

Tesis Doctoral

# Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes

Schivo, Facundo Mauro

2015-03-30

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Schivo, Facundo Mauro. (2015-03-30). Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:

Schivo, Facundo Mauro. "Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2015-03-30.

**EXACTAS** UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**UBA**

Universidad de Buenos Aires



**UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES**

**Facultad de Ciencias Exactas y Naturales**

# **Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes**

Tesis presentada para optar por el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área **CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Lic. Facundo Mauro Schivo**

**Director de tesis y Consejero de Estudios:** Dr. Rubén Quintana

**Lugar de trabajo:** Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3ia), Universidad Nacional de San Martín (UNSAM)

Buenos Aires, 2015

Fecha de defensa: 30 de marzo de 2015

# **Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes**

## **Resumen**

Las actividades humanas y sus impactos ambientales son en gran parte responsables de la disminución de la biodiversidad. Los humedales están entre los ecosistemas más vulnerables frente a estos procesos. Los anfibios se destacan como grupo indicador de la calidad ambiental para evaluar y pronosticar la magnitud de dichas transformaciones por medio de los patrones de presencia, distribución y composición de sus comunidades. En esta tesis se propone estudiar la relación entre los cambios ambientales en paisajes con humedales y los anfibios. El trabajo se desarrolló en la provincia de Corrientes bajo un enfoque de múltiples escalas: nivel de hábitat, paisaje y biogeográfico. A escala de hábitat, se analizaron las comunidades de anfibios presentes en ambientes perilacunares inmersos en tres usos del suelo: conservación (C), ganadero (G) y forestal (F). Se encontraron 21 especies de anfibios, 6 de ellas presentes en todos los usos mientras que 2 resultaron exclusivas en C y 2 en F, ambos usos resultaron los más ricos y diversos. A escala de paisaje, se identificaron y caracterizaron 12 paisajes funcionales, 6 resultaron sensibles a los cambios en precipitación y temperatura (65% de la superficie del área estudiada). Las mismas resultaron ambientes terrestres asociados como hábitat potencial de 11 especies mediante el modelado de la disponibilidad de hábitat potencial. A escala biogeográfica, se evaluaron patrones de cambio potencial de la distribución de anfibios en un escenario climático futuro mediante un enfoque inductivo de modelado del nicho ecológico. Se prevé para todas las especies consideradas una reducción en su área y para el 40% además, un aumento de la fragmentación. Estos resultados aportan al conocimiento ecológico y biogeográfico de los anfibios de Corrientes y constituyen una herramienta para el desarrollo de estrategias y políticas públicas de manejo y conservación de la biodiversidad.

**Palabras clave:** *biodiversidad, anfibios, humedales, cambio en el uso del suelo, variabilidad climática, cambio climático, modelos de hábitat, modelos de nicho ecológico, biogeografía ecológica.*

# **Amphibian responses models against environmental changes in Corrientes wetlands**

## **Abstract**

Human activities are largely responsible for global biodiversity decline. Wetlands are among the most vulnerable ecosystems to these anthropic processes. Amphibians stand out as indicators of environmental quality to assess and predict the magnitude of these changes through their patterns of occurrence, distribution and composition. The aim of this thesis is to study the relationship between environmental changes in wetland landscapes and amphibians distribution patterns. The work was conducted in province of Corrientes with a multiple spatial scale approach: habitat, landscape and biogeographical level. At the habitat scale, we analyzed amphibian communities in the surrounding environment of water bodies, comparing three land uses: conservation (C), livestock (L) and afforestation (A). Twenty one amphibian species were identified, 6 of which were present in all land uses whereas 2 were found exclusive in C and 2 in A. Both uses were the most rich and diverse. At the landscape scale, we identified and characterized 12 functional landscapes, 6 of which were sensitive to changes in precipitation and temperature (65% of the area of the study area). Also, these terrestrial environments were associated as a potential habitat for 11 species. At the biogeographical scale, we evaluated patterns of species loss and richness potential changes on a future climate scenario, using an inductive approach to modeling the ecological niche. All species showed a reduction in their extent and 40% of them are likely to be affected by further fragmentation of their populations. These results contribute to the ecological and biogeographical knowledge of the amphibians communities of Corrientes and constitute a tool for the development of strategies and public policy for management and biodiversity conservation.

**Keywords:** *biodiversity, amphibians, wetlands, land use change, climate variability, climate change, habitat models, ecological niche models, ecological biogeography.*

# Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a dos personas que me acompañaron desde que este proyecto eran solo unas ideas en el aire: a Rubén Quintana y a Pato Kandus, guías constantes, compañeros de campo, partícipes de los debates e interpretaciones ecológicas, docentes en mi desarrollo y presentes cada día desde mi época de estudiante de grado.

Al grupo de estudiantes, becarios e investigadores del Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental perteneciente a la Universidad Nacional de San Martín, LETyE-3ia-UNSAM para ahorrar en palabras. A Priscilla Minotti, con sus aportes para ver las cosas desde otro lado. Martis, una compañera de viaje de hace muchos años (pero muchos de verdad). A Carla Celleri, David Balderrama y a Jona Hojman por el apoyo en el campo con los registros de anfibios y por su fundamental ayuda con las descripciones de la vegetación, en la identificación de especies donde sumo también a Pablo Picca; en los análisis de suelos, y aguas. A los miembros del Grupo de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación: a Lizi Astrada por su compañía en el campo, su invaluable ayuda con los herbarios, los análisis de las tablas de vegetación y la lectura y comentarios del capítulo 2, a Pame y sus intentos de explicarme estadística multivariada, Analía y Andrea por su apoyo! A Rubén Lombardo y Gabita por sus recomendaciones con los análisis estadísticos.

A todo el grupo de Teledetección del IAFE, y en especial a Mercedes Salvia y Pablo Perna. Sin ellos tratar la serie de tiempo de MODIS hubiera sido una tarea casi imposible. Gracias!

Quiero agradecer especialmente a todo el personal del Parque Nacional Mburucuyá que se mostró colaborativo en todo momento, a Leo Juber y a Paulina por hacer que la estadía se vuelva muy placentera y prestar una mano con la logística dentro del área, Abel en Mburucuyá, a Sebastián que brindó su ayuda mecánica cuando tuvimos problemas con la camioneta. A Atilio Guzmán por su colaboración en la identificación de anfibios. A Bernardo Holman y a la

Dirección de Recursos Naturales y Parques y Reservas de la provincia de Corrientes (DRNPR).

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por apoyar este trabajo por medio de mi beca. Al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva por el apoyo a la investigación y a la ciencia en la Argentina.

También quiero agradecer a otras instituciones que brindaron su apoyo económico para la realización de este trabajo: Al proyecto CLARIS-LPB (A Europe-South America Network for Climate Change Assessment and Impact Studies in La Plata Basin) y a Neotropical Grassland Conservancy por el financiamiento brindado.

Finalmente, estoy profundamente agradecido a mi familia, presentes en todo momento, a mi vieja que me sigue acompañando y a mi viejo que hoy ya no está con nosotros pero seguramente estaría muy orgulloso.

Gracias Benja! un compañero en todo momento.

A Vale, mi compañera en la vida, en las buenas y en las malas, en las alegrías y las angustias... a ella le dedico este trabajo. Sin su apoyo no hubiese sido posible llegar a este punto. A vos pi...



**CLARIS | LPB**



# Contenido

<b>Resumen</b>	<b>I</b>
<b>Abstract</b>	<b>II</b>
<b>Agradecimientos</b>	<b>III</b>
<b>1. Capítulo 1</b>	<b>14</b>
<b>1.1 Introducción</b>	<b>15</b>
1.1.1 Escalas, patrones y procesos	15
1.1.2 La biodiversidad como indicadora de cambios ambientales	17
<b>1.2 Objetivos y estructura general del trabajo</b>	<b>25</b>
<b>2. Capítulo 2</b>	<b>29</b>
<b>2.1 Introducción</b>	<b>30</b>
<b>2.2 Objetivos</b>	<b>32</b>
2.2.1 Objetivo general	32
2.2.2 Objetivos específicos	33
<b>2.3 Hipótesis</b>	<b>33</b>
<b>2.4 Predicciones</b>	<b>33</b>
<b>2.5 Metodología</b>	<b>34</b>
2.5.1 Área de estudio	34
2.5.2 Caracterización ambiental	38
2.5.3 Relevamientos de anfibios	44
2.5.4 Análisis de datos	46
<b>2.6 Resultados</b>	<b>48</b>
2.6.1 Caracterización ambiental	48
2.6.2 Riqueza y abundancia de anfibios en función del tipo de uso de la tierra	80
2.6.3 Relación entre las características del ambiente y la diversidad de anfibios	88
<b>2.7 Discusión</b>	<b>92</b>

<b>3. Capítulo 3</b>	<b>100</b>
<b>3.1 Introducción</b>	<b>101</b>
<b>3.2 Objetivos</b>	<b>106</b>
3.2.1 Objetivo general	106
3.2.2 Objetivos específicos	106
<b>3.3 Hipótesis</b>	<b>107</b>
<b>3.4 Predicciones</b>	<b>107</b>
<b>3.5 Metodología</b>	<b>108</b>
3.5.1 Área de estudio	108
3.5.2 Obtención de patrones funcionales y su relación con la temperatura y precipitación	110
3.5.3 Requerimientos de hábitat de las especies de anfibios a escala de paisaje y su asociación con las unidades funcionales	117
<b>3.6 Resultados</b>	<b>119</b>
3.6.1 Obtención de patrones funcionales y su relación con la temperatura, la precipitación y el nivel hidrométrico del río Paraná.	119
3.6.2 Requerimientos de hábitat de las especies de anfibios a escala de paisaje y su asociación con las unidades funcionales	132
<b>3.7 Discusión</b>	<b>135</b>
<b>4. Capítulo 4</b>	<b>142</b>
<b>4.1 Introducción</b>	<b>143</b>
<b>4.2 Objetivos</b>	<b>147</b>
4.2.1 Objetivo general	147
4.2.2 Objetivos específicos	147
<b>4.3 Hipótesis</b>	<b>147</b>
<b>4.4 Predicciones</b>	<b>148</b>
<b>4.5 Metodología</b>	<b>148</b>



4.5.1	Área de estudio	148
4.5.2	Modelos de distribución	150
<b>4.6</b>	<b>Resultados</b>	<b>158</b>
<b>4.7</b>	<b>Discusión</b>	<b>169</b>
<b>5.</b>	<b>Capítulo 5</b>	<b>174</b>
<b>6.</b>	<b>Bibliografía</b>	<b>182</b>
<b>7.</b>	<b>Anexos</b>	<b>199</b>

## Lista de figuras

<b>Figura 1.1.</b>	Relación entre la escala espacio-temporal, los disturbios y los procesos ecológicos relacionados (adaptado de Turner et al. 2001).	15
<b>Figura 1.2.</b>	Relación entre grano o resolución espacial y la extensión o alcance (adaptado de Noss 1990).	17
<b>Figura 1.3.</b>	Distribución de anfibios a nivel global (Fuente: Global Amphibian Assessment). El recuadro rojo indica la región estudiada en este trabajo, una de las zonas más ricas en anfibios de la Argentina.	20
<b>Figura 1.4.</b>	Distribución de anfibios en peligro a nivel global. El recuadro rojo indica la región estudiada en este trabajo. (Fuente: Global Amphibian Assessment, IUCN, Conservation International, NatureServe, 2006)	20
<b>Figura 1.5.</b>	Cantidad de especies de anfibios amenazadas y no amenazadas frente a diferentes fuentes de riesgo. Se destaca la pérdida de hábitat como la principal amenaza (Fuente: Global Amphibian Assessment).	21
<b>Figura 1.6.</b>	Modelo conceptual desarrollado en este trabajo para abordar el estudio de distintos procesos ecológicos ocurridos a diferentes escalas.	25
<b>Figura 1.7.</b>	Escalas espaciales abordadas en los diferentes capítulos del presente trabajo: Escala de hábitat (Capítulo 2), Escala de paisaje (Capítulo 3), Escala regional (Capítulo 4).	28
<b>Figura 2.1.</b>	Sitios de muestreo bajo los tres diferentes usos del suelo considerados: Conservación, Uso Ganadero y Uso Forestal.	36
<b>Figura 2.2.</b>	Diagrama metodológico desarrollado para el estudio de los anfibios presentes y los relevamientos ambientales correspondientes bajo los tres usos del suelo considerados (Conservación, Ganadero y Forestal).	38
<b>Figura 2.3.</b>	Esquema de estratificación topográfica y toma de muestras en ambientes perilacunares para los estratos herbáceos y leñosos.	39
<b>Figura 2.4.</b>	Porcentaje de cobertura del suelo: vegetación herbácea (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br), agua (Aq), para cada uso del suelo (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) discriminado por la posición topográfica relativa (b = bajo, ml = media loma, a = alto).	49
<b>Figura 2.5.</b>	Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables la cobertura del suelo considerando las categorías vegetación herbácea (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br) y agua libre (Aq) discriminadas para cada posición topográfica relativa. Se identificaron los usos utilizando diferentes colores (C = conservación; F = forestación y G = ganadería).	51

