulo 2). En cambio, son escasas las indagaciones que vinculan las características del paisaje y de los ecosistemas con el valor (importancia) otorgado por las personas a las contribuciones. Zoderer et al. (2016) han encontrado que los tipos de paisaje y su capacidad para suministrar servicios ecosistémicos influyen en la importancia que las personas asignan a las categorías de servicios ecosistémicos (regulación, material y culturales). Esta relación podría deberse a una preferencia adaptativa de las personas (Elster, 1988) como respuesta a situaciones de restricción de oportunidades (Pereira, 2007). Es decir, las personas preferirían las contribuciones que el entorno les brinda, mientras valorarían menos aquellas no disponibles o reducidas.

En contraposición a la dimensión ecológica, existe una vasta literatura sobre el vínculo entre las valoraciones socioculturales y las características socio-demográfica de las personas. De este modo se ha reconocido que la importancia otorgada a determinados beneficios de regulación (por ejemplo, clima, fertilidad del suelo), materiales (por ejemplo, alimento, energía) y culturales (por ejemplo, recreación, identidad) suele depender de las actividades que las personas realizan vinculadas a los ecosistemas (Maass et al., 2005; Casado-Arzuaga et al., 2013; Cáceres et al., 2015). Simultáneamente se ha encontrado que el conjunto de beneficios de regulación o un subconjunto de ellos suelen ser más valorados por personas asociadas a sectores científicos-técnicos (Casado-Arzuaga et al., 2013; Zagarola et al., 2014; Cáceres et al., 2015), por los habitantes urbanos (Martín-López et al., 2012; Maestre-Andres et al., 2015), por las mujeres, por las personas de menor edad y aquellos de mayor nivel educativo formal (Martín-López et al., 2012). Mientras tanto, las personas asociadas a producciones agropecuarias (Cáceres et al., 2015), a sectores artesanales (Zoderer et al., 2016) o las que no pertenecen a sectores científicos-técnicos (Zagarola et al., 2014), los habitantes de zonas rurales (Martín-López et al., 2012), los varones (Martín-López et al., 2012), aquellas personas de mayor edad y con un nivel de educación formal bajo (Martín-López et al., 2012; Zoderer et al., 2016), suelen valorar más los beneficios materiales. En cuanto a los beneficios culturales, las tendencias son más específicas de beneficios particulares, con antecedentes de mayor valoración de educación ambiental (Casado-Arzuaga et al., 2013), recreación (Zagarola et al., 2014) y sentido de pertenencia (Cáceres et al., 2015) por parte de los especialistas; de turismo de naturaleza,

valores estéticos y educación ambiental por parte de habitantes urbanos; y de caza recreativa y conocimiento ecológico local por habitantes de áreas rurales (Martín-López et al., 2012). Paralelamente, se ha registrado que el aumento de la edad (Maestre-Andres et al., 2015) y del nivel educativo formal (Kijazi y Kant, 2010; Maestre-Andres et al., 2015) incrementa la valoración de todo el espectro de beneficios. Finalmente, si bien no está muy esclarecido cómo influye el conocimiento de los beneficios sobre su valoración (Scholte et al., 2015), algunos autores han encontrado relaciones entre estos factores (por ejemplo, Bateman y Mawby, 2004).

Desde su consolidación académica en la década de 1990, el marco de los servicios ecosistémicos reconoce que los beneficios provistos por los ecosistemas también son la base para el bienestar de las personas (Daily, 1997; Quétier et al., 2007; Daw et al., 2011; Pascual et al., 2017). Sin embargo, debido a que los aspectos sociales de las contribuciones de los ecosistemas al bienestar humano son comparativamente más difíciles de comprender (Huu Loc et al., 2018), los estudios que evalúan empíricamente esas relaciones desde la perspectiva de las partes interesadas son particularmente escasos (Cruz-García et al., 2017). El enfoque de las valoraciones socio-culturales de los SE y el marco conceptual de las CNG permiten abordar el bienestar al describir cómo las personas definen los aportes de los ecosistemas a su calidad de vida (Kelemen et al., 2014; Díaz et al. 2018). De esta forma, se puede superar las limitaciones que presentan las medidas de bienestar que están fuertemente influenciadas por lo que esperan los expertos en lugar de representar una aproximación a la realidad socio-ecológica (Smith et al., 2013). Consecuentemente, reconocer el impacto de los beneficios sobre el bienestar de múltiples grupos de beneficiarios es central para planificar estrategias de manejo de los ecosistemas (Reyers et al., 2013).

Aun cuando el concepto de bienestar tiene numerosas interpretaciones (Brown y Westaway, 2011; McGillivray y Clarke, 2006; Schleicher et al., 2017), en términos generales se reconoce que el mismo incluye componentes objetivos, como recursos físicos e ingresos económicos, y subjetivos, como pensamientos y sentimientos hacia la vida y sus circunstancias (King et al., 2014). Consecuentemente, la forma en que las personas perciben y experimentan su bienestar refleja las circunstancias ecológicas locales, el contexto geográfico y la cultura del individuo (MEA, 2005), además de aspectos socio-

demográficos (Díaz et al., 2015b). Esto evidencia que, del mismo modo que las valoraciones de los beneficios, las percepciones sobre bienestar son heterogéneas, y están condicionadas por múltiples factores ecológicos y sociales (Reyers et al., 2013). Esta situación plural requiere que, para conocerla, se reconozcan simultáneamente la perspectiva de los beneficiarios sobre el aporte del ambiente a diferentes dimensiones de su bienestar y se evalúen los factores ecológicos y sociales que influyen sobre su percepción (Polishchuk y Rauschmayer, 2012).

En este estudio se desarrolló una evaluación socio-cultural sobre la importancia de las CNG y el aporte a la calidad de vida del bosque nativo del Espinal de Entre Ríos, Argentina. En función de la contextualización socio-ecológica del Espinal entrerriano generada en el Capítulo 2 (reconocimiento de CNG que provee el bosque para algunos AS clave y sus percepciones sobre la capacidad de diferentes estados del bosque para proveer CNG), en el presente capítulo se propusieron objetivos complementarios que abordan la interrelación entre factores socio-culturales y ecológicos, a fin de profundizar el conocimiento sobre la valoración socio-cultural de las contribuciones del Espinal. Este abordaje cobra relevancia para una ecorregión que, a pesar de ser importante por sus aportes productivos-económicos (Tasi et al., 2007) y sociales (Casermeiro et al., 2003; Rojido et al., 2021), se encuentra marcadamente presionada por el avance de la frontera agrícola (Truffer et al., 2018; Nanni et al., 2020) y la sobreexplotación de sus recursos (SAyDS, 2005).

Gestionar adecuadamente los ecosistemas y agroecosistemas, especialmente los que están degradados o amenazados (como los incluidos en el Espinal), requiere producir conocimiento local a través de la participación de los AS involucrados para que sea articulado en los procesos de toma de decisión (Carvalho-Ribeiro y Lovett, 2011; Mastrángelo et al., 2015). De hecho, la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley N° 26.331) plantea identificar a los AS clave y reconocer su perspectiva para lograr los objetivos del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (SAyDS, 2014). Por ese motivo, previamente en esta tesis se identificaron y priorizaron AS vinculados al Espinal entrerriano (Capítulo 2), reconociendo que dos de ellos (productores ganaderos familiares y gestores e investigadores públicos) son clave para el manejo y conservación de este ecosistema. En el caso de los productores

familiares que realizan actividades ganaderas en bosque (a partir de ahora, “ganaderos”), su relevancia está dada por ser propietarios y usuarios del bosque en esta región. Por su parte, los científicos, extensionistas y funcionarios públicos vinculados a este ecosistema (a partir de ahora, “especialistas”) son quienes están involucrados en la generación de conocimiento científico, fundamentalmente ecológico y productivo, o son quienes tienen la función de gestionar el bosque a través de los organismos públicos (Capítulo 2; Rojido et al., 2021).

Objetivos e hipótesis

Objetivo 1: Comparar entre los ganaderos y los especialistas la importancia otorgada a las contribuciones de la naturaleza para la gente (CNG) y la percepción de aporte a su bienestar (aspectos de calidad de vida) por parte del bosque nativo del Espinal.

Hipótesis 1: Existe una influencia de la relación que poseen los actores sociales con el bosque del Espinal (directa: ganaderos, indirecta: especialistas) sobre la importancia que asigna a las CNG del bosque nativo y en la percepción del aporte de este ecosistema a sus aspectos de calidad de vida.

Objetivo 2: Evaluar el vínculo entre factores ecológicos y sociales con la valoración de las CNG del Espinal y la percepción del aporte de este ecosistema a su calidad de vida por parte de los ganaderos y los especialistas.

Hipótesis 2.1: Las características fisonómicas-florísticas de los estados del Espinal con el que las personas han tenido contacto inciden sobre su valoración de los grupos de CNG y su percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida.

Hipótesis 2.2: El gradiente de condición de degradación ecológica-productiva de los estados con el que las personas han estado en contacto se relaciona negativamente con la valoración de los grupos de CNG y la percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida.

Hipótesis 2.3: Las actividades (de uso, recreativas) que las personas realizan vinculadas al Espinal, así como el conocimiento sobre las CNG, se relacionan

positivamente con la valoración de los grupos de CNG y la percepción de aporte a los aspectos de su calidad de vida.

Hipótesis 2.4: Las características sociodemográficas de las personas (lugar de residencia, género, edad, nivel educativo, tamaño del predio de los ganaderos y la proporción de bosque en sus predios) se relacionan directamente con la valoración de los grupos de CNG y la percepción de aporte a los aspectos de su calidad de vida.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este trabajo se llevó a cabo en el departamento La Paz, ubicado en el noroeste de la provincia de Entre Ríos. Para una descripción del área de estudio, véase Capítulo 2.

Obtención de datos

Para la evaluación socio-cultural de las CNG del bosque del Espinal, se utilizó una metodología mixta que combina métodos cualitativos (entrevistas semi-estructurada, Capítulo 2) y cuantitativos (encuestas, el presente Capítulo) (Creswell, 2014). Los métodos fueron aplicados de modo secuencial y complementario (Sautu et al., 2005), ya que parte de la información recabada en el capítulo 2 (véase también Rojido et al., 2021), se utilizó de base para elaborar el cuestionario de las encuestas (lo cual se detalla en los párrafos siguientes).

En este estudio, adoptamos un enfoque de investigación de valoración socio-cultural cuantitativo, consultivo y expresado individualmente mediante encuestas presenciales (Kelemen et al., 2014). De acuerdo a los objetivos propuestos (y sus hipótesis asociadas), el cuestionario fue diseñado para poder identificar la valoración (importancia) de las CNG del bosque del Espinal y la percepción de aporte de este socio-ecosistema a la calidad de vida por parte de los ganaderos y los especialistas (**objetivo 1**); y para evaluar la relación de factores ecológicos y sociales sobre la valoración y percepción (**objetivo 2**). Para definir cuáles factores socio-ecológicos serían considerados, se utilizó como referencia el marco conceptual sobre valoración socio-cultural de los servicios ecosistémicos propuesto por Scholte et al. (2015).

En base a lo anterior, el cuestionario se estructuró en seis secciones, las cuales fueron ajustadas y ordenadas en base a pruebas piloto (Rojas Crotte, 2011) con ganaderos y especialistas: i) contacto de los encuestados con estados del bosque; ii) actividades de los encuestados vinculadas al bosque; iii) importancia de los beneficios del bosque para los encuestados; iv) aportes del bosque sobre calidad de vida de los encuestados; v) conocimiento de los encuestados sobre el bosque y sus beneficios; vi) información socio-demográfica y productiva de los encuestados (véase cuestionario en Anexo 3.1).

Para identificar el contacto de los encuestados con los estados del Espinal (sección i del cuestionario; Hipótesis 2.1 y 2.2), se emplearon fotografías como estímulo visual-cognitivo (López-Santiago et al., 2014; Zoderer et al., 2016) de ocho estados comunes dentro del área de estudio (véase Anexo 3.2). Los estados fueron seleccionados para reflejar características fisonómicas-florísticas o edáficas heterogéneas. Seis de estos estados corresponden a los empleados en el Capítulo 2 (véase “Obtención de datos” en Capítulo 2 para más detalle), a los que se le incorporaron dos imágenes de ambientes específicos de la región y complementarios a los incluidos en la evaluación inicial. Es menester aclarar que dichos estados no fueron utilizados en el Capítulo 2 dado que en ese caso, la indagación detallada requirió priorizar estados. Los estados extras fueron: estado 7 (bosque semi maduro con presencia de palma caranday y marcada erosión edáfica) y estado 8 (bosque maduro asociado a zonas bajas con presencia de especies de Selva Paranaense, alta cobertura arbustiva y suelo cubierto principalmente por hojarascas). Finalmente, las actividades que los encuestados realizan asociadas al bosque del Espinal (sección ii del cuestionario; Hipótesis 2.3) se reconocieron consultando sobre las actividades de uso (n=14), las actividades recreativas (n=2) y las actividades científico-técnicas (n=4). Posteriormente, se dio la posibilidad a los encuestados de mencionar actividades no incluidas en el cuestionario.

La importancia que los encuestados otorgan a las contribuciones (sección iii; Hipótesis 1) fue recopilada mediante una consulta en base a una lista de beneficios (n= 20) identificados en el Capítulo 2. Considerando la extensión del cuestionario, se realizó un recorte de la lista original (n= 33; Capítulo 2; Rojido et al., 2021), quitando las CNG menos frecuentemente mencionados (<20%) y agrupando determinados CNG (por ejemplo, ‘regulación del clima’ unificó a ‘regulación de temperaturas’, ‘secuestro de

carbono' y 'regulación de régimen de lluvias, vientos y tormentas'). A cada encuestado, se le brindó durante la encuesta la lista de CNG en un tamaño estándar (hoja A4), para consultarle sobre los siguientes aspectos: a) cuáles beneficios considera que recibe del monte (término coloquial para bosque en la zona de estudio) y b) el nivel de importancia que tiene cada beneficio para su vida, de acuerdo a una escala Likert (0='no es importante' hasta 4='muy importante'). Y, de manera similar que otros ítems de la encuesta, posteriormente se dio la posibilidad a los encuestados de agregar beneficios no incluidos en la lista provista e indicar su importancia. Con el objeto de evitar posibles sesgos asociados a la posición de los beneficios en el listado (Lopez-Santiago et al., 2014), se utilizaron alternadamente entre las encuestas tres listas con distintos órdenes de beneficios.

La percepción sobre los aportes del bosque a componentes objetivos de calidad de vida (King et al., 2014; sección iv del cuestionario; Hipótesis 1) fue identificada utilizando como referencia un marco conceptual sobre bienestar, en el cuál se propone "calidad de vida" como equivalente de bienestar (Kelemen et al., 2014, Pascual et al., 2017) utilizado en los informes IPBES (Seixas et al., 2018). De este modo, a cada encuestado se le brindó una lista en tamaño estándar (hoja A4), de seis aspectos de calidad de vida: seguridad alimentaria; seguridad hídrica; seguridad energética; seguridad económica; salud y mantenimiento de tradiciones y modo de vida. En base a esta lista, a cada encuestado se le consultó sobre: a) en cuáles aspectos de su calidad de vida aporta el monte y b) en qué medida aporta, de acuerdo a una escala Likert (0='nada' hasta 4='mucho').

El conocimiento de los encuestados sobre los beneficios del bosque (sección v del cuestionario; Hipótesis 2.3) se cuantificó a través de nueve frases (afirmaciones) elaboradas en base a los beneficios identificados en el Capítulo 2. Los encuestados respondieron para cada frase si consideraban que era 'correcta', 'incorrecta', 'no estoy seguro/a'. Finalmente, las características socio-demográficas de los encuestados (sección vi del cuestionario; Hipótesis 2.4), se recabaron mediante ocho preguntas específicas sobre su lugar de residencia, superficie donde realiza sus actividades productivas, proporción de bosque que posee su predio, edad, género, estudios formales completos, pertenencia a grupos tradicionalistas o grupos ambientalistas.

Diseño del estudio y estrategia de muestreo

En total, se realizaron 105 encuestas (ganaderos n=87 y especialistas n=18) en un período de 8 meses (junio de 2019 a febrero de 2020). En un contexto de escasa información sobre los productores ganaderos presentes dentro del área de estudio, la estrategia para aplicar la encuesta a los ganaderos se basó en un muestreo estratificado al azar, combinado con un muestreo por conveniencia. En el primer caso, dada la ausencia de un registro oficial de los ganaderos, se utilizó una lista anonimizada de productores ganaderos del departamento La Paz (n=1.623) provista por FUCOFA, una institución privada abocada a la sanidad ganadera. Cabe aclarar que dicha lista contaba solamente con un código identificador de los predios e información de superficie de los mismos. Por lo tanto, se desconoce la existencia de registros duplicados. Para abarcar perfiles de productores según su tamaño, se categorizó la lista de ganaderos en cuatro estratos de tamaño de predio (< 50 ha; 50-249 ha; 250-500 ha; >500 ha), seleccionado mediante azar los ganaderos a encuestar. A la muestra de ganaderos encuestados mediante esta estrategia (n=75), se adicionaron los seleccionados a través del muestreo por conveniencia (n=12), los cuales habían sido entrevistados (Capítulo 2) y/o eran propietarios de los predios en los que se habían realizado los muestreos de mamíferos (Capítulo 4). Los 87 ganaderos encuestados se distribuyeron en los distintos estratos de tamaño de la siguiente manera: 20 productores encuestados de <50 ha, 44 de 50-249 ha, 15 de 250-500 ha y 8 de >500 ha. En tanto, en el caso de los especialistas, dado el tamaño y accesibilidad de esta población, se decidió encuestar a la mayor cantidad de personas incluidas en la base de datos generada en el Capítulo 2 de investigadores y extensionistas vinculados profesionalmente con el bosque nativo dentro del área de estudio y de funcionarios del Área de Bosque Nativo de la Secretaría de Producción provincial (n= 22), realizándose 18 encuestas en total.

Análisis de datos

Los análisis estadísticos se realizaron sobre una base de 104 encuestas (86 a ganaderos y 18 a especialistas), ya que la encuesta correspondiente a un ganadero no pudo ser completada. Con el objeto de comparar aspectos vinculados a la importancia otorgada a las CNG y la percepción de aporte de los bosques de Espinal a su calidad de vida entre los ganaderos y los especialistas (**objetivo 1** de este capítulo), en primera medida se realizó un análisis descriptivo para cada actor social sobre el grado de reconocimiento acerca de las CNG que le brinda el Espinal y el aporte a los aspectos de calidad de vida. Luego, se

realizaron análisis de Ordenamiento de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS, por sus siglas en inglés), mediante los cuales se reconocieron similitudes-disimilitudes entre los actores sociales en función de la importancia otorgada a cada CNG y la percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida. Para esto, se construyeron matrices de similitudes transformando los valores promedio de las variables por la raíz cuadrada, y utilizando la distancia de similitud de Bray-Curtis. Posteriormente, se evaluó el estrés de dicho ordenamiento para reconocer la bondad de ajuste del modelo y la dispersión multidimensional de cada factor para reconocer la amplitud en las respuestas dentro de cada factor o grupo. Con el fin de evaluar la diferenciación estadística de los grupos planteados, adicionalmente, se realizaron análisis de similitud (ANOSIM) considerando un valor $p < 0,05$ como significativo.

Finalmente, para cada AS se estimaron los valores promedio de las variables respuesta que se utilizaron posteriormente para realizar pruebas de hipótesis, a saber: a) importancia de cada CNG, b) importancia de cada grupo de CNG (regulación, materiales, no materiales), c) importancia del conjunto de CNG (combinación de todas las CNG), d) percepción de aporte a cada aspecto de calidad de vida, y e) aporte global (conjunto de aspectos de calidad de vida). Para todas estas variables, se consideraron las respuestas en encuestas donde los encuestados manifestaron no reconocer la CNG o el aporte a los aspectos de calidad de vida, como un valor de cero. Por ejemplo, en los casos que la CNG ‘belleza paisajística’ no fue reconocido por los encuestados (5% de los ganaderos, **Tabla 3.2**), se asumió y asignó un valor de cero (‘no importante’) en esta respuesta para los análisis estadísticos. Luego de constatar que ninguna de las variables respuestas cumplían con los supuestos de distribución normal (prueba de normalidad de Shapiro-Wilkis modificado y prueba de Levine), se aplicó la prueba de Wilcoxon (Mann Whitney U) para determinar si los valores de estas variables tenían diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambos AS.

La relación entre factores ecológicos y sociales y la valoración de los grupos de CNG del Espinal y la percepción del aporte de este ecosistema a los aspectos de calidad de vida por parte de los ganaderos y los especialistas (**objetivo 2**), se estimó mediante pruebas no paramétricas de Wilcoxon para las variables explicativas binarias (por ejemplo, género) y de Kruskal-Wallis seguida de la prueba de comparación múltiple para aquellas variables

con más de dos categorías (por ejemplo, estado del bosque con el que tuvo contacto). Para un detalle sobre las variables consideradas, véase **Tabla 3.1**. Los análisis fueron realizados mediante el programa InfoStat versión 2020.

Tabla 3.1. Variables explicativas consideradas para analizar la relación entre factores sociales y ecológicos con la valoración de los grupos de contribuciones y la percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida de ganaderos y especialistas.

| Variables | Tipo de variable / unidad |
|--|--|
| Características del bosque | |
| Estado de bosque con el que ha tenido mayor contacto | Nominal, 9 categorías: 8 estados o indeterminado. Más detalle en Obtención de datos en Capítulo 3 |
| Condición de degradación del estado | Nominal, 4 categorías: poco degradado (estados 5 y 8), degradado (estados 1, 3, 4), muy degradado (2, 6, 7) o indeterminado. |
| Actividades vinculadas al bosque | |
| Cantidad de actividades de uso | Catógica, entre 1 y 7 actividades. |
| Realización de actividades recreativas | Binaria: No, Sí. |
| Información sobre el bosque | |
| Grado de conocimiento sobre las contribuciones del Espinal | Ordinal, 3 categorías: bajo (<0,33), intermedio (0,34-0,66) y alto (≥ 67). |
| Características personales | |
| Lugar de residencia | Nominal, 3 categorías: campo, pueblo, ciudad. |
| Género | Binaria: 1 (mujer), 2 (varón). |
| Edad | Ordinal, 3 categorías: 1 (juventud y adultez joven): 18 a 39 años, 2 (adultez intermedia y tardía): 40-59 años, 3 (ancianidad): 60 años o más. |
| Educación formal | Ordinal, 3 categorías: 1 (ninguno y primario), 2 (secundario y terciario), 3 (universitario y posgrado). |
| Características productivas | |
| Superficie donde realiza sus actividades productivas | Ordinal, 4 categorías: 1 (< 50 ha), 2 (50-249 ha), 3 (250-499 ha), 4 (≥ 500 ha) |
| Proporción de bosque en su predio | Ordinal, 4 categorías: 1 (<25%), 2 (25-49%), 3 (50-74%), 4 (75-100%). |

Resultados

Reconocimiento e importancia de las contribuciones del Espinal

Los ganaderos y especialistas encuestados reconocieron CNG materiales, no materiales y de regulación brindados por el bosque nativo en el Espinal entrerriano. La mayoría de los encuestados (>80%) pertenecientes a ambos actores sociales (AS) coincidieron en reconocer CNG de regulación vinculadas con la conservación de biodiversidad y suelos, regulación del clima y purificación del aire; y no materiales, como la belleza paisajística y de contemplación de la naturaleza (observación de plantas y animales, **Tabla 3.2**). No obstante, de manera global, la mayoría de los ganaderos encuestados (>80%) percibieron una mayor cantidad de CNG brindadas por el bosque que los especialistas (12 y 7, respectivamente, **Tabla 3.2**). Adicionalmente, los AS mencionaron beneficios extra que les brinda el Espinal (no incluidos en la lista de 20 CNG provista en el cuestionario), incluyendo la CNG no material ‘brinda tranquilidad’ y el de regulación ‘resguardo de agroquímicos para personas y animales’, en los que coincidieron ambos AS. Además, los ganaderos se diferenciaron al citar exclusivamente a materiales para la producción de artesanías (por ejemplo, hojas de palma para hacer escobas), resguardo del clima para la producción de miel, y retención y protección de agua en tajar. En cambio, los especialistas mencionaron de manera adicional la fijación de N atmosférico, conservación de especies amenazadas, e información para aprender (**Tabla 3.2**).

Tabla 3.2. Reconocimiento de productores ganaderos familiares (‘ganaderos’) e investigadores, extensionistas y funcionarios públicos (‘especialistas’) sobre las Contribuciones de la Naturaleza para la Gente (CNG) que consideraron recibir del bosque del Espinal. Dentro de cada grupo (materiales, no materiales, regulación), las CNG fueron ordenadas de acuerdo al grado decreciente en que fueron reconocidos por los ganaderos. Las CNG en *cursiva* fueron mencionados por los encuestados a pesar de no estar incluidos en la lista provista en el cuestionario. En gris se destacan las similitudes entre ambos actores sociales en cuanto a reconocimiento >80 %.

| CNG provistas por el bosque nativo | Reconocimiento (% de encuestados) | |
|--|-----------------------------------|-------------------------|
| | Ganaderos (n=86) | Especialistas (n=18) |
| Materiales | | |
| Provisión y protección de pastos naturales | 99 | 50 |
| Postes para alambrados y corrales | 80 | 50 |

| | | |
|--|-----|-----|
| Leña | 91 | 78 |
| Flores para la producción de miel | 41 | 78 |
| Maderas para galpones, casas, muebles | 26 | 39 |
| Plantas para uso medicinal | 24 | 83 |
| Frutos silvestres para consumo humano | 28 | 33 |
| Animales silvestres para caza | 28 | 6 |
| <i>Materiales para la producción de artesanías (ej. hojas de palma para hacer escobas)</i> | x | |
| No materiales | | |
| Belleza paisajística (valor estético) | 95 | 94 |
| Observación de animales y plantas | 94 | 83 |
| Mantenimiento de tradiciones | 85 | 61 |
| Favorece turismo rural (ecoturismo; turismo de caza) | 13 | 61 |
| <i>Brinda tranquilidad</i> | x | x |
| <i>Información para aprender</i> | | x |
| Regulación | | |
| Refugio para el ganado (Bienestar animal) | 100 | 50 |
| Refugio para especies silvestres y conservación de recursos genéticos | 92 | 94 |
| Purificación del aire (aporte de oxígeno) | 93 | 94 |
| Regulación del clima (temperaturas tormentas, secuestro CO ₂) | 94 | 100 |
| Prevención de erosión del suelo | 85 | 83 |
| Aporte de nutrientes para el suelo (fertilidad) | 85 | 67 |
| Control de inundaciones | 62 | 78 |
| Resguardo de agroquímicos para la producción de miel | 47 | 61 |
| <i>Resguardo del clima para la producción de miel</i> | x | |
| <i>Resguardo de agroquímicos para personas y animales</i> | x | x |
| <i>Retención y protección de agua en tajamar</i> | x | |
| <i>Fijación de N atmosférico</i> | | x |
| <i>Conservación de especies amenazadas</i> | | x |

Los ganaderos y especialistas presentaron valoraciones diferenciales sobre el conjunto de CNG del bosque (valor Global R: 0.425, p=0.001). Por ejemplo, las apreciaciones fueron más heterogéneas en el caso de los especialistas (niveles de dispersión multivariante de 0,984 para ganadero y de 1,38 para especialistas, **Figura 3.1**). También, los ganaderos valoraron significativamente más que los especialistas a CNG materiales, no materiales y de regulación ligados a la ganadería, al uso de recursos madereros (leña) y a sus costumbres (mantenimiento de tradiciones); mientras que los

especialistas valoraron significativamente más que los ganaderos a la CNG material ‘plantas para uso medicinal’ y a la no material ‘favorece al turismo rural’ (aun cuando no fueron CNG muy importantes para ellos, **Figura 3.2**; Anexo 3.3).

A pesar de estas diferencias, entre los ganaderos y especialistas también se dieron coincidencias en la valoración de las CNG, ya que ambos grupos otorgaron una importancia mayor (entre ‘bastante’ y ‘muy importante’) a CNG climáticas, de conservación de la biodiversidad y una CNG referente a la belleza paisajística que ofrece el bosque. En el otro extremo, ambos mostraron una coincidencia por una menor valoración en general hacia las CNG materiales (**Figura 3.2**). De este modo, ambos AS coincidieron en valorar en mayor medida al conjunto de CNG de regulación, luego las no materiales y en menor medida a las materiales (**Figura 3.3**).

Figura 3.1. Ordenamiento de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de acuerdo a la importancia del conjunto de contribuciones del bosque para ganaderos y especialistas. La diferencia entre ambos actores sociales fue significativa (valor Global R: 0,425, $p=0,001$) presentando dispersiones superiores los especialistas (0,984 y 1,38 para ganaderos y especialistas, respectivamente). El nivel de estrés del ordenamiento fue de 0,17.

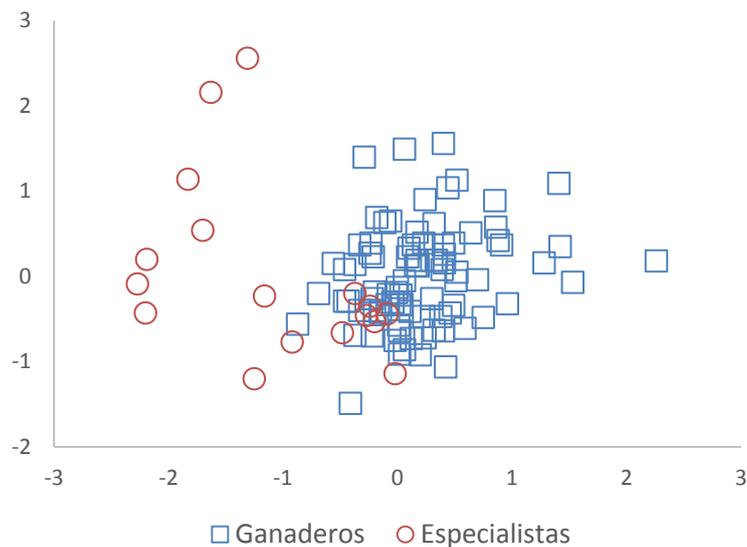


Figura 3.2. Importancia promedio otorgada por ganaderos y especialistas a las contribuciones del Espinal, ordenado de modo decreciente de acuerdo a la valoración de los ganaderos. Se indica el grupo de contribuciones como M: CNG materiales, NM: CNG no materiales, R: CNG de regulación. Se indica con * diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Las barras corresponden al error estándar.

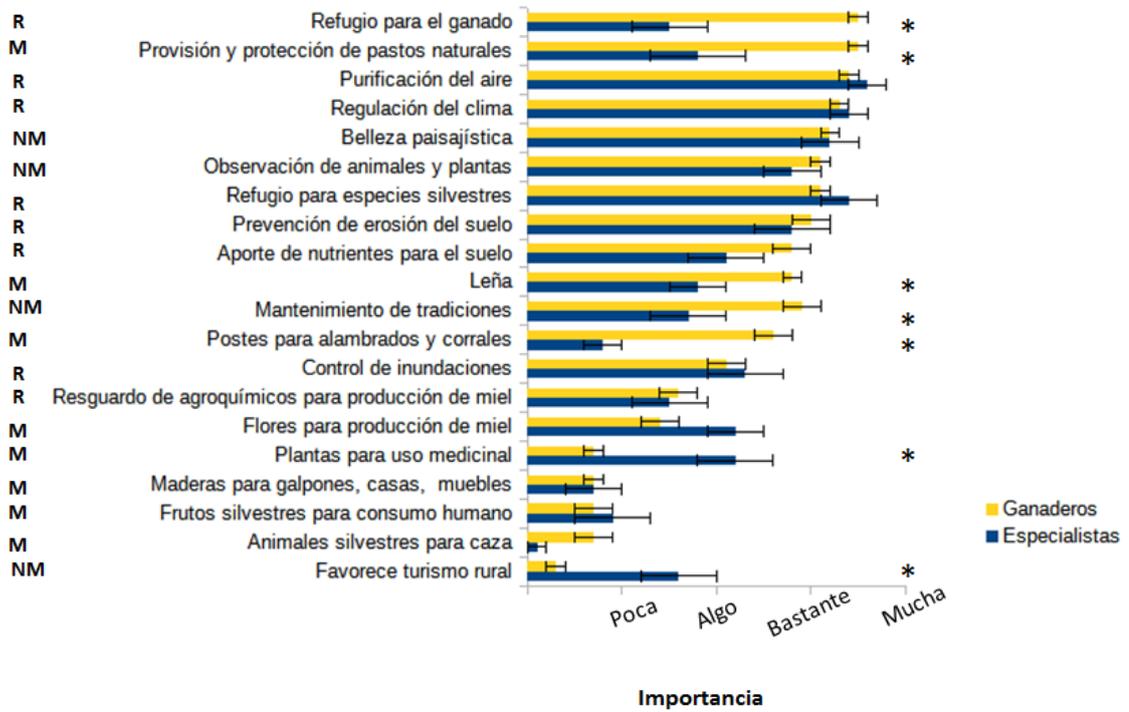
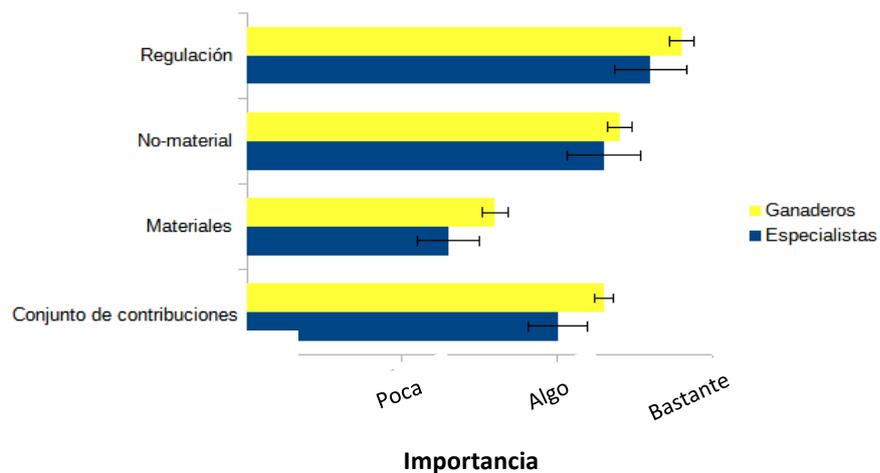


Figura 3.3. Importancia promedio otorgada por ganaderos y especialistas a los grupos y al conjunto de contribuciones del Espinal, ordenadas de modo decreciente de acuerdo a la valoración de los ganaderos. Las barras corresponden al error estándar. No hubo diferencia significativa en la valoración total de estos grupos de CNG entre los dos tipos de AS encuestados



Aportes a aspectos de calidad de vida

Entre ambos AS se dieron diferencias en cuanto al reconocimiento sobre los aportes del Espinal a sus aspectos de calidad de vida, ya que mientras los ganaderos reconocieron altamente aportes a cuatro aspectos de su calidad de vida (>80% de los encuestados), los especialistas solo lo hicieron para su salud física y mental (**Tabla 3.3**).

Tabla 3.3. Reconocimiento de ganaderos y especialistas sobre el aporte del Espinal a sus aspectos de calidad de vida. Los aspectos de calidad de vida fueron ordenados de acuerdo al valor decreciente en que fueron reconocidos por los ganaderos. En gris se destacan las similitudes entre ambos actores sociales en cuanto a reconocimiento >80%.

| Aspecto de calidad de vida | Reconocimiento (% de encuestados) | |
|--|-----------------------------------|----------------------|
| | Ganaderos (n=86) | Especialistas (n=18) |
| Salud física y mental | 93 | 94 |
| Mantenimiento de tradiciones y modo de vida | 92 | 72 |
| Seguridad energética (calefacción) | 88 | 28 |
| Seguridad económica (ingresos económicos) | 82 | 39 |
| Seguridad alimentaria (alimentación) | 78 | 72 |
| Seguridad hídrica (provisión de agua o protección de inundaciones) | 63 | 67 |
| Contribución global | 83 | 70 |

Los ganaderos y especialistas presentaron percepciones significativamente diferentes sobre los aportes del Espinal a sus aspectos de calidad de vida (valor Global R: 0,435, $p=0,001$), con apreciaciones más heterogéneas en el caso de los especialistas (niveles de dispersión multivariante de 0,984 para ganadero y de 1,425 para especialistas, **Figura 3.4**). Otra diferencia es que los ganaderos percibieron un aporte superior del bosque para todos los aspectos de su calidad de vida, aunque con diferencias estadísticamente significativas con respecto a los especialistas para tres de ellos y para el conjunto de aspectos de calidad de vida (**Figura 3.5**; Anexo 3.4). El único punto en común es que ambos consideraron que el mayor aporte del Espinal a su calidad de vida corresponde a su salud física y mental (**Figura 3.5**).