- Figura 2.6.** Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables la cobertura de los TF de vegetación discriminada para cada posición topográfica alto (a), media loma (ml), bajo (b). C = conservación; F = forestación y G = ganadería. Hg = hierba alta graminoide, Hl = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba flotante, Hq = hierba acuática, S = subarbusciva, E = enredadera. \_\_\_\_\_ 57
- Figura 2.7.** Biomasa herbácea aérea total ( $g \cdot m^{-2}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 58
- Figura 2.8.** Caracterización de los suelos en función de su composición textural de acuerdo al USDA (United States Department of Agriculture). Los colores muestran las distintas combinaciones de uso y topografía (Cb = bajos del sitio de conservación; Cml = medias lomas del sitio de conservación; Ca = altos del sitio de conservación; Gg = bajos del sitio ganadero; Gml = medias lomas del sitio ganadero; Ga = altos del sitio ganadero; Fb = bajos del sitio forestal; Fml = medias lomas del sitio forestal; Fa = altos del sitio forestal). \_\_\_\_\_ 60
- Figura 2.9.** A- Densidad aparente (DA;  $g \cdot cm^{-3}$ ), B- contenido de materia orgánica en el suelo (MO; %), C- pH y D- conductividad eléctrica del suelo (CE;  $\mu S \cdot cm^{-1}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 61
- Figura 2.10.** Contenido de A- arcilla (%) B- arena (%) C- limo (%) y D- tamaño medio de partícula (tam.med,  $\mu m$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 63
- Figura 2.11.** Contenido de broza ( $g \cdot m^{-2}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 64
- Figura 2.12.** Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables características edáficas para cada posición topográfica: alto (a), media loma (ml), bajo (b). C = conservación de; F = forestación; G = ganadería. \_\_\_\_\_ 67
- Figura 2.13.** Parámetros físico-químicos medidos en las lagunas para los tres usos del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería; Temp.Aq = temperatura del agua ( $^{\circ}C$ ), OD Agua = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica ( $\mu S/cm$ )). Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 68
- Figura 2.14.** Parámetros físico-químicos medidos en las lagunas para los tres usos del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería; TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l)). Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 69
- Figura 2.15.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de las características limnológicas registradas en cada laguna. Se muestran el espacio CP1 – CP2. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Temp.Aq = temperatura del agua ( $^{\circ}C$ ), OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica ( $\mu S/cm$ ), TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l). \_\_\_\_\_ 72
- Figura 2.16.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de las características limnológicas registradas en cada laguna. Se muestran el espacio

CP1 – CP3. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Temp.Aq = temperatura del agua (°C), OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l). \_\_\_\_\_ 73

**Figura 2.17.** A- Mapa de ambientes obtenido a partir de la clasificación de la imagen Landsat 5 TM Path/Row 226/79 (29 de enero de 2010). B- Detalle del área relevada en C y G, a izquierda y derecha de la línea punteada respectivamente y C- Detalle del área relevada en F. \_\_\_\_\_ 75

**Figura 2.18.** Superficie ( $\text{m}^2$ ) cubierta por cada tipo de ambiente. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Agua = agua libre, BNyP = bosques nativos y plantados, MPH = macizos de plantas hidrofíticas, Paj = pajonales, Pas = pastizales, PRySD = Pastizales ralos y suelo desnudo. \_\_\_\_\_ 76

**Figura 2.19.** Número de parches de cada tipo de ambiente. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Agua = agua libre, BNyP = bosques nativos y plantados, MPH = macizos de plantas hidrofíticas, Paj = pajonales, Pas = pastizales, PRySD = Pastizales ralos y suelo desnudo. \_\_\_\_\_ 77

**Figura 2.20.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de las características de paisaje donde se encuentran las lagunas estudiadas. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. \_\_\_\_\_ 78

**Figura 2.21.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de los dos primeros componentes (1 y 2) extraídos de cada dimensión ambiental (V = vegetación; S = suelo; L = agua; P = paisaje). C = conservación; F = forestación; G = ganadería. \_\_\_\_\_ 80

**Figura 2.22.** Diagrama de Venn donde se muestra el número de especies identificadas tanto visual (A) como auditivamente (B) en cada tipo de uso, discriminando las que son exclusivas como así también las compartidas entre las diferentes combinaciones entre los diferentes usos. \_\_\_\_\_ 83

**Figura 2.23.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos visuales (IEV): riqueza -Riq(S)-, cantidad de individuos (N), diversidad -Div(H)- y dominancia de Simpson -DomS(Ds)-. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 84

**Figura 2.24.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos auditivos (PRA): riqueza -Riq(S)-, cantidad de individuos (N), diversidad -Div(H)- y dominancia de Simpson -DomS(Ds)-. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ). \_\_\_\_\_ 85

**Figura 2.25.** Estimación de la riqueza de especies de anfibios a partir de la curva de rarefacción obtenida por relevamientos visuales realizados en cada tipo de uso del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería). El recuadro indica la riqueza calculada a partir de los muestreos realizados. \_\_\_\_\_ 87

**Figura 2.26.** Estimación de la riqueza de especies de anfibios a partir de la curva de rarefacción obtenida por los relevamientos auditivos realizados en cada tipo de uso del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería). El recuadro indica la riqueza calculada a partir de los muestreos realizados. \_\_\_\_\_ 87

**Figura 2.27.** Ordenamiento de las especies y las lagunas obtenido por el análisis de correspondencia. A- escala en función de las lagunas, el color indica el uso: verde = Conservación; amarillo = Ganadería; naranja = Forestación. B- escala en función de las especies de anfibios relevadas mediante transectas visuales (IEV). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81. \_\_\_\_\_ 89

**Figura 2.28.** Ordenamiento de las especies y las lagunas obtenido por el análisis de correspondencia. A- escala en función de las lagunas, el color indica el uso: verde =

Conservación; amarillo = Ganadería; naranja = Forestación. B- escala en función de las especies de anfibios identificadas mediante relevamientos auditivos (PRA). El primer eje (CA1) explica el 43% y el segundo (CA2) el 26% de la variabilidad. *** Pseu_fal, Scin_squ y Lysa_lim. Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.	90
<b>Figura 2.29.</b> Ordenamiento de especies de anfibios relevadas mediante transectas visuales, lagunas y variables ambientales obtenido por el análisis de correspondencia canónica. Las áreas delimitadas por color agrupan las lagunas bajo un mismo uso (verde = Conservación, amarillo = Ganadería, naranja = Forestación). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.	91
<b>Figura 2.30.</b> Ordenamiento de especies de anfibios identificadas mediante relevamientos auditivos, lagunas y variables ambientales obtenido por el análisis de correspondencia canónica. Las áreas delimitadas por color agrupan las lagunas bajo un mismo uso (verde = Conservación, amarillo = Ganadería, naranja = Forestación). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.	92
<b>Figura 3.1.</b> Área de estudio en la provincia de Corrientes, Argentina. La línea roja delimita el área considerada para el presente capítulo.	110
<b>Figura 3.2.</b> Ubicación de las estaciones meteorológicas consideradas.	112
<b>Figura 3.3.</b> Diagrama metodológico desarrollado para la evaluación de la vulnerabilidad del grupo de anfibios considerados en este estudio frente a la variabilidad ambiental en distintos tipos de paisajes de la provincia de Corrientes.	114
<b>Figura 3.4.</b> A- Perfil de temperatura media mensual y precipitación mensual acumulada registradas en el período considerado y sus respectivas anomalías en líneas punteadas. B- Patrón promedio anual de temperatura y precipitación.	119
<b>Figura 3.5.</b> Nivel hidrométrico del río Paraná en los puertos de Corrientes, Goya, Esquina y su promedio (fuente: Prefectura Naval Argentina, 2013). La línea punteada indica el nivel hidrométrico promedio para el período 1990-1999 y 2000-2011 respectivamente, donde se observa que a partir del año 2000 se produce un cambio significativo en dicho nivel.	121
<b>Figura 3.6.</b> Mapa de unidades funcionales obtenido a partir de una clasificación no supervisada sobre la serie de tiempo 2000 – 2010 de los índices de vegetación NDVI proveniente del producto MODIS MOD13Q1. En él se distinguen 12 UF, las cuales se agrupan en cinco regiones diferentes: 1) Macizo mercedeño; 2) Cordones arenosos; 3) Esteros del Iberá; 4) Región NO con un mosaico de ambientes sin unidades funcionales dominantes y 5) Fluvio-insular de la planicie aluvial río Paraná. Para este análisis, las áreas urbanas definidas por INTA-FAO fueron enmascaradas.	122
<b>Figura 3.7.</b> Comportamiento temporal del valor medio del índice NDVI de cada UF obtenida y su relación con las anomalías de las precipitaciones (línea azul punteada). El recuadro punteado indica el verano seco 2008-2009.	125
<b>Figura 3.8.</b> Patrón anual de cada unidad funcional en el cual se muestra la variabilidad del índice NDVI para cada mes. Se destacan también la presencia de valores atípicos, principalmente relacionados a las respuestas a perturbaciones (inundaciones y sequías). Los valores atípicos positivos se indican en color rojo y los negativos en color fucsia.	126
<b>Figura 3.9.</b> Análisis de tendencia de los valores medios de cada UF mediante el test de Mann-Kendall a lo largo de la serie de tiempo 2000 – 2010.	129
<b>Figura 3.10.</b> Modelo de tendencia interanual de las unidades funcionales. ST: sin tendencia; TC: tendencia creciente; TD: tendencia decreciente. Para el presente análisis las superficies urbanas (color negro) fueron enmascaradas.	130

- Figura 3.11.** Caracterización estructural de las unidades funcionales en relación a las variables ambientales consideradas (ver Tabla 3.2). Los puntos azules y los números asociados corresponden a las diferentes unidades funcionales. \_\_\_\_\_ 131
- Figura 3.12.** Valoración de las UF en función de la disponibilidad potencial de hábitat. Las áreas urbanas fueron enmascaradas a partir de la clasificación de coberturas del suelo (LCCS-FAO) realizada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). \_\_\_\_\_ 134
- Figura 4.1.** Cambio en la temperatura media anual (°C) durante el período 1880–2014 a nivel global (rojo) y para el hemisferio sur (azul). Temperatura de base de referencia 1951–1980 (Fuente: NASA). \_\_\_\_\_ 143
- Figura 4.2.** Área de modelado de distribución geográfica de las especies de anfibios consideradas. Variables climáticas medias anuales espacializadas para: A1- Temperatura media anual (°C) actual, B1- Precipitación media anual (mm) actual, A2- Temperatura media anual (°C) futura, B2- Precipitación media anual (mm) futura (Fuente: WorldClim). El recuadro rojo indica el área donde se analizaron en detalle los ensamblajes de anfibios y la riqueza de especies. \_\_\_\_\_ 149
- Figura 4.3.** Diagrama metodológico desarrollado para el modelado de la distribución de especies de anfibios mediante el uso de modelos de nicho en condiciones climáticas actuales y futuras. \_\_\_\_\_ 151
- Figura 4.4.** Probabilidad de presencia calculada con el algoritmo DOMAIN para las condiciones A- actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y F- en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13. \_\_\_\_\_ 161
- Figura 4.5.** Riqueza calculada a partir de las distribuciones de anfibios modeladas con el algoritmo DOMAIN para las condiciones A- actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y F- en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). \_\_\_\_\_ 168
- Figura 4.6.** Índice IndCoR de cociente de riquezas potenciales actuales y futuras calculada a partir de las distribuciones de anfibios modeladas con el algoritmo DOMAIN para las condiciones actuales y futuras. Tonos amarillos indican que no hay diferencias en las riquezas (valor del cociente aproximadamente 1); tonos marrones indican menor riqueza presente (valor del cociente menor a 1); tonos verdes indican mayor riqueza actual (valor de cociente mayor a 1). Las flechas rojas destacan la tendencia de variación de la riqueza esperada entre las condiciones actuales y futuras. \_\_\_\_\_ 169

## Lista de tablas

- Tabla 2.1.** Clasificación de la vegetación herbácea en tipos funcionales. \_\_\_\_\_ 39
- Tabla 2.2.** Escala de abundancia-cobertura de Braun-Blanquet (1932). \_\_\_\_\_ 40
- Tabla 2.3.** Valores de referencia para evaluar la calidad de agua para protección de la vida acuática (OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica (µS/cm), TDS = concentración de sólidos disueltos totales (mg/l), Nitratos = concentración de nitratos totales (mg/l), Fosfatos = concentración de fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l). (Fuente: Ávila Pérez et al., 2011). \_\_\_\_\_ 42
- Tabla 2.4.** Métricas de paisaje calculadas para la caracterización de los ambientes perilacunares. \_\_\_\_\_ 44
- Tabla 2.5.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura del suelo para vegetación herbácea (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br) y agua (Aq), en función de la

- combinación entre tipo de uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (Topo; a = alto, ml = media loma, b = bajo) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente). \_\_\_\_\_ 50
- Tabla 2.6.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura de los tipos funcionales de vegetación (TF; Hg = hierba alta graminoide, HI = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba acuática de flotante, Hq = hierba acuática arraigada, S = subarbusciva, E = enredadera) en función de la combinación entre el uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (a = alto) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente). \_\_\_\_\_ 53
- Tabla 2.7.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura de los tipos funcionales de vegetación (TF; Hg = hierba alta graminoide, HI = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba acuática de flotante, Hq = hierba acuática arraigada, S = subarbusciva, E = enredadera) en función de la combinación entre el uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (ml = media loma) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente). \_\_\_\_\_ 54
- Tabla 2.8.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura de los tipos funcionales de vegetación (TF; Hg = hierba alta graminoide, HI = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba acuática de flotante, Hq = hierba acuática arraigada, S = subarbusciva, E = enredadera) en función de la combinación entre el uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (b = bajo) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente). \_\_\_\_\_ 55
- Tabla 2.9.** Biomasa aérea herbácea ( $g \cdot m^{-2}$ ) por posición topográfica (Topo) y uso. a = alto; ml = media loma; b = bajo; C = conservación; F = forestación; G = ganadería; DE = desvío estándar). \_\_\_\_\_ 58
- Tabla 2.10.** Grupos texturales obtenidos a partir de la composición de arena, arcilla y limo de las muestras correspondientes a cada uso (C = conservación; F = forestación; G = ganadería) y su posición topográfica (Topo; b = bajo; ml = media loma; a = alto). FA: frecuencia absoluta equivalente a la cantidad de muestras. FR: frecuencia relativa. \_\_\_\_\_ 59
- Tabla 2.11.** Resumen de los parámetros físico-químicos estimados en las lagunas para los tres usos del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería; Temp.Aq = temperatura del agua ( $^{\circ}C$ ), OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica ( $\mu S/cm$ ), TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l), DE = desvío estándar, Mín y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente). \_\_\_\_\_ 70
- Tabla 2.12.** Ambientes presentes en los paisajes asociados a los tres usos del suelo considerados. \_\_\_\_\_ 74
- Tabla 2.13.** Listado de las especies de anfibios relevadas en el presente estudio. Incluye además el nombre abreviado utilizado y la categoría de conservación de las mismas de acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) y con la Asociación Herpetológica Argentina (AHA): preocupación menor (LC), datos insuficientes (DD), no amenazado (NA). \_\_\_\_\_ 81
- Tabla 2.14.** Número de individuos para cada una de las especies de anfibios relevadas en los tres usos del suelo considerados (C = conservación; F = forestación; G =

- ganadería) mediante las dos metodologías empleadas: Auditiva (A) y Visual (V). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13. \_\_\_\_\_ 82
- Tabla 2.15.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos visuales (IEV): riqueza (S), cantidad de individuos (N), diversidad (H), dominancia de Simpson (Ds) e inversa de la dominancia de Simpson (1/Ds). C = conservación; F = forestación; G = ganadería. \_\_\_\_\_ 84
- Tabla 2.16.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos auditivos (PRA): riqueza (S), cantidad de individuos (N), diversidad (H), dominancia de Simpson (Ds) e inversa de la dominancia de Simpson (1/Ds). C = conservación; F = forestación; G = ganadería \_\_\_\_\_ 85
- Tabla 2.17.** Índice de similitud de Sørensen entre los 3 usos (C = conservación, G = ganadería, F = forestación) para las dos metodologías empleadas: Visual y Auditiva. \_\_\_\_\_ 86
- Tabla 3.1.** Estaciones meteorológicas con registros de precipitación (Prec) y temperatura (Temp) durante el período 2000 – 2010 (SMN: Servicio Meteorológico Nacional, SRH: Subsecretaría de Recursos Hídricos). La X indica la variable registrada por cada una de las estaciones meteorológicas consideradas. \_\_\_\_\_ 111
- Tabla 3.2.** Variables estructurales consideradas en la caracterización de las unidades funcionales. \*Los suelos no determinados en la clasificación realizada por el INTA se hallaron ubicados en áreas identificadas como humedales (Benzaquen et al. 2013). \_\_\_\_\_ 116
- Tabla 3.3.** Regiones consideradas para el área de estudio en función de las unidades funcionales caracterizadas. \_\_\_\_\_ 123
- Tabla 3.4.** Tendencia interanual y superficie (km<sup>2</sup>) de cada unidad funcional. ST: sin tendencia; TC: tendencia creciente; TD: tendencia decreciente. \_\_\_\_\_ 129
- Tabla 3.5.** Valoración de la aptitud de cada unidad funcional (UF) en función de la disponibilidad potencial de hábitat (DPH) para las especies de anfibios estudiadas. A: ambientes aptos; M: ambientes moderadamente aptos; N: ambientes no aptos. Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13 , pág. 81. \_\_\_\_\_ 133
- Tabla 4.1.** Variables bioclimáticas derivadas de la temperatura y precipitación mensual con una resolución espacial de 2,5 minutos (Fuente: WorldClim Bioclima – Global Climate Data <http://www.worldclim.org/>). \_\_\_\_\_ 153
- Tabla 4.2.** Registros georreferenciados de las especies de anfibios utilizadas para el modelado de su distribución. Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13 (pág. 81). Se indica la cantidad de registros utilizados para la generación de los modelos de distribución (Presencia 70%) y para su posterior evaluación (Presencia 30% y Pseudoausencia). Se presentan los resultados de la evaluación del AUC y el índice Kappa obtenido para cada especie con cada modelo (BIOCLIM, DOMAIN, ENSAMBLE), mientras más cercano a 1 mejor el ajuste. \_\_\_\_\_ 159
- Tabla 4.3.** Características del área óptima de la distribución geográfica modelada para cada especie por el algoritmo DOMAIN para las condiciones actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y futuras (escenario 2100 CCM3, Govindasamy et al. 2003), la superposición y la diferencia (diferencia = futuro – actual). El área se indica en km<sup>2</sup> y el porcentaje (%) que representa se calculó respecto del área del recuadro utilizado para la presentación de la Figura 4.4 (882.000 km<sup>2</sup>). NP = número de parches. Se resaltan aquellas especies que mostraron un incremento en el NP. Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81. \_\_\_\_\_ 167

# **Capítulo 1**

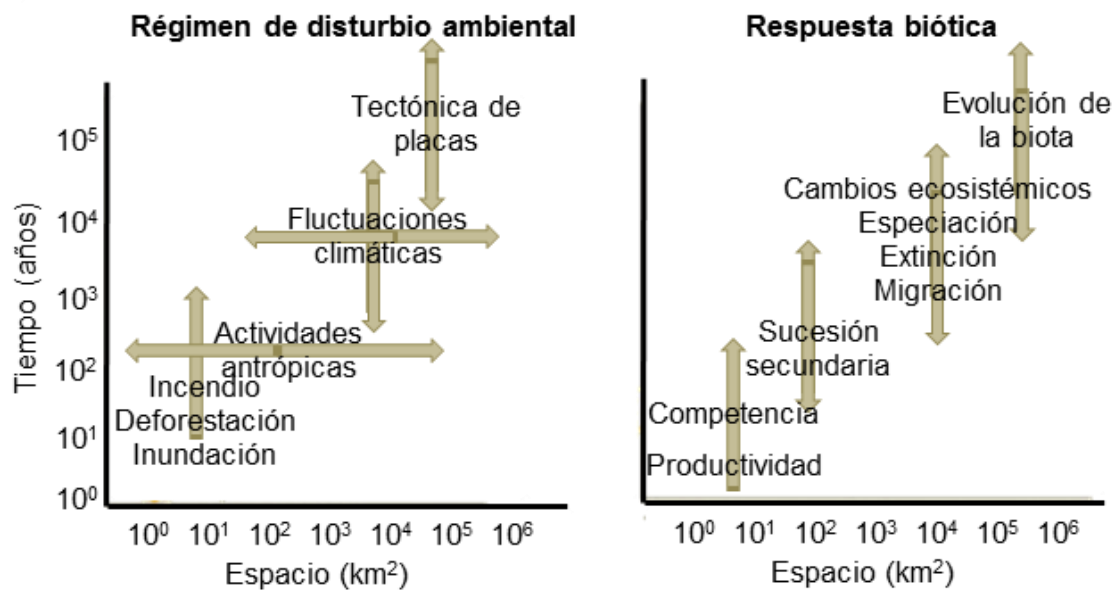
**MARCO TEÓRICO: ESCALAS, PATRONES, PROCESOS,  
CAMBIOS AMBIENTALES Y BIODIVERSIDAD**



## 1.1 Introducción

### 1.1.1 Escalas, patrones y procesos

A lo largo de la historia han tenido lugar cambios ambientales a diferentes escalas espaciales y temporales (Petit et al. 1999). Desde la tectónica de placas y la deriva de los continentes y las fluctuaciones climáticas a grandes escalas hasta los incendios e inundaciones a escala acotada han afectado la biota (Turner et al. 2001, Figura 1.1). En la actualidad, estos cambios continúan ocurriendo por causas naturales (Crowley y North 1988) pero además toman relevancia singular las transformaciones que derivan de las acciones antrópicas (Oreskes 2004).



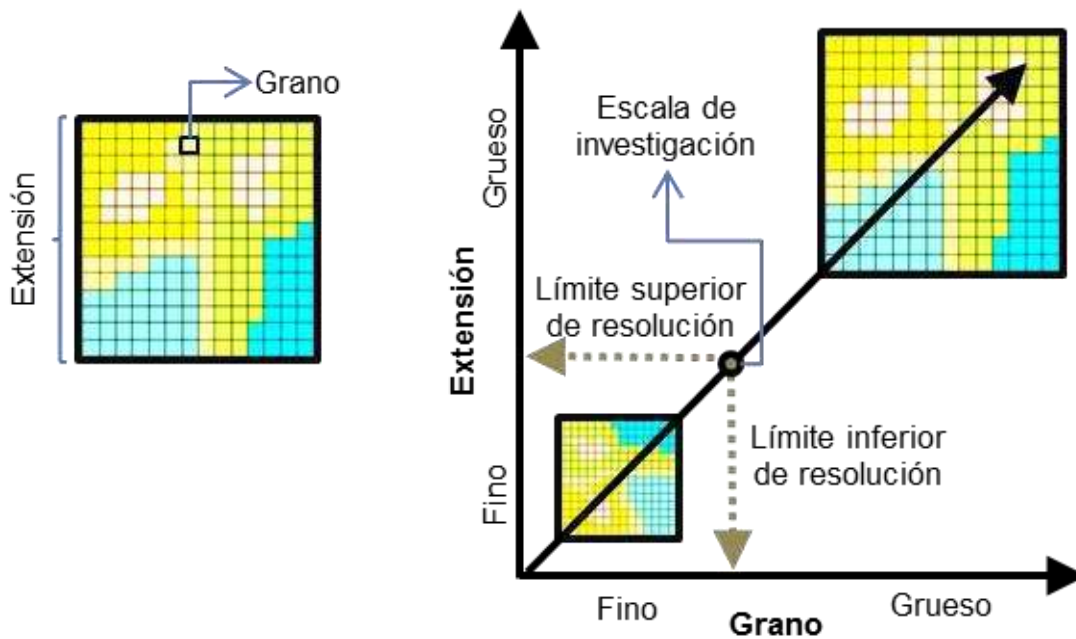
**Figura 1.1.** Relación entre la escala espacio-temporal, los disturbios y los procesos ecológicos relacionados (adaptado de Turner et al. 2001).