Figura 3.4. Ordenamiento de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de acuerdo a la percepción de aporte del bosque a los aspectos de calidad de vida para ganaderos y especialistas. La diferencia entre ambos actores sociales fue significativa (valor Global R: 0,435, $p=0,001$) presentando dispersiones superiores los especialistas (0,984 y 1,425 para ganaderos y especialistas, respectivamente). El nivel de estrés del ordenamiento fue de 0,14.

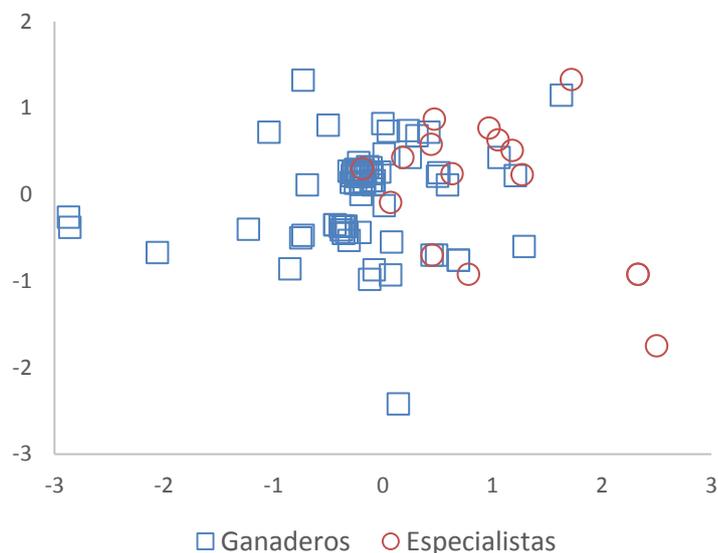
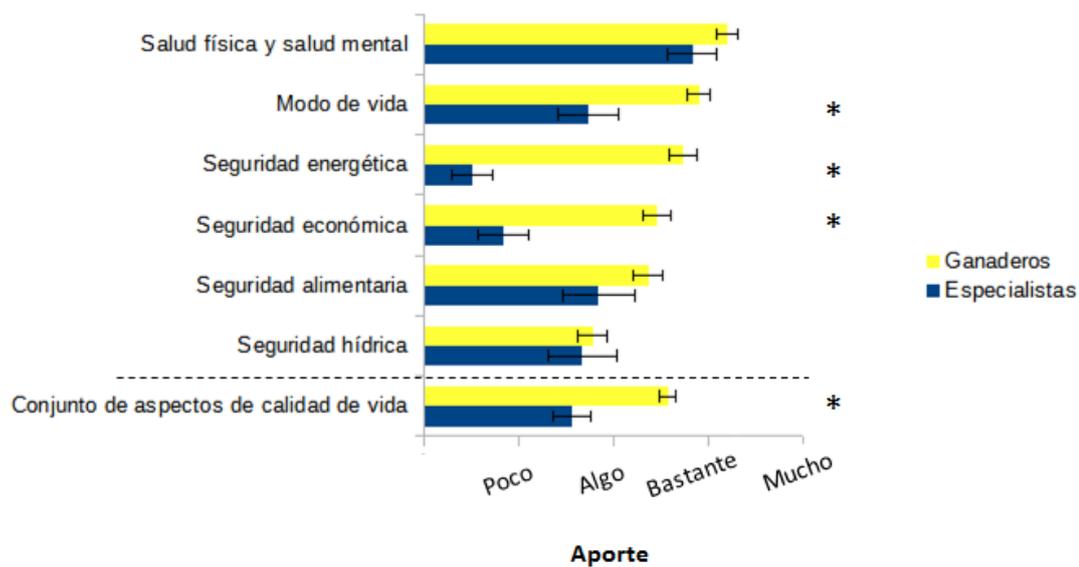


Figura 3.5. Promedio de la percepción de ganaderos y especialistas con respecto a la cantidad de aporte del bosque del Espinal sobre sus aspectos de calidad de vida, ordenadas de modo decreciente de acuerdo a la valoración de los ganaderos. Referencias: * diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$). La barra indica el error estándar.

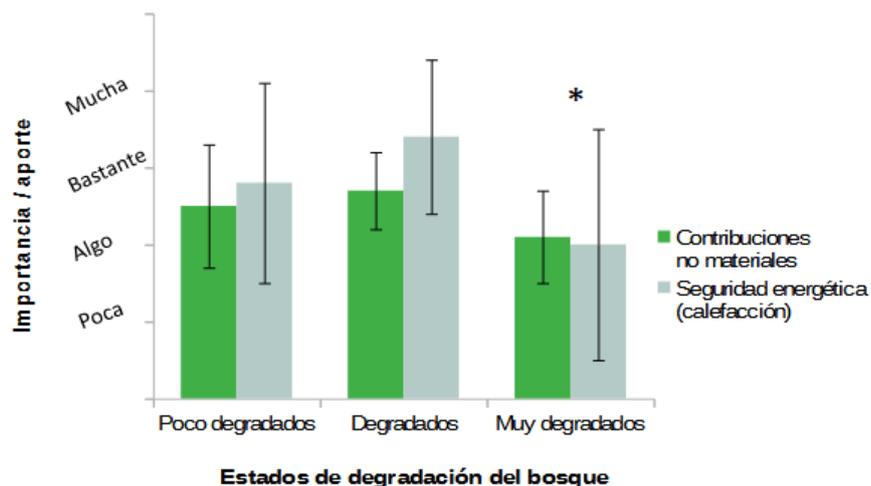


Relación entre características socio-ecológicas y valoración de contribuciones y percepción de aporte a calidad de vida

La condición de degradación de los estados del Espinal con el que las personas han tenido mayor contacto, la cantidad de tipos de actividades y actividades de uso, el conocimiento sobre las contribuciones y el lugar de residencia fueron los factores ecológicos y sociales que se relacionaron con la valoración de los grupos de CNG o con la percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida de los ganaderos (**Figuras 3.6 a 3.10**). En cambio, ninguna de las variables explicativas evaluadas se relacionó con la valoración de las CNG ni con la percepción de aporte a la calidad de vida de los especialistas.

Con respecto a los estados con el que los ganaderos han estado en contacto, el 55% (n=48) de ellos expresó estar en mayor contacto con estados poco degradados, el 21% (n=18) con estados muy degradados, y el 12 % (n=10) con estados degradados. Finalmente, un 12% de los ganaderos encuestados (n=10) no pudo determinar un único estado con el cuál está en mayor contacto (para más detalle, véase Anexo 3.5). La relación negativa entre el gradiente de condición de degradación de los estados con el que las personas han estado en contacto con la valoración de los grupos de CNG y la percepción de aporte a los aspectos de calidad de vida, se vio reflejada en el extremo máximo de degradación. Es así que los ganaderos que estaban en contacto con estados muy degradados del bosque, otorgaron una importancia significativamente menor al conjunto de CNG no materiales (incluido, la belleza estética) y consideraron que el bosque aporta significativamente menos a su calefacción (**Figura 3.6**; Anexo 3.6).

Figura 3.6. Importancia promedio dado por los ganaderos sobre las CNG no materiales y su percepción de aporte a la calefacción en función de los estados de degradación del bosque. La barra indica el error estándar. El asterisco indica diferencia estadísticamente significativa con respecto al resto. Sólo se incluyen en el gráfico los grupos de CNG y los aspectos de calidad de vida que mostraron relaciones estadísticamente significativas con la variable explicativa 'estados de degradación del bosque'. Para mayor información, véase Anexo 3.4.



Por su parte, en línea con lo propuesto, se registró una relación positiva entre la interacción de las personas con los ecosistemas (basada en la cantidad de actividades que realizan vinculadas al Espinal y el conocimiento sobre sus CNG) con la valoración de los grupos de contribuciones y la percepción de aporte a los aspectos de su calidad de vida. En el caso del desarrollo de actividades de uso del bosque (comerciales y no comerciales), solamente el 5% (n=4) manifestó realizar una sola actividad (ganadería). Del resto de los ganaderos encuestados, el 43% (n=37) manifestó realizar dos actividades (principalmente, ganadería y extracción maderera para postes y leña), el 40% (n=35) entre tres y cuatro, y el 12% (n=10) entre cinco y siete (para más detalle, véase Anexo 3.5). Específicamente, se encontró que a medida que aumentó la cantidad de actividades de uso del bosque que realizaban los ganaderos, aumentó su valoración de las CNG materiales, pero con diferencias estadísticamente significativas entre los que solamente realizaban una actividad y aquellos que realizaban tres o más actividades de uso (**Figura 3.7**; Anexo 3.6). Además de las actividades de uso, también se encontró que aquellos ganaderos que complementariamente realizaban actividades recreativas asociadas al bosque (69% del total, n=59, incluyendo la observación de flora y fauna), valoraron significativamente más a los tres grupos de CNG (**Figura 3.8**; Anexo 3.6), y consideraron que el bosque aporta más con dos de sus aspectos de calidad de vida (seguridad hídrica y energética, **Figura 3.8**; Anexo 3.6).

Figura 3.7. Importancia promedio dado por los ganaderos sobre las CNG materiales en función de la cantidad de actividades de uso (comerciales y no comerciales) asociadas al bosque que realizaban. La barra indica el error estándar. La diferencia estadísticamente significativa se dio entre quienes realizaban una actividad de uso y aquellos que realizaban tres o más. Para mayor información, véase Anexo 3.4.

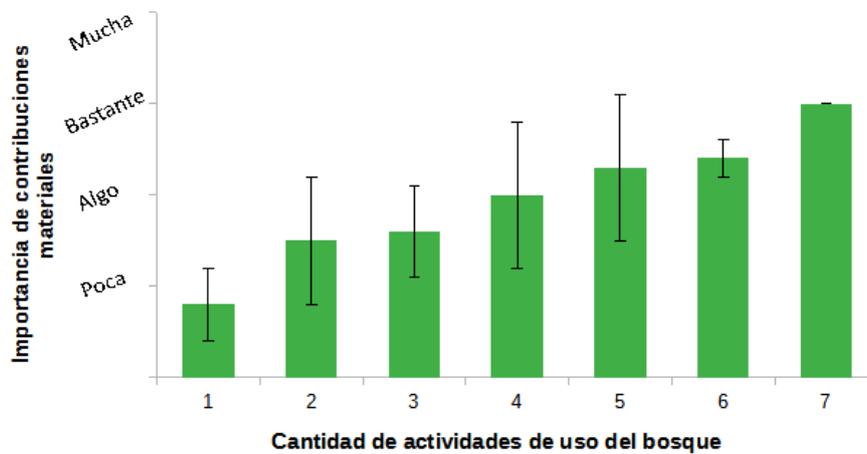
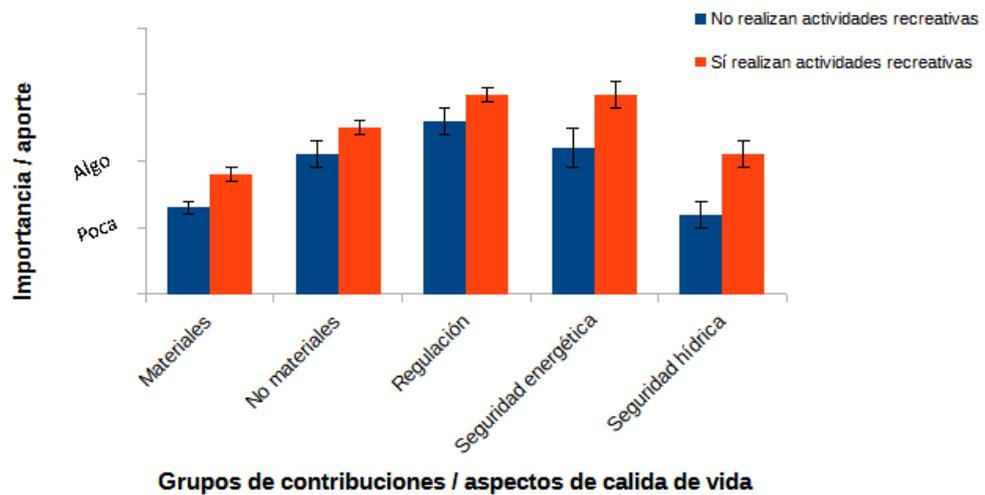


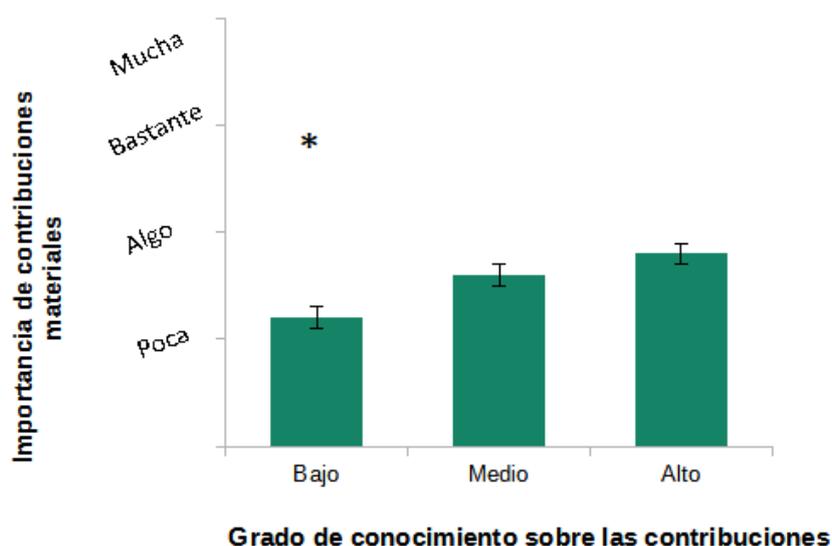
Figura 3.8. Importancia promedio otorgada por ganaderos que realizan o no actividades recreativas en el bosque a las tres categorías de beneficios (materiales, no materiales y de regulación), y su percepción de contribución promedio a seguridad energética e hídrica por parte de los ganaderos. La barra indica el error estándar. Para todas las comparaciones, las diferencias fueron estadísticamente significativas. Para mayor información, véase Anexo 3.4.



A su vez, los ganaderos tuvieron diferente grado de conocimiento sobre las CNG del Espinal. El 52% (n=45) presentaron un conocimiento intermedio; el 38% (n=33) un conocimiento alto; y el 9% (n= 8) un conocimiento bajo (para más detalle, véase Anexo

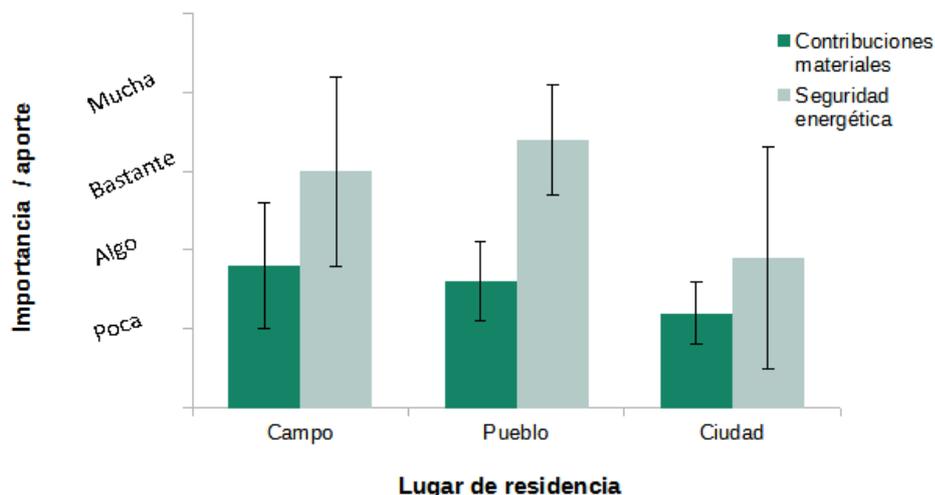
3.5). Este gradiente se relacionó positivamente con la valoración hacia las CNG materiales, pero no con las de regulación y no materiales. De este modo, aquellas personas con menor conocimiento valoraron significativamente menos (importancia: 1,2) las CNG materiales con respecto a aquellas personas con mayor conocimiento sobre las CNG del Espinal (importancia: 1,8; **Figura 3.9**; Anexo 3.6).

Figura 3.9. Importancia promedio otorgada por los ganaderos a las CNG materiales en función al grado de conocimiento sobre las CNG del bosque. La barra indica el error estándar. El asterisco indica diferencia estadísticamente significativa con respecto al resto. Para mayor información, véase Anexo 3.4.



Por último, el lugar de residencia fue la única característica sociodemográfica de los ganaderos que se vinculó con su valoración y percepción, ya que quienes residían en el campo (56% del total, n=48), valoraron significativamente más a las CNG materiales con respecto a los que residían en ciudades (28% de ellos, n=24) (importancia: 1,8 y 1,2, respectivamente; **Figura 3.10**; Anexo 3.6). Simultáneamente, tanto los que residen en el campo como los que viven en pueblos cercanos a los predios, consideraron que el bosque aporta más a su seguridad energética (calefacción) que los habitantes de ciudades (contribución: 3,4; 3; 1,9 para residentes rurales, de pueblos y ciudades, respectivamente; **Figura 3.10**; Anexo 3.6).

Figura 3.10. Importancia promedio otorgada por los ganaderos a las CNG materiales y la percepción promedio de aporte a la calefacción, en función a su lugar de residencia. La barra indica error estándar. Las diferencias fueron significativas en cuanto: a) las contribuciones materiales, entre residente de campo y los de ciudad; b) aporte a calefacción, entre quienes viven en campo y pueblos con respecto a los habitantes de ciudades. Para mayor información, véase Anexo 3.4.



Discusión

Valoración socio-cultural de las contribuciones del Espinal y percepción de su aporte a la calidad de vida de los actores sociales

De acuerdo a lo esperado, se encontraron tanto diferencias como similitudes entre los productores ganaderos (ganaderos) y los técnicos, científicos y funcionarios públicos (especialistas) en la valoración de las CNG provistas por el Espinal entrerriano y del aporte de este socio-ecosistema a su calidad de vida. El énfasis de ambos AS por las CNG de regulación y culturales del Espinal coincide con las preferencias reportadas para otros actores sociales no vinculados directamente a sectores productivos agrícolas (tanto ciudadanos en general como especialistas) en distintas partes del mundo (por ejemplo, Zagarola et al., 2014; Maestre-Andres et al., 2016; Zoderer et al., 2016; Schmidt et al., 2017; Garrido et al., 2017). El interés de los ganaderos sobre contribuciones de los bosques del Espinal no solo vinculadas a sus actividades productivas, apoya la necesidad de que las políticas públicas agropecuarias no se centren exclusivamente en las contribuciones materiales de los sistemas socio-productivos (Rodríguez-Ortega et al., 2014).

En múltiples contextos socio-ecológicos, a menudo determinados contribuciones de regulación y culturales son altamente valorados simultáneamente (Hicks y Cinner, 2014, Simpson et al., 2016; Saidi y Spray, 2018). En el caso de ganaderos y especialistas, ambos ponderaron a CNG de regulación asociados a procesos climáticos como la purificación del aire y regulación del clima (lo cual comprende captación de carbono y regulación de temperatura y eventos extremos), a la conservación de la biodiversidad, y a su vez a la belleza paisajística, como una CNG no material provisto por el bosque del Espinal. Es así que los valores reflejados por los dos AS con respecto al Espinal asociados a su rol como soporte de la vida, a aspectos biológicos y a aspectos estéticos, concuerdan con las percepciones sociales para otros ecosistemas boscosos nativos (Brown et al., 2013). A su vez, esta perspectiva en donde las contribuciones climáticas son altamente valorados, coincide con las preferencias de la sociedad pertenecientes a diversas regiones del planeta y para ecosistemas diferentes (Dagnino et al., 2011; Vihervaara et al., 2012; Casado-Arzuaga et al., 2013; Iniesta-Arandia et al., 2014; Zagarola et al., 2014). Esto podría estar asociado a que gran parte de los ciudadanos en estas regiones se encuentran preocupados por cambios ambientales que inciden sobre la calidad del aire donde habitan (López-Santiago et al., 2012; Abram et al. 2014). Del mismo modo, en la literatura se ha registrado la relevancia para las personas de la conservación de la biodiversidad (Agbenyega et al., 2009; Kijazi y Kant, 2010; Casado-Arzuaga et al., 2013; Peri et al., 2021). Este interés podría conjugar, a la vez, valores intrínsecos asociados a una visión biocéntrica que contempla la existencia de las especies más allá de la importancia para los humanos (McFarlane y Boxall, 2000; Kijazi y Kant, 2010); valores relacionales asociados a una visión ecocéntrica, basadas en el contacto con la naturaleza y especies no humanas (Chan et al., 2016); y valores instrumentales asociados una visión antropocéntrica y el reconocimiento de que la biodiversidad constituye la base de la capacidad de los ecosistemas de proveer beneficios, y por ende del bienestar humano (Kijazi y Kant, 2010; Rodríguez-Ortega et al., 2014). Por su parte, el valor estético de los ecosistemas es un aspecto relevante para la gente, aunque, las personas que más ponderan este atributo suelen ser principalmente aquellas no directamente relacionadas al uso de los ecosistemas (por ejemplo, ciudadanos urbanos; López-Santiago et al., 2012; Bidegain et al., 2020).

En lo que respecta a la valoración de las contribuciones de personas vinculadas al sector ganadero o a usos productivos de los ecosistemas, los antecedentes reflejan que

estos suelen enfatizar las contribuciones de suministros o las de regulación fundamentalmente relacionados con sus actividades o a circunstancias locales (Rodríguez-Ortega et al., 2014). Por ejemplo, tanto en contextos socio-ecológicos argentinos (Dagnino et al., 2011; Cáceres et al., 2015) como en regiones europeas (Iniasta-Arandia et al., 2014; Garrido et al., 2017), los sectores productivos ponderan las contribuciones materiales ligadas a sus producciones por sobre los demás grupos. El gradiente de importancia CNG de regulación - CNG no materiales - CNG materiales, registrado para los ganaderos vinculados al bosque del Espinal (**Figura 3.3**) contradice este patrón. Sin embargo, este AS puso parte de su foco en CNG materiales y de regulación vinculadas directamente con la actividad ganadera y, a la vez sobre CNG materiales (fundamentalmente la leña) y no materiales (mantenimiento de sus tradiciones) vinculadas a sus actividades y circunstancias locales (**Figura 3.2**). Además, parte de este gradiente se explica porque mientras las CNG de regulación y culturales fueron valoradas de forma relativamente homogéneas entre todos los ganaderos, determinadas CNG materiales fueron preferidas solo por subgrupos de ganaderos abocados simultáneamente a otras actividades o usos del bosque (por ejemplo, apicultores).

La valoración sobre las CNG provistas por el bosque del Espinal tuvo su corolario en la percepción sobre el aporte de este ecosistema a su calidad de vida, aunque en este último caso las asimetrías entre los AS fueron más marcadas (**Figura 3.5**). Es ampliamente reconocido dentro del marco conceptual de los servicios ecosistémicos y de las Contribuciones de la Naturaleza para la Gente que diferentes grupos culturales usan y perciben los ambientes de diferentes maneras (Kaplan y Herbert, 1987, Buijs et al., 2009; Orenstein y Groner, 2014; Díaz et al., 2018). Los ganaderos y los especialistas constituyen grupos culturales con modos de vida heterogéneos basados en diferencias en cuanto a sus actividades económicas (ganadería vs investigación, extensión o gestión ambiental), a su lugar de residencia (más de la mitad de los ganaderos residían en zonas rurales, mientras que prácticamente la totalidad de los especialistas residían en ciudades alejadas al bosque del Espinal) y en cuanto a su nivel educativo (más de la mitad de los ganaderos no tenían ningún estudio formal completo o solo la primaria, mientras que la totalidad de los especialistas presentaban estudios universitarios o superiores (Anexo 3.3). En consecuencia, los dos AS consideran que el Espinal aporta de forma diferente a su calidad de vida.

No obstante, aun con modos de vida heterogéneos, ambos AS consideraron que el mayor aporte del Espinal es hacia su salud física y mental (aunque para los ganaderos el aporte es mayor) (**Tabla 3.5**). Sin embargo, la relación de contacto frecuente y dependencia directa con el bosque por parte de los ganaderos refleja una percepción de aporte superior a la de los especialistas sobre todos los aspectos de su calidad de vida, pero con diferencias significativas en cuanto a su modo de vida, su seguridad energética (calefacción) y económica (balance económico). Estos aspectos de calidad de vida se encuentran apuntalados por la posibilidad de mantener sus tradiciones y su identidad propia, por la amplia disponibilidad de leña y por los recursos materiales (por ejemplo, pastos) y de regulación (por ejemplo, refugio para el ganado) que favorecen a sus producciones.

Incidencia de variables ecológicas y sociales sobre la valoración de las contribuciones y la percepción de aporte a calidad de vida

En ocasiones, las diferencias en las perspectivas sobre los ecosistemas no solo se dan entre AS diferentes, sino también que existen heterogeneidad internas (Dagnino et al., 2011). Entre los AS involucrados en este estudio, los especialistas no presentaron diferencias internas significativas en cuanto a las perspectivas sobre el bosque, quizá atribuido a sus características socio-demográficas relativamente uniformes (Anexo 3.3). En cambio, los ganaderos sí tuvieron algunas diferencias marcadas en cuanto a su valoración de las CNG y su percepción de aporte al bienestar de acuerdo a variaciones en la condición de degradación de los estados del bosque con los que han tenido mayor contacto, la cantidad de actividades de uso que realizaban, la realización de actividades recreativas, el conocimiento sobre las CNG y el lugar de residencia (**Figuras 3.6 a 3.10**).

Para el presente estudio, se consideraron muy degradados tres estados del Espinal. Dos de ellos comparten como característica más notoria la presencia de un estrato arbóreo bajo asociado a un desmonte y posterior resurgimiento de la vegetación natural. A su vez, en uno de estos, también se da la presencia de un estrato arbustivo con alta cobertura. Finalmente, el tercero de ellos posee una erosión edáfica muy marcada. Estos estados han sido reconocidos como con una menor capacidad de brindar recursos materiales (principalmente forraje) para la actividad ganadera (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). A su vez, los estados con estrato arbóreo de baja altura fueron percibidos por ganaderos y

especialistas como inferiores en cuanto a su capacidad de proveer el conjunto de CNG (capítulo 2; Rojido et al., 2021).

Los resultados obtenidos en este estudio permiten profundizar el conocimiento sobre la incidencia de la degradación del Espinal sobre las contribuciones percibidas por las personas y, consecuentemente, las decisiones que las mismas pueden adoptar. Específicamente, los ganaderos que estaban en contacto con estados muy degradados del bosque, otorgaron una menor importancia al conjunto de CNG no materiales (por ejemplo, belleza paisajística) (**Figura 3.6**). Las relaciones entre las propiedades visuales de los ecosistemas y las respuestas estéticas de las personas han sido analizadas y constatadas desde hace décadas (Ulrich, 1986). Por ejemplo, en el caso de ecosistemas boscosos, antecedentes europeos refieren que la altura de los árboles es uno de los atributos visuales más importantes para la valoración recreativa del bosque (Edward et al., 2010). Como sucede en otros ecosistemas boscosos, para el desarrollo de indicadores de manejo sostenible del Espinal, sería necesario indagar si son compatibles las preferencias estéticas de ciertos usuarios con los aspectos ecológicos del bosque (Gobster et al., 2007; Carvalho-Ribeiro y Lovett, 2011).

Simultáneamente, los ganaderos en contacto con estados más degradados consideraron que los mismos aportan menos a su seguridad energética (específicamente, calefacción) (**Figura 3.6**). Dado que la leña utilizada para calefaccionar proviene centralmente de ejemplares arbóreos maduros, se aprecia nuevamente la importancia de este estrato vegetal, normalmente afectado por actividades como el desmonte, la tala selectiva o el sobrepastoreo (por limitaciones para la regeneración). Esta situación tiene relevancia, considerando que la contribución del bosque a la calefacción de los ganaderos es un aspecto importante para ellos. Por lo tanto, para disminuir los impactos sociales negativos de la degradación del Espinal, es necesario atender a los procesos que la determinan, incluyendo el desmonte, la tala selectiva y el sobrepastoreo. Finalmente, en el plano investigativo, se debe ahondar en las implacancias socio-culturales para las personas de la degradación. Por ejemplo, indagando específicamente si la degradación ecosistémica afecta tanto el conocimiento como la valoración de la naturaleza por las personas ('síndrome de cambio en la línea de base' o 'shifting baseline syndrome', en inglés) (Jones et al. 2020, Anderson et al. 2022). Es decir, si las personas preferirían las

contribuciones que el entorno les brinda, mientras valorarían menos aquellas no disponibles, reducidas u olvidadas.

La valoración de las contribuciones de los ecosistemas depende, en gran medida, de las actividades que las personas realizan asociadas a los mismos (Scholte et al., 2015). Los resultados de este estudio evidenciaron una relación positiva entre la valoración de las contribuciones materiales del bosque y la cantidad de actividades de uso realizadas en este socio-ecosistema (**Figura 3.7**). Si bien para el aprovechamiento de un recurso intervienen múltiples procesos de regulación, culturales y biofísicos entrelazados (Haines-Young y Potschin, 2010), la vinculación con los beneficios de aprovisionamiento se podrían deber a que los mismos son tangibles y, por ende, fáciles de identificar físicamente (Martín-López et al., 2012). Debido a que en ocasiones suele haber una relación biofísica negativa entre los beneficios materiales y aquellos de regulación y culturales (Howe et al., 2014), es importante para el cuidado del Espinal que su manejo promocióne un aprovechamiento integral del bosque considerando las posibles compensaciones entre los beneficios.

A su vez, en el contexto de esta investigación se registró que la mayoría de los ganaderos realizan actividades recreativas asociadas al Espinal (principalmente observación de flora y fauna), y que estos productores valoran marcadamente más todo el espectro de contribuciones con respecto a quienes no hacen actividades de este tipo (**Figura 3.8**). Estos resultados concuerdan con la alta importancia otorgada a los beneficios de regulación y culturales por las personas que realizan actividades recreativas en los ambientes (Maestre-Andres et al., 2016; Zoderer et al., 2016; Schmidt et al., 2017). A la luz de estos hallazgos, la promoción de actividades recreativas en el bosque del Espinal, podría ser una estrategia para aumentar el contacto de las personas con este socio-ecosistema, y en consecuencia su valoración.

Otro aspecto que suele incidir sobre la valoración de los beneficios es el grado de información que tienen las personas sobre los mismos (Scholte et al., 2015). En sintonía con esta condición, aquellos ganaderos con mayor conocimiento sobre las contribuciones del Espinal otorgaron una importancia superior a las contribuciones materiales con respecto a quienes tenían menos conocimiento al respecto (**Figura 3.9**). A diferencia de estos resultados, algunos antecedentes asocian el incremento del conocimiento sobre los beneficios con una mayor valoración de beneficios más complejos de comprender, como

los de regulación (Agbenyega et al., 2009). Una posible explicación de estas diferencias podría deberse a que el cuestionario utilizado incluyó una mayor proporción de consultas sobre el conocimiento de contribuciones materiales, y, por lo tanto, es por ello que no se haya podido captar cabalmente el conocimiento sobre los beneficios de regulación durante las encuestas realizadas.

Por último, los ganaderos que residían en el campo valoraron más a las contribuciones materiales del Espinal en comparación con aquellos que vivían en ciudades (**Figura 3.10**), respaldando la dicotomía constatada en la literatura acerca de la valoración rural-urbano sobre los beneficios de aprovisionamiento (Martín-López et al., 2012). Esta relación podría estar asociada a una mayor dependencia directa sobre los recursos materiales del Espinal para su vida por parte de los habitantes rurales, lo cual genera que sean altamente valorados. En línea con lo anterior, los ganaderos que residían en zonas rurales (campo y pequeños poblados) consideraron que el Espinal aporta más a su seguridad energética (específicamente, calefacción) en comparación con los habitantes de ciudades (**Figura 3.10**). Si bien la leña es un recurso ampliamente utilizado para calefacción entre los habitantes del norte entrerriano, quienes residen en ciudades suelen disponer de otros elementos para calefaccionarse (por ejemplo, gas natural), disminuyendo el aporte de la leña.

Implicancias de este estudio para el ordenamiento territorial del bosque nativo del Espinal entrerriano

Dada las múltiples crisis socio-ecológicas que se están suscitando a nivel global (Rogers et al., 2012), hay una necesidad perentoria de superar los modelos de desarrollo productivo basados en la explotación de la naturaleza (Porto Goç Alves, 2006; Moricz et al., 2011) y las estrategias proteccionistas aplicadas en la gestión ambiental clásica. Por el contrario, es necesario contemplar en simultáneo las características ecológicas y sociales de los lugares en los que se están suscitando los procesos (Tuler y Webler, 2010; Zagarola et al., 2014; Díaz et al., 2015a). El marco conceptual de los servicios ecosistémicos (SE) ha demostrado ser un enfoque adecuado para ser aplicado en una gestión holística y sostenible para los sistemas socio-ecológicos (Bennett et al., 2015; Arias-Arévalo et al., 2017), aunque en ocasiones es necesario revisar sus enfoques y aplicaciones para que sus efectos sociales sean positivos (Mastrángelo et al., 2015; Kull et al., 2015; Ruoso et al., 2015; Huu

Loc et al., 2018). Por ejemplo, el concepto de SE, entendido como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos (MEA, 2005), pone el acento en vincular el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar de las personas (Fisher et al., 2009). En consecuencia, la implementación de políticas efectivas debe surgir inicialmente de reconocer las percepciones sociales sobre los ecosistemas y las preferencias sobre los SE (Lamarque et al., 2011; Casado-Arzuaga et al., 2013), a la que posteriormente se le deben adicionar otras caracterizaciones (por ejemplo, biofísicas y económicas, Menzel y Teng, 2010).

La Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley N° 26.331) promueve identificar a los AS clave y reconocer su perspectiva para lograr los objetivos del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN; SAyDS, 2014). A pesar de proponer mecanismos de participación pública para la toma de decisiones, las autoridades gubernamentales frecuentemente no suelen iniciar ni fomentar procesos participativos que permitan debatir modelos de desarrollo, incluyendo el ordenamiento territorial (Quispe Merovich y Lottici, 2011). Por este motivo, en muchas provincias la inclusión de la perspectiva social sobre los bosques y sus contribuciones para el OTBN fue sumamente limitada o estuvo ausente (Aguar et al., 2018; Di Pangraccio y Cáceres, 2020). Un ejemplo de ello es la provincia de Entre Ríos, en la cual el proceso de OTBN se ha realizado considerando exclusivamente aspectos técnicos (Maldonado et al., 2012), soslayando la perspectiva de AS relevantes para el manejo y conservación del Espinal. Por ejemplo, no involucró en el proceso a los principales propietarios y usuarios del bosque (es decir, a los productores ganaderos), entre otros AS interesados y/o vinculados directamente con el bosque.

Como sucede en otras regiones de Argentina, la ejecución simplificada del OTBN en Entre Ríos podría afectar negativamente su legitimidad social (Seghezzi et al., 2011; Aguar et al., 2018), tal cual se aprecia en la perspectiva negativa que presentan ganaderos y especialistas sobre el desempeño de la ley en la provincia (Capítulo 2, Contexto normativo-institucional). Adicionalmente, puede resultar en el incumplimiento del ordenamiento (Quispe Merovich y Lottici, 2011). Un reflejo de esto último es que la mayoría de la deforestación en la provincia se presenta en las categorías prioritarias de conservación (roja y amarilla) y no en aquella donde está permitido el cambio de uso del

suelo (categoría verde, MAyDS, 2017). Frente a este escenario provincial, el presente estudio cobra relevancia al aportar las primeras nociones sobre el valor social del bosque nativo del Espinal entrerriano.