En la actualidad el hombre constituye un factor muy importante al potenciar los cambios a diferentes escalas como, por ejemplo, modificaciones de la cobertura vegetal de carácter local o incluso regional asociadas al cambio en el uso del suelo y el crecimiento demográfico hasta los cambios globales por

la liberación de gases de efecto invernadero, acelerando así el cambio climático que actualmente experimenta nuestro planeta (Chapin et al. 2000, IPCC 2002).

Numerosas actividades del hombre impactan sobre los ecosistemas naturales promoviendo su cambio a una tasa sin precedentes. Entre ellas se encuentran la agricultura intensiva, la minería, la ganadería, la pesca, los emplazamientos industriales, entre otras (Tilman et al. 2001). En la actualidad, más del 80% de la superficie del suelo está afectada directamente por dichas actividades mientras que el área restante es afectada indirectamente a través de los impactos generados sobre el clima, el agua, la calidad del aire, entre otros (Foley et al. 2005). En este contexto, por ejemplo, los cultivos y pasturas para el ganado se han convertido en los biomas más extensos del planeta, ocupando cerca del 40% de la superficie terrestre libre de hielo (Ramankutty y Foley 1999).

Para estudiar estos procesos es necesario definir una escala de trabajo, en la cual resulta relevante el grano y la extensión (Noss 1990). El grano es la mínima resolución espacial de la información mientras que la extensión es el alcance o amplitud de los datos, definido por el área de estudio considerada. El grano y la extensión están relacionados (Figura 1.2), lo cual limita la detección de patrones a escalas más finas o gruesas que el grano o la extensión del área respectivamente. Además, las inferencias de procesos escala-dependientes están restringidas por la extensión y el grano de la escala definida para una investigación (Noss 1990).



**Figura 1.2.** Relación entre grano o resolución espacial y la extensión o alcance (adaptado de Noss 1990).

### 1.1.2 La biodiversidad como indicadora de cambios ambientales

Las actividades humanas son en gran parte responsables de la pérdida de hábitat para la vida silvestre, uno de los factores más importantes de la disminución en la biodiversidad a escala global (Sala et al. 2000).

La expresión o intensidad de las transformaciones de los ecosistemas naturales puede ser evaluada a través de indicadores ecológicos (Vélez Restrepo y Gómez Sal 2008.). Actualmente, se han llevado a cabo numerosos estudios en los que se ha utilizado la diversidad de los vertebrados para los que dichos ecosistemas constituyen su hábitat fundamental (Angulo 2002). En este sentido es posible elaborar modelos que simulen las variaciones en la distribución geográfica de un conjunto de grupos taxonómicos (e.g., especies) como respuesta a los procesos de cambios ambientales. A partir de ellos se

pueden estimar los patrones de pérdida o cambio de biodiversidad en estos ecosistemas y, eventualmente, elaborar estrategias de gestión ambiental para mitigarlos (Falcucci et al. 2007, Rustigian et al. 2003, White et al. 1996).

Particularmente, a escala regional, los vertebrados han sido muy utilizados a fin de evaluar pérdidas de biodiversidad (White et al. 1996, Clark et al. 2007). Esto se debe, entre otras razones, a que es el grupo taxonómico para el cual existe mayor información generada y divulgada, muchas especies suelen requerir grandes territorios para su supervivencia, son consideradas especies bandera<sup>1</sup> o paraguas<sup>2</sup> y son además el foco de la mayoría de las acciones de conservación y educación ambiental. Los patrones de distribución y presencia de las especies y la organización de las comunidades son el resultado de diferentes procesos ecológicos y se expresan a diferentes escalas tanto espaciales como temporales (Wiens 1995, Verburg et al. 2013). En especial, durante las últimas décadas, numerosas poblaciones de anfibios han disminuido repentinamente y/o han sufrido drásticas reducciones en cuanto al territorio que ocupaban como consecuencia de las actividades humanas (Blaustein y Wake 1990, Stebbins y Cohen 1995, Young et al. 2001). Este proceso se ha registrado a escala global con causas complejas a nivel local (Alford y Richards 1999). Particularmente, en América del Sur, diversos

---

<sup>1</sup> Una especie bandera o carismática es aquella representativa de un área determinada, con un significado cultural. Su conservación implica la preservación de la ecorregión donde se encuentra (e.g.: ciervo de los pantanos, oso hormiguero, aguará guazú, grandes felinos, etc.) (Fauna & Flora International 2007).

<sup>2</sup> Una especie paraguas es aquella que posee un rango de requerimientos que incluyen a muchas otras especies, por consiguiente, la protección de dicha especie incluye a todas las otras (Launer y Murphy 1993).

trabajos han señalado este fenómeno (Heyer et al. 1988, Weygoldt 1989, La Marca y Reinthaler 1991, Coloma 1995, Lynch y Grant 1998).

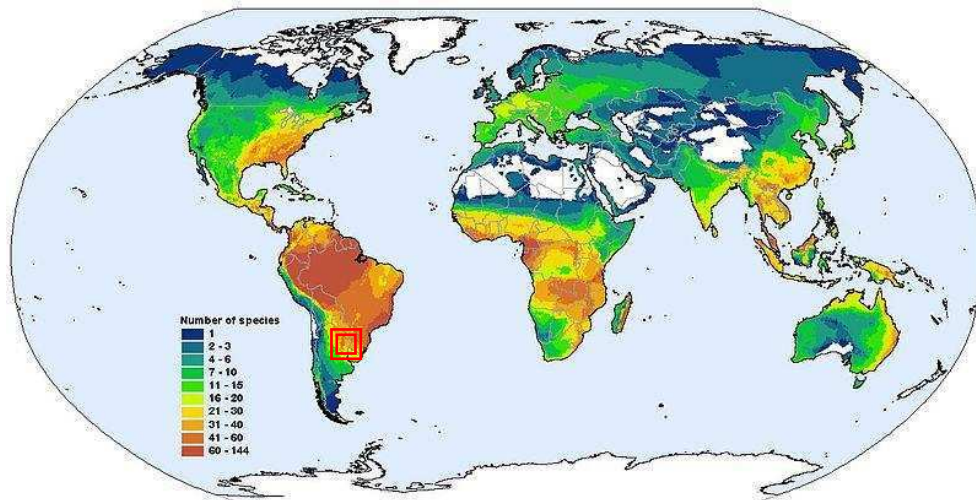
Para estudiar las implicancias de los cambios ambientales sobre la biodiversidad a diferentes escalas se consideró como grupo indicador de dichos cambios a los anfibios. En particular, este grupo se destaca como un grupo monitor (Rustigian et al. 2007) dado que son valiosos indicadores de la calidad ambiental y desempeñan múltiples papeles funcionales dentro de los ecosistemas acuáticos y terrestres (Blaustein y Wake 1990, Stebbins y Cohen 1995). Dada su estrecha relación con el agua, la mayor parte de los anfibios utiliza como hábitat fundamental a los humedales<sup>3</sup>, en donde desarrollan al menos una parte de su ciclo de vida, y responden rápidamente a las variaciones que estos ambientes pueden experimentar (Hopkins 2007). Por este motivo, son de singular interés para la elaboración de modelos de cambio en humedales (Rustigian et al. 2007, Waddle 2006).

Los anfibios presentan una amplia distribución alrededor del mundo, con un número mayor de especies en la zona ecuatorial como se muestra en la Figura 1.3. El recuadro rojo en la misma, señala el área de estudio en el que se desarrolla el presente trabajo. Esta zona se caracteriza por presentar una alta riqueza de anfibios en la Argentina y a su vez presenta un número elevado de

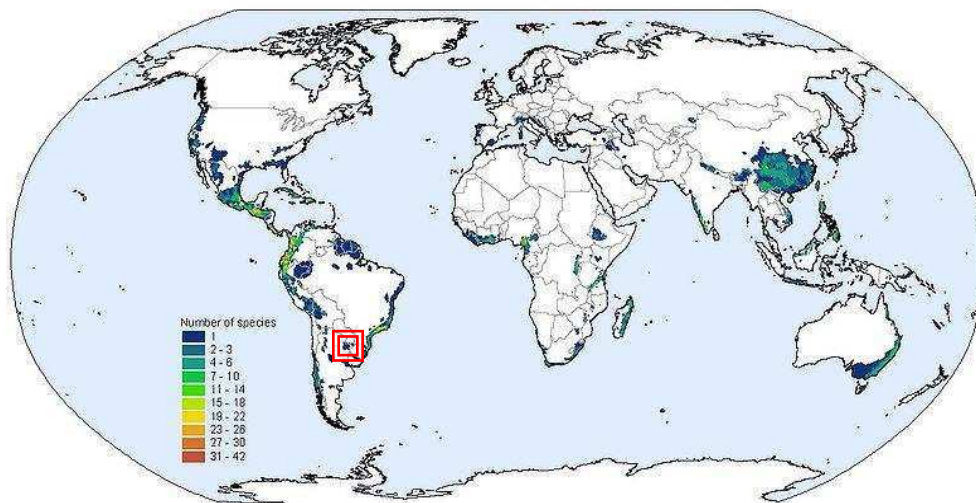
---

<sup>3</sup> Comité para la Caracterización de los Humedales de los Estados Unidos (NRC, 1995): “Un humedal es un ecosistema que depende de un proceso constante o recurrente de inundación poco profunda o de saturación en o cerca de la superficie del sustrato. Las características esenciales mínimas de un humedal son la inundación o saturación recurrente o sostenida en o cerca de la superficie y la presencia de rasgos físicos, químicos y biológicos que reflejan dichos procesos. Las características diagnósticas más comunes de los humedales son los suelos hidromórficos y la vegetación hidrofítica. Estas características deberán estar presentes, excepto cuando factores específicos fisicoquímicos, bióticos o antropogénicos las hayan removido o bien no permitan su desarrollo”.

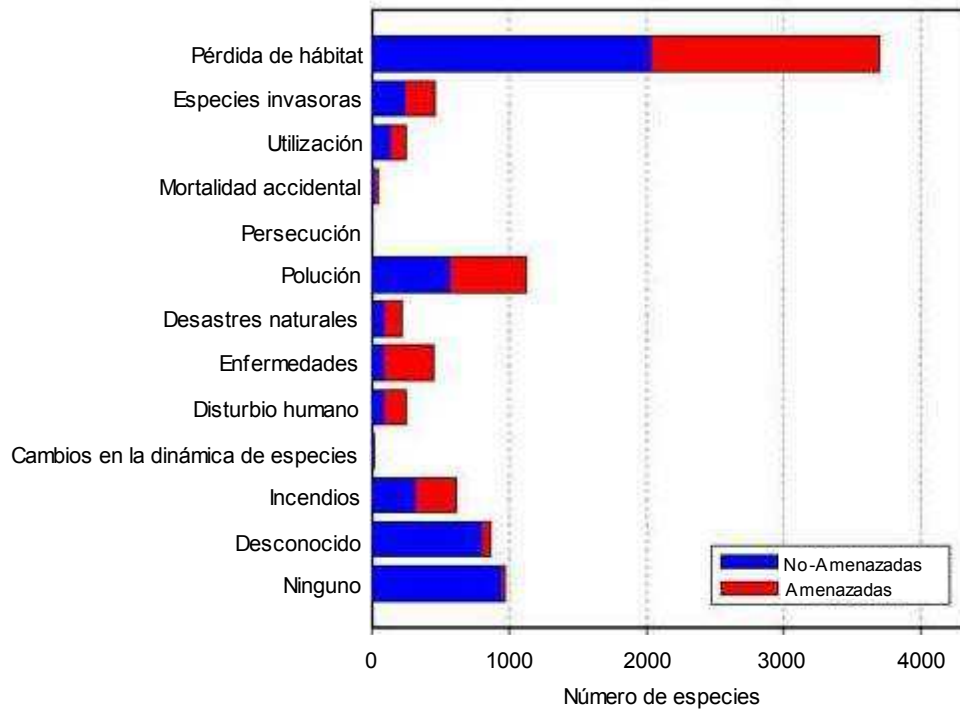
especies amenazadas (Figura 1.4), principalmente a causa del cambio en el uso del suelo y la pérdida de hábitat que implica (Figura 1.5).



**Figura 1.3.** Distribución de anfibios a nivel global (Fuente: Global Amphibian Assessment). El recuadro rojo indica la región estudiada en este trabajo, una de las zonas más ricas en anfibios de la Argentina.



**Figura 1.4.** Distribución de anfibios en peligro a nivel global. El recuadro rojo indica la región estudiada en este trabajo. (Fuente: Global Amphibian Assessment, IUCN, Conservation International, NatureServe, 2006)



**Figura 1.5.** Cantidad de especies de anfibios amenazadas y no amenazadas frente a diferentes fuentes de riesgo. Se destaca la pérdida de hábitat como la principal amenaza (Fuente: Global Amphibian Assessment<sup>4</sup>).

Dada su relación con los humedales, cambios en la extensión y conectividad de estos ecosistemas en el paisaje pueden producir cambios sustanciales en la presencia y distribución de los anfibios. Además, estos organismos presentan una gran sensibilidad frente a los cambios fisicoquímicos del medio acuático; de esta manera, procesos de concentración de solutos por evaporación derivada de cambios en el balance térmico-hídrico (Ortiz-Yusty et al. 2013) o la incorporación de agroquímicos derivados de procesos productivos pueden afectar seriamente la calidad de hábitat de estos organismos (Blaustein et al. 2003, Hayes et al. 2006). Al menos 2468 especies

<sup>4</sup> Global Amphibian Assessment, IUCN, Conservation International, and NatureServe. 2006. [<http://www.amphibians.org/redlist/>]

conocidas (43,2%) presentan declinamiento de sus poblaciones. Más aún, 1856 especies (32,5%) se encuentran amenazadas poniendo en riesgo su existencia (IUCN Red List 2011).

Existen muchos factores (Figura 1.5) que actúan afectando a los anfibios en todo el mundo (Alford y Richards 1999). Entre las diferentes causas de estas tendencias se destacan el aumento de radiación ultra violeta (UV) que llega a la superficie de la Tierra debido a la disminución del ozono estratosférico (Kerr y McElroy 1993) que afecta la sobrevivencia y eclosión de los huevos (Blaustein et al. 1994, 1995 y 2003). La introducción de especies exóticas o invasoras que actuando como nuevos depredadores, principalmente peces, ha aumentado la mortalidad de anfibios nativos que repercute significativamente en sus poblaciones (Gamradt y Kats 1996, Kats y Ferrer, 2003). En algunas regiones de Asia la sobreexplotación para el consumo por parte del hombre ha contribuido a la caída de las poblaciones de anfibios (Oza 1990). Otra de las causas que se identifica como una de las más importantes en su declinación es la pérdida de hábitat (Global Amphibian Assessment 2006). En este contexto, la modificación de la cobertura vegetal por cambio en el uso del suelo da como resultado una pérdida de hábitat para este grupo (Heclar y M'Closkey 1998, Collins y Storfer 2003, Gagné y Fahrig 2007). Otra consecuencia del cambio en la cobertura del suelo es la fragmentación de los ambientes que, trasladado a las poblaciones, genera un aislamiento que incrementa la probabilidad de extinción a escala local con implicancias a nivel regional (Corn y Fogleman 1984). Por otra parte, los anfibios presentan una piel altamente permeable que los vuelve particularmente vulnerables a la contaminación química del agua (Mann et al. 2009), como la presencia de



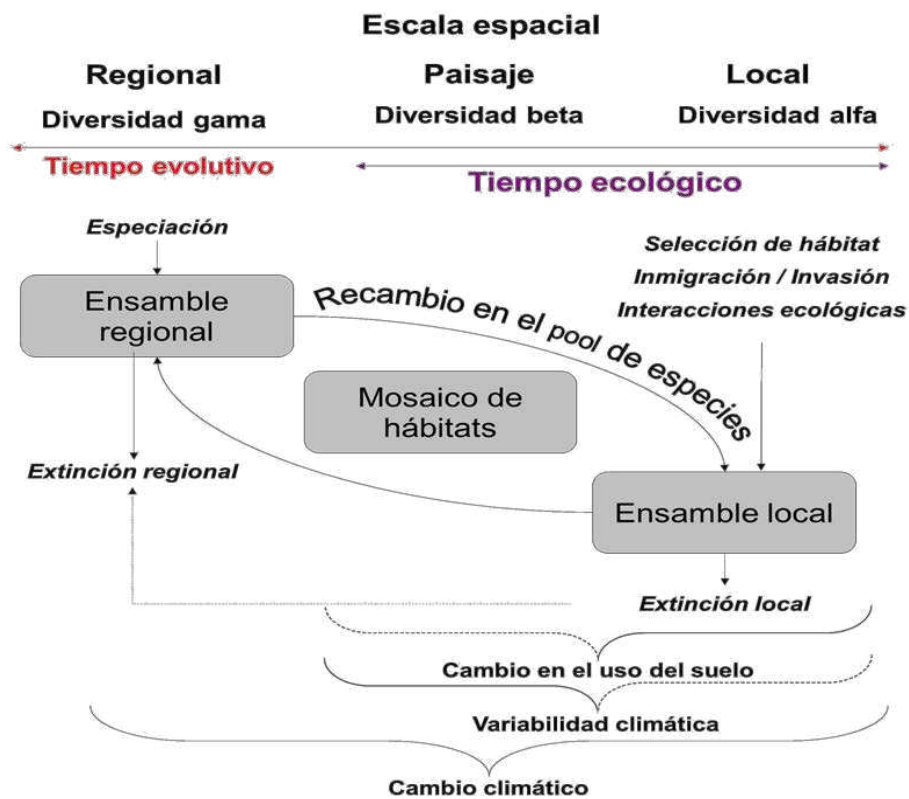
sustancias tóxicas o productos derivados del uso de pesticidas en agroecosistemas (Blaustein et al. 2003, Hayes et al. 2006) o su acidificación en sitios de apareamiento y desove, lo cual afecta los diversos mecanismos del desarrollo en embriones y larvas (Freda et al. 1991, Carey y Alexander 2003). El estrés ambiental que supone los cambios en las condiciones de los hábitats naturales puede también afectar a las especies ya que muchos agentes patógenos, los cuales se encuentran en individuos sanos, pueden manifestarse bajo estas situaciones, momento en el cual el sistema inmune queda comprometido (Crawshaw 1992, Daszak et al. 2003). Por último, pero no por eso menos importante, se destaca el cambio climático como un forzante de las disminuciones de las poblaciones de anfibios. El cambio en los patrones de precipitación, la temperatura y la humedad afectan la ecología de los anfibios de numerosas formas. Por ejemplo, se ha encontrado una relación entre las modificaciones en las fechas de los primeros registros auditivos y visuales posthibernación o en el inicio de la época reproductiva y el desove con los cambios en los patrones de temperatura de la primavera (Beebee 1995). Asimismo, los cambios en la temperatura pueden afectar la disponibilidad de agua. Este hecho puede jugar un papel clave en la distribución de estas especies (Duellman 1999) dado que la mayoría necesita de aguas quietas de poca profundidad para la puesta de huevos y estas son muy sensibles a la desecación. Y finalmente, existen factores complejos que surgen de la interacción de algunas de las causas anteriormente mencionadas. Por ejemplo, un aumento en la exposición a radiación UV-B o un aumento en la acidez pueden generar un nivel de estrés que disminuye las defensas y vuelve más sensible al individuo frente a enfermedades (Alford y Richards 1999).

En la provincia de Corrientes se registra un intenso uso de los pastizales desde los últimos tres siglos para el pastoreo de ganado (Forclaz et al. 2002). Sin embargo, en la actualidad, otras actividades productivas como las agrícolas y las forestales han ido ganando presencia. Esta última actividad ha sido incentivada a partir de la promulgación de la Ley Nacional N° 25.080 de Inversión para Bosques Cultivados en el año 1998, donde la provincia evidenció un creciente reemplazo de campos ganaderos por forestaciones principalmente de pino y eucalipto, con una tasa anual media de 20.000 ha/año para el período 1998-2008, alcanzando en éste último, una superficie de 418.000 ha plantadas. Hoy, Corrientes es la provincia con mayor superficie forestada del país (Elizondo 2009). El sector agrícola se caracteriza por el cultivo de arroz, citrus y yerba mate (Indicadores Económicos, Dirección de Estadística y Censos, Corrientes, 2013). Estas transformaciones productivas presionan sobre los ecosistemas naturales, entre los cuales se destacan los humedales que cubren el 26% de la provincia (Kurtz 2011).

En este contexto, para evaluar los diferentes cambios ambientales y su relación con los anfibios se establecieron tres escalas espaciales de análisis anidadas: **Local (Hábitat)**, de **Paisaje** y **Regional (Biogeográfica)** (Figura 1.6). Estas escalas responden a tres de las cuatro propuestas por Noss (1990) para la búsqueda de indicadores para el monitoreo de la biodiversidad. Este autor propuso una aproximación que incorpora los siguientes niveles de organización: paisaje-región, ecosistema-comunidad, especie-población y genético. Este último nivel no fue considerado en la presente tesis.

La biodiversidad o diversidad biológica es sensible a los cambios en los procesos ecológicos como resultado de cambios en el uso del suelo,

contaminación o introducción de especies invasoras, entre otros (Norris 2012). Los cambios en la biodiversidad pueden estudiarse a diferentes escalas; por ejemplo, la **diversidad alfa** es la biodiversidad intrínseca de cada comunidad concreta de un paisaje en cuestión. Se estima con el número (o riqueza) de especies que hay en un ambiente o hábitat determinado. A lo largo de gradientes ambientales la **diversidad beta** mide el cambio o la tasa de reemplazo de especies entre ellos (Koleff et al. 2003). La **diversidad gamma** mide la riqueza asociada a una determinada región.



**Figura 1.6.** Modelo conceptual desarrollado en este trabajo para abordar el estudio de distintos procesos ecológicos ocurridos a diferentes escalas.

## 1.2 Objetivos y estructura general del trabajo

El presente trabajo de tesis tiene como finalidad evaluar las variaciones en la distribución geográfica de los anfibios como respuesta a los procesos de cambios ambientales a fin de estimar patrones de cambio de su diversidad en

paisajes con humedales. Para ello se propone avanzar en el conocimiento sobre la relación entre características ambientales y la presencia de anfibios a distintas escalas espaciales y temporales.

El trabajo toma como área modal la provincia de Corrientes, que se caracteriza dentro de la Argentina por la presencia de extensos y diversos paisajes de humedales (Benzaquén et al. 2013). Se prestó particular atención al sector Centro-NO de la misma que abarca mayoritariamente al área conocida como *Macrosistema Iberá* (sensu Neiff 2004), conformado por un complejo patrón de paisajes derivado de procesos de migración y avulsión del Río Paraná durante el Plioceno (Iriondo 1991). Estos procesos dieron origen a un mosaico de diferentes tipos de humedales que se localizan en las zonas bajas mientras que las tierras altas están constituidas por una serie de cordones arenosos orientados de noreste a sudoeste y que pertenecen a la formación de Ituzaingó (Brea y Zucol 2011).

A partir de esta región, el trabajo ha sido planteado bajo un enfoque a múltiples escalas para estudiar distintos procesos ecológicos que afectan a los patrones de distribución de las especies (Allen y Hoekstra 1992, Turner et al. 2001). Para ello, se definieron tres escalas espacio-temporales y se siguió a un mismo grupo de anfibios determinados por la escala de mayor detalle (Figura 1.7). Cada escala se desarrolló en los capítulos 2, 3 y 4.

En el **Capítulo 2** se realiza un análisis a escala de hábitat sobre una formación caracterizada por cordones arenosos con pequeñas lagunas inmersas en un paisaje de usos del suelo diferentes. En este contexto, se caracterizan los ambientes perilacunares desde la cobertura de vegetación, distintas variables

edáficas, características limnológicas y atributos del paisaje. Además, se estudia la composición y abundancia de los ensambles de anfibios y se comparan entre los diferentes usos del suelo.

En el **Capítulo 3** se realiza un análisis funcional de un mosaico de paisaje complejos en un sector del *Macrosistema Iberá*. A partir del comportamiento temporal de un índice espectral de vegetación se identifican unidades de paisajes funcionales (UF) y se caracterizan estructuralmente. Se realiza un análisis de disponibilidad potencial de hábitat por medio de un modelo deductivo para las especies de anfibios considerada y se estudia la vulnerabilidad de cada UF frente a la variabilidad de la temperatura y precipitación a lo largo de una década.