Mediante la aplicación de una evaluación socio-cultural de los servicios ecosistémicos a través del marco conceptual de las Contribuciones de la Naturaleza para la Gente, se pudieron identificar puntos de acuerdo entre AS heterogéneos como son los ganaderos y los especialistas. Un aspecto fundamental que surge de este estudio para promover estrategias y prácticas de manejo de los bosques nativos del Espinal que compatibilicen la conservación y la producción es que los ganaderos familiares encuestados, como principales propietarios y usuarios del bosque, consideran importante la conservación de la biodiversidad asociada al bosque, y no solo se enfocan en los beneficios directamente vinculados a sus actividades productivas. Esta característica, sumado al énfasis sobre los beneficios de regulación y culturales, facilitaría la aplicación de estrategias de conservación y usos sostenibles del bosque (Kijazi y Kant, 2010). Sin embargo, debe prestarse atención también a las contribuciones materiales priorizadas por este AS, ya que en múltiples entornos socio-ecológicos se han registrado relaciones opuestas entre el incremento del uso de beneficios de provisión y la capacidad de los ecosistemas de proveer beneficios de regulación y culturales (Howe et al., 2014). Por lo cual, a fin de promover e implementar medidas de manejo efectivas, deberían contemplarse estrategias de manejo que aborden una relación de compromiso y/o sinergia entre ambos grupos de beneficios (provisión en relación con regulación y culturales). En este sentido, estrategias y prácticas como las propuestas bajo el paraguas de conceptos vinculados a bosques multifuncionales (Peri et al., 2021), entre otras, permitirían abordar y revertir los procesos de degradación actuales de los bosques que, como también se ha apreciado en este estudio, afectan contribuciones y calidad de vida valorados por este AS.

Por otra parte, si bien este estudio no contempló un análisis comparativo entre coberturas del suelo diferentes, reconocer la importancia de las contribuciones provistas por el bosque para las personas permite reflexionar sobre las implicancias del proceso de deforestación que ocurre en Entre Ríos. Por ejemplo, entre el año 2007 y el año 2016 hubo una pérdida de superficie boscosa de 132,098 ha, es decir aproximadamente el 10% de la superficie total de bosque de la provincia (MAyDS, 2017). El principal motor de

transformación de los bosques del Espinal de Entre Ríos es la producción agrícola intensiva (Muñoz et al., 2005; Tasi et al., 2007; Truffer et al., 2018). Este cambio de cobertura del suelo tiene implicancias tanto en lo que respecta a la percepción social como a la capacidad biofísica. Es así que a escala global las personas suelen percibir a los ecosistemas boscosos como proveedores de una amplia gama de beneficios, mientras consideran a los cultivos intensivos con escasa capacidad para proveer beneficios (Brown et al., 2013). Simultáneamente, en el plano biofísico, la literatura coincide en que altos niveles de producción de cultivos a menudo se asocian con bajos niveles de provisión de beneficios de regulación y culturales (Maes et al., 2012; Yang et al., 2015; Baró et al., 2017), precisamente los grupos de contribuciones más valorados por los AS incluidos en este estudio.

Conclusiones

Los marcos conceptuales de los servicios ecosistémicos y las contribuciones de la naturaleza para las personas postulan una estrecha y directa vinculación entre los seres humanos y su ambiente y la dependencia del bienestar humano de ecosistemas "saludables". Sin embargo, la importancia otorgada a los beneficios brindados por los ecosistemas y la percepción de aporte a su calidad de vida, puede no ser homogénea entre diferentes grupos socio-culturales, y a su vez se encuentran condicionadas por el estado de "salud" (degradación) de los ecosistemas. En el caso específico del bosque del Espinal entrerriano que forma parte de esquemas ganaderos, se aprecia que grupos socio-culturales con diferentes actividades económicas, lugares de residencia, niveles educativos, relaciones e intereses sobre este agroecosistema, como ganaderos y especialistas, comparten perspectivas sobre la importancia del bosque por su aporte a su salud física y mental. A su vez, que, considerados en su conjunto, las contribuciones más importantes que ofrece el bosque son los de regulación, entre los que se destacan aquellos asociados a procesos climáticos como la purificación del aire y regulación del clima (captación de carbono y regulación de temperatura y eventos extremos), y la conservación de la biodiversidad; seguido por el conjunto de contribuciones no materiales, fundamentalmente la belleza paisajística provista por el bosque.

A pesar de las perspectivas compartidas, existen factores, como la relación que cada AS posee con el bosque del Espinal, que producirían divergencias sobre los valores que asignan a sus contribuciones y en la percepción de los aportes de este agroecosistema a su calidad de vida. De este modo, la relación de contacto frecuente y dependencia directa con el bosque de los ganaderos refleja una percepción de aporte superior a la de los especialistas sobre todos los aspectos de su calidad de vida, con diferencias marcadas para tres de ellos: modo de vida, asociado a la posibilidad de mantener sus tradiciones e identidad propia; a su seguridad energética, favorecida por la amplia disponibilidad de leña; y su seguridad económica, apuntalada por los recursos materiales (por ejemplo, pastos) y de regulación (por ejemplo, refugio para el ganado) que favorecen a su producción ganadera. Incluso, las asimetrías se observan dentro de los ganaderos, ya que una mayor interacción con el bosque, a través de las cantidad de actividades de uso y recreativas realizadas en él, el conocimiento sobre sus contribuciones y la residencia en zonas rurales, favorecería la valoración de los beneficios y el aporte al bienestar de los ganaderos. Para profundizar en el conocimiento acerca de las expectativas de los AS sobre el Espinal, sería pertinente aplicar metodologías complementarias como los grupos focales que permitan procesos deliberativos entre los miembros que constituyen un AS, y de este modo obtener visiones consensuadas.

Un aspecto central para la gestión de los agroecosistemas es identificar la incidencia de su degradación sobre el bienestar de distintos sectores sociales (Agarwala et al., 2014; King et al., 2014). Los resultados obtenidos en este estudio permiten reconocer que la degradación del Espinal, principalmente representada por estados fisonómicos caracterizados por la presencia de un estrato arbóreo bajo producto de un desmonte reciente, incidiría negativamente sobre las valoraciones de contribuciones no materiales y afectaría la calidad de vida de los ganaderos (por la disminución de leña para calefacción). Las evidencias surgidas de este estudio ponen de relieve que el manejo del bosque del Espinal requiere que se anticipen los procesos que lo degradan, en especial el desmonte. Sin embargo, aun es necesario ahondar más en la incidencia de la degradación sobre las contribuciones y el aporte al bienestar para este AS, por ejemplo, realizando evaluaciones socio-culturales y biofísicas unificadas que vinculen de modo más claro el impacto de la degradación sobre las personas. Simultáneamente, sería pertinente realizar indagaciones que comprendan a otros AS vinculados al bosque del Espinal, y de esta forma ampliar el

conocimiento del posible impacto de la degradación de este socio-ecosistema sobre otros sectores sociales.

En síntesis, la complejidad de los procesos de pérdida y degradación de los ecosistemas, entre los que se encuentra el Espinal entrerriano, requiere superar las estrategias aplicadas en la gestión ambiental clásica, contemplados simultáneamente las características ecológicas y sociales donde se están suscitando los procesos. Mediante la aplicación de un enfoque novedoso para el área de estudio, el cual explicitó la interrelación entre factores socio-culturales y ecológicos del Espinal, este estudio puso de relieve las perspectivas y demandas sobre el bosque de AS relevantes para la gestión del Espinal, así como la incidencia de la degradación de este socio-ecosistema sobre las personas. Con implicancias potenciales para la implementación de políticas públicas en Entre Ríos vinculadas al manejo y cuidado de los bosques nativos desde un punto de vista ético, al reconocer la perspectiva de un AS no contemplado actualmente en el Ordenamiento Territorial de los Bosques nativos (productores ganaderos familiares). Así como desde un punto de vista operativo, en el caso que estas perspectivas sean contempladas en las actualizaciones del Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo de la provincia de Entre Ríos o en propuestas de manejo del bosque (por ejemplo, el Manejo de Bosque con Ganadería Integrada ó MBGI).

Bibliografía

- Abram N. K., Meijaard E., Ancrenaz M., Runting R. K., Wells J. A., Gaveau D., Pellier A. S. y Mengersen K. 2014. Spatially explicit perceptions of ecosystem services and land cover change in forested regions of Borneo. *Ecosystem Services* 7:116–127.
- Agbenyega O., Burgess P. J., Cook M., Morris J. 2009. Application of an ecosystem function framework to perceptions of community woodlands. *Land Use Policy* 26 (3): 551-557.
- Aguiar S., Mastrangelo M. E., García Collazo M. A., Camba Sans G. H., Mosso C. E., Ciuffoli L., ... y Verón S. R. 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción?: Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral* 28 (2): 400-417.
- Anderson C.B., Athayde S., Raymond C.M., Vatn A., Arias P., Gould R.K., Kenter J., Muraca B., Sachdeva S., Samakov A., Zent E., Lenzi D., Murali R., Amin A. y Cantú-Fernández M. 2022. Capítulo 2: Conceptualización de los diversos valores de la naturaleza y sus aportes a las personas. En: Informe de Evaluación Metodológica sobre los Valores Diversos y la Valoración de la Naturaleza de la Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas. Balvanera, P., Pascual, U., Christie, M., Baptiste, B. y González-Jiménez, D. (eds). Secretaría de IPBES, Bonn, Alemania.
- Arias-Arévalo P., Martín-López B. and Gómez-Baggethun E. 2017. Exploring intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 22(4): 43.
- Baró F., Gómez-Baggethun E. and Haase D. 2017. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosystem Services* 24: 147-159.
- Bateman I. J. and Mawby J. 2004. First impressions count: interviewer appearance and information effects in stated preference studies. *Ecological Economics* 49: 47–55.
- Bennett E. M., Cramer W., Begossi A., Cundill G., Díaz S., Egoh B. N., ... and Woodward G. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current opinion in environmental sustainability* 14: 76-85.
- Bidegain Í., López-Santiago C. A., González J. A., Martínez-Sastre R., Ravera F. y Cerda C. 2020. Social valuation of mediterranean cultural landscapes: Exploring landscape preferences and ecosystem services perceptions through a visual approach. *Land*, 9(10): 1–22.
- Breyne J. Dufrêne M. and Maréchal K. 2021. How integrating “socio-cultural values” into ecosystem services evaluations can give meaning to value indicators. *Ecosystem Services* 49: 101278.
- Brown K. and Westaway E. 2011. Agency, capacity, and resilience to environmental change: Lessons from human development, well-being, and disasters. *Annual Review of Environment and Resources*, 36: 321–342.
- Brown G. 2013. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosystem Services* 5: 58-68.
- Buijs A. E., Elands B. H. M. and Langer F. 2009. No wilderness for immigrants: cultural differences in images of nature and landscape preferences. *Landsc. Urban Plan.* 91 (3): 113–123.

- Cáceres D. M. 2014. Amenazas y Desafíos que Enfrenta el Campesinado en Argentina. ¿Descampesinización o Persistencia?. En Craviotti C. (Ed.) Agricultura Familiar en Latinoamérica. Continuidades, Transformaciones y Controversias, pp 205-232. Editorial Ciccus, Buenos Aires.
- Cáceres D. M., Tapella E., Quétier F. and Díaz S. 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society* 20(1): 62.
- Carpenter S. R., Mooney H. A., Agard J., Capistrano D., Defries R. S., Díaz S., Dietz T., Duraiappah A. K., Oteng-Yeboah A., Pereira H. M., Perrings C., Reid W. v., Sarukhan J., Scholes R. J., & Whyte A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(5): 1305-1312.
- Carvalho-Ribeiro S. M. and Lovett A. 2011. Is an attractive forest also considered well managed? Public preferences for forest cover and stand structure across a rural/urban gradient in northern Portugal. *Forest Policy and Economics* 13(1): 46–54.
- Casado-Arzuaga I., Madariaga I. and Onaindia M. 2013. Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt. *Journal of Environmental Management* 129: 33–43.
- Casermeiro J., Spahn E., Bendersky D., Schlund P., Revora M., and Chiapino B. 2003. Diagnóstico del estado y uso de los recursos naturales de pequeños productores del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 7(2): 29-35.
- Chan K. M. A., Guerry A. D., Balvanera P., Klain S., Satterfield T., Basurto X., Bostrom A., Chuenpagdee R., Gould R., Halpern B. S., Hannahs N., Levine J., Norton B., Ruckelshaus M., Russell R., Tam J. and Woodside U. 2012. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62(8): 744–756.
- Chan K. M., Balvanera P., Benessaiah K., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggeth E., ... and Turner N. 2016. Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the national academy of sciences* 113(6): 1462-1465.
- Creswell J. 2014. *Research Design: Qualitative, Quantitative and Mixed Methods Approaches* (4th ed.). London: Sage Publications Ltd. 342pp.
- Crutzen P. J. and Stoermer E. F. 2000. The Anthropocene. *IGBP Newsletter*, 41: Royal Swedish Academy of Sciences. Stockholm, Sweden.
- Cruz-García G. S., Sachet E., Blundo-Canto G., Vanegas M., and Quintero M. 2017. To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America? *Ecosystem Services* 25: 201–212.
- Daily G. C. 1997. Introduction: what are ecosystem services. En *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, Moonet H (Ed). Pp 1-10.
- Dagnino L., Kees S., Vera M., Murillo N. y Littera P. 2011. Variabilidad individual e intersectorial en la valoración social de bienes y servicios ecosistémicos dentro del departamento de Almirante Brown, Provincia de Chaco. En *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Littera P., Jobbágy E. G. y Paruelo J. M. (eds.). Buenos Aires-Argentina. Pp 333-345.
- Daw T., Brown K., Rosendo S. and Pomeroy R. 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation* 38(4): 370–379.

- Díaz S., Quétier F., Cáceres D. M., Trainor S. F., Pérez Harguindeguy N., Bret-Harte M. S., Finegan B., Peña-Claros M. and Poorter L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(2): 895-902.
- Díaz S., Demissew, S., Joly, C., Lonsdale, W. M., & Larigauderie, A. 2015a. A Rosetta Stone for Nature's Benefits to People. *PLoS Biology* 13(1): 1-8.
- Díaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J. R., Arico S., Báldi A., Bartuska A., Baste I. A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K. M. A., Figueroa V. E., Duraiappah A., Fischer M., Hill R., ... Zlatanova D. 2015b. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1–16.
- Di Pangrancio A. y Cáceres N. A. 2020. Diagnóstico actualizado del estado de implementación Ley n° 26331. 1a ed. - Ciudad Autónoma Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina; Fundación Ambiente y Recursos Naturales. 108 pp.
- Engler P., Rodríguez M., Cancio R., Handloser M. y Vera L. 2008. Zonas agroeconómicas homogéneas de Entre Ríos. *AEES INTA n° 6*. 150 pp.
- Edwards, D., Jay, M., Jensen, F. S., Lucas, B., Marzano, M., Montagne, C., ... & Weiss, G. 2010. Public preferences for silvicultural attributes of European forests. *EFORWOOD Report D, 2*.
- Fisher B., Turner R. K. and Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics* 68(3): 643-653.
- Garrido P., Elbakidze M., and Angelstam P. 2017. Stakeholders' perceptions on ecosystem services in Östergötland's (Sweden) threatened oak wood-pasture landscapes. *Landscape and Urban Planning* 158: 96–104.
- Gobster P. H., Nassauer J. I., Daniel T. C. and Fry G. 2007. The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape ecology* 22(7): 959-972.
- Helne T. and Hirvilammi T. 2015. Wellbeing and Sustainability: A Relational Approach. *Sustainable Development*, 23(3): 167–175.
- Howe C., Suich H., Vira B. and Mace G. M. 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change* 28: 263-275.
- Iniesta-Arandia I., García-Llorente M., Aguilera P. A., Montes C. and Martín-López B. 2014. Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecological Economics* 108: 36–48.
- IPBES. 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pp.
- IPBES. 2020. Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Daszak, P., das Neves, C., Amuasi, J., Hayman, D., Kuiken, T., Roche, B., Zambrana-Torrel, C., Buss, P., Dandarova, H., Feferholtz, Y., Foldvari, G., Igbinosa, E., Junglen, S., Liu, Q., Suzan, G., Uhart, M., Wannous, C., Woolaston, K., Mosig Reidl, P., O'Brien, K.,

- Pascual, U., Stoett, P., Li, H., Ngo, H. T., IPBES secretariat, Bonn, Germany. 108 pp.
- IPCC 2021. Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*[Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. 41 pp.
- Jones, L. P., Turvey, S. T., Massimino, D., & Papworth, S. K. (2020). Investigating the implications of shifting baseline syndrome on conservation. *People and Nature*, 2(4): 1131-1144.
- Kaplan R. and Herbert E. J. 1987. Cultural and sub-cultural comparisons in preferences for natural settings. *Landsc. Urban Plan.* 14 (0): 281–293.
- Kelemen E., García-Llorente M., Pataki G., Martín-López B. and Gómez-Baggethun E. 2014. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem services Introduction and “State-of-the-art.” OpenNESS Ecosystem Services Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428.
- Kijazi M. H. and Kant S. 2010. Forest stakeholders’ value preferences in Mount Kilimanjaro, Tanzania. *Forest Policy and Economics* 12(5): 357–369.
- King M. F., Renó V. F., and Moraes Novo E. M. L. 2014. The Concept, Dimensions and Methods of Assessment of Human Well-Being within a Socioecological Context: A Literature Review. In *Social Indicators Research* 116 (3): 681–698.
- Kull C. A., de Sartre X. A. and Castro-Larrañaga M. 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum* 61: 122-134.
- Lamarque P., Tappeiner U., Turner C., Steinbacher M., Bardgett R. D., Szukics U., Schermer M., and Lavorel S. 2011. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change* 11(4): 791–804.
- Haines-Young R. y Potschin M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being: Managing ecosystems for people. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, pp 1-31.
- Hicks C. C. and Cinner J. E. 2014. Social, institutional, and knowledge mechanisms mediate diverse ecosystem service benefits from coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(50): 17791-17796.
- Huu Loc H. H., Diep N. T. H., Tuan V. T., and Shimizu, Y. 2018. An analytical approach in accounting for social values of ecosystem services in a Ramsar site: A case study in the Mekong Delta, Vietnam. *Ecological Indicator* 89: 118–129.
- Lockwood M. 1999. Humans Valuing Nature: Synthesising Insights from Philosophy, Psychology and Economics. *Environmental Values* 8: 381–401.
- López-Santiago C., Oteros-rozas E., Martín-López B., Plieninger T., Martín E., and A. José. 2014. Using visual stimuli to explore the social perceptions of ecosystem services in cultural landscapes: the case of transhumance in Mediterranean Spain. *Ecology and Society* 19(2): 27.
- Maass, J. M. Balvanera P., Castillo A., Daily G. C., Mooney H. A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V. J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza

- L., Ayala R. and Sarukhán J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: Insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10 (1): 17.
- Maes J.; Egoh B.; Willemen L.; Liqueste C.; Vihervaara P.; Schägner J.P.; Grizzetti, B.; Drakou E.G.; La Notte A.; Zulian G.; Bouraoui F.; Paracchini M.L.; Braat L.; Bidoglio G. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1: 31-39.
- Maestre-Andrés S., Calvet-Mir L. and van den Bergh C. J. M. 2016. Sociocultural valuation of ecosystem services to improve protected area management: a multi-method approach applied to Catalonia, Spain. *Regional Environmental Change*, 16(3): 717–731.
- Maldonado F. D., Sione W. F. y Aceñolaza P. G. 2012. Mapeo de desmontes en áreas de bosque nativo de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ambiência* 8(4): 523-532.
- Margulis M. E., McKeon N. and Borrás, S. M. 2013. Land Grabbing and Global Governance: Critical Perspectives. *Globalizations* 10(1): 1–23.
- Martín-López B., Iniesta-Arandia I., García-Llorente M., Palomo I., Casado-Arzuaga I., del Amo D. G., Gómez-Baggethun E., Oteros-Rozas E., Palacios-Agundez I., Willaarts B., González J. A., Santos-Martín F., Onaindia M., López-Santiago C. and Montes C. 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE* 7(6): 11.
- Mastrangelo M. E., Weyland F., Herrera L. P., Villarino S. H., Barral M. P. and Auer A. D. 2015. Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions. *Ecosystem Services* 16: 63-73.
- McFarlane B. L. and Boxall P. C. 2000. Factors influencing forest values and attitudes of two stakeholder groups: The case of the foothills model forest, Alberta, Canada. *Society and Natural Resources*, 13(7): 649–661.
- McGillivray M., and Clarke M. 2006. Human well-being: Concepts and measures. United Nations University Press (Eds). New York-United States. 386 pp.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC-United States. 155 pp.
- Mendizábal N. 2006. Los componentes del diseño flexible en la investigación cualitativa. En V. de Gialdino (ed.). *Estrategias de investigación cualitativa*. Biblioteca de Educación. Editorial Gedisa. 278 pp.
- Menzel S. and Teng J. 2010. Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science. *Conservation Biology* 24(3): 907–909.
- Milanovic B. 2012. Global Income Inequality by the Numbers: in History and Now – an Overview. Policy Research Working Paper 6259. World Bank. Washington D. C.-United States. 30 pp.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2017. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. 88 pp.
- Muñoz J. D., Milera S., Romero C. y Brizuela A. B. 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. En *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Serie INSUGEO: Miscelánea*, F. G. Aceñolaza (eds.), pp. 169 – 182.
- Nanni A. S., Piquer Rodríguez M., Rodríguez M. D., Núñez Regueiro M. M., Periago M. E., Aguiar S., ... y Gasparri N. I. 2020. Presiones sobre la conservación asociados

- al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30: 304-320.
- Orenstein D. E. and Groner E. 2014. In the eye of the stakeholder: Changes in perceptions of ecosystem services across an international border. *Ecosystem Services* 8: 185–196.
- Ortega Uribe T., Mastrangelo M. E., Villarroel Torrez D., Piaz A., Vallejos M., Eduardo Saenz Ceja J., Gallego F., Franquesa Soler M., Calzada Peña L., Espinosa Mellado N., Fiestas Flores J., Gill Mairhofer L. R., González Espino Z., Montserrat Luna Salguero B., Martínez-Peralta M. C., Ochoa O., Pérez Volkow L., Sala E. J., Sánchez-Rose I., ... y Maass M. 2014. Estudios transdisciplinarios en socio-ecosistemas: reflexiones teóricas y su aplicación en contextos latinoamericanos. *Investigación Ambiental* 6(2): 123-136.
- Oteros-Rozas E., Martín-López B., González J. A., Plieninger T., López C. A. and Montes C. 2013. Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance social-ecological network. *Regional Environmental Change* 14(4): 1269–1289.
- Pascual U., Balvanera P., Díaz S., Pataki G., Roth E., Stenseke M., Watson R. T., Başak Dessane E., Islar M., Kelemen E., Maris V., Quaas M., Subramanian S. M., Wittmer H., Adlan A., Ahn S. E., Al-Hafedh Y. S., Amankwah E., Asah S. T., ... and Yagi N. 2017. Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26–27: 7–16.
- Peri P. L., Martínez Pastur G. y Schlichter T. 2021. Uso sostenible del bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina. 1a edición especial - Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Peri P. L., Toledo S., Rosas Y. M., Huertas L., Vettese E. and Martínez Pastur G. 2021. Sociocultural Valuation of Ecosystem Services in Southern Patagonia, Argentina. En *Ecosystem Services in Patagonia A Multi-Criteria Approach for an Integrated Assessment*. Peri P. L., G. Martínez Pastur y L. Nahuelhual (Eds).
- Polishchuk Y. y F. Rauschmayer. 2012. Beyond “benefits”? Looking at ecosystem services through the capability approach. *Ecological Economics* 81:103–111.
- Porto Gonçalves C. 2006. El desafío ambiental. PNUMA. México. 149 pp.
- Quétier F., Tapella E., Conti G., Cáceres D. M. y Díaz S. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84-85:17-27.
- Quispe Merovich C. y Lottici M.V. 2011. Los desafíos del ordenamiento ambiental del territorio y los servicios ecosistémicos en la ley de bosques nativos. En P. Laterra, E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.). 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA. Pp. 315-331.
- Ulrich R. S. 1986. Human responses to vegetation and landscapes. *Landscape and urban planning* 13: 29-44.
- Reyers B., Biggs R., Cumming G. S., Elmqvist T., Hejnowicz A. P., and Polasky S. 2013. Getting the measure of ecosystem services: A social-ecological approach. In *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(5): 268–273.
- Rodríguez-Ortega T., Oteros-Rozas E., Ripoll-Bosch R., Tichit M., Martín-López B., and Bernués A. 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8(8): 1361–1372.

- Rogers D. S., Duraiappah A. K., Antons D. C., Munoz P., Bai X., Fragkias M., and Gutscher H. 2012. A vision for human well-being: Transition to social sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4(1): 61–73.
- Rojas Crotte I. R. 2011. Elementos para el diseño de técnicas de investigación: una propuesta de definiciones y procedimientos en la investigación científica. *Tiempo de Educar* 12(24): 227-297.
- Rojido I. J., Canavelli S. B., Cáceres D. M. y Anderson C.B. 2021. Perspectivas sobre contribuciones y estados del bosque nativo de actores sociales vinculados a la producción ganadera en el Espinal entrerriano. *Ecología Austral* 31:87-100.
- Ruoso, L. E., Plant, R., Maurel, P., Dupaquier, C., Roche, P. K., & Bonin, M. (2015). Reading ecosystem services at the local scale through a territorial approach: the case of peri-urban agriculture in the Thau Lagoon, Southern France. *Ecology and Society*, 20(3): 11.
- Sabattini R. A., Wilson M. G., Muzzachiodi N. y Dorsch A. F. 1999. Guía para la caracterización de los agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 3:7-19.
- Sabattini J., Sabattini R. y Ledesma S. 2015. Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos. *Agrociencia Uruguay* 19 (2): 8-16.
- Saidi N. and Spray C. 2018. Ecosystem services bundles: Challenges and opportunities for implementation and further research. *Environmental Research Letters* 13(11): 27.
- Sautu R., Boniolo P., Dalle P. y Elbert R. 2005. La construcción del marco teórico en la investigación social. En R., Sautu et al. (eds.). *Manual de metodología. Construcción del marco teórico, formulación de los objetivos y elección de la metodología*. 33 pp.
- Schleicher J., Schaafsma M., Burgess N. D., Sandbrook C., Danks F., Cowie C. and Vira B. 2018. Poorer without It? The Neglected Role of the Natural Environment in Poverty and Wellbeing. *Sustainable Development* 26(1): 83–98.
- Schmidt K., Walz A., Martín-López B. and Sachse R. 2017. Testing socio-cultural valuation methods of ecosystem services to explain land use preferences. *Ecosystem Services* 26: 270–288.
- Scholte S. S. K., van Teeffelen A. J. A. and Verburg P. H. 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics* 114: 67-78.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2005. *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos*. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085 – AR. 117 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2007. *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa. Inventario de campo de la región del Espinal. Distritos de Caldén y Ñandubay*. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085-AR. 236 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2014. *Guía de análisis de actores sociales para el proceso participativo del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos*. Dirección de Bosques Nativos, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina. 26 pp.
- Seixas C. S., Anderson C. B., Fennessy S. and Herrera-F B. 2018. Nature's contributions to people and quality of life. In *Regional and subregional assessments of biodiversity and ecosystem services: regional and subregional assessment for the Americas*. IPBES, Bonn-Germany. 664 pp.

- Seghezzo L., Volante J. N., Paruelo J. M., Somma D. J., Buliubasich E. C., Rodríguez H. E. and Hufty M. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina). *Conflicting Visions of Development. The Journal of Environment and Development* 20(3): 251-277.
- Simpson S., Brown G., Peterson A. and Johnstone R. 2016. Stakeholder perspectives for coastal ecosystem services and influences on value integration in policy. *Ocean & Coastal Management* 126: 9-21.
- Smith L. M., Case J. L., Smith H. M., Harwell L. C. and Summers J. K. 2013. Relating ecosystem services to domains of human well-being: Foundation for a U.S. index. *Ecological Indicators* 28: 79–90.
- Spake R., Lasseur R., Crouzat E., Bullock J. M., Lavorel S., Parks K. E., ... and Eigenbrod F. 2017. Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. *Global Environmental Change* 47: 37-50.
- Spahn E. 2013. Modelo de estados y transiciones para los bosques y pastizales del norte entrerriano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina. 184 pp.
- Svampa M. 2019. Las fronteras del neoextractivismo en América Latina: conflictos socioambientales, giro ecoterritorial y nuevas dependencias. 144 pp.
- Tasi H., M., Wilson M., Schulz G., Indelángelo N. and Bedendo D. 2007. Uso de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos. En *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*, Caviglia O. P., Paparotti O. F. y Sasal M. C. (eds.). Ediciones INTA. 16 pp.
- Tengo M., Brondizio E. S., Elmqvist T., Malmer P. and Spierenburg M. 2014. Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: The multiple evidence base approach. *Ambio* 43(5): 579–591.
- Tuler S. and Webler T. 2010. How preferences for public participation are linked to perceptions of the context, preferences for outcomes, and individual characteristics. *Environ Manage* 46: 254–267.
- Truffer I. (coordinadora). 2018. La construcción del actual territorio agrícola entrerriano. EDUNER. Universidad Nacional de Entre Ríos. 197 pp.
- UICN 2020. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2020-3. <https://www.iucnredlist.org>. Descargado el 13/10/2020.
- Vihervaara P., Marjokorpi A., Kumpula T., Walls M. and Kamppinen M. 2012. Ecosystem services of fast-growing tree plantations: a case study on integrating social valuations with land-use changes in Uruguay. *Forest Policy and Economics* 14 (1): 58-68.
- Yang W., Dietz T., Kramer D. B., Ouyang Z. and Liu J. 2015. An integrated approach to understanding the linkages between ecosystem services and human well-being. *Ecosystem health and sustainability* 1(5): 1-12.
- Zagarola J. P. A., Anderson C. B. and Veteto, J. R. 2014. Perceiving patagonia: An assessment of social values and perspectives regarding watershed ecosystem services and management in Southern South America. *Environmental Management*, 53(4): 769–782.
- Zoderer B. M., Lupo Stanghellini P. S., Tasser E., Walde J., Wieser H. and Tappeiner U. 2016. Exploring socio-cultural values of ecosystem service categories in the Central Alps: the influence of socio-demographic factors and landscape type. *Regional Environmental Change* 16(7): 2033–2044.

Anexo 3.1. Cuestionario utilizado durante las encuestas a productores ganaderos y especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos)

PERCEPCIÓN SOBRE EL BOSQUE NATIVO EN LA PAZ (ENTRE RÍOS)

Fecha: ____/____/____ (día/mes/año)

1. IDENTIFICACIÓN DEL ENCUESTADO

1.2. Apellido y nombre del encuestado:

2. CONTEXTUALIZACIÓN

Para comenzar, le propongo que conversemos sobre los montes nativos que se encuentran en el departamento La Paz. Estas son algunas imágenes de distintos tipos de montes presentes en este departamento.

P1. ¿Cuál imagen representa mejor al monte nativo del Dpto. La Paz con el que usted tiene o ha tenido contacto por sus actividades?

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---|---|---|---|---|---|---|

Observaciones:

3. ACTIVIDADES Y USOS DE LOS BENEFICIARIOS

P2. ¿Usted realiza actividades (de cualquier tipo) en lugares con monte nativo?

| | | |
|---|-------------|---|
| | NO | 1 |
| ↓ | SI | 2 |
| | NO CONTESTA | 9 |

P2.1. ¿Estas actividades son de uso o aprovechamiento directo como, por ejemplo, la ganadería, extracción de leña, etc.?

| | | | | |
|---|-------------|---|---|-----------|
| | NO | 1 | → | ir a P2.3 |
| ↓ | SI | 2 | | |
| | NO CONTESTA | 9 | | |

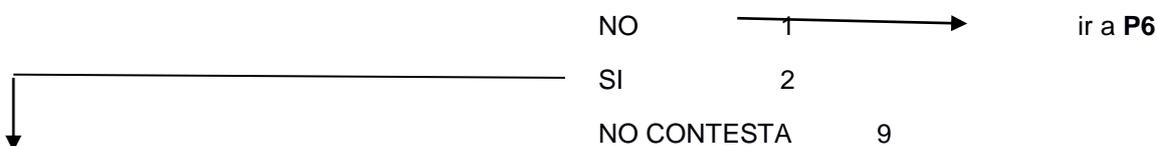
P2.2. En ese caso, ¿Podría indicarme de la siguiente lista, qué actividades de uso realiza vinculadas al monte (P2.2.1), y el objetivo de las mismas? (P2.2.2) (Las respuestas no son excluyentes entre sí).

| ID | Actividad de uso | 2.2.1. Realiza? | | 2.2.2. Objetivo | |
|----|--|-----------------|----|-----------------|-------|
| | | NO | SI | Autoconsumo | Venta |
| 1 | Ganadería vacuna | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 2 | Ganadería ovina | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 3 | Ganadería caprina | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 4 | Cría de caballos | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 5 | Cría de animales de granja (gallinas, cerdos) | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 6 | Tambo | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 7 | Apicultura | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 8 | Extracción de leña | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 9 | Extracción de poste para alambrados y corrales | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 10 | Extracción de madera para construcciones (galpones, casas, muebles). | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 11 | Recolección de plantas y frutos para uso medicinal/comestible | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 12 | Artesanías | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 13 | Caza de animales silvestres | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 14 | Elaboración de conservas (dulces, escabeches) | 1 | 2 | 1 | 2 |

P2.3. ¿Y de estas otras actividades vinculadas al monte, realiza alguna?

| ID | Actividades | 2.3. Realiza? | |
|----|---|---------------|----|
| | | NO | SI |
| 1 | Caminata | 1 | 2 |
| 2 | Observación de plantas y animales (ej. aves) | 1 | 2 |
| 3 | Estudio (Investigación) | 1 | 2 |
| 4 | Administración o aplicación de políticas públicas (Gestión pública) | 1 | 2 |
| 5 | Asesoramiento técnico público sobre actividades que se realizan en el monte (Extensión) | 1 | 2 |
| 6 | Asesoramiento técnico privado | 1 | 2 |

P4. ¿Usted realiza alguna otra actividad relacionada al monte que no esté mencionada en la lista anterior?



P5. ¿Podría por favor indicar cuál es la actividad (puede ser más de una) (P5.1) y el tipo de uso de la misma? (P5.2).

| 5.1. Actividad | 5.2. Tipo de uso | |
|----------------|------------------|-------|
| | Autoconsumo | Venta |
| | 1 | 2 |
| | 1 | 2 |
| | 1 | 2 |

P6. ¿Y pensando en estas actividades que usted realiza en el monte, pero también otros aspectos de su vida, considera que el monte le otorga beneficios a usted?

NO 1 → ir a P13

SI 2

NO CONTESTA 9

5. IMPORTANCIA DE LOS BENEFICIOS.

P7. En base a entrevistas que realizamos con otros productores el año pasado, confeccionamos la siguiente lista de posibles beneficios del monte, incluidos en esta tabla. ¿Podría por favor indicar qué beneficios le brinda a usted el monte (P7.1) y qué nivel de importancia tiene en su vida? (P7.2). Un valor 0 indica “No es importante” y un valor 4 indica “Es muy importante”. Es válido decir que No lo sabe (9).

| ID | Beneficio | 7.1. Beneficios? | | 7.2. Importancia de cada beneficio | | | | | |
|----|---|------------------|----|------------------------------------|-----------------|-----------------|---------------------|----------------|-------|
| | | NO | SI | NO importante | POCO importante | ALGO importante | BASTANTE importante | MUY importante | NO SE |
| 1 | Refugio para especies silvestres y conservación de recursos genéticos | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 2 | Aporte de nutrientes para el suelo (fertilidad) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 3 | Prevención de erosión del suelo | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 4 | Control de inundaciones | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 5 | Purificación del aire (aporte de oxígeno) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 6 | Regulación del clima (temperaturas; tormentas) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 7 | Provisión y protección de pastos naturales | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 8 | Refugio para el ganado (Bienestar animal) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 9 | Postes para alambrados y corrales | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 10 | Maderas para galpones, casas, muebles | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 11 | Leña | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 12 | Flores para la producción de miel | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 13 | Resguardo de fumigaciones (agroquímicos) para la producción de miel | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 14 | Plantas para uso medicinal | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 15 | Frutos silvestres para consumo humano | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 16 | Animales silvestres para caza | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 17 | Favorece turismo rural (ecoturismo; turismo de caza) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 18 | Belleza paisajística (valor estético) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 19 | Observación de animales y plantas | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 20 | Mantenimiento de tradiciones y modo de vida | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |

P8. ¿Usted considera que recibe algún otro beneficio del monte que no esté mencionado en la lista anterior?