En el **Capítulo 4** se generan mapas de distribución para cada especie de anfibio considerada para las condiciones climáticas actuales y para un escenario climático futuro mediante el modelado del nicho ecológico. Se estudian los cambios en la distribución de cada especie en relación con el área de distribución actual. En este capítulo se trabaja a nivel de toda la provincia de Corrientes y sus alrededores.



**Figura 1.7.** Escalas espaciales abordadas en los diferentes capítulos del presente trabajo: **Escala de hábitat** (Capítulo 2), **Escala de paisaje** (Capítulo 3), **Escala regional** (Capítulo 4).

Finalmente, en el **Capítulo 5**, se presentan conclusiones generales y consideraciones finales tomando el trabajo en su conjunto. Los resultados esperados, en última instancia, contribuyen con herramientas para la gestión de la biodiversidad ante escenarios de transformación y degradación ambiental y, eventualmente, para la mitigación de los mismos.

## **Capítulo 2**

**ANÁLISIS DE LA RELACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE ANFIBIOS Y  
DIFERENTES USOS DEL SUELO A ESCALA DE HÁBITAT**

## 2.1 Introducción

Las diferentes actividades del hombre han modificado la superficie de la Tierra y actualmente están impactando sobre los ecosistemas naturales cambiándolos a una tasa sin precedentes (Tilman et al. 2001). En la actualidad, más del 80% de la superficie del suelo está afectada directamente por dichas actividades mientras que el área restante es afectada indirectamente a través de los impactos generados sobre el clima, el agua y el aire, entre otros (Foley et al. 2005). En este contexto, los cultivos y pasturas para el ganado se han convertido en los biomas más extensos del planeta, ocupando cerca del 40% de la superficie terrestre libre de hielo (Ramankutty y Foley 1999).

Bajo una intensa presión de conversión a sistemas agroproductivos, los humedales se encuentran en una situación vulnerable (Junk 2013). La sustracción de agua, los cambios en el uso del suelo, el avance de la frontera agrícola y las decisiones de manejo sobre estos ambientes han llevado, en la actualidad, a una pérdida de hábitat, uno de los factores más importantes de la disminución en la biodiversidad a escala global (Sala et al. 2000).

Las transformaciones que sufren los ecosistemas pueden ser evaluados mediante el uso de especies indicadoras que los utilizan como hábitat fundamental. En particular, los anfibios son de especial interés como bioindicadores de los procesos ecosistémicos dada su gran sensibilidad a los pequeños cambios producidos en los ecosistemas (Blaustein y Wake 1990). Mediante la elaboración de modelos se pueden estimar los patrones de pérdida o cambio de biodiversidad en estos ecosistemas y elaborar estrategias de



gestión ambiental para su mitigación (Falcucci et al. 2007, Rustigian et al. 2003, White et al. 1996).

El avance de la frontera agrícola sobre los ecosistemas naturales, entre los cuales se encuentran los pastizales y humedales, genera profundos cambios de la composición de la matriz, fragmentación y homogeneización del paisaje (Morello et al. 2005, Fisher y Shaffer 1996, Jennings y Hayes 1985). Las consecuencias más notorias son la desaparición de hábitats, la pérdida de conectividad y el decaimiento en la capacidad de restauración de los ecosistemas alterados y, por ende, estos procesos llevan a la pérdida de la biodiversidad (Begon et al. 1999, Morello et al. 2005).

En la Argentina, el macrosistema del Iberá es considerado el sistema de humedales de mayor importancia (Neiff 2004). Conformar un paisaje de humedales con presencia de tierras altas con bosques, sabanas y lagunas inmersas en una matriz dominada por pastizales (Cabrera 1971, Cabrera y Willink 1973). Las posiciones topográficas más bajas se caracterizan por la presencia de diversos humedales: bañados, esteros, embalsados y pajonales, siendo uno de los más diversificados de la biosfera en clima cálido, habiéndose relevado hasta el presente 1.659 especies de plantas vasculares, más de 1.000 especies planctónicas y unas 300 especies de vertebrados (Neiff 2004). La alta diversidad permite a esta región ser considerada un sitio clave o “*hotspot*”, siendo uno de los de mayor importancia del neotrópico americano (Álvarez et al. 2003).

Por otra parte, los modelos para evaluar la distribución geográfica de las especies pueden combinarse para estudiar los patrones espaciales de la

biodiversidad y los impactos de los cambios ambientales para elaborar estrategias con fines de conservación. En una revisión de estrategias y políticas públicas de manejo y conservación de la biodiversidad que incorporan escenarios predictivos de los impactos de los cambios ambientales y los planes de manejo y uso de la tierra sobre la biota, Mawdsley y colaboradores (2009) identificaron herramientas aplicadas para legislación, regulación y políticas de elaboración de códigos y estándares en el sector privado orientadas a paliar o mitigar dichos impactos.

En las últimas décadas, la declinación de numerosas poblaciones de anfibios ha sido registrada por diversos autores en América del Sur (Heyer et al. 1988, Weygoldt 1989, La Marca y Reinthaler 1991, Coloma 1995, Lynch y Grant 1998). Numerosos factores antropogénicos son identificados como causantes de la disminución de las poblaciones de anfibios que operan a múltiples escalas (Alford y Richards 1999). Por tal razón constituyen un grupo adecuado para el análisis de los efectos de los cambios en el uso de la tierra sobre la biodiversidad.

## **2.2 Objetivos**

### **2.2.1 Objetivo general**

Analizar la relación entre la riqueza y abundancia de anfibios y variables ambientales claves para este grupo en ambientes perilacunares subtropicales bajo 3 tipos de uso del suelo.

### **2.2.2 Objetivos específicos**

- 1) Caracterizar los ambientes perilacunares en los diferentes tipos de uso del suelo considerado en función de variables asociadas a la vegetación, el suelo, el agua y el paisaje.
- 2) Estimar la riqueza y abundancia de especies de anfibios adultos presentes en dichos ambientes.
- 3) Relacionar el ensamble de anfibios identificado para cada tipo de uso del suelo con variables ambientales clave.
- 4) Identificar aquellas especies de anfibios que sean buenas indicadoras de los cambios ambientales que sufrieron estos ambientes en relación con los cambios en el uso del suelo.

### **2.3 Hipótesis**

Los usos productivos del suelo en su modalidad actual llevan al deterioro de la calidad ambiental de los humedales, independientemente del cambio climático y, en última instancia, determinan una disminución en la riqueza y abundancia de los ensambles de vertebrados anfibios.

### **2.4 Predicciones**

- 1) El Parque Nacional Mburucuyá, al ser un área protegida, presenta la mayor riqueza de especies de anfibios, asociado a una mayor complejidad y diversidad de hábitats en mejor estado de conservación.
- 2) El pastoreo, producto de la actividad ganadera, conduce a una pérdida de la biomasa herbácea en los ambientes perilacunares con la

consecuente pérdida de áreas de refugio y de alimentación de numerosos anfibios. Una pérdida de este estrato junto con la simplificación en la oferta de hábitat lleva a una disminución en el número de especies y en la cantidad de individuos registrados respecto a los otros usos del suelo.

- 3) La actividad forestal aumenta la oferta de hábitat para especies arborícolas en detrimento de especies de pastizal, esperando un mayor número de este grupo respecto de los otros usos estudiados, pero la riqueza total de anfibios disminuye a causa de los impactos del cambio en el uso del suelo.

## **2.5 Metodología**

*“Si no sabes a dónde te diriges, es probable que termines yendo a cualquier parte”*

*Autor anónimo*

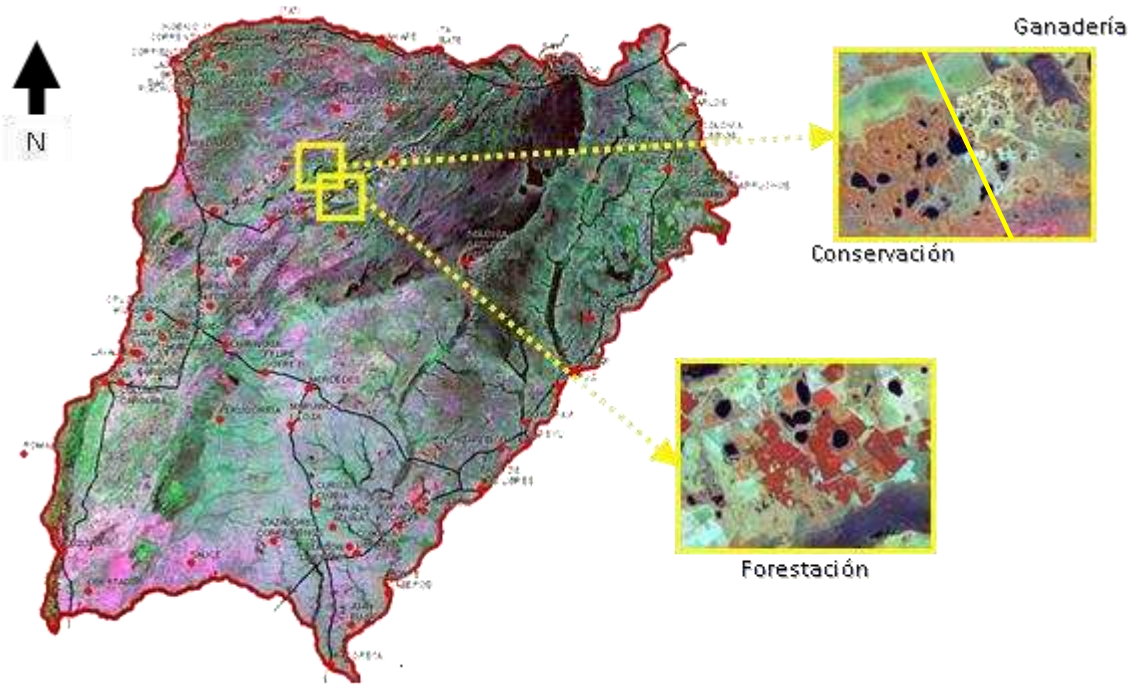
### **2.5.1 Área de estudio**

Para cumplimentar con los objetivos de este capítulo se seleccionaron sitios representativos de los tres usos del suelo considerados, los cuales se encontraban localizados en los cordones arenosos de la formación de Ituzaingó en la provincia de Corrientes (Brea y Zucol 2011). Estos cordones presentan una orientación NE-SO y se encuentran al oeste de los Esteros del Iberá, en el centro de la provincia. Su historia está asociada a la deriva del río Paraná, presentando suelos poco evolucionados de color pardo pertenecientes al orden de los entisoles (Escobar et al. 1996). Sobre estos cordones se asientan

numerosas lagunas circulares cuyo origen pudo haberse dado tanto por erosión eólica como por procesos pseudokarsticos de disolución o arrastre (Popolizio 1996, Iriando 2007, Contreras 2011). La erosión puede interconectarlas conformando de esta manera un ambiente similar al de una cañada (Serra P., datos inéditos). Estas lagunas se consideraron elementos estructurantes del paisaje de los sitios relevados.

El régimen hidrológico de estas lagunas presenta una estrecha relación con las precipitaciones dado que cuando se recarga la napa, la misma, por ascenso, genera un aporte freático hacia la depresión, el cual cesa cuando la napa desciende. La existencia de una capa arcillosa que se encuentra a 60 - 70 cm de profundidad genera una falsa napa que en algunos casos las sustenta (Serra P., datos inéditos).

Sobre los cordones se desarrollan diferentes actividades productivas características en la provincia, principalmente la ganadería extensiva y las plantaciones de especies leñosas exóticas, particularmente de pino (*Pinus ellotti*). En el área también se encuentra el Parque Nacional Mburucuyá, un área protegida con una superficie aproximada de 18.000 ha creada en el año 2001. En los tres tipos de uso (área protegida -C-, campo ganadero -G- y plantación forestal -F-) se seleccionaron sitios de muestreo de anfibios (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Sitios de muestreo bajo los tres diferentes usos del suelo considerados: Conservación, Uso Ganadero y Uso Forestal.