NO 1 → ir a P10

SI 2

NO CONTESTA 9

P9. ¿Podría por favor indicar cuál es el beneficio (puede ser más de uno) (P9.1) y qué nivel de importancia tiene para usted? (P9.2). Un valor 0 indica “No es importante” y un valor 4 indica “Es muy importante”. Es válido decir que No lo sabe (5).

| 9.1 Beneficio | 9.2. Importancia de cada beneficio | | | | | |
|---------------|------------------------------------|-----------------|-----------------|---------------------|----------------|-------|
| | NO importante | POCO importante | ALGO importante | BASTANTE importante | MUY importante | NO SE |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |

P10. Antes de cerrar esta sección sobre la importancia de los beneficios, ¿podría indicarme cuales son los 3 beneficios más importantes para usted?

| 10. Beneficios más importantes |
|--------------------------------|
| 1 |
| 2 |
| 3 |

6. PERCEPCIÓN SOBRE LA CAPACIDAD DE PROVISIÓN DE BENEFICIOS POR LOS ESTADOS

Ahora le propongo veamos fotografías de dos tipos de monte para luego preguntarle qué piensa de ellas.

Relato descriptivo de las fotografías:

Fotografía F: Monte con árboles adultos de espinillo, ñandubay, algarrobo entre otras especies, de entre 2 y 4 metros de altura. Tiene abundantes arbustos de chilcas, romerillo entre otras especies.

Fotografía E: Monte con árboles adultos de espinillo, ñandubay, algarrobo entre otras especies, de entre 4 y 6 metros de altura. Tiene pocos arbustos de chilcas, romerillo entre otras especies.



F



E

P11. ¿Pensando en los beneficios que revisamos anteriormente, usted considera que hay diferencia en la capacidad para brindar beneficios entre estos dos tipos monte?

NO 1 → ir a P13

SI 2

NO CONTESTA 9

P12. ¿En qué beneficios serían diferentes? (P12.1) y, en esos casos, ¿en qué medida serían diferentes? (P12.2). Repasemos juntos la lista, ¿le parece?

| ID | Beneficio | 13.1. Parecidos o diferentes? | | 13.2.Cuál de los dos tiene MAS capacidad para brindar cada beneficio? | | NO SE |
|----|---|-------------------------------|------------|---|---------------------------|-------|
| | | Parecidos | Diferentes | MAS capacidad que el otro | MAS capacidad que el otro | |
| 1 | Refugio para especies silvestres y conservación de recursos genéticos | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 2 | Refugio para Guazunchos/virachos | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 3 | Refugio para Vizcachas | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 4 | Refugio para gatos silvestres | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 5 | Refugio para mulita/tatu | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 6 | Aporte de nutrientes para el suelo (fertilidad) | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 7 | Prevención de erosión del suelo | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 8 | Control de inundaciones | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 9 | Purificación del aire (aporte de oxígeno) | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 10 | Regulación del clima (temperaturas; tomentas) | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 11 | Provisión y protección de pastos naturales | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 12 | Refugio para el ganado (Bienestar animal) | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 13 | Postes para alambrados y corrales | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 14 | Maderas para galpones, casas, muebles | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 15 | Leña | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 16 | Flores para la producción de miel | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 17 | Resguardo de fumigaciones (agroquímicos) para la producción de miel | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 18 | Plantas para uso medicinal | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 19 | Frutos silvestres para consumo humano | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 20 | Animales silvestres para caza | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 21 | Favorece turismo rural (ecoturismo; turismo de caza) | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 22 | Belleza paisajística (valor estético) | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 23 | Observación de animales y plantas | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |
| 24 | Mantenimiento de tradiciones y modo de vida | 1 | 2 | 1 | 2 | 9 |

7. APORTES DEL BOSQUE NATIVO PARA ASPECTOS DE CALIDAD DE VIDA

P13. Ahora vamos a pasar a una sección que tiene que ver con la calidad de vida de las personas, o sea con aspectos como alimentación, ingresos económicos, salud, entre otros ¿En primer lugar, usted considera que el monte nativo influye sobre su calidad de vida?

NO 1 → ir a P15

SI 2

NO CONTESTA 9

P14. ¿Entonces, podría indicarme en cuáles de los siguientes aspectos de su calidad de vida contribuye el monte? (P14.1), ¿y a su vez, en qué medida? (P14.2)

| ID | Aspectos de calidad de vida | 14.1. Contribuciones? | | 14.2. Cantidad de contribución ? | | | | | |
|----|---|-----------------------|----|----------------------------------|------|------|----------|-------|-------|
| | | NO | SI | NADA | POCO | ALGO | BASTANTE | MUCHO | NO SÉ |
| 1 | Alimentación (Seguridad alimentaria) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 2 | Provisión de agua o protección de inundaciones (Seguridad hídrica) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 3 | Calefacción (Seguridad energética) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 4 | Ingreso económico (Seguridad económica) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 5 | Mantenimiento de tradiciones y modo de vida | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
| 6 | Salud física (actividad física; ambiente sano) y mental (esparcimiento; recreación) | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |

8. CONOCIMIENTO SOBRE LOS BENEFICIOS

P15. Ahora quisiera mencionarle algunas frases sobre el monte, para que usted me indique si la frase es correcta (1), incorrecta (2), o no está seguro/a (3).

| Frase | CORRECTA | INCORRECTA | NO ESTOY SEGURO/A |
|---|----------|------------|-------------------|
| Los cardenales amarillos prefieren los montes cerrados (es decir, montes con mucha abundancia de arbustos como chilca y romerillo). | 1 | 2 | 3 |
| Las chauchas de algarobos y ñandubay son muy buen forraje para el ganado. | 1 | 2 | 3 |
| En verano son mejores los montes cerrados (con mucha abundancia de arbustos como chilca y romerillo) para el bienestar del ganado. | 1 | 2 | 3 |
| La única madera buena del monte para hacer horcones de galpones o casas es la de ñandubay. | 1 | 2 | 3 |
| La mejor leña para calefaccionar una casa es la del espinillo/aromo. | 1 | 2 | 3 |
| La raíz de la sanguinaria o quina es utilizada por algunas personas para fortalecerse cuando están débiles. | 1 | 2 | 3 |
| Los frutos del chañar son comestibles para las personas. | 1 | 2 | 3 |
| El garabato o uña de gato da una miel que se endurece, que se cristaliza. | 1 | 2 | 3 |
| Un monte con una alta cobertura de pasto, previene la erosión del suelo. | 1 | 2 | 3 |

9. INFORMACIÓN SOCIO-ECONOMICA Y DEMOGRÁFICA

P16. Antes de finalizar la encuesta, le agradecería si pudiera responderme algunas preguntas relacionadas con Ud. Para comenzar, ¿podría decirnos cuál es su lugar de residencia?

16. LUGAR DE RESIDENCIA

CAMPO

PUEBLO

CIUDAD

P17.1. De residir en el CAMPO, ¿Cuál es la localidad o paraje más cercano:

_____, a _____ km.

P18. ¿En qué rango de superficie (en hectáreas) realiza sus actividades productivas (incluyendo ganadería y agricultura)?

18. SUPERFICIE (EN HAS)

< 50

| |
|----------|
| 50-99 |
| 100-249 |
| 250-499 |
| 500-1199 |
| ≥1200 |

P18.1 ¿Podría indicarme que proporción de bosque posee la superficie donde usted realiza sus actividades productivas?

18.1. PROPORCIÓN DE BOSQUE

| | |
|-------------|---|
| <25% | |
| 25-49% | 2 |
| 50-74% | 3 |
| >75% | 4 |
| NO CONTESTA | 9 |

P19. Por favor, ¿podría indicarme el rango en el que se encuentra su edad? Indicar también el género.

19.1. EDAD

| |
|-------------|
| 18-29 |
| 30-39 |
| 40-49 |
| 50-59 |
| 59-65 |
| >65 |
| NO CONTESTA |

19.2. GENERO

| |
|-----------|
| FEMENINO |
| MASCULINO |

P20. ¿Y sus estudios formales completos en la escuela, cuáles son?

| | |
|-----------------------------------|---|
| 20. ESTUDIO COMPLETO | |
| NINGUNO | 0 |
| PRIMARIA | 1 |
| SECUNDARIA | 2 |
| TERCIARIA (2-3 años) | 3 |
| UNIVERSITARIA (4 o más años) | 4 |
| POSGRADO (Maestría y/o Doctorado) | 5 |
| NO CONTESTA | 9 |

P21. ¿Pertenece a alguna asociación o grupo tradicionalista?

SI

NO

NO CONTESTA

P21.1. De ser así, ¿podría decirnos cuál? _____

P22. ¿Pertenece a algún grupo social o ambiental?

SI

NO

NO CONTESTA

P22.1. De ser así, ¿podría decirnos cuál? _____

P23. ¿Desearía recibir un informe sobre la información recabada en las encuestas?

SI

NO

NO CONTESTA

P23.1. De ser así, ¿Por medio de correo postal o por correo electrónico?

Correo postal _____

Correo electrónico _____

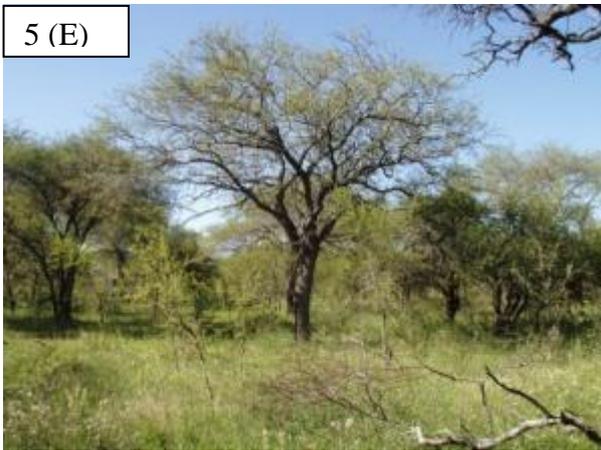
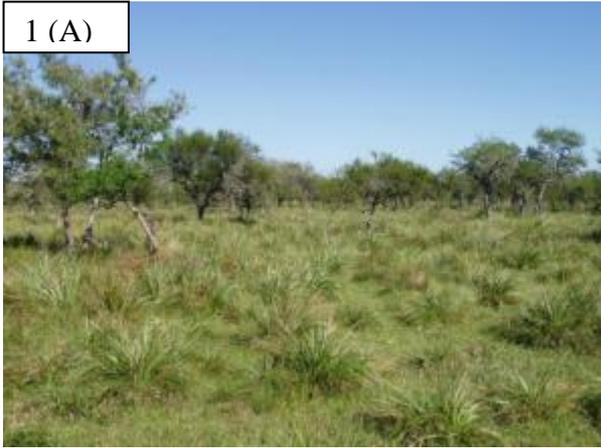
10. CIERRE DE LA ENCUESTA

Eso sería todo. ¿Hay algún comentario o pregunta que quisiera hacerme?

¡Muchísimas gracias por su colaboración!!

11. OBSERVACIONES

Anexo 3.2. Fotografías utilizadas como estímulo visual-cognitivo durante las encuestas



Anexo 3.3. Características sociodemográficas y ecológicas de los ganaderos (productores ganaderos familiares) y de los especialistas (investigadores, extensionistas y funcionarios públicos) encuestados. Estas variables fueron las utilizadas para realizar los análisis estadísticos.

| Características socio-ecológicas de los encuestados | Actores sociales | |
|--|-------------------------|-----------------------|
| | Ganaderos (n=86) | Especialistas (nº=18) |
| Estado (condición de degradación) | | |
| Estado 1 (degradada) | 7% | 0% |
| Estado 2 (muy degradada) | 2% | 0% |
| Estado 3 (degradada) | 0% | 6% |
| Estado 4 (degradada) | 5% | 6% |
| Estado 5 (poco degradada) | 44% | 28% |
| Estado 6 (muy degradada) | 15% | 17% |
| Estado 7 (muy degradada) | 3% | 0% |
| Estado 8 (poco degradada) | 10% | 0% |
| Indeterminado (indeterminada) | 13% | 44% |
| Cantidad de actividades de uso | | |
| Ninguna | 0% | 83% |
| 1 actividad | 5% | 0% |
| 2 actividades | 43% | 10% |
| 3 actividades | 29% | 0% |
| 4 actividades | 12% | 5% |
| 5 actividades | 7% | 0% |
| 6 actividades | 3% | 0% |
| 7 actividades | 1% | 0% |
| Realiza actividades recreativas | | |
| No | 31% | 44% |
| Si | 69% | 56% |
| Grado de conocimiento sobre beneficios del bosque | | |
| Bajo | 9% | 28% |
| Medio | 52% | 39% |
| Alto | 38% | 33% |
| Lugar de residencia | | |
| Campo | 56% | 0% |
| Pueblo | 16% | 11% |
| Ciudad | 28% | 89% |
| Género | | |
| Mujer | 17% | 56% |
| Varón | 83% | 44% |
| Edad | | |
| Adulthood joven (18-39 años) | 10% | 33% |
| Adulthood intermedia y tardía (40-59 años) | 51% | 56% |
| Ancianidad (≥ 60 años) | 38% | 11% |
| Educación formal | | |
| Ninguno y primario | 58% | 0% |
| Secundario y terciario | 34% | 0% |
| Universitario y posgrado | 8% | 100% |
| Superficie del predio | | |
| < 50 | 21% | 0% |
| 50-99 | 16% | 0% |
| 100-249 | 35% | 0% |
| 250-499 | 17% | 0% |
| 500-1199 | 8% | 6% |
| ≥1200 | 1% | 0% |
| Sin datos | 1% | 0% |
| Proporción de bosque | | |
| <25% | 5% | 0% |
| 25-49% | 20% | 0% |
| 50-74% | 34% | 0% |
| 75-100% | 37% | 0% |
| Sin datos | 5% | 5% |

Anexo 3.4. Relaciones estadísticamente significativas entre las características socio-ecológicas y valoración de contribuciones y percepción de bienestar por parte de productores ganaderos.

| Factor | Valor promedio (error estandar) | | | | |
|---|---------------------------------|------------------------|------------|-----------------------------|-------------------|
| | Categorías de beneficios | | | Aspectos de calidad de vida | |
| | Material | No materiales | Regulación | Seguridad energética | Seguridad hídrica |
| Condición de degradación del estado | | | | | |
| Poco degradado | - | 2,5 (0,1) ^b | - | 2,8 (0,2) ^b | - |
| Degradado | - | 2,7 (0,1) ^b | - | 3,4 (0,3) ^b | - |
| Muy degradado | - | 2,1 (0,2) ^a | - | 2,0 (0,3) ^a | - |
| Indeterminado | - | 2,1 (0,3) ^a | - | 3,3 (0,2) ^b | - |
| H | | 11,1 | | 9,4 | |
| p | | 0,01 | | 0,02 | |
| Cantidad de actividades de uso | | | | | |
| 1 | 0,8 (0,2) ^a | | - | - | - |
| 2 | 1,5 (0,1) ^{ab} | | - | - | - |
| 3 | 1,6 (0,1) ^b | | - | - | - |
| 4 | 2,0 (0,3) ^b | | - | - | - |
| 5 | 2,3 (0,3) ^b | | - | - | - |
| 6 | 2,4 (0,1) ^b | | - | - | - |
| 7 | 3,0 (0,0) ^b | | - | - | - |
| H | 22,2 | | | | |
| p | 0,00 | | | | |
| Realización de actividades recreativas | | | | | |
| No | 1,3 (0,1) | 2,1 (0,2) | 2,6 (0,2) | 2,2 (0,3) | 1,2 (0,2) |
| Sí | 1,8 (0,1) | 2,5 (0,1) | 3,0 (0,1) | 3,0 (0,2) | 2,1 (0,2) |
| W | 903,5 | 915,5 | 887,5 | 907 | 851,5 |
| p | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Grado de conocimiento sobre los beneficios | | | | | |
| Conocimiento bajo | 1,2 (0,1) ^a | - | - | - | - |
| Conocimiento medio | 1,6 (0,1) ^{ab} | - | - | - | - |
| Conocimiento alto | 1,8 (0,1) ^b | - | - | - | - |
| H | 6,7 | | | | |
| p | 0,03 | | | | |
| Lugar de residencia | | | | | |
| Campo | 1,8 (0,8) ^a | - | - | 3,0 (1,2) ^a | - |
| Pueblo | 1,6 (0,5) ^{ab} | - | - | 3,4 (0,7) ^a | - |
| Ciudad | 1,2 (0,4) ^b | - | - | 1,9 (1,4) ^b | - |
| H | 9,3 | | | 11,5 | |
| p | 0,01 | | | 0,00 | |

Factores ecológicos y antrópicos que inciden sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes presentes en predios ganaderos del Espinal entrerriano

Introducción

Impactos globales de las actividades humanas sobre los bosques y la mastofauna

Los ecosistemas boscosos constituyen importantes reservorios de biodiversidad, albergando más del 75% de las especies terrestres a nivel mundial (FAO, 2016). En el caso de los vertebrados terrestres, por ejemplo, son el hábitat del 80% de las especies de anfibios, el 75% de las de aves y el 68% de las de mamíferos (FAO, 2020). A su vez, estos ecosistemas generan múltiples contribuciones esenciales para las sociedades humanas, incluyendo madera, energía, espacios para recreación, regulación climática e hidrológica, entre otras (Bonan, 2008; Balvanera, 2012; Vang Rasmussen et al., 2017; UICN, 2019). De este modo, se estima que una tercera parte de la humanidad tiene una estrecha dependencia de los bosques y productos forestales (FAO, 2020). En consecuencia, es esencial promocionar estrategias de manejo y conservación de los ecosistemas boscosos que contemplen simultáneamente la protección de su diversidad biológica y de las contribuciones hacia las sociedades.

A pesar de su relevancia social y ecológica, durante el último siglo estos ecosistemas se han visto fuertemente afectados por deforestación, fragmentación y degradación, procesos que se han intensificado en las últimas décadas (Foley et al., 2005; FAO, 2016, 2020). Entre 1990-2020, la deforestación ha llevado a la pérdida de 420 millones de hectáreas de bosques a nivel mundial (FAO, 2020), principalmente en los países en desarrollo (Keenan et al., 2015). Las causas centrales de esta transformación han sido las actividades agropecuarias intensivas, como producciones de cultivos de granos e

implantación de pasturas para el ganado (Foley et al., 2005; Hansen et al., 2013; FAO, 2016, 2020). Simultáneamente, casi la totalidad de los bosques remanentes en los países en desarrollo se encuentran bajo algún grado de degradación (Hosonuma et al., 2012). La degradación de los bosques, plasmada a través de cambios edáficos, fisonómicos, de composición florística o faunística y de las funciones ecosistémicas (Simula, 2009; Ghazoul et al., 2015), puede ser impulsada por diversos factores, como la sobreexplotación de sus recursos, la simplificación fisonómica intencional, las invasiones biológicas, los incendios y la contaminación (Simula, 2009; IPBES, 2018). Para América Latina, por ejemplo, se ha estimado que el aprovechamiento forestal intensivo es el principal promotor de la degradación forestal (Hosonuma et al., 2012; FAO, 2020).

Debido a la estrecha interrelación entre los bosques y las personas, los procesos de pérdida y degradación de los ecosistemas boscosos afectan en simultáneo aspectos ecológicos y sociales vinculados a su estado (Ghazoul et al., 2015; IPBES, 2018). Tal es el caso, por ejemplo, de los mamíferos medianos y grandes, uno de los grupos de especies silvestres presentes en los bosques que cumplen múltiples funciones ecosistémicas relevantes y, simultáneamente, son valorados de diversas maneras por las sociedades humanas (Schipper et al., 2008). Estos organismos tienen roles ecológicos claves (Morrison et al., 2007), como la redistribución de materia y nutrientes del suelo (Villarreal et al., 2008), la dispersión de semillas (Rosalino et al., 2010; Campos y Vélez, 2015), la incidencia sobre la estructura y composición de la vegetación (Branch et al., 1996; Ramírez-Mejía y Mendoza, 2010), la regulación de poblaciones de organismos a través de la alimentación (Morrison et al., 2007) y el control de plagas y vectores de enfermedades (Sieg, 1987). Paralelamente, muchas comunidades, particularmente en contextos rurales, poseen fuertes vínculos positivos con los mamíferos silvestres (o mastofauna), a través de su utilización como fuente material para diferentes fines, como animales de compañía, para terapias curativas o por su valor simbólico-cultural (Fitzgibbon et al., 1995; Cuarón, 2000; Cortés Marcial, 2009; Tamburini, 2016; Trillo et al., 2016). Incluso, muchas especies son valoradas por habitantes urbanos, por ser un recurso de caza (Randrianandrianina et al., 2010) o, en el otro extremo, por ser especies llamativas (por ejemplo, especies carismáticas, Venter et al., 2009).

Actualmente, a escala global, alrededor del 26% de las especies de mamíferos terrestres se encuentran amenazadas (Schipper et al., 2008; UICN, 2020), a la vez que muchas especies no amenazadas globalmente presentan problemas locales de extirpación (extinción local) de sus poblaciones (Ceballos et al., 2005). En particular, son más afectadas por las presiones humanas las especies de mayores tallas (Cardillo et al., 2005; Davidson et al., 2009) y también aquellas que habitan ecosistemas forestales (UICN, 2020). Esta declinación de las poblaciones de mamíferos medianos y grandes se da en primer término por la pérdida y fragmentación del hábitat original (Laidlaw, 2000; Thornton et al., 2011; Bogoni et al., 2018), proceso que afecta en mayor proporción a especies tropicales, dada las altas tasas de deforestación en zonas tropicales de América, África y Asia (Schipper et al., 2008). Y, en segundo lugar, por la degradación de los ecosistemas boscosos que, además de la deforestación, es otro factor relevante para la conservación de las especies de mamíferos medianos y grandes (Gibson et al., 2011; Whitworth et al., 2019), ya que las actividades de uso del bosque inciden sobre su presencia y abundancia (Burivalova et al., 2014).

Luego de la pérdida y de la degradación del hábitat, incluyendo los bosques, la caza y la captura son la tercera causa de riesgo de extinción a nivel global y de declinación de poblaciones locales de especies de mamíferos medianos y grandes (Prince et al., 2018; UICN, 2020). En las áreas de bosques más afectadas por la presión de cacería, se puede producir tanto una pérdida de especies (principalmente las de mayor talla) como una disminución de la abundancia de las restantes especies (Hegerl et al., 2017). La accesibilidad a las áreas de cacería, es un factor determinante de la presencia y abundancia de las especies que sufren mayores presiones de caza (Di Bitetti et al., 2013; Zimbres et al., 2017). Esto se asocia a que los sitios que suelen experimentar una mayor disminución de la abundancia de determinadas especies perseguidas son aquellos más cercanos a vías de acceso como caminos (Semper Pascual et al., 2020), a viviendas (Tamburini, 2016) y a poblados (Rao et al., 2005).

Incidencia de la ganadería extensiva sobre la mastofauna

Aun cuando se reconoce que la ganadería extensiva es más compatible con la conservación de la biodiversidad en comparación con actividades agropecuarias intensivas (Cingolani et al., 2008; Gonzalez Fischer y Bilenca, 2020), dependiendo del tipo de

ambiente, el clima y la intensidad de pastoreo, puede provocar modificaciones relevantes en las estructuras vegetales de los ambientes (Milchunas y Lauenroth, 1993; Holechek et al., 2006; Stahlheber y D'Antonio, 2013). En pastizales y sabanas, suelen evidenciarse dos grandes patrones asociados a la ganadería: i) reducción de biomasa herbácea (Díaz et al., 2007) y ii) aumento de cobertura arbustiva (Curtin et al., 2002; Eldridge et al., 2011). Por su parte, en el caso de bosques templados, las evidencias muestran en general el mismo patrón en cuanto a la simplificación herbácea, mientras que la cobertura arbustiva puede disminuir o aumentar, dependiendo de múltiples factores (por ejemplo, clima, tipo de ganado, intensidad de pastoreo, Öllerer et al., 2019).

El impacto de la ganadería extensiva sobre los mamíferos ha sido abordado fundamentalmente en ambientes de pastizales y sabanas, en relación a la incidencia sobre la reducción de la biomasa del estrato herbáceo (véase revisión en Schieltz y Rubenstein, 2016) y al proceso de arbustización que provoca (véase revisión en Eldridge et al., 2012; Stanton et al., 2017). Ambas modificaciones en la cobertura y estructura de la vegetación producidas por la ganadería suelen afectar negativamente a los mamíferos pequeños (Cingolani et al., 2008). En cambio, pueden incidir negativa o positivamente sobre los mamíferos de mayores tallas (Schieltz y Rubenstein, 2016). Por ejemplo, la reducción del estrato herbáceo por sobrepastoreo provoca disminuciones de la abundancia de las poblaciones de ciertos herbívoros mayores especializados en el consumo de pasto, por menor disponibilidad de forraje (Loft et al., 1991; Martínez, 2008; Hibert et al., 2010), y de especies omnívoras y carnívoras, por disminución de disponibilidad de presas (Pía et al., 2003; Donadio et al., 2004; Pereira, 2009). Por lo cual, es posible esperar que, en un área con estrato herbáceo reducido, producto de una alta presión de pastoreo, haya una disminución en la abundancia de especies de mamíferos medianos y grandes.

De manera similar, una relación negativa entre la cantidad de ganado y la abundancia de especies del ensamble de mamíferos medianos ha sido demostrado en hábitats boscosos, como la región chaqueña argentina, exceptuando a las especies de zorro (*Cerdocyon thous* y *Lycalopex gymnocercus*), quienes tienen una relación positiva (Puechagut et al., 2018). No obstante, son escasos los estudios que han realizado una evaluación explícita entre carga bovina y abundancia de mamíferos nativos, incluso en pastizales (Di Bitetti et al., 2020). Por otra parte, y al contrario de lo observado en

ecosistemas de sabanas y pastizales, en ecosistemas boscosos, es posible que no exista la misma incidencia negativa del aumento de la cobertura arbustiva sobre las poblaciones de carnívoros (Blaum et al., 2007) y la riqueza del ensamble de mamíferos (Soto-Shoender et al., 2018), ya que el estrato arbustivo está presente naturalmente. Es así que se ha registrado que áreas forestales ganaderas con alta coberturas arbustivas mantienen una mayor riqueza de mamíferos medianos en general y, en mayor medida, de carnívoros, que áreas con baja cobertura arbustiva (Goncalves et al., 2012). Consecuentemente, los arbustales y los bosques con alta cobertura arbustiva podrían ser hábitats seleccionados por mesocarnívoros, principalmente por el refugio y la mayor disponibilidad de presas que ofrecen (por ejemplo, pequeños mamíferos; Mangas et al., 2008; Sánchez-Lalinde y Pérez-Torres, 2008; Pereira, 2009).

En Argentina, algunas especies de mamíferos carnívoros silvestres, como el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y el zorro patas negras (*Cerdocyon thous*), son generalistas de hábitats, aunque suelen preferir las áreas cerradas (Pereira, 2009; Bitteti et al., 2009). En cambio, otros carnívoros, como el zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), utilizan primordialmente áreas abiertas (Johnson y Franklin, 1994; Bitteti et al., 2009). Además, diferentes gremios tróficos también utilizan áreas cerradas. Entre otras especies, la mulita de nueve bandas (*Dasybus novemcinctus*), una especie insectívora-omnívora ampliamente distribuida en Argentina (Schaefer y Hostetler, 2003; Varela et al., 2019), y el guazuncho (*Mazama gouazoubira*), especie herbívora (frugívora-folívora) común en el centro-norte del país (Juliá et al., 2019), utilizarían áreas más cerradas en los bosques nativos. En consecuencia, es de esperar que el aumento de la cobertura arbustiva favorezca a una mayor presencia y abundancia de especies de mamíferos silvestres medianos y grandes que prefieren áreas cerradas, independientemente del gremio trófico al que pertenecen.

Finalmente, el efecto de las condiciones locales sobre la biodiversidad presente en un área de bosque dependen, en parte, de las características del paisaje en el que está inserto (Prugh et al., 2008). En este sentido, y dependiendo de sus características biológicas y ecológicas (por ejemplo, baja tolerancia a hábitats antrópicos), algunas especies de mamíferos medianos y grandes pueden beneficiarse con coberturas del suelo circundantes naturales (Andrade-Nuñez y Aide, 2010; Zimbres et al., 2017). Por el contrario, especies generalistas de hábitats, con un amplio espectro dietario pueden llegar a

beneficiarse con la heterogeneidad a escala del paisaje producida por procesos antropogénicos (Vergara et al., 2014), fenómeno denominado *complementación de paisaje* (Dunning et al., 1992; Vergara et al., 2014). Por lo cual, se presume que un parche de bosque rodeado por una matriz de coberturas de suelo naturales favorecería a especies especialistas de bosques o con baja tolerancia a la pérdida de hábitats, mientras que las coberturas de suelo antrópicas circundante (por ejemplo, pasturas ganaderas), beneficiarían a especies generalistas de hábitat o que aprovechan recursos de estas coberturas.

Impactos sobre el Espinal entrerriano

Los procesos de deforestación ocurridos a nivel mundial y del continente americano, tienen su reflejo en distintas regiones de Argentina (Zak et al., 2004; Brown et al., 2005; Di Pangrazio y Cáceres, 2020). El Espinal es una de las ecorregiones boscosas argentinas más afectada por la expansión agrícola (Arturi, 2005; Mateucci, 2012), ubicándose como la segunda ecorregión del país más transformada (más del 60%, Nanni et al., 2020). En algunas áreas de esta ecorregión, como por ejemplo en la provincia de Entre Ríos, la pérdida de superficie del bosque nativo de Espinal es de más del 70% (Muñoz et al., 2005; SAyDS, 2007; MAyDS, 2017). Del mismo modo que muchos ecosistemas boscosos, el proceso de pérdida de superficie del Espinal entrerriano se conjuga con una marcada fragmentación (SAyDS, 2007), ya que los remanentes de bosques se encuentran insertos en una matriz dominada por coberturas de uso del suelo principalmente agrícolas (Arturi, 2005; Calamari et al. 2018).

Simultáneamente, el Espinal entrerriano ha sido intensamente utilizado durante los últimos siglos para extraer sus recursos madereros, en conjunción con producciones ganaderas, caza y otros fines (SAyDS, 2005). Actualmente, dada la fuerte reducción de su potencial forestal (Sabattini et al., 2002), el uso productivo más extendido del bosque del Espinal es la ganadería bovina extensiva (Tasi et al., 2007). Las acciones realizadas como parte de estas actividades (tala selectiva, pastoreo y sobrepastoreo, quema del pastizal), y adicionalmente el desmonte de áreas para cultivo y posterior abandono del área, interactúan entre sí y con factores naturales (Aceñolaza, 2000; Casermeiro y Spahn, 2000; Spahn, 2013), generando la presencia de múltiples estados fisonómicos y florísticos, con marcadas variaciones, por ejemplo, en cuanto a la altura y cobertura de sus estratos vegetales (Spahn, 2013). Estos estados son clasificados en una escala de degradación por

los especialistas sobre manejo ganadero, en base a sus características edáficas, fisonómicas y florísticas que inciden sobre su capacidad de producción del pastizal (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). Por ejemplo, de acuerdo con estos modelos de clasificación ecológico-productiva, los estados que poseen una cobertura arbustiva considerada alta (>20-25%) son definidos como ‘degradados’ (Sione et al., 2006), ya que esta cobertura reduce fuertemente la disponibilidad de forraje para ganado (Spahn, 2013).

Como se mencionó en los capítulos presedentes, los modelos ecológico-productivos formulados para evaluar la degradación del Espinal de la provincia de Entre Ríos se basan, consecuentemente, en el análisis de la sostenibilidad productiva y económica de los sistemas ganaderos (Wilson y Sabattini, 2001; Calvi y Rodríguez, 2014), considerando la dimensión ecológica solamente en cuanto a aspectos edáficos y vegetales de interés para la ganadería. Por lo tanto, no incluyen en la caracterización de la degradación aspectos funcionales, como las variaciones en la presencia y diversidad de fauna presente, incluso cuando la evaluación de las comunidades de mamíferos ha sido propuesta paralelamente como un indicador de impacto de las actividades silvopastoriles en bosques nativos de Entre Ríos (Muzzachiodi y Sabattini, 2002). En este sentido, la mayor atención debería estar dirigida a las especies de mamíferos medianos y grandes, de acuerdo con sus mayores requerimientos y su menor abundancia (Muzzachiodi y Sabattini, 2002).

Entonces, es esperable que, para lograr un manejo sostenible del Espinal utilizado para ganadería extensiva, sea relevante identificar si los modelos de degradación propuestos por los especialistas en manejo ganadero reflejan el estado de conservación de la mastofauna de talla media y grande. Siendo la cobertura del estrato arbustivo uno de los elementos centrales de análisis en estos modelos, se requiere evaluar la relación entre la escala de cobertura del estrato arbustivo (utilizada para definir la degradación ecológico-productiva) y la diversidad de mamíferos medianos y grandes. En función de estos antecedentes, y las características ecológicas (por ejemplo, hábitat óptimos) de las especies presumiblemente presentes (Muzzachiodi y Sabattini, 2002; Berduc et al., 2010) es posible que haya una relación positiva entre el aumento de la cobertura arbustiva y la riqueza y abundancia de las especies de mamíferos medianos y grandes.

En sintonía con esta presunción, los actores sociales vinculados al bosque nativo en Entre Ríos (productores ganaderos, extensionistas, científicos, funcionarios públicos),

consideran que los estados arbustizados serían áreas preferidas por los mamíferos de mediano y gran porte en comparación con estados no arbustizados. Asimismo, productores ganaderos del noroeste de Entre Ríos reconocen como un beneficio de sus bosques la posibilidad de que sea un lugar de refugio para la biodiversidad (mamíferos y aves ocupan un lugar destacado) y, a su vez, aprecian a algunas especies de mamíferos por la posibilidad de observarlos y ser fuente de alimento (carne silvestre), entre otros aspectos (véase Capítulo 2; Rojido et al., 2021). Siendo la mastofauna un grupo relevante para estos actores sociales, es importante dilucidar si las áreas con altas coberturas arbustivas favorecen a esta comunidad. Y complementariamente, evaluar la incidencia de otros factores ecológicos y antrópicos sobre la presencia y distribución de este grupo de mamíferos, para orientar acciones de manejo tendientes a maximizar los valores sociales y ecológicos de estos bosques nativos.

A pesar que el Espinal entrerriano, y particularmente el sector noroeste ('Selva de Montiel') es considerada la zona de mayor biodiversidad de la ecorregión del Espinal (SAyDS, 2005), es una de las menos conocidas en Argentina en el caso de los mamíferos (Sauthier y Teta, 2008). En general, el conocimiento sobre la diversidad y el estado de conservación de la mastofauna de talla media y grande presente en el Espinal de Entre Ríos es muy bajo, ya que son escasos tanto los relevamientos a campo (por ejemplo, Muzzachiodi y Sabbattini, 2002), como las investigaciones sistemáticas (por ejemplo, Caraballo, 2007; Berduc et al., 2010). Sumado a lo anterior, estos estudios fueron realizados en una misma reserva natural (Parque General San Martín, Departamento Paraná), con lo cual el alcance de los resultados para esta ecorregión son muy limitados. Finalmente, dado que la mayoría del bosque del Espinal se encuentra bajo propiedad privada y uso ganadero, es relevante también relevar cuáles son las especies de mamíferos medianos y grandes que habitan en los predios ganaderos y cuáles son los factores que inciden sobre su presencia y abundancia, para orientar acciones de manejo tendientes a compatibilizar el uso ganadero de los bosques nativos con su conservación.

Dada la relativa escasez de información sobre biodiversidad (en general) y de los mamíferos (en particular) para Entre Ríos (Sauthier y Teta, 2008), no es posible tener una noción clara sobre las especies de mamíferos medianos y grandes que podrían estar presentes dentro del área de estudio. A nivel provincial, se presume que podrían estar

presentes actualmente 18 especies de mamíferos medianos y grandes (Muzzachiodi, 2007), correspondientes a 11 familias (Dasypodidae, Canidae, Mustelidae, Mephitidae, Felidae, Procyonidae, Didelphidae, Cervidae, Chinchillidae, Echimyidae, Caviidae; SAyDS y SAREM, 2019). Entre estas especies, 2 de ellas se encuentran claramente amenazadas: ciervo de los pantanos y aguará guazú (SAyDS y SAREM, 2019). A la lista de especies potencialmente presentes, se estima que se le deben sumar 9 especies de mamíferos medianos y grandes localmente extintas dentro de la provincia de Entre Ríos, aunque para varias de ellas debe confirmarse su distribución original (Muzzachiodi, 2007). Además de las especies nativas, se han registrado 6 especies de mamíferos medianos y grandes exóticos (Muzzachiodi, 2007).

Objetivos e hipótesis

Objetivo 1: Registrar y comparar la riqueza y abundancia de la comunidad de mamíferos medianos y grandes entre estados de bosque del Espinal degradados (arbustizado) y no degradados (no-arbustizado).

Hipótesis 1.1: Existe una relación positiva entre el grado de arbustización (utilizado en el manejo silvopastoril actual para definir los estados de degradación del Espinal entrerriano) y la estructura y composición de la comunidad de mamíferos medianos y grandes.

Hipótesis 1.2: En la comunidad de mamíferos medianos y grandes, hay especies que prefieren ambientes cerrados (con alta cobertura arbustiva), mientras que otras especies prefieren ambientes abiertos (con baja cobertura arbustiva). Por lo cual, las especies que prefieren ambientes cerrados tendrán una abundancia relativa mayor en los ambientes cerrados, mientras las especies que prefieren ambiente abiertos, tendrán una abundancia relativa mayor en los ambientes abiertos.

Objetivo 2: Evaluar la incidencia de variables estructurales de vegetación, de potencial presión antrópica por cacería, de carga ganadera y de composición de ambientes circundantes a las áreas de bosques sobre la riqueza y abundancia de la comunidad de mamíferos medianos y grandes.

Hipótesis 2.1: Existe una relación positiva entre la diversidad de mamíferos medianos y grandes, y la altura, cobertura y complejidad estructural de la vegetación del bosque.

Hipótesis 2.2: Hay una relación positiva entre la diversidad de mamíferos medianos y grandes susceptibles a la caza y la distancia a poblados, viviendas rurales y caminos.

Hipótesis 2.3: Existe una relación negativa entre la abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes y la cantidad de ganado (excepto para las especies de zorros *Lycalopex gymnocercus* y *Cerdocyon thous*).

Hipótesis 2.4: Hay una relación positiva entre la diversidad de mamíferos medianos y grandes y la proporción de bosques, la proporción de coberturas naturales y la heterogeneidad en la composición de los hábitats circundantes.

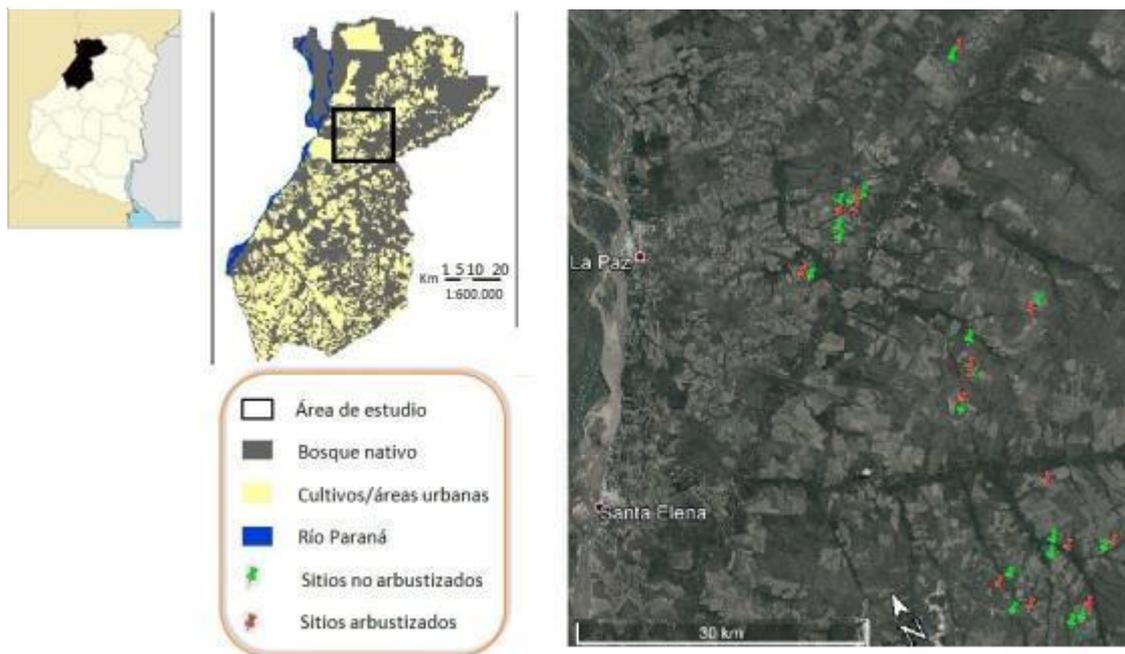
Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el Distrito del Ñandubay, en la provincia fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1976). Esta provincia fitogeográfica presenta variaciones fisonómicas, incluyendo bosques semixerofíticos, palmares, sabanas y pastizales (SAyDS, 2007). El bosque maduro se caracteriza por tener un estrato arbóreo bajo (6-12 m), dominado por ñandubay (*Prosopis affinis*) y espinillo (*Vachellia caven*), acompañados por algarrobos (*Prosopis* spp.), chañar (*Geoffroea decorticans*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y tala (*Celtis ehrenbergiana*); un estrato arbustivo de 2-4 m de altura con una cobertura de hasta 50% (Cabrera, 1976); y un estrato herbáceo continuo, con dominancia de pastizales cespitosos (Sabattini et al., 1999). Este distrito presenta un clima subtropical húmedo hacia el norte y templado húmedo al sur. En general, los inviernos son relativamente suaves y las precipitaciones son de distribución irregular con aumentos estacionales en otoño y primavera. Enero es el mes más cálido, con una temperatura media entre 25° C y 27° C, y julio el mes invernal más riguroso, con una temperatura media entre 12° C y 14° C. La precipitación media anual disminuye en forma gradual de noreste a sudoeste y oscila entre 1.000 a 1.300 mm (SAyDS, 2007).

Este trabajo se desarrolló en el Departamento La Paz (658.624 ha), ubicado en el noroeste de Entre Ríos (**Figura 4.1**). Este Departamento poseía, al momento del último mapeo de bosques oficial en 2009, una cobertura de suelo de bosque nativo del 56,3%, del cual el 45% correspondían a la Categoría I (roja) de conservación prevista por la Ley N°26331, que restringe actividades productivas, y el 41,3% a la categoría II (amarilla), que permite manejo del bosque para actividades productivas (Sabattini et al., 2009). Las principales actividades agropecuarias dentro del Departamento La Paz son la ganadería bovina y la agricultura, aunque esta última actividad está en franca expansión (Dupleich y Vicente, 2012).

Figura 4.1. A: Mapa de Entre Ríos, destacando el Departamento La Paz. B: Mapa del Departamento La Paz que muestra categorías generales de coberturas del suelo (bosque nativo, cultivos/áreas urbanas y Río Paraná) y la ubicación del área de estudio. C: Mapa con ubicación de los sitios de muestreo. Los pinches verdes corresponden a sitios de bosques no arbustizados (n=18) y los pinches rojos a aquellos sitios de bosques arbustizados (n=18).



Diseño de muestreo

El factor de diseño de este estudio (Feinsinger, 2003) fue el grado de cobertura arbustiva del bosque. En base a los antecedentes (Sabattini et al., 1999; Casermeiro y Spahn, 2000; Spahn, 2013), se definieron dos niveles del factor de diseño, los cuales se

discretizaron para lograr un mayor contraste entre ellos: a) Estado de bosque no arbustizado (cobertura arbustiva <15 % y b) Estado de bosque arbustizado (cobertura arbustiva >25% (**Figura 4.2**).

Figura 4.2. Estados no arbustizados y arbustizados del bosque nativo presentes en predios ganaderos del Departamento La Paz, Provincia de Entre Ríos. En el presente estudio se considera estado de bosque no arbustizado a un área con cobertura arbustiva <15 % y estado de bosque arbustizado a un área con cobertura arbustiva >25%.



El marco muestral consistió en las áreas de bosque no arbustizadas y arbustizadas presentes en 15 predios de productores ganaderos familiares del Departamento La Paz vinculados a un proyecto de investigación y extensión más amplio (FONTAGRO FTG/RF-15461-RG). Para identificar estas áreas, se utilizó para cada predio una grilla de 250 m de tamaño de celda realizada por el proyecto antes mencionado con QGIS.org, 2020. Posteriormente, a través del Google Earth Pro 7.3.3, se hizo un análisis de interpretación visual de los centroides de las celdas para identificar posibles áreas de bosque no arbustizadas y áreas arbustizadas, las cuales fueron cargadas en un receptor de GPS (Garmin GPS Map 64, Olathe, Kansas, USA). Luego, en un trabajo de campo, se midió y registró la cobertura arbustiva en cada posible área mediante la técnica de líneas de intercepción (Mostacedo y Fredericksen, 2000), utilizando transectas de 15 metros de largo. Adicionalmente, durante el traslado de un área y otra para su inspección, se identificaron nuevas áreas que presentaban alguna de las condiciones requeridas en cuanto a la cobertura arbustiva, las cuales fueron incluidas en el marco muestral definitivo.

Finalmente, se construyó el marco muestral de las áreas en mapa a través de Google Earth Pro 7.3.3.

Los predios se encontraban distribuidos equitativamente en tres zonas del Departamento La Paz (n=5 por zona), definidas como La Paz, Yeso y Avigdor, por lo cual se realizó un muestreo estratificado por zonas, sistemático y con arranque al azar. Dada la limitante en cuanto al número de elementos de muestreo (n= 16 cámaras trampa, véase Muestreo de mamíferos), la cantidad de áreas entre las zonas se definió en función de la superficie de todos los predios dentro de una misma zona (La Paz: 1.092 ha; Yeso: 639,5 ha; Avigdor: 1.792,7 ha), y de la cantidad y distribución de las áreas dentro del marco muestral. Por ejemplo, en Yeso, dos predios tenían solamente la condición “no arbustizada”, por lo cual se evaluaron ambos predios, independientemente de su superficie dentro de la zona. A su vez, para contar con un número mínimo representativo de muestras, se instalaron y relocalizaron las trampas cámara en 3 períodos consecutivos (sesiones de muestreo). En total, se definieron 18 sitios de muestreo para cada nivel del factor (es decir, réplicas (Feinsinger, 2003) (**Figura 4.1; Anexo 4.2**), de acuerdo con los siguientes criterios:

Sesión de muestreo 1: Dentro de cada zona, selección al azar del primer sitio de la condición de bosque limitante de acuerdo con la cantidad de sitios (La Paz y Yeso: cerrado. Avigdor: abierto). Luego, sistemáticamente se buscó el sitio más cercano de la condición opuesta (ubicado a 1 km como mínimo). Dada las diferencias de manejo de los productores, las cuales podrían incidir sobre la comunidad de mamíferos, se limitó a un número máximo de 2 sitios (1 de cada condición) por productor.

Sesiones de muestreo 2 y 3: en ambas sesiones, se seleccionó al azar el primer sitio de la condición de bosque limitante para cada zona entre los predios aún no muestreados en sesiones anteriores. Posteriormente, se seleccionó sistemáticamente el sitio más cercano de la condición opuesta (ubicado a 1 km como mínimo). En los casos en que en el predio de un productor ya existieran sitios seleccionados durante alguna de las sesiones anteriores, se seleccionó el sitio más alejado posible de los sitios definidos durante dichas sesiones.

Muestreo de mamíferos

Las especies de mamíferos de mediano y gran porte fueron registradas mediante cámaras trampa. Dada su eficiencia y su ductilidad, esta técnica tiene desde hace varias décadas un gran auge en un amplio espectro de estudios sobre mamíferos medianos y grandes (Rowcliffe y Carbone, 2008; Gálvez et al., 2016). Entre los vastos antecedentes, algunos abordan aspectos vinculados a los mamíferos similares a este estudio, como ser uso de hábitats boscosos (por ejemplo, Zimbres et al., 2017), relación entre variables estructurales de la vegetación boscosa determinadas por causas principalmente naturales (por ejemplo, Sukma et al., 2019) o por disturbios antrópicos (Whitworth et al., 2019), incidencia de la ganadería (por ejemplo, Puechagut et al., 2018; Di Bitetti et al., 2020), de la presión de cacería (Hegerl et al., 2017; Puechagut et al., 2018) y de la proporción de las coberturas de suelo circundantes (Decarre, 2015; Whitworth et al., 2019).

En este estudio, se utilizaron 16 cámaras trampa Reconyx PC800 Hyperfire Professional IRTM. Estas cámaras utilizan un sensor de movimiento por calor infrarrojo, pudiendo registrar movimientos tanto de día como de noche. Las cámaras trampa se instalaron en 36 sitios durante la temporada de primavera-verano (noviembre 2018 a febrero 2019), durante un promedio de $30,7 \pm 0,47$ noches de cámara trampa (NCT), lo que resultó en un esfuerzo total de 1.105 NCT (**Tabla 4.1**). Con el fin de evitar sesgos de muestreo, las cámaras trampa fueron dispuestas en los sitios precisos resultantes del diseño de muestreo, sin seleccionar intencionalmente senderos (Rowcliffe y Carbone, 2008; Wearn et al., 2013), y sin utilizar cebos atrayentes. Se instaló una cámara trampa por sitio a una altura de 30 cm sobre los troncos de los árboles, generalmente mirando al sur (para evitar el posible reflejo del sol). Para disminuir la diferencia con respecto al campo visual de las cámaras entre los sitios arbustizados y no arbustizados, se despejó lo más posible la vegetación herbácea y arbustiva entre los 4 y 5 metros frente a las cámaras. Las cámaras se configuraron para tomar 10 fotografías consecutivas en cada evento de activación, sin período de demora entre activación. Cuando fue posible, se visitaron las estaciones de muestreo cada 15 días (promedio) para verificar si había algún mal funcionamiento de las cámaras, reemplazar las baterías y descargar las imágenes.

Tabla 4.1. Esfuerzo de muestreo para cada estado de bosque y del estudio en su conjunto: número de sitios muestreados; noche de cámara trampa total (NCT total) y promedio (NCT promedio) (\pm error estándar) para cada estado de bosque y del estudio en su conjunto

| Estado de bosque | Número de sitios | NCT total | NCT promedio |
|------------------|------------------|-------------|----------------------------------|
| No arbustizado | 18 | 556 | 30,5 \pm 0,8 |
| Arbustizado | 18 | 549 | 30,9 \pm 0,5 |
| Total | 36 | 1105 | 30,7 \pm 0,5 |

Registro de variables predictoras

En este estudio, se consideraron a variables estructurales de vegetación (**hipótesis 1.1, hipótesis 1.2, hipótesis 2.1**), de potencial presión antrópica por cacería (**hipótesis 2.2**), de carga ganadera (**hipótesis 2.3**) y de composición de ambientes circundantes a las áreas de bosque (**hipótesis 2.4**), como variables predictoras de la riqueza y/o frecuencia de captura de las especies de mamíferos medianos y grandes (**Tabla 4.2**).

Las variables estructurales de vegetación fueron registradas en cada estación de muestreo previamente a la instalación de las cámaras mediante el método de los cuadrantes (Mostacedo y Fredericksen, 2000). En cada uno de los cuadrantes, se registraron las siguientes dimensiones: a) distancia entre el árbol más cercano al centro del punto de muestreo (m), para estimar la densidad de árboles adultos; b) altura del árbol más cercano (m), para estimar la altura media de árboles adultos; c) diámetro a la altura del pecho (DAP) del árbol más cercano (cm), para estimar el DAP medio de árboles adultos; d) altura del arbusto más cercano (cm), para estimar la altura media del estrato arbustivo; e) altura de la vegetación herbácea (cm), para estimar la altura media del estrato herbáceo; f) cobertura de vegetación herbácea (%), registrando la cobertura en una superficie de 1 m², para obtener la cobertura herbácea media. Asimismo, se estimaron dos índices basados en las alturas de los estratos: altura media del estrato herbáceo + altura media del estrato arbustivo; y el índice de complejidad estructural vertical, el cual consiste en la adición de las alturas media de los tres estratos. Finalmente, se cuantificó la cobertura de las especies arbustivas mediante el método de líneas de intercepción, ubicando dos transectas de 7,5 m cada una, dispuestas de forma perpendicular entre si sobre el punto de muestreo (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

La potencial presión antrópica (i.e. proxy de caza) se determinó a través de tres variables que tomaron en cuenta la distancia de cada sitio de muestreo a: a) la vivienda más cercana, b) al camino más cercano, y c) a la localidad más cercana. Si bien la distancia a las localidades es considerada directamente como un indicador de la influencia de la caza (Di Bitetti et al., 2013; Puechagut et al., 2018), se tuvo en cuenta, además, la residencia del productor dentro del predio, ya que esta situación podría tener un efecto disuasivo de las actividades de caza ilegales. Las estimaciones de las distancias fueron realizadas mediante el programa Google Earth Pro 7.3.3.

La variable carga ganadera se estimó para cada sitio como el número de capturas fotográficas (registros de individuos de vacas, ovejas, y caballos consideradas en conjunto) divididas por la cantidad de NCT para ese sitio y estandarizando el valor a 100 NCT. Se consideraron como capturas independientes si los individuos de una misma especie de ganado que aparecen en imágenes posteriores podían distinguirse sin ambigüedades, o si el intervalo entre capturas era superior a 1 hora.

La proporción de bosque, la proporción de coberturas naturales y la cantidad de coberturas de suelo fueron las variables de composición del ambiente circundantes consideradas en este estudio. Para obtener estos datos, mediante el programa QGIS.org, 2021 se creó un buffer de 500 m alrededor de los sitios, descartando en aquellos casos donde el solapamiento entre sitios fuera mayor al 20%, el sitio que generaba la menor disminución total de sitios. Es así como se obtuvieron 32 sitios-buffer. Simultáneamente, se realizó una clasificación supervisada de mosaicos de imágenes satelitales Landsat 5, 7 y 8 libres de nubes, mediante el uso de la plataforma Google Earth Engine. Las imágenes utilizadas para la clasificación comprendieron dos estaciones de crecimiento de la vegetación, desde el 1 de junio al 30 de noviembre del año 2015, y desde el 1 de diciembre hasta el 31 de marzo del siguiente año (para identificar los cultivos de verano). La clasificación digital se realizó a partir bandas sintéticas que incluyeron 45 bandas o índices, entre los que se encuentran NDVI y EVI, entre otros. Las imágenes fueron clasificadas en forma supervisada utilizando el algoritmo Random Forest, con un máximo de 30 árboles de decisión. La clasificación resultante fue de 7 clases: bosque; agua; pastizales y sabanas; pastizal humedal; agricultura (pasturas implantadas y cultivos anuales); forestación; frutales. A continuación, se aplicó un filtro de paso bajo a la imagen clasificada para

eliminar datos falsos o mejorar entidades que de otro modo no estarían aparentemente visibles en los datos. Posteriormente, para cada sitio-buffer se realizó una extracción de la imagen clasificada y filtrada, generando 32 archivos en formato raster (.tif). Estos archivos fueron importados al programa Fragstats 4.2, a través del cual se obtuvieron las métricas finales de proporción de bosque, proporción de coberturas naturales y la cantidad de coberturas de suelo circundantes, utilizando la regla de 8 celdas vecinas como criterio para estimar el porcentaje de paisaje (PLAND) (métrica de clase).

Análisis de datos

Las variables relacionadas a la diversidad (riqueza específica y frecuencia de captura) de especies de mamíferos medianos y grandes fueron determinadas mediante los registros fotográficos (capturas) obtenidos a través del muestreo con cámaras trampa. Las fotografías se revisaron utilizando un programa de gestión de imágenes (Reconyx MapView Professional, versión 3.7.2.2). Para cada imagen tomada, la cámara trampa agregó automáticamente datos generales (por ejemplo, fecha, hora, temperatura, etc.) y se incorporaron manualmente datos específicos (por ejemplo, sitio, especie, número de individuos, etc.).

Primeramente, se estimó la *riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes* como el número total de especies presentes (nativas y exóticas) (**Tabla 4.2**). A fin de poner a prueba la hipótesis vinculada con la presión de caza, se estimó también la *riqueza de especies de interés de cacería*, utilizando referencias sobre las especies cazadas dentro del área de estudio (Casermeiro et al., 2003), la presión de caza de las especies a nivel nacional (SAyDS y SAREM, 2019), y los datos aportados por los entrevistados en el capítulo 2 (véase **Tabla 4.3**). Para determinar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para lograr un resultado confiable de riqueza de especies para cada estado de bosque, se graficó el número acumulado de especies detectadas frente al esfuerzo de muestreo por unidad de muestra (sitio) (véase Anexo 4.1).

De manera similar a las estimaciones de riqueza, primeramente se determinó la frecuencia de captura de especies de mamíferos medianos y grandes por las cámaras trampa (O'Connell et al., 2011) como la *frecuencia de captura total* (número de registros - individuos- independientes de mamíferos en cada cámara trampa dividido por el período de

muestreo específico de cada cámara (noches de cámaras trampa, NCT, estandarizado por 100 NCT) y la *frecuencia de captura por especie* (número de registros independientes de cada especie de mamífero en cada cámara trampa dividido por el período de muestreo específico de cada cámara (NCT), estandarizado por 100 NCT, **Tabla 4.2**). Se definieron como capturas independientes de individuos de la misma especie a aquellos individuos que aparecían en imágenes posteriores, los individuos se podían distinguir sin ambigüedades, o cuando el intervalo entre capturas sucesivas era superior a 1 hora (Decarre, 2015). A su vez, se hicieron estimaciones particulares de frecuencias de captura de especies, en función de hipótesis específicas a responder:

a) *frecuencia de captura de especies con interés de cacería*. Para esto, se tuvieron en cuenta las mismas referencias que para la riqueza de especies con interés de cacería (véase **Tabla 4.3**);

b) *frecuencia de captura de especies nativas sin zorros*. Esta separación se realizó a fin de determinar las relaciones entre la abundancia relativa de especies de mamíferos medianos y grandes nativas y la frecuencia de captura de ganado, descartando las especies que suelen beneficiarse con las actividades ganaderas (Puechagut et al., 2018).

c) *frecuencia de captura de especies que prefieren áreas abiertas*, y d) *frecuencia de captura de especies que prefieren áreas cerradas* (**Tabla 4.2**), utilizando información bibliográfica previa sobre la historia natural de cada especie (véase **Tabla 4.3**);

Finalmente, cabe aclarar que si bien el uso de la frecuencia de captura como equivalente de la abundancia relativa es controversial, debido a que este índice no tiene en cuenta la detectabilidad imperfecta (MacKenzie et al., 2002), en este estudio se consideró como un indicador directo de la abundancia (Carbone et al., 2001; O'Brien, 2008; Decarre, 2015).

Tabla 4.2. Variables respuesta y predictoras consideradas en los análisis estadísticos. Las variables predictoras se agruparon en 4 conjuntos de acuerdo a las hipótesis formuladas.

| Variables | Descripción de variables (tipo de variable*) |
|--|--|
| Respuesta | |
| Riqueza de especies nativas y exóticas (total) | Número de especies nativas y exóticas (Entera) |
| Riqueza de especies con interés de cacería | Número de especies nativas y exóticas con referencias de ser cazadas (Entera) |
| Frecuencia de captura total | Número de individuos de todas las especies/NCT*100 (Continua) |
| Frecuencia de captura de especies nativas sin zorros | Número de individuos de todas las especies nativas exceptuando a las 2 especies de zorros/NCT*100 (Continua) |
| Frecuencia de captura por especie | Número de individuos de cada especie/NCT*100 (Continua) |
| Frecuencia de captura de especies con interés de cacería | Número de individuos de todas las especies con referencias de ser cazadas/NCT*100 (Continua) |
| Frecuencia de captura de especies que prefieren áreas abiertas | Número de individuos de especies que prefieren áreas abiertas/NCT*100 (Continua) |
| Frecuencia de captura de especies que prefieren áreas cerradas | Número de individuos de especies que prefieren áreas abiertas/NCT*100 (Continua) |
| Predictoras | |
| <i>Estructurales de vegetación</i> | |
| Altura de árboles | Altura promedio de árboles en m. (Continua) |
| Ancho del tronco de árboles (DAP) | DAP promedio de árboles en cm. (Continua) |
| Densidad de árboles | Número de árboles por hectárea (Continua) |
| Altura de arbustos | Altura promedio de vegetación arbustiva en cm. (Continua) |
| Cobertura arbustiva | Proporción de cobertura de vegetación arbustiva (Continua) |
| Altura vegetación herbácea | Altura promedio de vegetación herbácea en cm. (Continua) |

| | |
|--|--|
| Altura vegetación herbácea y arbustiva | Adición de altura de estratos herbáceo, arbustivo en cm. (Continua) |
| Complejidad estructural vertical | Adición de altura de estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo en cm. (Continua) |
| <i>Potencial presión antrópica</i> | |
| Distancia a vivienda | Distancia desde sitio de muestreo hasta vivienda más cercana en m. (Continua) |
| Distancia a camino | Distancia desde sitio de muestreo hasta camino más cercano en m. (Continua) |
| Distancia a localidad | Distancia desde sitio de muestreo hasta localidad más cercana en m. (Continua) |
| Residencia del productor | Lugar de residencia del productor: en el predio o fuera del predio (Nominal) |
| <i>Carga ganadera</i> | |
| Carga ganadera | Número de individuos de ganado vacuno, ovino y equino/NCT*100 (Continua) |
| <i>Composición de ambiente circundante</i> | |
| Proporción de cobertura forestal | Proporción de cobertura forestal dentro de 500 m radio alrededor del sitio (Entera) |
| Proporción de coberturas naturales | Proporción de coberturas naturales (bosque, pastizales y sabanas, pastizales húmedales, cuerpos de agua) dentro de 500 m de radio alrededor del sitio (Entera) |
| Cantidad de coberturas de suelo | Nº de coberturas del suelo dentro de un radio de 500 m alrededor del sitio (Entera) |

Tabla 4.3. Descripción de especies de mamíferos medianos y grandes de interés de cacería dentro del área de estudio (información obtenida de Casermeiro et al. 2003, SAREM 2020 y de entrevistas a productores ganaderos, capítulo 2) y de la preferencia de las especies por áreas abiertas o cerradas en cuanto a la cobertura arbustiva (información obtenida de múltiples referencias indicadas en la tabla).

| Nombre científico | Nombre común | Potencialmente cazada | Hábitats óptimos | Tipo de área preferida |
|----------------------------------|----------------|-----------------------|-----------------------------------|---|
| <i>Cerdocyon thous</i> | Zorro de monte | No | B, A, F | Cerradas ¹ |
| <i>Lycalopex gymnocercus</i> | Zorro pampeano | No | P, E, A, PG, F | Abiertas ² |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | Carpincho | Sí | B y P asociados a cuerpos de agua | Cerradas durante estación húmeda ³ |
| <i>Axis axis</i> | Ciervo axis | Sí | B, A, P | Abiertas ⁴ |
| <i>Mazama gouazoubira</i> | Guazuncho | Sí | B, A, P | Cerradas ⁵ |
| <i>Lagostomus maximus</i> | Vizcacha | Sí | A, E, P | Abiertas ⁴ |
| <i>Euphractus sexcintus</i> | Gualacate | Sí | A, P, C, PG, F | Abiertas ⁴ |
| <i>Dasybus novemcintus</i> | Mulita grande | Sí | B, A, P | Cerradas ⁶ |
| <i>Didelphis albiventris</i> | Comadreja | No | B, AUPU | Cerradas ⁷ |
| <i>Leopardus geofroyie</i> | Gato montés | No | B, A, P, E | Cerradas ⁸ |
| <i>Lepus europeus</i> | Liebre europea | Sí | P, A, E | Abiertas ⁴ |
| <i>Conepatus chinga</i> | Zorrino | No | P, A, E | Abiertas ⁴ |

A: arbustales; AUPU: áreas urbanas/periurbanas, B: bosques, C: cultivos agrícolas, E: estepas, F: forestaciones, P: pastizales, PG: pasturas ganaderas.

¹Macdonald y Courtenay, 1996. ²Di Bitetti et al., 2009. ³Herrera y Macdonald, 1989. ⁴SIB. ⁵Rivero et al., 2004. ⁶Schaefer y Hostetler, 2003. ⁷Alho et al., 1986. ⁸Pereira, 2009.

La relación entre el estado de conservación/degradación del bosque y la estructura y composición de la comunidad de mamíferos medianos y grandes (**hipótesis 1.1 y 1.2**), se evaluó analizando la significancia estadística de las diferencias de media de las variables respuestas entre los estados no arbustizados y arbustizados. Luego de constatar que las variables riqueza (en todas sus variantes) y frecuencia de captura (en todas sus variantes) no cumplían con los supuestos de distribución normal (prueba de normalidad de Shapiro-Wilkis modificado y prueba de Levine). Para evaluar la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los estados no arbustizados y los estados arbustizados, se aplicó la prueba de Wilcoxon (Mann Whitney U) sobre las siguientes variables: a) la riqueza de especies total, b) la frecuencia de captura total, c) la frecuencia de captura por especies, d) la frecuencia de captura de especies que prefieren áreas abiertas y e) la frecuencia de captura de especies que prefieren áreas cerradas. Los análisis fueron realizados mediante el programa InfoStat versión 2020.

Previamente a evaluar la relación entre las variables predictoras y las variables respuesta (riqueza y frecuencia de captura de los mamíferos), se caracterizaron y compararon estadísticamente a los estados de bosque (arbustizado y no arbustizado) en cuanto a las variables predictoras. Para esto, primeramente se corroboró con la prueba de Shapiro Wilks y de Levine si las variables predictoras cumplían con los supuestos de una distribución normal. Posteriormente, se realizó el análisis de diferencia de media a través de prueba no paramétrica de Wilcoxon para todas las variables exceptuando a 3 de ellas evaluadas mediante Prueba t (de Student): altura estrato herbáceo y arbustivo, altura árboles adultos y complejidad estructural vertical.

Finalmente, se evaluó la incidencia de las variables predictoras (independientes), como las variables estructurales de vegetación (**hipótesis 2.1**), de presión de cacería (**hipótesis 2.2**), de carga ganadera (**hipótesis 2.3**) y de la composición del ambiente circundante (**hipótesis 2.4**) sobre la estructura y composición de los mamíferos medianos y grandes (variables respuesta o dependientes) mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM por sus siglas en inglés). Dada la falta de normalidad de la distribución de los datos de las variables dependientes, las variables correspondientes a riqueza de especies fueron modeladas con una distribución de error de Poisson (link function = log), mientras

que aquellas correspondientes a frecuencias de captura mediante una distribución de error Binomial negativa (link function = logit).

Los modelos se generaron incluyendo una variable respuesta y un grupo de variables predictoras (máximo: 5 variables/modelo), en función de las hipótesis específicas a poner a prueba. Por ejemplo, para poner a prueba la hipótesis 3 (existe una relación positiva entre la riqueza y la frecuencia de captura de mamíferos medianos y grande y las características estructurales de la vegetación del bosque), se construyó un modelo para cada una de las variables respuesta (riqueza y frecuencia de captura), y un grupo de variables predictoras. Para una descripción general de las variables respuestas puestas a prueba en función de las hipótesis, véase **Tabla 4.4**. Para un detalle de las variables predictoras incluidas en cada modelo, véase Anexo 4.3 a 4.7). Previo a la construcción de los modelos, se estimaron los coeficientes de correlación de rango de Spearman para evitar la multicolinealidad entre las variables independientes ($r > 0,6$). Todas las variables predictoras cuantitativas incluidas en los modelos se reescalaron para dar cuenta de las diferentes magnitudes entre variables. Las variables predictoras de cada modelo se incorporaron como covariables (efectos fijos). Mientras que dado el anidamiento espacial del diseño de muestreo, el sitio de muestreo, el predio donde se ubicaron los sitios y la zona se incluyeron como efectos aleatorios para considerar posibles influencias de estas variables en los modelos (Burnham y Anderson, 2002).

Los modelos se evaluaron con procedimientos de la teoría de información (Burnham y Anderson, 2002). El ajuste de cada uno de ellos se evaluó utilizando el criterio de información de Akaike con corrección para muestras pequeñas (AICc) (Burnham y Anderson, 2002). La comparación entre los modelos dentro de cada conjunto se realizó con $\Delta AICc$, el cual mide la diferencia entre el valor más bajo de AICc con el AICc de cada modelo. Además, se utilizó la clasificación por pesos (w_i), lo cual indica la probabilidad relativa de que el modelo específico sea el mejor de todos los modelos (Symonds y Moussalli, 2011). Para los modelos más parsimoniosos se calculó el parámetro de dispersión, no encontrándose sobredispersión ($\hat{c} \approx 1$) en ningún caso (Symonds y Moussalli, 2011). El modelado se realizó usando el paquete lme4 en R (Bates et al., 2011). Para identificar la variabilidad explicada de los modelos, se calculó R^2 marginal y condicional (Nakagawa y Schielzeth, 2013). R^2 marginal (R^2_m) representa la varianza

explicada por factores fijos, y R^2 condicional (R^2_c) es la varianza explicada por factores fijos y aleatorios. La selección de modelos y los cálculos de R^2 se realizaron utilizando el paquete MuMin en R (Barton y Barton, 2015).

Tabla 4.4. Síntesis de variables respuestas incluidas en los análisis de Modelos Lineales Generalizados Mixtos de acuerdo a las hipótesis formuladas

| Hipótesis (conjunto de variables explicativas) | Variables respuestas |
|---|--|
| Hipótesis 3 (estructurales de vegetación) | Riqueza de especies nativas y exóticas Frecuencia de captura especies nativas y exóticas |
| Hipótesis 4 (presión de cacería) | Riqueza de especies de interés de cacería Frecuencia de captura de especies de interés de cacería Riqueza de especies nativas y exóticas (a) Frecuencia de captura de especies nativas y exóticas (a) |
| Hipótesis 5 (carga ganadera) | Frecuencia de captura de especies nativas (exceptuando zorros) Frecuencia de captura de especies nativas (b) |
| Hipótesis 6 (Composición de ambientes circundantes) | Riqueza de especies nativas y exóticas Frecuencia de captura especies nativas y exóticas |
| Variables respuestas incluidas en los análisis para contrastar con (a) las variables de especies de interés de cacería, (b) las variables de frecuencias de captura sin las especies de zorros | |

Resultados

Especies de mamíferos registradas

Durante el muestreo, se obtuvieron 227 capturas independientes de 12 especies de mamíferos medianos y grandes (10 especies nativas y 2 exóticas, **Tabla 4.5**). Las especies más comúnmente registradas fueron la mulita grande (*Dasyopus novemcinctus*) y el zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), quienes tuvieron una frecuencia de captura más del doble superior al resto de las especies. A su vez, estas dos especies nativas estuvieron presentes en una mayor proporción de sitios con respecto a las otras especies (véase ocupación ingenua, **Tabla 4.5**). Mientras que las especies menos registradas y en menos sitios fueron la vizcacha (*Lagostomus maximus*) y el gualacate (*Euphractus sexcinctus*), fotografiadas solo una vez, y la comadreja (*Didelphis albiventris*), con cuatro registros en un solo sitio. Por último, cabe mencionar que dentro del área de estudio se observaron de manera circunstancial dos especies más de mamíferos medianos y grandes nativos (yaguarondí, *Herpailurus yagouaroundi* y aguará-popé, *Procyon cancrivorus*), solamente mediante avistajes directos (ejemplares vivos o muertos) e indirectos (huellas), por lo que no se incluyeron en los análisis estadísticos de riqueza y abundancia. Ninguna de las especies nativas registradas se encuentra amenazada, de acuerdo con su categorización nacional (SAyDS y SAREM, 2019) (**Tabla 4.5**).