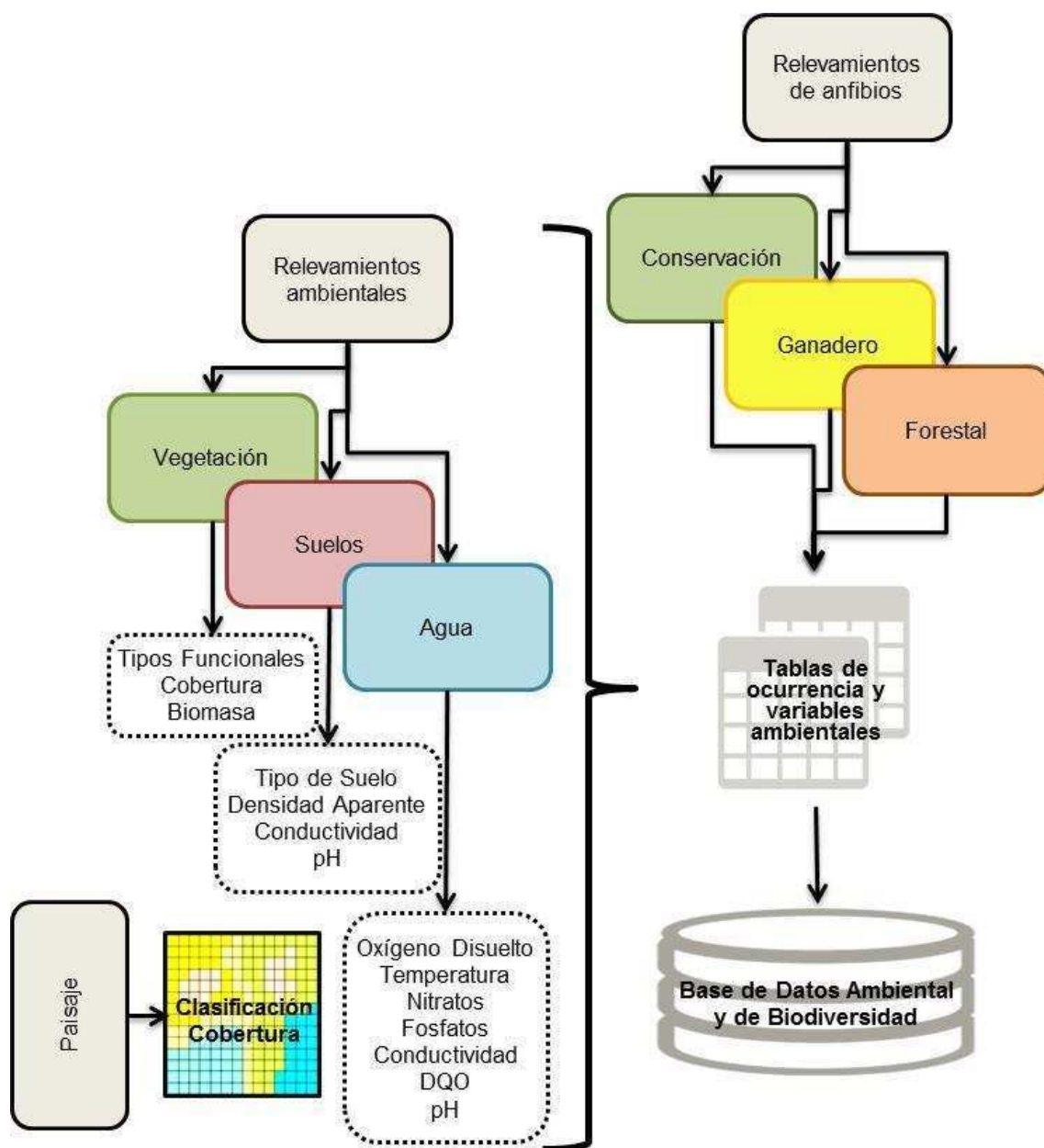
Durante una precampaña realizada en diciembre del año 2011 se recorrieron diferentes áreas e identificaron a campo los sitios de estudio en los sitios sometidos a los tres tipos de uso del suelo mencionados. Además, se capturaron puntos con una unidad de geoposicionamiento (GPS Garmin eTrex 30 y PDA Trimble Juno SB) para la corrección geográfica de las imágenes satelitales a utilizar y para la clasificación de ambientes/hábitats presentes en los distintos usos del suelo.

El trabajo de campo se desarrolló entre los años 2012 y 2013. Durante ese período, se realizaron tres campañas durante la temporada reproductiva de anfibios en verano y primavera de 2012 y verano de 2013. Se eligió la esa temporada por ser la época del año cuando se producen la mayor cantidad de vocalizaciones por parte de los machos y cuando muchas especies se concentran en torno de las lagunas para reproducirse (Lips et al. 2001).

Durante estas campañas también se estimaron las variables ambientales asociadas con la vegetación. Cada campaña tuvo una duración aproximada de 20 días durante las cuales se relevaron 6 lagunas seleccionadas al azar en cada tipo de uso del suelo, contabilizando un total de 18 unidades de muestreo. Dicha selección quedó condicionada por la accesibilidad a cada sitio.

En la primavera de 2012 y el verano de 2013 se estimaron las variables limnológicas *in situ*. Para la estimación en laboratorio del resto de las variables limnológicas y de las variables de suelos se recolectaron muestras durante una campaña de 8 días realizada en agosto de 2013 (ver detalles de las variables de suelos y limnológicas en las secciones 2.5.2.2 y 2.5.2.3 respectivamente).

En la Figura 2.2 se muestra el diagrama metodológico del presente estudio. En cada laguna se realizó una descripción de los ambientes circundantes y se identificaron tres posiciones relativas: alto, media loma y bajo. Esta zonificación se llevó a cabo en función de los cambios observados en la vegetación y en la pendiente (Figura 2.3). Se elaboró un diseño de muestreo anidado de ambientes perilacunares bajo el factor uso del suelo.



**Figura 2.2.** Diagrama metodológico desarrollado para el estudio de los anfibios presentes y los relevamientos ambientales correspondientes bajo los tres usos del suelo considerados (Conservación, Ganadero y Forestal).

## 2.5.2 Caracterización ambiental

### 2.5.2.1 Vegetación

Se relevó en los ambientes perilacunares la abundancia-cobertura del suelo en función de cuatro categorías: vegetación herbácea total (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br) y agua libre (Aq). En particular, la Veg se describió a



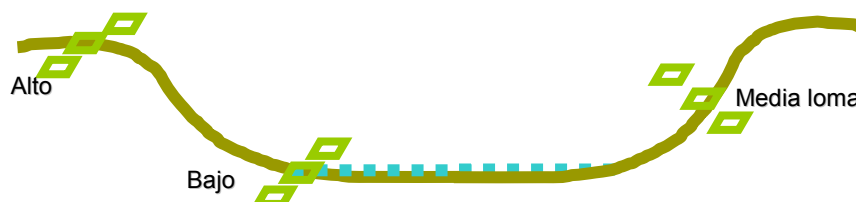
mayor detalle al considerar 9 tipos distintos de grupos funcionales vegetales de acuerdo a la clasificación que se muestra en la Tabla 2.1.

**Tabla 2.1.** Clasificación de la vegetación herbácea en tipos funcionales.

Tipo funcional	Descripción	Características
Hg	Hierba alta graminoides	Hierbas de altura mayor de 25 cm, de aspecto graminoso, sin diferenciación de nudos y entrenudos.
Hi	Hierba alta latifoliada	Hierbas de altura mayor de 25 cm, con diferenciación de nudos y entrenudos.
Hb	Hierba baja	Hierbas de altura menor de 25 cm.
Hr	Hierba rosetoide y rastrera	Hierbas con hojas pegadas al suelo y tallos rastreros.
Hp	Hierba palustre	Hierbas presente en suelos anegados, con tallos u hojas erectas emergentes,
Hf	Hierba flotante	Hierba acuática de lámina flotante.
Hq	Hierba acuática	Hábito acuática sumergida, generalmente arraigada en el fondo.
S	Subarborescente	Aspecto similar a un arbusto, ramificada desde la base.
E	Enredadera	Hierba trepadora.

Para ello se utilizó la metodología de Braun-Blanquet (1932), colocando en cada una de las lagunas estudiadas nueve parcelas de 1x1 m, a razón de tres por cada una de las tres zonas del gradiente (

Figura 2.3).



**Figura 2.3.** Esquema de estratificación topográfica y toma de muestras en ambientes perilacunares para los estratos herbáceos y leñosos.

Los datos de abundancia-cobertura fueron posteriormente transformados a valores porcentuales a partir de la conversión a su marca de clase (Tabla 2.2). Utilizando la misma escala se estimó la cobertura de suelo desnudo, broza y agua libre.

**Tabla 2.2.** Escala de abundancia-cobertura de Braun-Blanquet (1932).

Escala de Braun-Blanquet	Definición	Cobertura promedio (%)
r	Individuos solitarios con baja cobertura	0,1
+	Pocos individuos con baja cobertura	0,3
1	< 5% de cobertura	5
2	5 - 25% de cobertura	17,5
3	25 - 50% de cobertura	37,5
4	50 - 75% de cobertura	62,5
5	75 - 100% de cobertura	87,5

Además, en los mismos sitios se recolectaron muestras de biomasa aérea por cosecha de la vegetación al ras del suelo en parcelas de 20x30 cm. Para cada muestra se separó la fracción de biomasa verde de la seca al momento de la cosecha. Posteriormente, cada una de estas fracciones fue trasladada al laboratorio y fueron secadas en una estufa a 70 °C hasta peso constante.

### 2.5.2.2 Suelos

A fin de caracterizar los suelos presentes en cada una de las zonas del gradiente perilacunar, se extrajeron 3 muestras de 100 cm<sup>3</sup> de suelo superficial mediante un muestreador de densidad aparente Eijklekamp<sup>®</sup> en cada una de las tres posiciones topográficas de cada laguna. Para la extracción de esta muestra se cortó al ras la vegetación y se removió el mantillo vegetal antes de extraerlas. Las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas y trasladadas al

laboratorio donde se traspasaron a bolsas de papel madera y se dejaron en una estufa a 60 °C hasta alcanzar un peso constante. Una vez secas se registró el peso de cada muestra a fin de estimar la densidad aparente ( $DA = P_{\text{seco}}/V$ ), considerando a ésta como una medida del grado de compactación del suelo.

Posteriormente, se conformaron 54 muestras compuestas tamizándolas a través de una malla de 2 mm. Cada muestra compuesta fue el resultado de agrupar por tipo de uso de suelo y por laguna las tres muestras correspondientes a la misma posición topográfica. Las variables pH y conductividad eléctrica (CE) se midieron en un extracto compuesto por suelo-agua en proporción 1:2,5 (Vallone et al. 2007), utilizando un medidor multiparamétrico HACH modelo SENSION156 pH/COND/DO MTR/PROBES. El contenido de materia orgánica (MO) se determinó por calcinación en mufla a 550 °C durante dos horas (Zagal y Sadzawka 2007) mientras que su granulometría fue estimada a través de un analizador láser de tamaño de partícula Mastercizer 2000 (provisto por el Instituto Argentino de Oceanografía - IADO-CONICET) el cual detecta partículas de tamaño entre 0,2  $\mu\text{m}$  y 2000  $\mu\text{m}$ .

Los datos granulométricos del suelo se procesaron con el software GRADISTAT versión 8 (Blott y Pye 2001) y se ubicaron las muestras en el diagrama textual de la USDA (*United States Department of Agriculture*) según su composición de arena-limo-arcilla.

### **2.5.2.3 Agua**

Para la caracterización limnológica básica de cada laguna se utilizó un medidor multiparamétrico marca HACH modelo SENSION156 pH/COND/DO

MTR/PROBES (medidor multiparamétrico portátil N° de catálogo 54650-15) con el que se registró temperatura (Temp.Aq), pH, oxígeno disuelto (OD.Aq), sólidos totales disueltos (TDS por sus siglas en inglés) y conductividad (Cond). Las mediciones se realizaron en los primeros 10 cm de profundidad dentro de la zona litoral entre las 8 y las 9 de la mañana. También se colectaron muestras a las que se les agregó 1 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/l de muestra para preservar y trasladar al laboratorio, en donde se estimó la concentración de nitratos totales (N) y fosfatos (F) y la demanda química de oxígeno (DQO, por sus siglas en inglés) mediante las técnicas comerciales HACH códigos 8171, 8048 y TNT821 respectivamente. Se consideraron a estas variables importantes dado que sus valores definen la calidad del agua para la vida acuática (Ávila Pérez et al. 2011). Los valores guía utilizados fueron los regionales definidos por Ávila Pérez et al. 2011 para la evaluación de la calidad de agua en Latinoamérica (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3.** Valores de referencia para evaluar la calidad de agua para protección de la vida acuática (OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica (μS/cm), TDS = concentración de sólidos disueltos totales (mg/l), Nitratos = concentración de nitratos totales (mg/l), Fosfatos = concentración de fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l). (Fuente: Ávila Pérez et al., 2011).