Tabla 4.5. Especies de mamíferos medianos y grandes registradas mediante cámaras trampa en el noroeste de la Provincia de Entre Ríos durante 2018 y 2019 (en orden descendente por capturas independientes). El avistaje es la cantidad de veces que una especie fue observada dentro del área de estudio directamente (ejemplares vivos o muertos) e indirectamente (huellas). El número de capturas independientes corresponde a imágenes de distintos individuos o imágenes obtenidas con una diferencia de una hora. La frecuencia de captura se calculó como el número de individuos dividido por el esfuerzo de muestreo (CTN) multiplicado por 100 CTN. La ocupación ingenua es la proporción de sitios de muestreo donde la especie fue registrada mediante cámaras trampa.

| Familia | Nombre científico | Nombre común | Avistaje | Muestreo por cámaras | | |
|-------------|------------------------------|----------------|----------|-------------------------|-----------------------|-------------------|
| | | | | Capturas independientes | Frecuencia de captura | Ocupación ingenua |
| Dasypodidae | <i>Dasyopus novemcinctus</i> | Mulita grande | - | 73 | 236,1 | 0,53 |
| Canidae | <i>Lycalopex gymnocercus</i> | Zorro pampeano | - | 60 | 191,8 | 0,39 |
| Cervidae | <i>Mazama gouazoubira</i> | Guazuncho | 2 | 27 | 87,8 | 0,28 |
| Canidae | <i>Cerdocyon thous</i> | Zorro de monte | - | 16 | 52,4 | 0,25 |
| Leporidae | <i>Lepus europeus*</i> | Liebre europea | 4 | 12 | 38,7 | 0,17 |

| | | | | | | |
|----------------|----------------------------------|-------------|---|----|------|------|
| Cervidae | <i>Axis axis</i> * | Ciervo axis | 2 | 11 | 35,6 | 0,08 |
| Felidae | <i>Leopardus geofroyie</i> | Gato montés | - | 8 | 28,7 | 0,19 |
| Mephitidae | <i>Conepatus chinga</i> | Zorrino | - | 8 | 25,2 | 0,19 |
| Caviidae | <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> | Carpincho | - | 6 | 19,3 | 0,03 |
| Didelphidae | <i>Didelphis albiventris</i> | Comadreja | - | 4 | 12,5 | 0,03 |
| Chlamyphoridae | <i>Euphractus sexcintus</i> | Gualacate | - | 1 | 3,3 | 0,03 |
| Chinchillidae | <i>Lagostomus maximus</i> | Vizcacha | - | 1 | 3,3 | 0,03 |

Todas las especies se encuentran en la categoría de conservación Preocupación menor (SAyDS y SAREM, 2019).

*indica especie exótica

Riqueza y composición de especies de mamíferos en bosques arbustizados y no arbustizados

A pesar de que ambos estados presentaron la misma cantidad de especies registradas, el estado de bosque arbustizado tuvo una riqueza promedio de especies significativamente superiores al estado no arbustizado (**Tabla 4.6**). Esta diferencia se debe a la baja cantidad de especies registradas en la mayoría de los sitios no arbustizados. Por ejemplo, en 12 sitios (de 18) de estados no arbustizados se registraron entre 0 y 1 especie, mientras que en el estado arbustizado se registraron entre 0 y 1 especies solamente en 3 sitios de 18. Del mismo modo, el estado arbustizado presentó una frecuencia de captura de especies significativamente superiores al estado no arbustizado (**Tabla 4.6**). Si bien la frecuencia de captura de nueve (de las 10) especies fue más alta en el estado arbustizado que en el no arbustizado, hubo diferencias significativas entre ambos estados del bosque solo para la mulita grande y el guazuncho (**Tabla 4.6**). Finalmente, la frecuencia de captura de especies que prefieren ambientes cerrados fue significativamente mayor en sitios arbustizados respecto a no arbustizados. En cambio, la frecuencia de captura de especies que prefieren ambientes abiertos no fue significativamente diferente entre ambos estados del bosque (arbustizado y no arbustizado) (**Tabla 4.6**).

Tabla 4.6. Valor promedio (\pm EE) de riqueza y frecuencia de captura de las especies particulares y agrupadas para estados de bosque no arbustizados y arbustizados del noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. Se informan los parámetros W y el p-valor obtenidos a través de la prueba de Wilcoxon (Mann Whitney U).

| Variable | Estado de bosque | | W | p |
|------------------------|------------------|---------------|-------|--------------|
| | No arbustizado | Arbustizado | | |
| Riqueza promedio total | 1,6 \pm 0,3 | 2,8 \pm 0,3 | 414,5 | 0,007 |

| | | | | |
|---|------------|------------|-------|--------------|
| Frecuencia de captura total | 13,3 ± 5,4 | 27,5 ± 5,8 | 423 | 0,004 |
| Frecuencia de captura de especies que prefieren áreas abiertas | 9,5 ± 4,4 | 7,1 ± 2,1 | 337 | 0,897 |
| Frecuencia de captura de especies que prefieren áreas cerradas | 3,8 ± 1,2 | 20,5 ± 4,8 | 455 | 0,000 |
| <i>Frecuencia de captura por especie de mamífero registrada en las cámaras trampa</i> | | | | |
| Especies que prefieren ambientes abiertos | | | | |
| Zorro pampeano (<i>Lycalopex gymnocercus</i>) | 7,3 ± 4,4 | 3,3 ± 1,1 | 331 | 0,942 |
| Liebre europea (<i>Lepus europeus</i>)* | 0,7 ± 0,4 | 1,4 ± 1,1 | 333 | 1,000 |
| Ciervo axis (<i>Axis axis</i>)* | 0,6 ± 0,6 | 1,4 ± 1,0 | 342,5 | 0,531 |
| Zorrino (<i>Conepatus chinga</i>) | 0,7 ± 0,3 | 0,72 ± 0,4 | 327,5 | 0,801 |
| Gualacate (<i>Euphractus sexcintus</i>) | 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 342 | 0,317 |
| Vizcacha (<i>Lagostomus maximus</i>) | 0,2 ± 0,2 | 0,0 | 324 | 0,317 |
| Especies que prefieren ambientes cerrados | | | | |
| Mulita grande (<i>Dasyopus novemcintus</i>) | 1,3 ± 0,6 | 11,8 ± 3,3 | 437 | 0,000 |
| Guazuncho (<i>Mazama gouazoubira</i>) | 0,2 ± 0,2 | 4,7 ± 2,2 | 407,5 | 0,003 |
| Zorro de monte (<i>Cerdocyon thous</i>) | 0,5 ± 0,3 | 2,4 ± 1,3 | 367 | 0,157 |
| Gato montés (<i>Leopardus geofroyie</i>) | 0,7 ± 0,4 | 0,8 ± 0,4 | 340 | 0,748 |
| Comadreja (<i>Didelphis albiventris</i>) | 0,0 | 0,7 ± 0,7 | | |
| Carpincho (<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>) | 1,1 ± 1,1 | 0,0 | 324 | 0,317 |

Número en negrita indica diferencia significativa (p<0.05) entre los estados de bosque

*indica especie exótica

Estados del bosque y variables predictoras

El estado arbustizado se caracterizó por una altura significativamente mayor de la vegetación herbácea y arbustiva que el estado no arbustizado, una mayor cobertura arbustiva y complejidad estructural vertical (**Tabla 4.7**). En tanto, el estado no arbustizado se caracterizó por una frecuencia de ganado significativamente mayor que el estado arbustizado (**Tabla 4.7**).

Tabla 4.7. Valores promedio de las variables predictoras para los estados de bosque no arbustizado y arbustizado presentes en predios ganaderos en el noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. Se informan los parámetros W y el p-valor obtenidos a través de la prueba de Wilcoxon (Mann Whitney U), o a través de la prueba t (t).

| Variables predictoras (unidad) | Estado de bosque | | W | P |
|---|------------------|----------------|----------|------------------|
| | No arbustizado | Arbustizado | | |
| Altura estrato herbáceo (cm) | 18,69 ± 3,41 | 24,39 ± 2,74 | 395,5 | 0,048 |
| Altura estrato herbáceo y arbustivo (cm) | 117,77 ± 11,06 | 179,41 ± 16,31 | 3,12 (t) | 0,004 |
| Cobertura arbustiva (%) | 2,88 ± 0,76 | 47,36 ± 3,18 | 495 | <0,000 |
| Altura árboles adultos (cm) | 391,58 ± 11,90 | 433,05 ± 18,25 | 1,90 (t) | 0,065 |
| Densidad árboles adultos (#/ha) | 248,43 ± 37,76 | 283,49 ± 53,18 | 344 | 0,728 |
| DAP árboles adultos (cm) | 174,62 ± 15,35 | 169,59 ± 19,50 | 308 | 0,429 |
| Complejidad estructural vertical (cm) | 509,35 ± 19,14 | 612,46 ± 29,60 | 2,92 (t) | 0,006 |
| Frecuencia de captura ganado (# ind./NCT*100) | 234,06 ± 43,75 | 61,69 ± 15,13 | 232,5 | 0,001 |

| | | | | |
|--|--------------|--------------|-------|-------|
| Distancia a localidad más cercana (km) | 9,42 ± 1,38 | 9,71 ± 1,24 | 342 | 0,776 |
| Proporción de bosque (%) | 71,68 ± 4,99 | 69,09 ± 5,38 | 214,5 | 0,531 |
| Proporción de coberturas naturales (%) | 81,00 ± 3,70 | 82,99 ± 4,51 | 246 | 0,569 |
| Proporción de coberturas agrícolas (%) | 18,79 ± 3,71 | 16,44 ± 4,43 | 212,5 | 0,482 |
| Cantidad de coberturas (#) | 3,61 ± 0,16 | 3,43 ± 0,23 | 212,5 | 0,437 |

Número en negrita indica diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los estados de bosque

Determinantes de la diversidad de mamíferos

El estado de bosque (no arbustizado o arbustizado), la cobertura arbustiva y la cantidad de coberturas de suelo circundantes, fueron las únicas tres variables predictoras que explicaron parte de la variabilidad registrada en las variables dependientes (**Figuras 4.3 y 4.4; Tabla 4.8**).

El estado de bosque fue la única variable predictora que incidió tanto sobre la riqueza de especies como sobre su abundancia relativa (Anexos 4.3 y 4.4). Incluso, la riqueza de especies sólo se correlacionó con el estado de bosque, presentando el estado arbustizado una riqueza de especies significativamente mayor que el estado no arbustizado (**Figura 4.3**). Sin embargo, el modelo vinculando la variable respuesta y la predictora tuvo un ajuste débil ($R^2_m = 14,3$; **Tabla 4.8**). Del mismo modo, la frecuencia de captura de especies también fue significativamente superior en el bosque arbustizado con respecto al no arbustizado (**Figura 4.4.a**), aunque el ajuste del modelo fue bajo ($R^2_m = 19,1$, **Tabla 4.8**).

Por su parte, el grado de cobertura arbustiva se correlacionó positivamente con la frecuencia de captura de las especies pero no así con la riqueza de especies (**Tabla 4.8, Anexo 4.3**). De este modo, el aumento de la cobertura arbustiva se asoció positivamente a la abundancia relativa de las especies presentes en los sitios (**Figura 4.4.b**). Sin embargo, el ajuste del modelo fue bajo ($R^2_m = 12,9$, **Tabla 4.8**).

Entre las variables vinculadas a la composición de los ambientes circundantes a las áreas de bosque, la cantidad de coberturas de suelo circundante fue la única que se correlacionó positivamente con la frecuencia de captura de especies nativas y exóticas (Anexo 4.4). Por lo cual, una mayor cantidad de coberturas de suelo se asoció

positivamente con la abundancia relativa de las especies presentes en los sitios (**Figura 4.4.c**). No obstante, el ajuste del modelo fue bajo ($R^2_m=15,0$, **Tabla 4.8**).

En cuanto a los modelos propuestos para evaluar una incidencia negativa de la presión de cacería sobre la diversidad de especies de interés de caza, ninguno fue capaz de explicar la variabilidad de los datos (Anexos 4.5 y 4.6). Es así que no se encontraron evidencias de que la distancia a los caminos, a las viviendas y a los poblados haya incidido sobre la riqueza y abundancia relativa de las especies de interés de caza.

Por último, tampoco se encontraron evidencias de una relación negativa entre la abundancia relativa de las especies nativas (exceptuando a las especies que suelen beneficiarse con la ganadería extensiva, zorros) con la cantidad de ganado (Anexo 4.7). Por lo cual, la abundancia de las especies no fue significativamente diferente entre los sitios con menor y mayor presencia de ganado.

Tabla 4.8. Síntesis de los modelos con mayor poder explicativo de la variabilidad encontrada en las variables respuesta. Para cada variable respuesta se indican solamente los modelos con variables explicativas relacionadas significativamente ($p \leq 0,05$). Para mayor detalle, véase Anexo. Delta AIC: diferencia entre cada modelo y el modelo con menor AIC. Peso Akaike: medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. R^2 marginal (R^2_m): varianza explicada por factores fijos. R^2 condicional (R^2_c): varianza explicada por factores fijos y aleatorios.

| VARIABLES PREDICTORAS | DELTA AIC | PESO AKAIKE | R^2_m | R^2_c |
|---|-----------|-------------|---------|---------|
| Variable respuesta: riqueza especies nativas y exóticas | | | | |
| Estado de bosque | 0,00 | 0,324 | 14,3 | 14,3 |
| Variable respuesta: frecuencia de captura total (especies nativas y exóticas) | | | | |
| Estado de bosque | 0,00 | 0,335 | 19,1 | 95,8 |
| Cobertura arbustiva | 2,60 | 0,109 | 12,9 | 96,0 |
| Cantidad de coberturas de suelo circundantes | 0,00 | 0,541 | 15,0 | 96,0 |

Figura 4.3. Riqueza promedio de especies nativas y exóticas para los estados de bosque no arbustizado y arbustizado presentes en predios ganaderos del noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. De acuerdo a análisis de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM por sus siglas en inglés), las diferencias entre ambos estados fueron significativas. Para conocer el ajuste de los modelos, véase tabla 4.8.

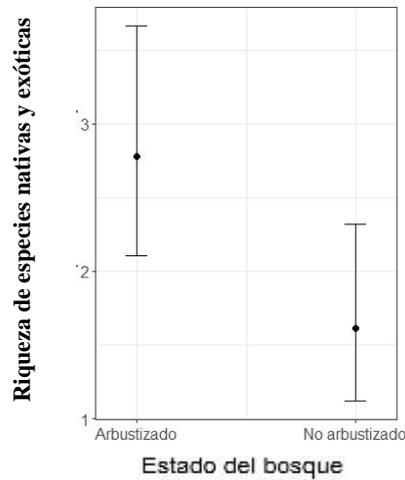
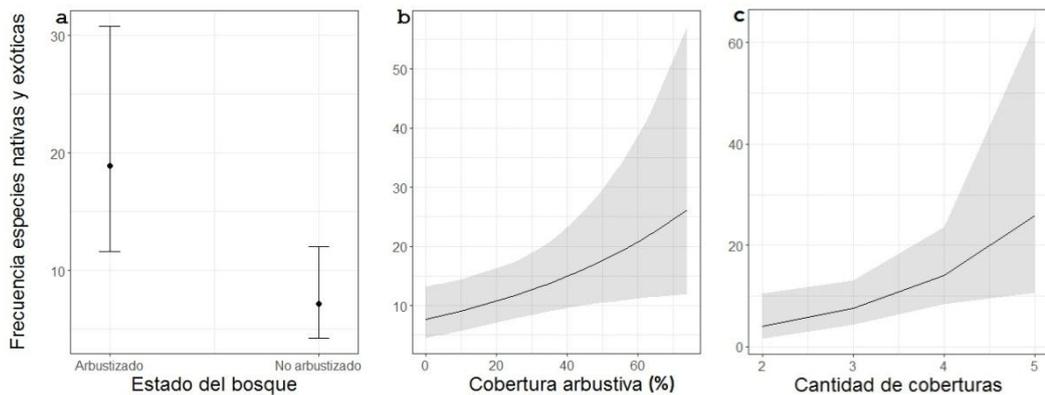


Figura 4.4. Frecuencia de captura promedio de especies nativas y exóticas presentes en predios ganaderos del noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina, en función de **a.** los estados de bosque no arbustizado y arbustizado, **b.** la cobertura arbustiva, y **c.** la cantidad de coberturas circundantes a los sitios. La frecuencia de captura se calculó como el número de individuos dividido por el esfuerzo de muestreo (CTN) multiplicado por 100 CTN. De acuerdo a análisis de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM por sus siglas en inglés), hubo correlaciones positivas entre las variables predictoras y respuesta. Para conocer el ajuste de los modelos, véase tabla 4.8.



Discusión

La mastofauna mediana y grande en los bosques de Espinal con manejo ganadero

De acuerdo con lo esperado por la ecología de los mamíferos (**hipótesis 1.1**), los sitios considerados ‘degradados’ desde la perspectiva ganadera por su alta cobertura arbustiva (bosques arbustizados en este estudio), presentaron valores de riqueza específica y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes significativamente más altos que los sitios ‘no degradados’ (o no arbustizados) (**Tabla 4.6**). Esta variabilidad estuvo explicada parcialmente por la estructura de la vegetación en los sitios de muestreo ya que, al explorar más en detalle las variables de vegetación dentro de los sitios que se vinculan con la diversidad de mamíferos, se encontró una asociación positiva solamente entre una de las variables estructurales (la cobertura arbustiva) y la comunidad de mamíferos (**hipótesis 2.1**). De este modo, a medida que aumentó la cobertura del estrato arbustivo, se incrementó la riqueza y la abundancia relativa de especies nativas y exóticas (**Figura 4.4 b**).

Estos resultados concuerdan con estudios europeos, que han demostrado una mayor riqueza de mamíferos medianos y grandes en áreas forestales ganaderas con altas coberturas arbustivas (Mangas et al., 2008; Goncalves et al., 2012), así como una asociación positiva de algunas especies con el aumento de la densidad del sotobosque en bosques amazónicos brasileños con presencia de ganado (Zimbres et al., 2017). Similarmente, estudios previos indican que múltiples especies de mamíferos medianos y grandes, pertenecientes a distintos gremios tróficos (carnívoros, herbívoros, etc.), presentan una preferencia por hábitats con altas coberturas arbustivas (por ejemplo, Fuller y DeStefano, 2003). Dentro de éstas, se encuentran algunas de las especies registradas en este estudio, como el zorro de monte (Goulart et al., 2009), el gato montés (Pereira, 2009), la mulita grande (Goulart et al., 2009) y el guazuncho (Rivero et al. 2004; Desbiez et al., 2009).

La relevancia del estrato arbustivo para los mamíferos se debe principalmente a la mayor disponibilidad de alimento (Sánchez-Lalinde y Pérez-Torres, 2008; Cervinka et al., 2013) y de refugio (Mangas et al., 2008; Ehlers Smith et al., 2017). En este estudio, el estado arbustizado tuvo, además de una mayor cobertura arbustiva, una altura de la

vegetación herbácea significativamente superior al estado no arbustizado, lo cual podría estar explicado por una menor accesibilidad del ganado a estas áreas (Sione et al., 2006). Esta mayor complejidad estructural vegetal podría estar asociada a una mayor abundancia de micromamíferos no voladores (Altrichter et al., 2004; Gomez et al., 2018), y de otros organismos como artrópodos (Sanders et al., 2008). De este modo, el estado arbustizado presente en los predios ganaderos podría favorecer la disponibilidad de presas para especies carnívoras como el gato montés (Pereira et al., 2019) y otras omnívoras como el zorro de monte (Cirignoli et al., 2019) y la mulita grande (Varela et al., 2019). Del mismo modo, podría aumentar la disponibilidad de alimento para especies herbívoras como el guazuncho (Juliá et al., 2019). Simultáneamente, la selección de áreas con mayores coberturas podría significar para alguna de estas especies una estrategia anti-depredadores (por ejemplo, para la mulita grande, McBee y Baker, 1982).

Las áreas cerradas también son hábitats importantes para especies que seleccionan en mayor medida pastizales y otras áreas abiertas (Desbiez et al., 2009). En este sentido, si bien el zorro pampeano fue la especie con mayores registros en el estado no arbustizado, en coincidencia con su preferencia por las áreas abiertas (Lucherini and Luengos Vidal, 2008; Di Bitetti et al., 2009), también fue común su presencia en el estado arbustizado (**Tabla 4.6**). Del mismo modo, el zorrino, aun siendo una especie que prefiere áreas abiertas (Canevari y Vaccaro, 2007), presentó una frecuencia de captura ligeramente superior en los sitios arbustizados. En ambos casos, el uso de los ambientes con altas coberturas arbustivas podría deberse a los factores antes mencionados (alimentación y refugio; Luengos Vidal, 2009; Castillo et al., 2010). De este modo, la marcada presencia de especies de áreas abiertas en los bosques con altas coberturas arbustivas, no apoya la hipótesis formulada en este estudio sobre una mayor presencia en áreas abiertas de mamíferos que prefieren áreas con baja cobertura arbustiva (**hipótesis 1.2**).

En cuanto a la presión de caza, no se encontró ninguna asociación entre la riqueza y abundancia relativa de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados por las cámaras trampa, que tienen potencial interés de caza, y las variables vinculadas a la presión de cacería (**hipótesis 2.2**). De este modo, no se obtuvieron evidencias que la distancia a los caminos (Semper Pascual et al., 2020), vinculada con el costo de acceso a los sitios por parte de cazadores (Peres y Lake, 2003); la distancia a las localidades más cercanas

(Altrichter y Boaglio, 2004); ni la distancia a las viviendas más cercanas a los sitios (Semper Pascual et al., 2020), incidan sobre las especies con potencial interés de caza dentro del área de estudio (Anexo 4.5 y 4.6). Dada la escasa información de base sobre la presión antrópica por cacería dentro del área de estudio, una de las posibles causas de estos hallazgos podría deberse a la baja presión de caza sobre estas especies en el área de estudio. Otra de las razones plausibles de la falta de evidencias podría ser que el análisis a nivel de comunidad, enmascare la relación de estas presiones sobre las especies particulares, ya que podrían darse asociaciones negativas solo entre un subconjunto de éstas, con disminuciones de abundancia de algunas especies solamente (Puechagut et al., 2018) o incluso con algunas especies individuales, como el guazuncho, con antecedentes de tener mayor presencia cerca de asentamientos humanos (Di Bitetti et al., 2020), aun siendo una especie con interés de caza. Futuros estudios, focalizados en estas especies de interés, podrían brindar mayor claridad sobre este aspecto.

De manera similar, la cantidad de ganado presente en los sitios de estudio no incidió negativamente sobre la abundancia relativa del conjunto de especies de mamíferos medianos y grandes (**hipótesis 2.3**) (anexo 4.7). Si bien la cantidad de ganado presente en un área ha sido asociada negativamente a la abundancia de algunas especies especialistas de bosques tropicales (Zimbres et al., 2017), y a la frecuencia de captura del ensamble de mamíferos propios de la región chaqueña (a excepción de las especies de zorros, Puechagut et al., 2018), recientes estudios sugieren que la cantidad de ganado no condiciona los patrones de usos de hábitat de especies con las que compite por el recurso (herbívoros medianos y grandes) presentes en pastizales y bosques del noreste argentino (Di Bitteti et al., 2020). En este sentido, la incidencia negativa de la ganadería extensiva sobre las especies no parece estar determinada por la cantidad de ganado *per se*, sino más bien por las modificaciones en la estructura del hábitat que el pastoreo puede ocasionar (Schielz y Rubenstein, 2016), lo cual depende de la productividad de la vegetación del hábitat y de su historia evolutiva de herbivoría por mamíferos grandes nativos (Cingolani et al., 2008). En el noroeste de Entre Ríos, la ganadería extensiva produce (en interacción con otros factores) un aumento de la cobertura de la vegetación leñosa arbustiva (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). Y este aumento de cobertura arbustiva, parecería favorecer a la comunidad de mamíferos de mediano y gran porte en esta región, de acuerdo a los resultados de este estudio.

Por su parte, los resultados de este estudio apoyaron la hipótesis de una incidencia positiva de la composición de los ambientes circundantes a las áreas de bosque sobre la comunidad de mamíferos (**hipótesis 2.4**). Específicamente, una mayor cantidad de coberturas de suelo circundante a las áreas de bosque, determinó una mayor abundancia relativa de especies de mamíferos (**Figura 4.4c**). Estos resultados podrían estar determinados por varios aspectos relacionados a la ecología de las especies registradas. Por ejemplo, para todas las especies, al menos una de las coberturas de suelo naturales circundantes (bosques, pastizales-sabanas, pastizales húmedos y cuerpos de agua) son parte de sus hábitats óptimos, e incluso para algunas de las especies más abundantes en este estudio (mulita grande y guazuncho) tanto los bosques como los pastizales son sus hábitats óptimos (véase **Tabla 4.3** en Materiales y Métodos). A su vez, entre las coberturas antrópicas presentes (cultivos y pasturas ganaderas), las pasturas ganaderas son hábitat óptimos para una de las especies con más registros dentro de este estudio (zorro pampeano, Luengos Vidal et al., 2019). Finalmente, varias de las especies más abundantes en este estudio, como la mulita grande (Varela et al. 2019), el guazuncho (Juliá et al., 2019), el gato montés (Pereira et al., 2019), el zorro de monte (Cirignoli et al., 2019) y el zorro pampeano (Luengos Vidal et al., 2019), poseen una alta tolerancia a los hábitats antropizados. Por lo cual, dado que esta comunidad de mamíferos tiene predominio de especies generalistas en cuanto a hábitat naturales, y muchas que son capaces de utilizar hábitats transformados (Dotta y Verdade, 2007; Andrade-Nuñez y Aide, 2010), la heterogeneidad espacial del paisaje sería un factor que los beneficiaría (Vergara et al., 2014).

La falta de evidencias de que la proporción de bosques o de coberturas de suelo naturales (bosques, pastizales, cuerpos de agua) alrededor de las áreas de bosque incide sobre la riqueza y abundancia de las especies de mamíferos medianos y grandes presentes (**hipótesis 2.4**) (anexo 4.3 y 4.4), podría estar explicada, en parte, por el limitado tamaño del área circundante que fue factible de evaluar (500 m de radio = 78,5 ha). La cual es una superficie inferior al área de acción de muchas de las especies registradas (SAyDS y SAREM, 2019). Asimismo, la mayoría de los sitios presentaron una proporción de bosque (n=18 de 32) y una proporción de coberturas naturales (n=24 de 32) superior al 75%, con lo cual la variabilidad en las mismas sería sumamente baja como para detectar posibles influencias de estos factores. Por lo tanto, para identificar la relación de cada especie con

respecto a las coberturas de suelo en el noroeste entrerriano, sería necesario diseñar estudios que impliquen análisis especie-específicos y de paisaje a mayor escala.

Finalmente, es importante destacar los escasos registros de individuos para varias especies de mamíferos medianos y grandes detectadas en este estudio, y la presencia de algunas de ellas en una baja cantidad de sitios. Por un lado, los escasos registros de muchas especies condicionan los análisis estadísticos (Feinsinger y Ventosa, 2014), ya que la falta de asociación entre las variables predictoras y las variables respuestas podría deberse, en parte, a la falta de datos suficientes para demostrarlo. Por otro lado, de confirmarse esta situación de baja diversidad, la misma podría tener implicancias biológicas (considerando la viabilidad de sus poblaciones, Davidson et al., 2009), ecológicas (por un efecto cascada sobre otros organismos, Bogoni et al., 2018) y sociales (dado la posible pérdida de capacidad del bosque de proveer beneficios, Ceballos y Ehrlich, 2002). Por lo tanto, para reconocer la situación de las especies de mamíferos presentes en los predios ganaderos de esta región del centro-norte de Entre Ríos, así como para esclarecer posibles relaciones entre las variables, sería necesario aumentar el esfuerzo de muestreo y monitorear la tendencia de la riqueza y abundancia de las especies con mayor alcance en el espacio y el tiempo.

Implicancias de este estudio para la conservación de los mamíferos del Espinal entrerriano

Un aspecto básico para la protección de la biodiversidad es contar con información biológica actualizada (Villareal et al., 2004). Este estudio proporciona las primeras estimaciones comunitarias de mamíferos medianos y grandes en los remanentes de bosque nativo asociados a actividades productivas ganaderas para la provincia de Entre Ríos. En un contexto provincial de escasa información sobre los mamíferos silvestres, obtenida principalmente en áreas protegidas (Sauthier y Teta, 2008; Berduc et al., 2010); de marcada pérdida y fragmentación de cubierta boscosa (Muñoz et al., 2005; SAyDS, 2007; Calamari et al., 2018); y de baja proporción de áreas protegidas (Berduc, 2002; Berduc et al., 2010); la información presentada en este estudio cobra particular relevancia.

Los usos tradicionales del bosque o de baja intervención directa, como la ganadería extensiva (abordada en este estudio), la fruticultura en bosques, y la recolección de

productos no maderables, han mostrado mantener en muchos casos una alta biodiversidad (por ejemplo, García Burgos, 2007; Goncalves et al., 2012; Decarre et al., 2015). En los predios ganaderos del noroeste de Entre Ríos, se registró mediante cámaras trampa y avistaje indirecto la presencia de 11 de 14 especies de mamíferos de mediano y gran porte nativos encontradas recientemente en el área protegida Parque General San Martín (PGSM, Berduc et al., 2010), la cual está ubicada aproximadamente a 97 km de distancia del sector sur del área de estudio. A su vez, se registraron dos especies no halladas actualmente en el PGSM (vizcacha y gualacate). Parte de las diferencias están dadas por el registro en el PGSM de especies asociadas directamente a cuerpos de agua (coipo o falsa nutria, *Myocastor coypus* y lobito de río, *Lontra longicaudis*), mientras que este estudio en los predios ganaderos se centró solamente en ambientes boscosos, sin incluir los ecosistemas acuáticos, donde probablemente se encuentren estas especies. De manera similar, en el presente estudio no se incluyeron ambientes de pastizales abiertos, donde podrían encontrarse especies propias de pastizal, como el hurón menor (*Galictis cuja*, Aprile et al., 2019) y la mulita pampeana (*Dasypus hybridus*, Abba et al., 2019), detectados en el PGSM. Por lo cual, de abarcarse todos los tipos de ambientes presentes en los predios ganaderos y aumentando el esfuerzo de muestreo (véase Anexo 4.1), quizá sea posible registrar un número mayor de especies de mamíferos medianos y grandes.

Desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad, los resultados de este estudio implicarían que los modelos de clasificación ecológico-productiva del Espinal entrerriano usados en el manejo silvopastoral actual, los cuales consideran como eje central de la degradación el aumento de la cobertura arbustiva (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013), se relacionarían de manera inversa con el estado de conservación de la mastofauna de talla media y grande. Estos resultados apoyan las evidencias de que frente a un escenario provincial (MAyDS, 2017), nacional (Di Pangraccio y Cáceres, 2020) y continental (Keenan et al., 2015) de marcada deforestación, los bosques nativos con uso ganadero representan áreas importantes para la conservación de los mamíferos (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Desbiez et al., 2009; Decarre, 2015; Ferreira Rodrigues et al., 2017). Consecuentemente, es fundamental que los usos tradicionales del bosque o usos de baja intensidad también tengan reconocimiento y valor en las políticas forestales locales e internacionales para compatibilizar la conservación de la biodiversidad y sus beneficios sociales, incluyendo las actividades productivas asociadas (Dagang y Nair, 2003; Perfecto

y Vandermeer, 2008; Kremen y Merenlender, 2018). Y que en la formulación de planes de manejo del bosque con actividades productivas, como los planes de manejo y uso sostenible de los bosques nativos (en el marco de la ley provincial y la nacional de bosques – Ley N° 26.331-, y de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada – ó MBGI), se contemple la presencia de áreas con coberturas arbustivas superiores al 25%, como estrategia para favorecer la diversidad de mamíferos en estos paisajes socio-productivos.

Conclusiones

Los procesos de pérdida y degradación de los ecosistemas boscosos afectan en simultáneo aspectos ecológicos y sociales. Por lo cual, es esencial promocionar estrategias de manejo y conservación de estos ecosistemas que contemplen el cuidado de su diversidad biológica y de las contribuciones hacia las sociedades. En el caso específico del Espinal entrerriano que forma parte de esquemas ganaderos, las acciones de manejo tendientes a compatibilizar sus actividades de uso con la conservación de su biodiversidad, requieren reconocer la incidencia de factores ecológicos y antrópicos sobre la presencia y distribución de las especies. De acuerdo a los resultados de este estudio, en el caso de la mastofauna de talla media y grande, es necesario contemplar la heterogénea distribución de las especies en el bosque. Específicamente, que las áreas con altas coberturas arbustivas favorecerían la presencia y abundancia de las especies de este grupo biológico. Desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad, los resultados de este estudio implican que los modelos de clasificación ecológico-productiva del Espinal entrerriano usados en el manejo silvopastoral actual, los cuales consideran como eje central de la degradación el aumento de la cobertura arbustiva, se relacionarían de manera inversa con el estado de conservación de la mastofauna de talla media y grande. Por lo tanto, en el plano operativo, es necesario que en la formulación de planes de manejo del bosque con actividades productivas, se contemple la presencia de áreas con coberturas arbustivas superiores al 25%, como estrategia para favorecer la diversidad de mamíferos en estos paisajes socio-productivos.

La planificación de estrategias que favorezcan a los mamíferos medianos y grandes, requiere, adicionalmente, que se contemple la relación de este grupo biológico con características espaciales de la vegetación. Específicamente, que la comunidad de

mamíferos presente en las áreas de bosque al ser en su mayoría generalistas de hábitat, responderían positivamente a la presencia simultánea de múltiples ecosistemas naturales (bosques, pastizales-sabanas, pastizales húmedos y cuerpos de agua) y agroecosistemas (pasturas ganaderas y cultivos). Lo cual se vería reflejado principalmente en la presencia de una mayor cantidad de individuos de las especies (abundancia relativa). En consecuencia, aun cuando es necesario realizar estudios especie-específicos de mayor amplitud espacial y temporal que esclarezcan la incidencia de los hábitats sobre cada una de las especies, los resultados evidencian que para la planificación de estrategias de conservación de las especies de mamíferos en predios ganaderos, es relevante considerar la heterogeneidad del ambiente circundante.

En síntesis, a pesar de encontrarse fuertemente presionada por procesos de pérdida y degradación, el Espinal entrerriano es una ecorregión sobre la que se ha prestado poca atención a su gestión y a la investigación de su biodiversidad. El presente estudio aporta una información de base novedosa sobre la situación general de la comunidad de mamíferos de mediano y gran porte presente en predios que realizan ganadería en bosque nativo en el noroeste de Entre Ríos. La constatación de la presencia de diez especies nativas coincide con antecedentes para otras regiones sobre la relevancia de la ganadería extensiva realizada en ambientes naturales para la conservación de la mastofauna. Sin embargo, se debe prestar atención a la baja abundancia de las especies por sus implicancias biológicas, ecológicas y sociales. Del mismo modo, esta investigación representa una primera aproximación para comprender la incidencia de múltiples factores que podrían estar determinando la presencia y abundancia de las especies de esta comunidad, a la que deben adicionarse indagaciones complementarias que profundicen el conocimiento de la relación de este grupo biológico con la presión de cacería y el ganado, y que incluyan el abordaje de las posibles causas que determinan la ausencia de especies que presumiblemente podrían habitar en la región. Mediante la información aportada, se espera contribuir con la interfaz investigación-gestión del Espinal, destacando la importancia de aportar múltiples criterios para el manejo silvopastoril integral para la conservación de los mamíferos medianos y grandes en el noroeste de Entre Ríos.

Bibliografía

- Abba A. M., Torres R. M. y Superina M. 2019. *Dasyopus hybridus*. En: SAYDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Abba A. M., Superina M. y Varela D. 2019. *Euphractus sexcinctus*. En: SAYDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Aceñolaza P. G. 2000. Variabilidad estructural de una comunidad forestal sobre suelos vérticos de la provincia de Entre Ríos. Revista de la Facultad de Agronomía 20 (1): 123-130.
- Alho C. J. R., Pereira L. A. and Paula A. D. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. Mammalia 50 (4): 447-460.
- Altrichter M. and Boaglio G. I. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. Biological conservation 116(2): 217-225.
- Altrichter M., Kufner M., Giraud L., Gavier G., Tamburini D., Sironi M. y Arguello L. 2004. Comunidades de micromamíferos de bosque serrano y pastizal de altura en la Sierra Chica, Córdoba, Argentina. Ecología Aplicada 3 (1-2): 122-127.
- Andrade-Núñez M. J. and Aide T. M. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. Zoologia (Curitiba) 27(6): 909-917.
- Aprile G., Cirignoli S., Varela D., Lucherini M., D'Agostino R., Schiaffini M. I., Reppucci J. I. y Ercoli M. D. 2019. *Galictis cuja*. En: SAYDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Arturi M. 2005. Situación ambiental en la ecorregión Espinal. En La Situación Ambiental Argentina 2005, Brown, A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), Buenos Aires, pp. 241-246.
- Balvanera P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. Ecosistemas 21 (1-2): 136-147.
- Barton K. and Barton M. K. 2015. Package 'mumin'. Version, 1(18): 439.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S., Christensen R. H. B., Singmann, H., ... and Grothendieck G. 2011. Package 'lme4'. Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version, 1(6).
- Berduc A. J. 2002. Plan de manejo e informe de avance para el Parque Escolar Rural "Enrique Berduc". PEREB - Consejo General de Educación de Entre Ríos. 22 pp.
- Berduc A., Bierig P. L., Donello A. V. y Walker C. H. 2010. Lista actualizada y análisis preliminar del uso de hábitat de medianos y grandes mamíferos en un área natural protegida del espinal con invasión de leñosas exóticas, Entre Ríos, Argentina. FABICIB: Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, Universidad Nacional del Litoral 14: 9-27.
- Blaum N., Rossmanith E., Popp A. and Jeltsch F. 2007. Shrub encroachment affects mammalian carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands. Acta Oecologica 31(1): 86-92.

- Bogoni J. A., Pires J. S. R., Graipel M. E., Peroni N., Peres C. A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? PLoS ONE 13(9): e0204515.
- Bolkovic M. L., Quintana R., Cirignoli S., Perovic P. G., Eberhardt A., Byrne S., Bareiro R. y Porini G. 2019. *Hydrochoerus hydrochaeris*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Bonan G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. Science 320(5882): 1444-1449.
- Branch L. C., Villareal D., Hierro J. L. and Portier K. 1996. Effects of local extinctions of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*) on vegetation of the semi-arid scrub of central Argentina. Oecologia 106:389–399.
- Brown A., Martínez Ortiz U., Acerbi M. y Corcuera J. F (eds). 2006. La situación ambiental argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, 577 pp.
- Burivalova, Z. C., Hakk A., Sxekercioglu and Koh L. P. 2014. Thresholds of Logging Intensity to Maintain Tropical Forest Biodiversity. Current Biology 24: 1893–1898.
- Burnham K. P. and Anderson D. R. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. 485 pp.
- Cabrera A. L. 1976. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2ª ed. Buenos Aires, Editorial ACME. 2(1). Pp. 85.
- Calamari N. C., Vilella F. J., Sica Y. V. and Mercuri P. A. 2018. Patch and landscape responses of bird abundance to fragmentation in agroecosystems of east-central Argentina. Avian Conservation and Ecology 13(2): 3.
- Calvi M. y Rodríguez M. 2014. Sustentabilidad económica de sistemas ganaderos representativos y mejorados en la zona ganadera homogénea de la región mesopotámica argentina. RIA 40(3): 303-311.
- Campos C. M. y Velez S. 2015. Almacenadores y frugívoros oportunistas: el papel de los mamíferos en la dispersión del algarrobo (*Prosopis flexuosa* DC) en el desierto del Monte, Argentina. Ecosistemas 24(3): 28-34.
- Canevari M. y Vaccaro O. 2007. Guía de mamíferos del sur de América del Sur (Vol. 19). Buenos Aires: lola. 413 pp.
- Caraballo, C. F. 2007. Patrón de uso de hábitat del Guazuncho (*Mazama gouazoubira*, Artiodactyla, Cervidae) durante un ciclo anual, en bosques nativos y exóticos de una reserva natural del centro-oeste de Entre Ríos. Tesis de Licenciatura en Biodiversidad. Santa Fe, Argentina. 55 pp.
- Carbone C., Christie S., Conforti K., Coulson T., Franklin N., Ginsberg J. R., ... and Shahrudin W. W. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. Animal Conservation 4: 75–79.
- Cardillo M., Mace G. M., Jones K. E., Bielby J., Bininda-Emonds O. R. P., Sechrest W., Orme C. D. L., Purvis A. 2005. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. Science 309: 1239-1241.
- Casmermeiro J. y Spahn E. 2000. Evaluación y guía de condición del bosque nativo entrerriano. Multequina 9:147-153.
- Castillo D. F. 2010. Ecología espacial, temporal y trófica del zorrino (*Conepatus chinga*) en un área de uso agrícola. Tesis de doctorado. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. 274 pp.

- Ceballos G. and Ehrlich P. R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296(5569): 904-907.
- Ceballos G., Ehrlich P. R., Soberon J., Salazar I., Fay J.P. 2005. Global Mammal Conservation: What Must We Manage? *Science* 309: 603-606.
- Cervinka, J., Šálek, M., Padyšáková, E., & Šmilauer, P. (2013). The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: a comparison of two contrasting farmlands. *Journal for Nature Conservation* 21(2): 105-113.
- Cingolani A. M., Noy-Meir I., Reninson D. D y M. Cabido. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18:253-271.
- Cirignoli S., Pereira J. A. y Varela D. 2019. *Cerdocyon thous*. En: SAYDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Chemisquy M. A. y Martin G. M. 2019. *Didelphis albiventris*. En: SAYDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.)
- Cortés Marcial M. 2009. Diversidad de mamíferos medianos y grandes en dos sitios con diferente grado de conservación en La Venta, Juchitán, Oaxaca. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional, México. 46 pp.
- Cuaron A. D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14 (6): 1574-1579.
- Curtin C. G. 2002. Livestock grazing, rest, and restoration in arid landscapes. *Conservation Biology* 16(3): 840-842.
- Dagang A. B. K. and Nair P. K. R. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59: 149-155.
- Davidson A. D., Hamilton M. J., Boyer A. G., Brown J. H. and Ceballos G. 2009. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *PNAS* 106(26): 10702–10705.
- Decarre J. 2015. Diversity and structure of bird and mammal communities in the Semiarid Chaco Region: response to agricultural practices and landscape alterations. Tesis Ph.D. Imperial College London, London, England. 191 pp.
- Desbiez A. L. J. and Bodmer R. E. 2009. Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1(1): 011-020.
- Díaz S., Lavorel S., McIntyre S., Falczuk V., Casanoves F., Milchunas D.G., Skarpe C., Rusch G., Sternberg M., Noy-Meir I., Landsberg J., Zhang W., Clark H., Campbell B.D. 2007. Plant trait responses to grazing: a global synthesis. *Global Change Biology* 13, 313–341.
- Di Bitetti M. S., Di Blanco Y. E., Pereira J. A., Paviolo A., and Pérez I. J. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90(2): 479-490.
- Di Bitetti M. S., Albanesi S. A., Foguet M. J. and De Angelo C. 2013. The effect of anthropic pressures and elevation on the large and medium-sized terrestrial mammals of the subtropical mountain forests (Yungas) of NW Argentina. *Mammalian Biology* 78:21-27.

- Di Bitetti M. S., Iezzi M. E., Cruz P., Varela D. and De Angelo C. 2020. Effects of cattle on habitat use and diel activity of large native herbivores in a South American rangeland. *Journal for Nature Conservation* 58: 125900.
- Di Pangraccio, A., and N. A. Cáceres. 2020. Diagnóstico actualizado del estado de implementación Ley n° 26331. 1a ed. Ciudad Autónoma Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina; Fundación Ambiente y Recursos Naturales. 108 pp.
- Donadio E., Di Martino S., Aubone M. y Novaro A. J. 2004. Ecología alimentaria del zorrillo nariz de cerdo andino (*Conepatus chinga*) en áreas con diferentes usos del suelo en el noroeste de la Patagonia. *Revista de entornos áridos* 56 (4): 709-718.
- Dotta G. and Verdade L. M. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica* 7(2): 287-292.
- Dunning J. B., Danielson B. J. and Ronald Pulliam H. 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65: 169-175.
- Dupleich J. A. y Vicente G. 2012. La agricultura familiar en el Dpto. La Paz. en *Experiencias de extensión actuando en los territorios*. INTA EEA Paraná. Serie Extensión n° 67. Pp. 37-49.
- Eldridge D. J., Bowker M. A., Maestre F. T., Roger E., Reynolds J. F., Whitford W. G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology letters* 14(7): 709-722.
- Eldridge D. J., Maestre, F. T., Maltez-Mouro S., Bowker M. A. 2012. A global database of shrub encroachment effects on ecosystem structure and functioning. *Ecology* 93(11): 2499–2499.
- FAO. 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma. 119 pp.
- FAO 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. 197 pp.
- Feinsinger P. 2003. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN-Bolivia, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 244 pp.
- Feinsinger P. y Ventosa Rodríguez I. 2014. Suplemento decenal al texto “Diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad”. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 156 pp.
- Ferreira Rodrigues T., Kays R., Parsons A., Fraguas Versiani N., MonTanheiro Paolino R., Pasqualotto N., Gasperotto Krepshi V., and Garcia Chiarello A.. 2017. Managed forest as habitat for gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*) in agricultural landscapes of southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 98(5):1301–1309.
- Fitzgibbon C. D., Mogaka H., and Fanshawe J. H. 1995. Subsistence hunting in Arabuko-Sokoke Forest, Kenya, and its effects on mammal populations. *Conservation biology* 9(5): 1116-1126.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N. and Snyder P. K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- FONTAGRO FTG/RF-15461-RG. <https://www.fontagro.org/new/proyectos/sistemas-ganaderos-familiares-en-uruguay-y-argent/en>
- Fuller T. K. and DeStefano S. 2003. Relative importance of early-successional forests and shrubland habitats to mammals in the northeastern United States. *Forest Ecology and Management* 185(1-2): 75-79.

- Gálvez N., Guillera-Aroita G., Morgan B. J. and Davies Z. G. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation* 204: 350-359.
- García-Burgos J. 2007. Comparación de la riqueza de mamíferos medianos en un gradiente de manejo de cafetales del centro de Veracruz (Tesis de Maestría). Instituto de Ecología, AC Xalapa, México. 122 pp.
- Gomez M. D., Goijman A. P., Coda J., Serafini V. and Priotto J. 2018. Small mammal responses to farming practices in central Argentinian agroecosystems: The use of hierarchical occupancy models. *Austral Ecology* 43(7): 828-838.
- Goncalves P., Alcobia S., Simões L., Santos-Reis M. 2012. Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforest System* 85:383–395
- Gonzalez Fischer C. y Bilenca D. 2020. Can we produce more beef without increasing its environmental impact? Argentina as a case study. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18: 1–11.
- Gibson L., Tien Ming L., Pin Koh Lian, Brook B. W., Gardner T. A., Barlow J., Peres C. A., Bradshaw C. J. A., Laurance W. F., Lovejoy V and Sodhi N. S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378-383.
- Ghazoul J., Burivalova Z., Garcia-Ulloa J. and King L.A. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 622– 32.
- Granados A., Crowther K., Brodie J. F. and Bernard H. 2016. Mammal persistence in selectively logged forest in Malaysian Borneo. *Mammalian biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 81 (3): 268–273.
- Hansen M. P. V., Potapov R., Moore M., Hancher S. A., Turubanova A., Tyukavina D., Thau S. V., Stehman S. J., Goetz T. R., Loveland A., Kommareddy A., Egorov L., Chini C. O., Justice J. R. and G. Townshend. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *SCIENCE*, VOL 342 (850-853).
- Hegerl C., Burgess N. D., Nielsen M. R, Martin E., Ciolli M. y Rovero F. 2017. Uso de datos de cámaras trampa para evaluar el impacto de la caza de carne de animales silvestres en los mamíferos forestales en Tanzania. *Oryx* 51 (1): 87–97.
- Herrera E. A., and Macdonald D. W. 1989. Resource utilization and territoriality in group-living capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). *The Journal of Animal Ecology* 58: 667-679.
- Hibert F., Calenge C., Fritz H., Maillard D., Bouché P., Ipavec A, Convers A, Ombredane D. and de Visscher M. 2010. Spatial avoidance of invading pastoral cattle by wild ungulates: insights from using point process statistics. , 19(7), 2003–2024.
- Holechek J. L., Baker T. T., Boren J. C. and Galt D. 2006. Grazing impacts on rangeland vegetation: what we have learned. *Rangelands*, 28(1), 7-13.
- Hosonuma N., Herold M., De Sy V., De Fries R. S, Brockhaus M., Verchot L., Angelsen A. and Romijn E. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* 7(4): 044009.
- IPBES. 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pages.
- Johnson W. E. y Franklin W. L. 1994. Partición de recursos espaciales por zorro gris (*Dusicyon griseus*) y zorro culpeo (*Dusicyon culpaeus*) simpátricos en el sur de Chile. *Revista Canadiense de Zoología* 72 (10): 1788-1793.

- Juliá J. P., Varela D., Periago M. E., Cirignoli S., Muzzachiodi N., Camino M., Barri F., Iezzi M. E., de Bustos S. 2019. *Mazama gouazoubira*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Keenan R. J., Reams G. A., Achard F., de Freitas J. V., Grainger A. and Lindquist E. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352 (2015) 9–20.
- Khan J. A., Chellam R., Rodgers W. A., Johnsingh A. J. T. 1996. Ungulate densities and biomass in the tropical dry deciduous forests of Gir, Gujarat, India. *J Trop Ecol* 12:149–162.
- Kremen C. and Merenlender A. M. 2018. Landscapes that work for biodiversity and people. *Science* 362(6412): eaau6020.
- Laidlaw R. K. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14(6): 1639-1648.
- Loft E. R., Menke J. W. and Kie J. G. 1991. Habitat shifts by mule deer: the influence of cattle grazing. *The Journal of Wildlife Management* 55(1): 16-26.
- Lucherini M. and Luengos Vidal E. M. 2008. *Lycalopex gymnocercus* (carnivora: canidae). *Mammalian Species* 820: 1-9.
- Luengos Vidal E. M. 2009. Organización espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. 165 pp.
- Luengos Vidal E., Fariás A., Valenzuela A.E. J., Caruso N. 2019. *Lycalopex gymnocercus*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Macdonald D. W. and Courtenay O. 1996. Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *Journal of Zoology* 239(2): 329-355.
- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Lachman G. B., Droege S., Andrew Royle J. and Langtimm C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- McBee, K. and Baker, R. J. 1982. *Dasyurus novemcinctus*. *Mammalian species* 162: 1-9.
- Mangas J. G., Lozano J., Cabezas-Díaz S., Virgo's E. 2008. The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity Conservation* 17:43–51.
- Martínez L.V. 2008. Evaluación del espacio para la ganadería extensiva sustentable y la conservación del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*), en el Parque Nacional Los Alerces, Provincia de Chubut, Argentina. *APRONA Bol. Cient. Nro. 41*: 45-67.
- Matteucci S. D. 2012. Ecorregión Espinal. En *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, Morello J., Matteucci S. D., Rodríguez A. F., Silva M. E., Mesopotámica P., y Llana P. (eds). Buenos Aires, Argentina, pp. 349-390.
- Melo F. P. L., V. Arroyo-Rodríguez V., Fahrig L., Martínez-Ramos M. y Tabarelli M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 28:461–468.
- Milchunas D. G. y Lauenroth W. K. 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Range of Environments. *Ecological Society of America* 63(4): 327-366.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2017. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la república Argentina. Regiones forestales Parque Chaqueño, Yungas, Selva Paranaense y Espinal. Dirección de bosques. 84 pp.
- Mishra C., Van Vieren S. E., Ketner P. et al. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *J Appl Ecol* 41:344–354.
- Monteverde M., Cirignoli S., Bonino N., Gonzalez A. y Aprile G 2019. *Lepus europaeus*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Morrison J. C., Sechrest W., Dinerstein E., Wilcove D. S., and Lamoreux J. F. 2007. Persistence of large mammal fauna of as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88(6):1363–1380.
- Muñoz J. D., Milera S., Romero C. y Brizuela A. B. 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. En *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Serie INSUGEO: Miscelánea*, F. G. Aceñolaza (eds.), pp. 169 – 182.
- Muzzachiodi N. y Sabattini R. A. 2002. La mastofauna como indicador de conservación del bosque nativo en un área protegida de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 6: 5-15.
- Muzzachiodi N. 2007. Lista comentada de las especies de mamíferos de la provincia de Entre Ríos, Argentina. Fundación de Historia Natural Felix de Azara-Universidad Maimónides, 96 pp.
- Nakagawa S. and Schielzeth H. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in ecology and evolution* 4(2): 133-142.
- Nanni A. S., Piquer Rodríguez M., Rodriguez M. D., Núñez Regueiro M. M., Periago M. E., Aguiar S., ... y Gasparri N. I. 2020. Presiones sobre la conservación asociados al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30: 304-320.
- Öllerer K., Varga A., Kirby K., Demeter L., Biró M., Bölöni J., Molnár Z., 2019. Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biol. Conserv.* 237, 209–219.
- O'Brien T.G., 2008. On the use of automated cameras to estimate species richness for large and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3): 179–181.
- O'Connell A. F., Nichols J. D. and Karanth K. U (Eds.). 2011. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. 271 pp.
- Pereira J. A. 2009. Efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) en el Desierto del Monte, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16(2): 515-517.
- Pereira J. A., Lucherini M., Cuyckens G. A. E., Varela D., Muzzachiodi N. 2019. *Leopardus geoffroyi*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Peres C. A. y Lake I. R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology* 17(2): 521-535.

- Perfecto I. and Vandermeer J. 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: a new conservation paradigm. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134(1): 173-200.
- Pía M. V., López M. S. y Novaro A. J. 2003. Efectos del ganado sobre la ecología trófica del zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) (Carnívora: Canidae) endémico del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:313-321.
- Puechagut P. B., Politi N., Ruiz de los Llanos E., Lizarraga L., Bianchi C. L., Bellis L. M., y Rivera L. O. 2018. Asociación entre el ganado y los mamíferos nativos en un área prioritaria de conservación del Chaco de Argentina. *Mastozoología neotropical* 25(2): 408-417.
- Prince S., Von Maltitz G., Zhang F., Byrne K., Driscoll C., Eshel G., Kust G., Martínez-Garza C., Metzger J. P., Midgley G., Moreno-Mateos D., Sghaier M., and Thwin S. Chapter 4: Status and trends of land degradation and restoration and associated changes in biodiversity and ecosystem functions. In IPBES. 2018: The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 221-338.
- Prugh L. R., Hodges K. E., Sinclair A. R. and Brashares J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(52): 20770-20775.
- Putz F. E., Zuidema P. A., Synnott T., Pena-Claros M., Pinard M. A., Sheil D., Vanclay J. K., Sist P., Gourlet-Fleury S., Griscom B., Palmer J. and Zagt R. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 5: 296–303.
- Ramírez-Mejía D. y Mendoza E. 2010. El papel funcional de la interacción planta-mamífero en el mantenimiento de la diversidad tropical. *Biológicas* 12(1): 8–13.
- Randrianandrianina F. H., Racey P. A. and Jenkins R. K. B. 2010. Hunting and consumption of mammals and birds by people in urban areas of western Madagascar. *Oryx* 44(3): 411–415.
- Rao M., Myint T., Zaw T. y Htun S. 2005. Patrones de caza en los bosques tropicales adyacentes al Parque Nacional Hkakaborazi, al norte de Myanmar. *Oryx* 39 (03).
- Rivero K., Rumiz D. I. and Taber A. B. 2004. Estimating brocket deer (*Mazama gouazoubira* and *M. americana*) abundance by dung pellet counts and other indices in seasonal Chiquitano forest habitats of Santa Cruz, Bolivia. *European Journal of Wildlife Research* 50(4): 161-167.
- Rojido I. J., Canavelli S. B., Cáceres D., y Anderson C. B. 2021. Perspectivas sobre contribuciones y estados del bosque nativo de actores sociales vinculados a la producción ganadera en el Espinal entrerriano. *Ecología Austral* 31:087-100.
- Rosalino L. M., Rosa S. and Santos-Reis M. 2010. The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Annales Zoologici Fennici* 47:195–205.
- Rowcliffe J. M. and Carbone C. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11: 185–186.
- Sabattini R. A., Wilson M. G., Muzzachiodi N. y Dorsch A. F.. 1999. Guía para la caracterización de los agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 3:7-19.
- Sabattini R. A., Muzzachiodi N. y Dorsch A. F. 2002. Manual de prácticas de manejo del monte nativo. Universidad Nacional de Entre Ríos, Entre Ríos, Argentina, 56 pp.

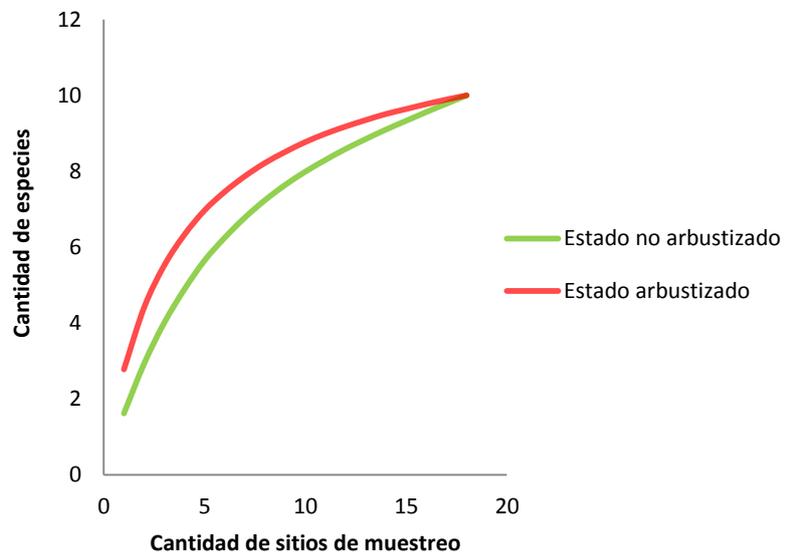
- Sabattini R. A. 2009. Informe 3. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Feliciano según las categorías de conservación. FCA UNER y la Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaría de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. Pp. 20.
- Sánchez-Lalinde C. y Pérez-Torres J. 2008. Uso de hábitat de carnívoros simpátricos en una zona de bosque seco tropical de Colombia. *Mastozoología neotropical* 15(1): 67-74.
- Sanders D., Nickel H., Grütznert T. and Platner C. 2008. Habitat structure mediates top-down effects of spiders and ants on herbivores. *Basic and Applied Ecology* 9(2): 152-160.
- Sauthier D. U. y Teta P. 2008. Reseña de "Lista comentada de las especies de mamíferos de la provincia de Entre Ríos, Argentina" de Norberto Muzzachodi. *Mastozoología Neotropical* 15 (1): 157-158.
- Schaefer J. M. and Hostetler M. E. 2003. The nine-banded Armadillo (*Dasypus novemcinctus*). University of Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, EDIS.
- Schieltz J. M. and Rubenstein D. I. 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know?. *Environmental Research Letters* 11(11): 113003.
- Schipper J, Chanson J. S., Chiozza F., Cox N. A., Hoffmann M., Katariya V., Lamoreux J., Rodrigues A. S. L., Stuart S. N., Temple H. J., Baillie J., Boitani L., Lacher T. E. Jnr, Mittermeier R. A., Smith A. T., Absolón D., Aguiar J. M., Amori G., Bakkour N., Baldi R., Berridge R. J., Bielby J., Black P. A., Blanc J. J., Brooks T. M., Burton J. A., Butynski T. M., Catullo G., Chapman R., Cokeliss Z., Collen B., Conroy J., Cooke J. G., da Fonseca G. A. B., Derocher A. E., Dublin H. T., Duckworth J. W., Emmons L., Emslie R. H., Festa-Bianchet M., Foster M., Foster S., Garshelis D. L., Gates C., Gimenez-Dixon M., Gonzalez S., Gonzalez-Maya J. F., Good T. C., Hammerson G., Hammond P. S., Happold D., Happold M., Hare J., Harris R. B., Hawkins C. E., Haywood M., Heaney L. R., Hedges S., Helgen K. M., Hilton-Taylor C., Hussain S. A., Ishii N., Jefferson T. A., Jenkins R. K. B., Johnston C. H., Keith M., Kingdon J., Knox D. H., Kovacs K. M., Langhammer P., Leus K., Lewison R., Lichtenstein G., Lowry L. F., Macavoy Z., Mace G. M., Mallon D. P., Masi M., McKnight M. W., Medellín R. A., Medici P., Mills G., Moehlman P. D., Molur S., Mora A., Nowell K., Oates J. F., Olech W., Oliver W. R. L., Oprea M., Patterson B. D., Perrin W. F., Polidoro B. A., Pollock C., Powel A., Protas Y., Racey P., Ragle J., Ramani P., Rathbun G., Reeves R. R., Reilly S. B., Reynolds J. E III, Rondinini C., Rosell-Ambal R. G., Rulli M., Rylands A. B., Savini S., Schank C. J., Sechrest W., Self-Sullivan C., Shoemaker A., Sillero-Zubiri C., De Silva N., Smith D. E., Srinivasulu C., Stephenson P. J., van Strien N., Talukdar B. K., Taylor B. L., Timmins R., Tirira D. G., Tognelli M. F., Tsytulina K., Veiga L. M., Vié J. C., Williamson E. A., Wyatt S. A., Xie Y., Young B. E. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322:225–230.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085 – AR. 117 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa. Inventario de campo de la región del

- Espinal. Distritos de Caldén y Ñandubay. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085-AR. 236 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS) y Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM) (eds.) (2019). Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Semper-Pascual A., Decarre J., Baumann M., Camino M., Di Blanco Y., Gómez-Valencia B. and Kuemmerle T. 2020. Using occupancy models to assess the direct and indirect impacts of agricultural expansion on species' populations. *Biodiversity and Conservation*.
- Sieg C. H. 1987. Small mammals: pests or vital components of the ecosystem. In: Eighth Great Plains wildlife damage control workshop proceedings, Rapid City, South Dakota, pp 88–92
- Simula M. 2009. Towards Defining Forest Degradation: Comparative Analysis of Existing Definitions. FAO. Forest Resources Assessment Programme, Working Paper 154, 59 pp.
- Sione S., Sabattini R. A., Ledesma S., Dorsch F. y Fortini C. 2006. Caracterización florística y estructural del estrato arbustivo de un monte en pastoreo. *Revista Científica Agropecuaria* 10:59-67.
- Ehlers Smith Y. C., Ehlers Smith D. A., Ramesh T. and Downs C. T. 2017. The importance of microhabitat structure in maintaining forest mammal diversity in a mixed land-use mosaic. *Biodiversity and Conservation* 26(10): 2361-2382.
- Soto-Shoender J. R., McCleery R. A., Monadjem A. and Gwinn D. C. 2018. The importance of grass cover for mammalian diversity and habitat associations in a bush encroached savanna. *Biological Conservation* 221: 127-136.
- Spahn E. 2013. Modelo de estados y transiciones para los bosques y pastizales del norte entrerriano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina. 184 pp.
- Sukma H. T., Di Stefano J., Swan M. and Sitters, H. 2019. Mammal functional diversity increases with vegetation structural complexity in two forest types. *Forest Ecology and Management* 433: 85-92.
- Stahlheber and D'Antonio. 2013. Using livestock to manage plant composition: A meta-analysis of grazing in California Mediterranean grasslands. *Biological Conservation* 157: 300-308.
- Stanton Jr R. A., Boone W. W., Soto-Shoender J., Fletcher Jr R. J., Blaum N. and McCleery R. A. 2017. Shrub encroachment and vertebrate diversity: A global meta-analysis. *Global Ecol Biogeogr.* 2017; 1–12.
- Symonds M. R. and Moussalli A. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65(1): 13-21.
- Tamburini D. M. 2016. La fauna silvestre en las estrategias de reproducción social de los campesinos del Chaco Seco de la provincia de Córdoba (Argentina). Tesis doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 307 pp.
- Tasi H., M., Wilson M., Schulz G., Indelángelo N. and Bedendo D. 2007. Uso de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos. En *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*, Caviglia O. P., Paparotti O. F. y Sasal M. C. (eds.). Ediciones INTA. 16 pp.
- Tellarini J. F., Cirignoli S., Aprile G., Sobral Zotta N., Varela D., Maranta A., Fracassi N., Lartigau B. y Gómez Villafañe I. 2019. Axis axis. En: SAyDS–SAREM (eds.)

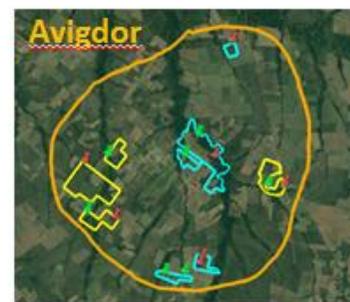
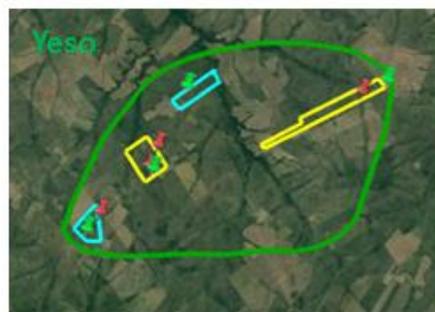
- Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Thornton D. H., Branch L. C. and Sunquist M. E. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications* 21(6): 2324–2333.
- Trillo C., Arias Toledo B. y Colantonio S. E. 2016. Uso y percepción del bosque por pobladores de diferente tradición cultural de la Laguna de Mar Chiquita, Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 26: 007-016.
- UICN 2020. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2020-3 . <https://www.iucnredlist.org>. Descargado el 13/10/2020.
- Vaccaro O. y Canevari M. Con colaboración de Gustavo Carrizo. 2007. Guía de Mamíferos del Sur de América del Sur. 1ª. Ed. – Buenos Aires: L.O.L.A.. 424p. ISBN 978-950-9725-81-2. En: Administración de Parques Nacionales. Sistema de Información de Biodiversidad. sib.gob.ar
- Vang Rasmussen L., Watkins C. and Agrawal A. 2017. Forest contributions to livelihoods in changing agriculture-forest landscapes. *Forest Policy and Economics* 84: 1-8.
- Varela D., Abba A. M. y Superina M. 2019. *Dasybus novemcinctus*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Venter O., Meijaard E., Possingham H., Dennis R., Sheil D., Wich S., Hovani L. and Wilson K. 2009. Carbon payments as a safeguard for threatened tropical mammals. *Conservation Letters* 2: 123–129.
- Vergara P. M., Rivera-Hutinel A., Farías A. A., Cofré H., Samaniego H. y Hahn I. J. 2014. ¿Cómo responden los animales del bosque a las perturbaciones antropogénicas. *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable* 8: 235-254.
- Goulart F. V. B., Cáceres N. C., Graipel M. E., Tortato M. A., Ghizoni Jr I. R. and Oliveira-Santos L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74(3): 182-190.
- Villareal H. M., Álvarez M., Córdoba-Córdoba S., Escobar F., Fagua G., Gast F., ... and Umaña A. M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. 238 pp.
- Villarreal D., Kenneth L. Clark, Branch L. C., Hierro J. L., and Machicote M. 2008. Alteration of ecosystem structure by a burrowing herbivore, the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*). *Journal of Mammalogy* 89(3): 700–711.
- Wearn O. R., Rowcliffe J. M., Carbone C., Bernard H. and Ewers R. M. 2013. Assessing the status of wild felids in a highly-disturbed commercial forest reserve in Borneo and the implications for camera trap survey design. *PLoS One* 8(11): e77598.
- Wilson M., y Sabattini R. 2001. Sustentabilidad de los agroecosistemas de montes de Entre Ríos: revisión crítica y modelos conceptuales. *Revista Facultad de Agronomía* 21(2):117-128.
- Whitworth A., Beirne C., Huarcaya R. P., Whittaker L., Serrano Rojas S. J., Tobler M. W. and MacLeod R. 2019. Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. *Diversity and Distributions* 25:1166–1178.
- Zak M. R., Cabido M. and Hodgson J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological conservation* 120(4): 589-598.

Zimbres B., Peres C. A. y Machado R. B. 2017. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation* 206: 283-292.

Anexo 4.1. Curva de acumulación de especies (nº) para los estados de bosque no arbustizados y arbustizados presentes en el noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. Las especies fueron acumuladas de acuerdo al aumento del esfuerzo de muestreo (cantidad de sitios).



Anexo 4.2. Distribución de los sitios de muestreo (n=36) dentro de los predios ganaderos (n=15), ubicados en tres zonas (La Paz, Yeso y Avigdor) del departamento La Paz, Entre Ríos. Se incluye ejemplo de selección de sitios para la primera sesión de muestreo dentro de la zona "Avigdor".



Predios ganaderos



Sitio de muestreo arbustizado

Sitio de muestreo no arbustizado



Selección sistemática de sitios de muestreo

Anexo 4.3. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la riqueza de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes. Delta AIC: diferencia entre cada modelo y el modelo con menor AIC. Peso Akaike: medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. R² marginal (R²m): varianza explicada por factores fijos. R² condicional (R²c): varianza explicada por factores fijos y aleatorios. IC 95%: intervalos de confianza (IC) del 95%. P: significancia estadística (<0,05)

| Modelo con variables predictoras de la riqueza de especies nativas y exóticas | $\Delta AICc$ | Peso Akaike | PTI | IC 95% | p | R^2_m | R^2_c |
|--|---------------|-------------|------|-------------|--------|---------|---------|
| <i>Variables de vegetación</i> | | | | | | | |
| Estado de bosque | 0.00 | 0.324 | 2.78 | 2.11 – 3.67 | | 14.3 | 14.3 |
| Estado de bosque arbustizado | | | 0.58 | 0.37 – 0.92 | <0.001 | | |
| Estado de bosque no arbustizado | | | | | 0.02 | | |
| Cobertura arbustiva | 2.51 | 0.092 | | | | | |
| Estado de bosque + Altura árboles adultos | 2.55 | 0.090 | | | | | |
| Estado de bosque + Densidad de árboles adultos | 2.72 | 0.083 | | | | | |
| Estado de bosque + Altura estratos herbáceo y arbustivo | 2.83 | 0.079 | | | | | |
| Estado de bosque + Complejidad estructural | 2.85 | 0.078 | | | | | |
| | 2.94 | 0.074 | | | | | |
| Altura árboles adultos | 3.94 | 0.045 | | | | | |
| Complejidad estructural | 4.11 | 0.041 | | | | | |
| Altura estratos herbáceo y arbustivo | 4.89 | 0.028 | | | | | |
| Densidad de árboles adultos | 5.23 | 0.024 | | | | | |
| Altura estrato herbáceo | 5.61 | 0.020 | | | | | |
| DAP árboles adultos | 5.65 | 0.019 | | | | | |
| Estado de bosque + Altura árboles adultos + DAP árboles adultos | 11.49 | 0.001 | | | | | |
| Estado de bosque + Altura árboles adultos + DAP árboles adultos + Estado de bosque*Altura árboles adultos+Estado de bosque*DAP árboles adultos | 11.49 | 0.001 | | | | | |
| <i>Variables de presión antrópica (Cacería)</i> | | | | | | | |
| | 0.00 | 0.712 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana | 2.24 | 0.232 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana + Predios habitados + Distancia localidad más cercana * Predios habitados | 5.11 | 0.055 | | | | | |
| <i>Variables de interacción Estado de bosque y Coberturas de suelo circundantes</i> | | | | | | | |
| | 0.00 | 0.491 | | | | 0 | |
| Cantidad de coberturas | 1.93 | 0.187 | | | | | |
| Proporción de bosque | 2.25 | 0.159 | | | | | |
| Proporción de coberturas naturales | 2.81 | 0.120 | | | | | |
| Estado de bosque + Proporción de bosque + Estado de bosque*Proporción de bosque | 6.08 | 0.023 | | | | | |
| Estado de bosque + proporción de coberturas naturales + Estado de bosque*Proporción de coberturas naturales | 6.58 | 0.018 | | | | | |

Anexo 4.4. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la frecuencia de captura (abundancia relativa) de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes. Delta AIC: diferencia entre cada modelo y el modelo con menor AIC. Peso Akaike: medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. R² marginal (R²m): varianza explicada por factores fijos. R² condicional (R²c): varianza explicada por factores fijos y aleatorios. IC 95%: intervalos de confianza (IC) del 95%. P: significancia estadística (<0,05)

| Modelos con variables predictoras de la frecuencia de captura de especies nativas y exóticas | $\Delta AICc$ | Peso Akaike | PTI | IC 95% | P | R^2_m | R^2_c |
|--|---------------|-------------|-------|---------------|--------|---------|---------|
| <i>Variables de vegetación</i> | | | | | | | |
| Estado de bosque | 0.00 | 0.335 | | | | 19.1 | 95.8 |
| Estado de bosque arbustizado | | | 18.91 | 11.62 – 30.79 | <0.001 | | |
| Estado de bosque no arbustizado | | | 0.38 | 0.19 – 0.74 | 0.004 | | |
| Estado de bosque + Altura árboles adultos | | | | | | | |
| Cobertura arbustiva | 2.60 | 0.109 | | | | | |
| Cobertura arbustiva | | | 1.02 | 1.00 – 1.03 | 0.021 | 12.9 | 96.0 |
| Estado de bosque + Densidad de árboles adultos | 2.76 | 0.101 | | | | | |
| Estado de bosque + Complejidad estructural vertical | 2.80 | 0.104 | | | | | |
| Estado de bosque + DAP árboles adultos | | | | | | | |
| Estado de bosque + Altura estratos herbáceo y arbustivo | 3.08 | 0.090 | | | | | |
| Altura árboles adultos | | | | | | | |
| Sin variables predictoras | 4.59 | 0.042 | | | | | |
| Complejidad estructural vertical | 4.70 | 0.040 | | | | | |
| Altura estratos herbáceo y arbustivo | 5.14 | 0.032 | | | | | |
| Altura estrato herbáceo | 6.10 | 0.020 | | | | | |
| DAP árboles adultos | 6.52 | 0.016 | | | | | |
| Densidad de árboles adultos | 7.46 | 0.010 | | | | | |
| Estado de bosque + Altura árboles adultos + DAP árboles adultos + Estado de bosque*Altura árboles adultos+Estado de bosque*DAP árboles adultos | 11.13 | 0.002 | | | | | |
| <i>Variables de presión antrópica (Cacería)</i> | | | | | | | |
| Sin variables predictoras | 0.00 | 0.721 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana | 2.36 | 0.222 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana + Predios habitados + Distancia localidad más cercana * Predios habitados | 5.06 | 0.057 | | | | | |
| <i>Variables de interacción Estado de bosque y Coberturas de suelo circundantes</i> | | | | | | | |
| Cantidad de coberturas de suelo | 0.00 | 0.541 | | | | 15.0 | 96.0 |
| Cantidad de coberturas de suelo | | | 1.85 | 1.09 – 3.14 | 0.023 | | |
| Sin variables predictoras | 1.78 | 0.222 | | | | | |
| Proporción de bosque | 3.05 | 0.118 | | | | | |
| Proporción de coberturas naturales | 4.71 | 0.051 | | | | | |
| Estado de bosque + Proporción de bosque + Estado de bosque*Proporción de bosque | 5.11 | 0.042 | | | | | |
| Estado de bosque + proporción de coberturas naturales + Estado de bosque*Proporción de coberturas naturales | 6.16 | 0.025 | | | | | |

Anexo 4.5. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la riqueza de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes presumiblemente cazadas. Delta AIC: diferencia entre cada modelo y el modelo con menor AIC. Peso Akaike: medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. R² marginal (R²m): varianza explicada por factores fijos. R² condicional (R²c): varianza explicada por factores fijos y aleatorios. IC 95%: intervalos de confianza (IC) del 95%. P: significancia estadística (<0,05)

| Modelos con variables predictoras de la riqueza de especies posiblemente cazadas | $\Delta AICc$ | Peso Akaike | PTI | IC 95% | p | R^2_m | R^2_c |
|---|---------------|-------------|-----|--------|---|---------|---------|
| Sin variables predictoras | 0.00 | 0.342 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana | 0.16 | 0.315 | | | | | |
| Distancia a camino | | 0.203 | | | | | |
| Distancia a vivienda | | 0.112 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana + Predios habitados + Distancia localidad más cercana * Predios habitados | 5.89 | 0.018 | | | | | |
| Distancia a camino + Predios habitados + Distancia a camino * Predios habitados | | 0.010 | | | | | |

Anexo 4.6. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de variables predictoras sobre la frecuencia de captura (abundancia relativa) de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes presumiblemente cazadas. Delta AIC: diferencia entre cada modelo y el modelo con menor AIC. Peso Akaike: medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. R² marginal (R²m): varianza explicada por factores fijos. R² condicional (R²c): varianza explicada por factores fijos y aleatorios. IC 95%: intervalos de confianza (IC) del 95%. P: significancia estadística (<0,05)

| Modelos con variables predictoras de la frecuencia de captura de especies posiblemente cazadas | $\Delta AICc$ | Peso Akaike | PTI | IC 95% | p | R^2_m | R^2_c |
|---|---------------------------------|--------------------|------------|---------------|----------|---------------------------|---------------------------|
| Sin variables predictoras | 0.00 | 0.418 | | | | | |
| Distancia a camino | 1.06 | 0.246 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana | 1.58 | 0.190 | | | | | |
| Distancia a vivienda | 2.57 | 0.116 | | | | | |
| Distancia localidad más cercana + Predios habitados + Distancia localidad más cercana * Predios habitados | 6.18 | 0.019 | | | | | |
| Distancia a camino + Predios habitados + Distancia a camino * Predios habitados | 7.16 | 0.012 | | | | | |

Anexo 4.7. Modelos estadísticos utilizados para evaluar la relación de la variable predictora 'carga ganadera' sobre la frecuencia de captura (abundancia relativa) de especies nativas y exóticas de mamíferos medianos y grandes, exceptuando a las especies de zorros (*Lycalopex gymnocercus* y *Cerdocyon thous*). Delta AIC: diferencia entre cada modelo y el modelo con menor AIC. Peso Akaike: medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. R² marginal (R²m): varianza explicada por factores fijos. R² condicional (R²c): varianza explicada por factores fijos y aleatorios. IC 95%: intervalos de confianza (IC) del 95%. P: significancia estadística (<0,05)

| Modelos con variables predictoras de la frecuencia de captura de especies nativas (exceptuando las de zorros) | $\Delta AICc$ | Peso Akaike | PTI | IC 95% | p | R^2_m | R^2_c |
|--|---------------|-------------|-------|--------|---|---------|---------|
| Sin variables explicativas | | 0.00 | 0.718 | | | | |
| Frecuencia de captura de ganado | | 1.87 | 0.282 | | | | |

Consideraciones finales y perspectivas

La pérdida y la degradación de los ecosistemas afecta simultáneamente dimensiones ecológicas y sociales (IPBES, 2018). Consecuentemente, la solución a los desafíos ambientales requiere del abordaje de la naturaleza como un sistema humano-natural acoplado (Carpenter et al., 2009), en donde se reconozca tanto al ser humano como un factor de perturbación sobre el ecosistema, como también la dependencia del bienestar humano en función de la salud de los ecosistemas (Helne y Hirvilammi, 2015). De este modo, es crucial que las evaluaciones de sustentabilidad surjan de procesos que representen una pluralidad de valoraciones (Garnåsjordet et al., 2012), no solo basadas en conocimiento académico sino también de otros actores sociales (AS) (Tengo et al., 2014; Díaz et al., 2015a; Pascual et al., 2017). Por ejemplo, reconociendo las relaciones y percepciones de AS que poseen vínculos sociales o productivos con los agroecosistemas (Quetier et al., 2007; Cáceres et al., 2015; Mastrangelo, 2018). A su vez, lo anterior requiere de la integración de ese conocimiento interdisciplinario a políticas públicas y marcos institucionales holísticos para la sustentabilidad (Horan et al., 2011; Díaz et al., 2015b).

Los bosques del Espinal, incluidos los del centro-norte de Entre Ríos, cumplen un rol fundamental para la conservación de la biodiversidad (Arturi, 2005; Di Giácomo et al., 2007) y el desarrollo de actividades económicas, como la ganadería (Sabattini et al., 1999; Casermeiro et al., 2003; Tasi et al., 2007). A pesar de su importancia, actualmente se encuentran fuertemente afectados por procesos de deforestación, fragmentación y degradación (Muñoz et al., 2005; SAyDS, 2007; Calamari et al., 2018; Nanni et al., 2020). En este contexto, bajo la necesidad conceptual y práctica de integrar los elementos naturales y humanos de las problemáticas ambientales en sistemas socio-ecológicos-productivos, esta tesis abordó dimensiones ecológicas y sociales del bosque nativo del Espinal de la provincia de Entre Ríos y la relación de ambas dimensiones con su degradación.

Con la premisa de contribuir con la interfaz investigación-gestión del Espinal entrerriano, se reconocieron los AS vinculados a estos socio-ecosistemas, y se analizaron las perspectivas de dos AS clave para su gestión (ganaderos y especialistas) sobre las contribuciones y el aporte a su calidad de vida de los bosques, su relación con estados fisonómico-florísticos asociados con la degradación ecológica y el contexto político-institucional vinculado a su manejo y conservación. Paralelamente, se identificaron parámetros de estructura y composición de la comunidad de los mamíferos medianos y grandes presente en áreas de bosques utilizadas para ganadería, y se dilucidaron factores ecológicos (centralmente asociados a la degradación del bosque) y antrópicos relacionados con estos parámetros. A continuación, se sintetizan las principales conclusiones de los aspectos sociales y ecológicos indagados en los tres capítulos vinculados con las investigaciones desarrolladas (capítulos 2, 3 y 4). Finalmente, en el presente capítulo, se proponen aportes específicos de esta tesis para apuntalar la interfaz investigación-gestión del Espinal entrerriano, tanto para las ciencias agropecuarias como para el manejo ambiental en general.

La relevancia de los bosques del Espinal

Los bosques del Espinal entrerriano que forman parte de sistemas ganaderos son importantes para múltiples grupos socio-culturales, incluyendo ganaderos y especialistas, aun cuando se diferencian entre sí por sus características socio-demográficas (actividad económica, lugar de residencia, nivel educativo), relaciones e intereses sobre este agroecosistema. En este caso particular, ambos AS (ganaderos y especialistas) comparten apreciaciones acerca de las contribuciones que provee el bosque nativo integrado a sistemas ganaderos y los aportes a su calidad de vida. Entre éstas, se remarcan que el bosque es proveedor de múltiples contribuciones materiales (por ejemplo, asociados a la alimentación humana y animal), no materiales (por ejemplo, que aportan a experiencias psicológicas y físicas) y de regulación (por ejemplo, relacionados a la creación y mantenimiento de hábitat para especies silvestres y domésticas) (capítulo 2). Del mismo modo que, considerados en su conjunto, estos AS opinan que las contribuciones más importantes que ofrece el bosque son los de regulación, entre los que se destacan aquellos asociados a procesos climáticos como la purificación del aire y regulación del clima (captación de carbono y regulación de temperatura y eventos extremos), y la conservación

de la biodiversidad; seguido por el conjunto de contribuciones no materiales, fundamentalmente la belleza paisajística provista por el bosque (capítulo 3). Finalmente, el mayor aporte del bosque hacia su calidad de vida, corresponde a su salud física y mental (capítulo 3). En su conjunto, estos resultados evidencian que los bosques del Espinal utilizados para ganadería comercial extensiva son reconocidos por su papel como fuente de contribuciones para la sociedad en general y un albergue para la biodiversidad, resaltando que AS que dependen estrechamente del bosque para su sustento económico también lo valoran más allá de sus usos instrumentales. Esta perspectiva representaría una oportunidad para promocionar estrategias productivas que rompan con la dicotomía de producción versus conservación, ya que tanto ganaderos como especialistas reconocen múltiples razones para el cuidado de la biodiversidad en su contexto socio-productivo.

A su vez, la cercanía y los tipos de relación que cada AS posee con el bosque inciden sobre los valores que asignan a sus contribuciones y en la percepción de los aportes de este socio-ecosistema sus aspectos de calidad de vida. En este sentido, los ganaderos, quienes poseen una relación de contacto frecuente (en muchos casos permanente) y dependencia directa con el bosque (en primera medida por la actividad ganadera, pero también por otras actividades de uso y recreativas), percibieron mayores contribuciones del bosque sobre todos los aspectos de su calidad de vida, con diferencias marcadas con respecto a los especialistas en cuanto a su modo de vida, su seguridad energética (calefacción) y económica (ingresos económicos). De hecho, una mayor relación e interacción con el bosque, a través de las actividades realizadas en él, el conocimiento sobre sus beneficios y la residencia en zonas rurales, incidiría en una mayor valoración de las contribuciones y el aporte al bienestar (capítulo 3). Estas diferencias deberían ser consideradas en la gestión y manejo del Espinal entrerriano. Por ejemplo, para maximizar la operatividad de procesos como el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN), sería relevante incorporar la perspectiva de usuarios que le dan múltiples usos al bosque, ya que afecta su relación y valoración del mismo. Hasta ahora, el OTBN ha sido realizado exclusivamente bajo aspectos técnicos (Maldonado et al., 2012) sin contemplar la perspectiva de otros AS relevantes (SAyDS, 2014; Di Pangraccio y Cáceres, 2020). Finalmente, cabe recordar que los productores ganaderos familiares, aun constituyendo un AS clave, son uno de los AS vinculados a los bosques nativos del Espinal. Consecuentemente, para tener una noción más amplia de la relevancia social de los

bosques nativos del Espinal, sería necesario en el plano investigativo y operativo reconocer las relaciones e intereses de otros AS vinculados a los bosques nativos del Espinal. Especialmente de los productores ganaderos no familiares, quienes son los principales propietarios, usuarios y decisores sobre los bosques en esta ecorregión.

La percepción social de la degradación de los bosques

Los modelos actuales de degradación de los bosques del Espinal describen sus atributos ecológicos centralmente de acuerdo a su incidencia en la productividad ganadera (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013). Desde la perspectiva de los ganaderos y los especialistas, la degradación de estos bosques no sólo implica modificaciones fisonómico-florísticas que afectan a la producción ganadera, sino también la pérdida o reducción de múltiples beneficios sociales (Ghazoul et al., 2015; IPBES, 2018). En primer lugar, se debe destacar que el conocimiento ‘local’ (de los ganaderos) y el conocimiento ‘científico’ (de los especialistas) son coincidentes en que los estados del bosque clasificados como menos degradados por los modelos de referencia tienen una mayor capacidad de proveer el conjunto de beneficios identificados por ellos, mientras que la menor capacidad de provisión la tienen los estados identificados como más degradados (capítulo 2). Asimismo, los resultados indican que la degradación afectaría en mayor medida a los AS más relacionados con bosques, ya que los ganaderos en contacto con estados más degradados otorgan menos importancia a los beneficios no materiales (por ejemplo, belleza paisajística), y simultáneamente perciben una menor contribución a su calefacción (por menor disponibilidad de leña) (capítulo 3). En síntesis, internalizar la dependencia del bienestar humano sobre la salud de los ecosistemas (Helne y Hirvilammi, 2015), requiere que los planes de manejo de los bosques del Espinal contemplen que el estado menos degradado, caracterizado por un estrato arbóreo semi-maduro, la presencia de renovales y una cobertura arbustiva inferior al 20%, constituye una meta deseable desde el punto de vista de la producción ganadera y la provisión de beneficios, en contraposición al estado más degradado, constituido por un estrato arbóreo bajo y una cobertura arbustiva superior al 25%.

Dado que los factores antrópicos tienen un rol central en la configuración de los estados de la vegetación del bosque (Spahn, 2013), cabe mencionar que, de acuerdo a lo

indagado en este estudio, los ganaderos vincularon primordialmente las características fisonómicas-florísticas de cada estado del bosque nativo con factores naturales (por ejemplo, topografía, especies propias del lugar), otorgando menor importancia a los factores antrópicos (por ejemplo, intensidad del pastoreo, tala selectiva, desmonte, quema) (capítulo 2). Esta perspectiva de los ganaderos sobre la incidencia de las acciones antrópicas en la degradación de los bosques nativos tiene implicancias para su manejo y conservación, ya que para modificar los comportamientos que provocan las tendencias actuales de degradación es prioritario que estos AS comprendan la incidencia de sus acciones sobre la degradación del bosque y, en consecuencia, sobre la capacidad de proveer beneficios.

Conocimientos y percepciones sobre el contexto político-institucional vinculado a la conservación del Espinal entrerriano

El contexto político-institucional de la provincia de Entre Ríos ha exhibido dificultades para abordar los procesos de deforestación, fragmentación y degradación que enfrenta el Espinal entrerriano y también para integrar la conservación con los sistemas agropecuarios. Un reflejo de esto es que el OTBN de Entre Ríos, a través de la ley N° 10.284, fue uno de los últimos en ejecutarse a nivel nacional (Minaverri, 2013; Di Pangraccio y Cáceres, 2020) y no incluyó las perspectivas de algunos AS relevantes para la conservación y el manejo (Maldonado et al., 2012). Adicionalmente, la autoridad de aplicación presenta dilaciones en la ejecución de los planes de Manejo y Conservación aprobados y financiados por la Dirección Nacional de Bosque (Diario El Argentino, 2019). Estos problemas pueden afectar negativamente la legitimidad social del OTBN en sí mismo (Seghezzi et al., 2011; Aguiar et al., 2018) y resultar en su incumplimiento (Quispe Merovich y Lottici, 2011).

Las evidencias presentadas en esta tesis (capítulo 2) reflejan que, aun con diferencias en el nivel de conocimiento sobre las normativas (como se predecía, mayor conocimiento en el caso de los especialistas en relación a los ganaderos), la perspectiva negativa de los ganaderos y los especialistas sobre el cumplimiento de los objetivos de OTBN en la provincia de Entre Ríos se condice con los evidencias cuantitativas de su funcionamiento. Por ejemplo, a pesar de reducirse la tasa de deforestación, en la década

posterior a la sanción de la Ley Nacional hubo una pérdida de superficie boscosa del 9,3% (132.098 ha), de la cual en su mayoría correspondió a las categorías prioritarias de conservación (MAyDS, 2016; MAyDS, 2017). Cabe mencionar que los factores descritos por los AS abarcados en este trabajo como los principales determinantes del incumplimiento del OTBN, coinciden con los que afectan también a otras jurisdicciones provinciales: a) baja sanción por incumplimiento de las normas (Minaverri, 2016; Aguiar et al., 2018); b) alta rentabilidad de las producciones agrícolas intensivas (por ejemplo, cultivo de soja); c) mayor preferencia de cambio de uso de la tierra por parte de grandes productores agropecuarios; y d) desregulación de los organismos gubernamentales (Silvetti et al., 2013). Asimismo, la interacción limitada que expresan tener los ganaderos con las instituciones encargadas de la implementación de políticas públicas ambientales, es una situación que dificulta el abordaje del manejo y conservación del bosque. Estas fallas que presentaría el contexto político-institucional para el cumplimiento del OTBN en la provincia de Entre Ríos repercuten, simultáneamente, sobre el proceso de deforestación y degradación y, por ende, sobre la capacidad del Espinal para proveer contribuciones en sus sistemas ganaderos-forestales.

El manejo integrado del bosque con la ganadería y los mamíferos

Las políticas públicas nacionales para promover la conservación de la biodiversidad y las actividades productivas desarrolladas en bosques nativos, incluido el Manejo del Bosque con la Ganadería Integrada (MBGI), se han concentrado en generar indicadores socio-económicos, productivos y del componente vegetal (Carranza et al., 2015). Este estudio ha hecho un esfuerzo de poner en foco también a los mamíferos medianos y grandes que habitan los bosques del Espinal que forman parte de predios ganaderos (capítulo 4). Además, aporta información actualizada para una región escasamente estudiada en lo que respecta a su biodiversidad, particularmente su mastofauna (Sauthier y Teta, 2008). En función de los resultados obtenidos en este trabajo, las áreas de bosques con actividad ganadera que presentan coberturas arbustivas superiores al 25% (consideradas ‘degradadas’ desde la perspectiva ganadera), favorecerían la diversidad de los mamíferos medianos y grandes (riqueza de especies y abundancia de individuos). Por lo cual, los modelos de clasificación florístico-productiva del Espinal entrerriano usados en el manejo silvopastoral actual, que consideran como eje central de la degradación el

aumento de la cobertura arbustiva, se relacionarían de manera inversa con el estado de conservación de la mastofauna de talla media y grande.

Los efectos locales negativos de la vegetación sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes (de acuerdo a las evidencias desprendidas, una baja cobertura arbustiva) podrían verse morigerada por la presencia de múltiples coberturas de suelo circundante a las áreas de bosque, que resultan favorables para la diversidad de la mastofauna de talla media y grande presente en las áreas de bosques de los predios ganaderos. De acuerdo a lo esperado por la ecología del paisaje (Vergara et al. 2014), y lo hallado en este trabajo, la abundancia del conjunto de las especies de la mastofauna de talla media y grande (incluyendo especies nativas y exóticas) se asociaría positivamente con el incremento de las coberturas de suelo de ecosistemas naturales (bosques, pastizales-sabanas, pastizales húmedos y cuerpos de agua) y agroecosistemas (pasturas ganaderas y cultivos) circundantes a las áreas de bosques (capítulo 4). Sin embargo, para aumentar la comprensión acerca de la incidencia de este factor sobre la mastofauna, sería necesario en futuros estudios ahondar en aspectos específicos vinculados a la interacción de las especies particulares con las coberturas de suelo circundante, como la complementariedad espacio-temporal.

Consideraciones finales para la gestión del Espinal entrerriano

El concepto de servicios ecosistémicos surge con el objeto de poner en la agenda ambiental el vínculo entre el funcionamiento de los ecosistemas (aspectos ecológicos) con el bienestar de las personas (aspecto social, Fisher et al., 2009; Gómez-Baggethun et al., 2010; Menzel y Teng, 2010). Este estudio hizo un esfuerzo por reflejar la perspectiva de AS sobre la contribución de los bosques del Espinal sobre su calidad de vida (Cruz-García et al., 2017; Huu Loc et al., 2018) y la incidencia de su degradación sobre la calidad de vida de las personas (Agarwala et al., 2014; King et al., 2014). Las evidencias reflejan que tanto los especialistas como los ganaderos perciben impactos negativos de la degradación ecológica del Espinal, fundamentalmente a través de la disminución de la capacidad de proveer contribuciones y, por ende, de aportar a su calidad de vida. Por lo tanto, se refuerza la necesidad de posicionar este problema en la agenda pública como un problema ‘socio-ecológico’, que va más allá de los dominios económicos o ecológicos, para lograr una

gestión integral que anticipe y revierta estos procesos. Para eso, sería útil y necesario una mayor interacción entre la institucionalidad ‘ambiental’ y ‘agropecuaria’ y los ganaderos, lo cual posibilite enfocar esfuerzos en conservar las áreas de bosque menos degradadas, es decir, aquellas percibidas por presentar mayores capacidades de proveer contribuciones productivas y sociales. Simultáneamente, sería perentorio que el contexto político-institucional revierta la pérdida de las áreas de bosque prioritarias de conservación, mediante la aplicación efectiva del ordenamiento de los bosques. Por su parte, en el plano de las investigaciones científicas, la realización de evaluaciones socio-culturales y biofísicas unificadas, que vinculen de modo más claro y directo el impacto de la degradación sobre las personas, contribuirían a comprender mejor la incidencia de la degradación sobre las contribuciones y el bienestar y, en consecuencia, anticiparse y/o revertir los procesos de degradación. Finalmente, estudios enfocados en el comportamiento de los ganaderos, permitirían ahondar en el entendimiento de las causas que determinan las decisiones de manejo que se toman en el bosque.

Simultáneamente, para reforzar procesos que compatibilicen las actividades productivas y la conservación biológica, sería importante que en la formulación de planes de manejo del bosque con actividades productivas se contemple la presencia de algunas áreas de bosque con coberturas arbustivas superiores al 25% y de múltiples coberturas de suelo circundante a las áreas de bosque, como estrategia para favorecer la diversidad de mamíferos medianos y grandes en estos paisajes socio-productivos. Como se ha reconocido en esta tesis, el grado de cobertura arbustiva del bosque determinaría una relación inversa entre la conservación de la mastofauna y la capacidad percibida de proveer contribuciones (aunque esta capacidad también se conjuga con otros atributos como la altura del estrato arbóreo). Por lo cual, se presenta el desafío de compatibilizar aspectos socio-productivos y conservación de la biodiversidad. En este sentido, propuestas de manejo y conservación de los bosques nativos que promueven la presencia de áreas con distintas cobertura de plantas arbustivas y la conectividad espacial de los bosques, como el MBGI, se presentan como promisorias para lograr estos compromisos.

Finalmente, la profundización del conocimiento de las comunidades de mamíferos medianos y grandes que pretendan esclarecer la incidencia de la cantidad de ganado, la presión de cacería, la proporción de bosques y coberturas naturales sobre sus especies,

favorecería el diseño e implementación de prácticas de manejo más amigables con el ambiente. Estos estudios permitirían, también, contribuir a clarificar los factores que pueden haber incidido en la baja abundancia de algunas especies de mamíferos medianos y grandes registradas en este estudio, como la vizcacha (*Lagostomus maximus*), el gualacate (*Euphractus sexcintus*) y la comadreja (*Didelphis albiventris*), y la ausencia de registros de especies que presumiblemente podrían estar habitando en la región, como el hurón menor (*Galictis cuja*), la mulita pampeana (*Dasypus hybridus*), el puma (*Puma concolor*).

Bibliografía

- Agarwala M., Atkinson G., Fry B. P., Homewood K., Mourato S., Rowcliffe J. M., Wallace G. and Milner-Gulland E. J. 2014. Assessing the relationship between human well-being and ecosystem services: A review of frameworks. *Conservation and Society* 12(4): 437–449.
- Aguiar S., Mastrangelo M. E., García Collazo M. A., Camba Sans G. H., Mosso C. E., Ciuffoli L., ... y Verón S. R. 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción?: Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral* 28 (2): 400-417.
- Arturi M. 2005. Situación ambiental en la ecorregión Espinal. En *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), Buenos Aires, pp. 241-246.
- Cáceres D. M., Tapella E., Quétier F. and Díaz S. 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society* 20(1): 62.
- Calamari N. C., Vilella F. J., Sica Y. V. and Mercuri P. A. 2018. Patch and landscape responses of bird abundance to fragmentation in agroecosystems of east-central Argentina. *Avian Conservation and Ecology* 13(2): 3.
- Casermeyro J., Spahn E., Bendersky D., Schlund P., Revora M., and Chiapino B. 2003. Diagnóstico del estado y uso de los recursos naturales de pequeños productores del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 7(2): 29-35.
- Carpenter S. R., Mooney H. A., Agard J., Capistrano D., Defries R. S., Díaz S., Dietz T., Duraiappah A. K., Oteng-Yeboah A., Pereira H. M., Perrings C., Reid W. v, Sarukhan J., Scholes R. J. and Whyte A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNA* 106(5): 1305-1312.
- Cruz-García G. S., Sachet E., Blundo-Canto G., Vanegas M., and Quintero M. 2017. To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America? *Ecosystem Services* 25: 201–212.
- Díaz S., Demissew S., Joly C., Lonsdale W. M. and Larigauderie A. 2015a. A Rosetta Stone for Nature’s Benefits to People. *PLoS Biology* 13(1): 1-8.
- Díaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J. R., Arico S., Báldi A., Bartuska A., Baste I. A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K. M. A., Figueroa V. E., Duraiappah A., Fischer M., Hill R., ... Zlatanova D. 2015b. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1–16.
- Diario El Argentino 2019. Se reactiva la ley de bosques en Entre Ríos. En *Diario El Argentino*. Gualeguaychú, Argentina. Diciembre 13.
- Di Giacomo A. S., De Francesco M. V. y Coconier E. G. (editores). 2007. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios Prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Temas de Naturaleza y Conservación. Aves Argentinas/Asociación ornitológica del Plata*, Buenos Aires. 514 pp.
- Di Pangraccio, A., and N. A. Cáceres. 2020. Diagnóstico actualizado del estado de implementación Ley n° 26331. 1a ed. Ciudad Autónoma Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina; Fundación Ambiente y Recursos Naturales. 108 pp.
- Fisher B., Turner R. K. y Morling P. 2009) Definición y clasificación de los servicios ecosistémicos para la toma de decisiones. *Economía ecológica* 68 (3): 643-653.

- Garnåsjordet P., Aslaksen I., Giampietro M., Funtowicz S. and Ericson T. 2012. Sustainable Development Indicators: From Statistics to Policy. *Env. Pol. Gov.* 22: 322–336.
- Ghazoul, J., Z. Burivalova, J. Garcia'Ulloa, and L. A. King. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 622-632.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P. L. and Montes C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69(6): 1209–1218.
- Helne T. and Hirvilammi T. 2015. Wellbeing and Sustainability: A Relational Approach. *Sustainable Development*, 23(3): 167–175.
- Horan R., Fenichelb E., Druryc K. and Lodge D. 2011. Managing ecological thresholds in coupled environmental–human systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108: 7333-7338.
- Huu Loc H. H., Diep N. T. H., Tuan V. T., and Shimizu, Y. 2018. An analytical approach in accounting for social values of ecosystem services in a Ramsar site: A case study in the Mekong Delta, Vietnam. *Ecological Indicators* 89: 118–129.
- IPBES. 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pp.
- King M. F., Renó V. F., and Moraes Novo E. M. L. 2014. The Concept, Dimensions and Methods of Assessment of Human Well-Being within a Socioecological Context: A Literature Review. In *Social Indicators Research* 116 (3): 681–698.
- Maldonado F. D., Sione W. F. y Aceñolaza P. G. 2012. Mapeo de desmontes en áreas de bosque nativo de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ambiência*, 8(4): 523-532.
- Mastrangelo, M. E. 2018. Aproximaciones al estudio del comportamiento de los productores agropecuarios en el Chaco Seco. *Ecología Austral* 28:418-434.
- Menzel S. and Teng J. 2010. Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science. *Conservation Biology* 24(3): 907–909.
- Minaverry C. M. y Gally T. 2013. La implementación de la protección legal de los bosques nativos en Argentina. *Pensamiento Jurídico* 35: 253-278.
- Minaverry C. M. 2016. Los derechos a la participación y al acceso a la información pública y su relación con el Derecho Ambiental argentino para la conservación de la biodiversidad. Estudio de casos para la protección jurídica de los bosques nativos y de los humedales. *Dikaion* 25(2): 216-242.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2016. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la república Argentina. Regiones forestales Parque Chaqueño, Yungas, Selva Paranaense y Espinal. Dirección de bosques. 93 pp.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAyDS). 2017. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la república Argentina. Regiones forestales Parque Chaqueño, Yungas, Selva Paranaense y Espinal. Dirección de bosques. 84 pp.
- Muñoz J. D., Milera S., Romero C. y Brizuela A. B. 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. En *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Serie INSUGEO: Miscelánea*, F. G. Aceñolaza (eds.), pp. 169 – 182.
- Nanni A. S., Piquer Rodríguez M., Rodríguez M. D., Núñez Regueiro M. M., Periago M. E., Aguiar S., ... y Gasparri N. I. 2020. Presiones sobre la conservación asociados al

- uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30: 304-320.
- Pascual U., Balvanera P., Díaz S., Pataki G., Roth E., Stenseke M., Watson R. T., Başak Dessane E., Islar M., Kelemen E., Maris V., Quaas M., Subramanian S. M., Wittmer H., Adlan A., Ahn S. E., Al-Hafedh Y. S., Amankwah E., Asah S. T., ... Yagi N. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26-27: 7-16.
- Quetier F., Tapella E., Conti G., Cáceres D. M. y Díaz S. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84-85:17-27.
- Quispe Merovich C. y Lottici M.V. 2011. Los desafíos del ordenamiento ambiental del territorio y los servicios ecosistémicos en la ley de bosques nativos. En *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Laterra P., Jobbágy E. G. y Paruelo J. M. (eds.). Buenos Aires: INTA.
- Sabattini R. A., Wilson M. G., Muzzachiodi N. y Dorsch A. F. 1999. Guía para la caracterización de los agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 3:7-19.
- Sauthier D. U. y Teta P. 2008. Reseña de "Lista comentada de las especies de mamíferos de la provincia de Entre Ríos, Argentina" de Norberto Muzzachodi. *Mastozoología Neotropical* 15 (1): 157-158.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa. Inventario de campo de la región del Espinal. Distritos de Caldén y Ñandubay. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085-AR. 236 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2014. Guía de análisis de actores sociales para el proceso participativo del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos. Dirección de Bosques Nativos, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina. 26 pp.
- Seghezzo L., Volante J. N., Paruelo J. M., Somma D. J., Buliubasich E. C., Rodríguez H. E. and Hufty M. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina) Conflicting Visions of Development. *The Journal of Environment and Development* 20(3): 251-277.
- Silvetti F., Soto G., Cáceres D. M. y Cabrol D. 2013. ¿Por qué la legislación no protege los bosques nativos de Argentina?: Conflictos socioambientales y políticas públicas. *Mundo agrario* 13(26): 1-21.
- Spahn, E. 2013. Modelo de estados y transiciones para los bosques y pastizales del norte entrerriano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina. 184 pp.
- Tasi H., M., Wilson M., Schulz G., Indelángelo N. and Bedendo D. 2007. Uso de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos. En *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*, Caviglia O. P., Paparotti O. F. y Sasal M. C. (eds.). Ediciones INTA.
- Tengo M., Brondizio E. S., Elmqvist T., Malmer P. and Spierenburg M. 2014. Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: The multiple evidence base approach. *Ambio* 43(5): 579-591.
- Vergara P. M., Rivera-Hutinel A., Farías A. A., Cofré H., Samaniego H. y Hahn I. J. 2014. ¿Cómo responden los animales del bosque a las perturbaciones antropogénicas. *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable* 8: 235-254.

Anexo 5.1. Materiales de difusión gráficos y audiovisuales elaborados parcial o totalmente en base a la información generada en el marco de esta tesis.

Material audiovisual “Ganadería en el Espinal entrerriano: una aliada para la conservación de nuestros mamíferos”. Enlace: <https://www.youtube.com/watch?v=pJ2mUgNE1b0>

Material audiovisual “Mamíferos en bosques nativos”. Enlace: <https://www.youtube.com/watch?v=fMTykAKyDp0>

Placas virtuales sobre mamíferos. Enlace: <https://www.facebook.com/INTAArgentina/posts/4306049709407816>
<https://twitter.com/intaargentina/status/1264299803653136384/photo/1>

Tríptico soporte papel “Ganadería en el Espinal entrerriano: una aliada para la conservación de nuestros mamíferos”. Enlace: https://drive.google.com/file/d/1HIIf_I9IFoOl4FENYtGyc9y4ig0cUiiic/view?usp=sharing

Cuadernillo pedagógico “El Espinal entrerriano. Una perspectiva integral para su cuidado”. Enlace: <https://inta.gob.ar/documentos/el-espinal-entrerriano-una-perspectiva-integral-para-su-cuidado>