Parámetro	No conformidad si:	Media	Mínimo	Máximo
OD.Aq	<	4,7	3	5
pH	<>	7,5	6	9
Cond	>	1250	1000	1500
TDS	>	1000	500	1500
N	>	17	5	50
F	>	0,1	-	-
DQO	<>	11,63	3	30

#### 2.5.2.4 Paisaje

Se caracterizó la estructura del paisaje en función de la composición de ambientes en cada uso del suelo estudiado. Para ello se realizó una clasificación de ambientes a partir de imágenes satelitales ópticas Landsat 5 TM (INPE, Path/Row 226/79). Las imágenes se corrigieron geométrica y radiométricamente y se llevaron los valores de conteo a reflectancia en superficie (Chander y Markham 2003).

La clasificación se realizó mediante el algoritmo no supervisado ISODATA implementado en el programa ERDAS Imagine®, considerando un umbral de convergencia del 98%, 40 iteraciones y 200 clases (Tou y Gonzalez 1974, ERDAS 1997). Posteriormente, y con fines operativos, se redujo el número de clases por medio de un análisis de conglomerados de sus firmas utilizando la distancia media euclidiana mediante el programa InfoStat®. La tipología de ambientes se estableció a partir del conocimiento de campo adquirido en las sucesivas campañas de muestreo.

Las lagunas muestreadas a campo fueron digitalizadas a partir del mapa base de imágenes satelitales Ikonos (GeoEye) y WorldView01 (DigitalGlobe) de 1 y 0,5 m de resolución espacial, respectivamente, provistas por el servidor de imágenes de ArcGis.

A partir de la clasificación obtenida y considerando una distancia de 250 m del borde de cada laguna estudiada, se generaron ventanas de análisis de una superficie promedio de 14 ha cada una. Para cada ventana se calcularon 7 métricas descriptivas de la estructura del paisaje (McGarigal y Marks 1995)

(Tabla 2.4). Para ello se utilizó la extensión Patch Analyst (Rempel et al. 2012) para ArcGis 9.3 (ESRI).

**Tabla 2.4.** Métricas de paisaje calculadas para la caracterización de los ambientes perilacunares.

Métrica	Unidades	Descripción	
Densidad	NumP	-	Número de parches de la clase <i>i</i>
	DNumP	1/ha	Densidad de parches de la clase <i>i</i>
Tamaño	CA	ha	Superficie total de la clase <i>i</i>
	MPS	ha	Tamaño medio de parche de la clase <i>i</i>
	PSSD	ha	Desviación estándar de tamaño de parche de la clase <i>i</i>
Borde	ED	m/m <sup>2</sup>	Densidad de borde o perímetro de parche de la clase <i>i</i>
Complejidad	MPFD	1/m	Dimensión fractal media de la clase <i>i</i> *

\*Valores de esta métrica próximos a 1 indican perímetros muy simples como círculos y valores próximos a 2 indican perímetros complejos y muy recortados.

### 2.5.3 Relevamientos de anfibios

Los muestreos de anfibios se realizaron la mediante transectas de inspección por encuentro visual (IEV) y puntos de registros auditivos (PRA) siguiendo las técnicas de Heyer y colaboradores (1994).

#### 2.5.3.1 Transectas para inspección por encuentro visual (IEV)

Para este punto se siguió la técnica propuesta por Lips et al. (2001), estableciendo transectas con una longitud de 15 m y un ancho de 2 m aproximadamente. Las transectas fueron recorridas durante 15 minutos entre las 21 horas y la una de la madrugada, registrando en ese lapso todos los anfibios observados.

Se tomaron registros fotográficos y de video como información complementaria para corroborar la identificación de los ejemplares observados.

### **2.5.3.2 Puntos de registros auditivos (PRA)**

Los PRA se realizaron de manera previa en los mismos sitios que las IEV. Se registraron 3 grabaciones de 10 minutos de duración de las vocalizaciones de anfibios a fin de estimar no solo las especies presentes sino también su abundancia a partir de la identificación del número de individuos presentes. Las vocalizaciones fueron registradas usando un grabador Sony ICD-PX312.

Los puntos de muestreo por vocalización se encontraban separados uno de otro por una distancia de más de 20 m a fin de evitar contar dos veces el mismo individuo.

### **2.5.3.3 Identificación y caracterización ecológica**

La especies fueron identificadas a través de la información disponible en bibliografía, guías, descripciones e inventarios disponibles (e.g., Cei 1980, Lavilla y Cei 2001, Álvarez et al. 1996, SIB-Parques Nacionales<sup>5</sup>, Amphibia Web<sup>6</sup>). Los registros auditivos fueron desgrabados y se identificaron las especies utilizando como referencia colecciones de cantos (e.g., Straneck et al. 1993, SIB-Parques Nacionales, Amphibia Web, EcoRegistros<sup>7</sup>) y registros propios.

---

<sup>5</sup> Sistema de Información de Biodiversidad. Disponible en: [[www.sib.gov.ar](http://www.sib.gov.ar)]

<sup>6</sup> Base de datos AmphibiaWeb. Disponible en: [[www.amphibiaweb.org/search/index.html](http://www.amphibiaweb.org/search/index.html)]

<sup>7</sup> Ecorregistros – Registros ecológicos de la comunidad. Disponible en: [<http://ecoregistros.com.ar>]

#### **2.5.4 Análisis de datos**

Se compararon los valores de la biomasa vegetal aérea y de las variables edáficas (excepto textura) y limnológicas entre los diferentes usos del suelo a fin de evaluar las diferencias entre ellos. Para ello se utilizaron modelos lineales generales (GLM), se consideraron los efectos del uso del suelo, la posición topográfica y la interacción según el caso, también se incluyó la heterocedasticidad por medio del modelado de la estructura de varianzas con la función identidad ( $\text{var}(\text{ident})$ ) y posteriores comparaciones múltiples DGC (Di Rienzo et al. 2002, Di Rienzo et al. 2009a).

Se analizaron asociaciones entre variables por medio de correlaciones no paramétricas de Spearman. Se realizó un ordenamiento de las lagunas estudiadas bajo los diferentes usos del suelo mediante un análisis de componentes principales (PCA) en función de las variables ambientales para cada dimensión considerada (Vegetación, Suelo, Agua, Paisaje). De este modo se obtuvieron los dos primeros componentes principales para cada dimensión de variables, los que resumen la mayor parte de la variabilidad. Posteriormente, sobre estos componentes obtenidos se realizó un nuevo ordenamiento.

Todos los análisis estadísticos descriptos en el párrafo anterior fueron realizados utilizando el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2009b).

A partir de los relevamientos de anfibios se calculó la riqueza de especies (S), la diversidad de las mismas a través de distintos índices (Shannon-Weaver -H-, Simpson -Ds-, inverso del índice de Simpson  $-1/Ds-$ ) y la similitud entre sitios a través del índice de similitud de Sørensen (IS). En el



Anexo I (pág. 199) se detallan los mismos y las ecuaciones utilizadas para su estimación.

Para el análisis de la asociación anfibios-lagunas (especies vs. sitios) y anfibios-lagunas-componentes principales ambientales (CP), se exploró la relación entre la abundancia de los anfibios y los CP por medio de un análisis de gradientes (lineal, unimodal o bimodal, según el caso). En función de las relaciones encontradas se realizó un análisis de ordenamiento directo de especies y lagunas por medio de un Análisis de Correspondencia (AC) (Greenacre y Hastie 1987). Este método mide la variabilidad existente en la matriz especies-sitios como la *inercia total* que se puede descomponer en la *inercia* de cada especie o por sitios. Las distancias entre los puntos que representan las especies (o sitios) en el gráfico (*biplot*) miden la discrepancia entre ellos. Las distancias entre puntos especies y sitios carecen de sentido, pero si dichos puntos caen en la misma dirección respecto al origen se encuentran positivamente correlacionados, mientras que aquellos que caen en direcciones opuestas se encuentran negativamente correlacionados. La variabilidad explicada por cada eje de ordenación es representada por la *inercia* (Di Rienzo et al., 2009b).

El análisis de asociaciones entre especies y lagunas restringido por las variables ambientales resumidas en los respectivos CP se realizó por medio de un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA; Ter-Braak 1986). Esta técnica de ordenamiento restringido permite analizar la estructura de datos de la tabla especies y sitios que maximiza la relación con una segunda tabla, en este caso compuesta por las variables ambientales y los sitios. La *inercia total* explicada por el CCA se compone de una *inercia no restringida* proveniente del AC y una

*inercia restringida* proveniente del CCA (Vertel Morinsón 2010). Estos análisis fueron realizados con el paquete *vegan* (Oksanen et al. 2012) en el entorno del software R (R Core Team 2013).

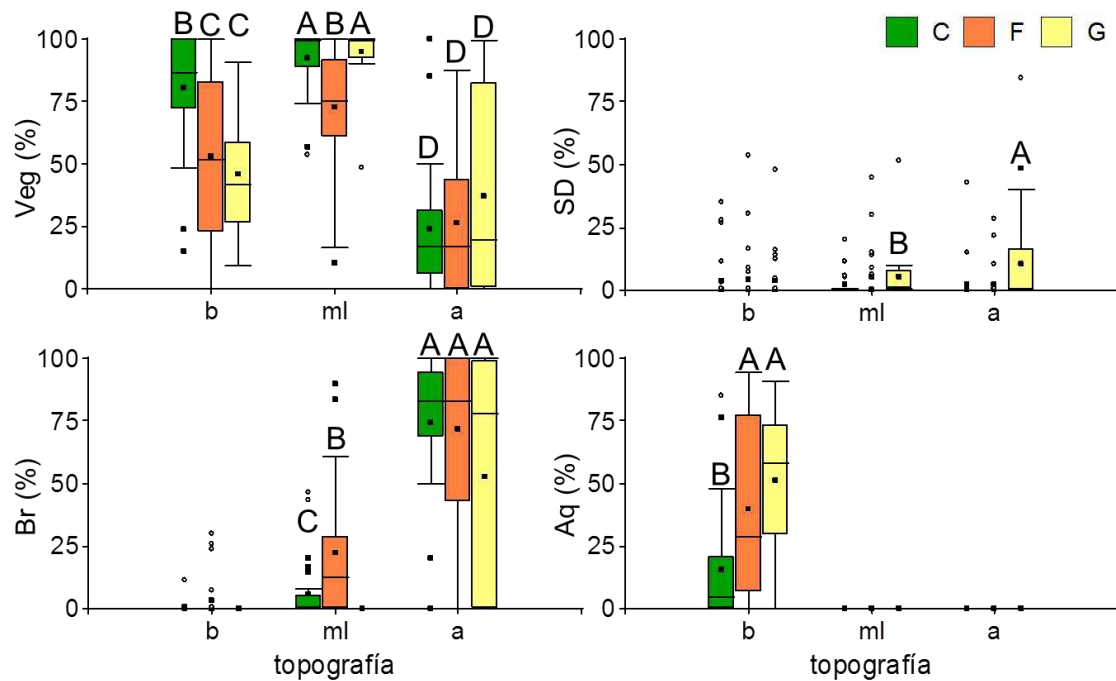
## **2.6 Resultados**

### **2.6.1 Caracterización ambiental**

#### **2.6.1.1 Vegetación**

Tal como se observa en la Figura 2.4 y en la Tabla 2.5, la cobertura de vegetación dependió de la interacción entre el uso del suelo y la posición topográfica ( $F = 9,28$ ;  $p < 0,0001$ ). La media loma en el Parque Nacional (C) y en el campo ganadero (G) presentó una cobertura de vegetación significativamente mayor respecto al resto de los sitios considerados. La mayor cobertura de SD se registró en las posiciones altas de G, seguida por su media loma. Los otros sitios presentaron una cobertura menor y no mostraron diferencias significativas entre sí. Los altos relativos tuvieron la mayor cobertura de broza ( $F = 3,62$ ;  $p = 0,0286$ ) sin encontrar diferencias significativas entre los tres usos considerados.

En todos los usos el menor porcentaje de cobertura de vegetación herbácea se encontró en las posiciones topográficas altas, mientras que, como era esperable, solo se registró superficie de agua libre en los bajos ya que éstos se localizan en las áreas permanentemente anegadas, donde C registró una cobertura significativamente menor a la de los otros usos ( $F = 14,51$ ;  $p < 0,0001$ ; Figura 2.4, Tabla 2.5).

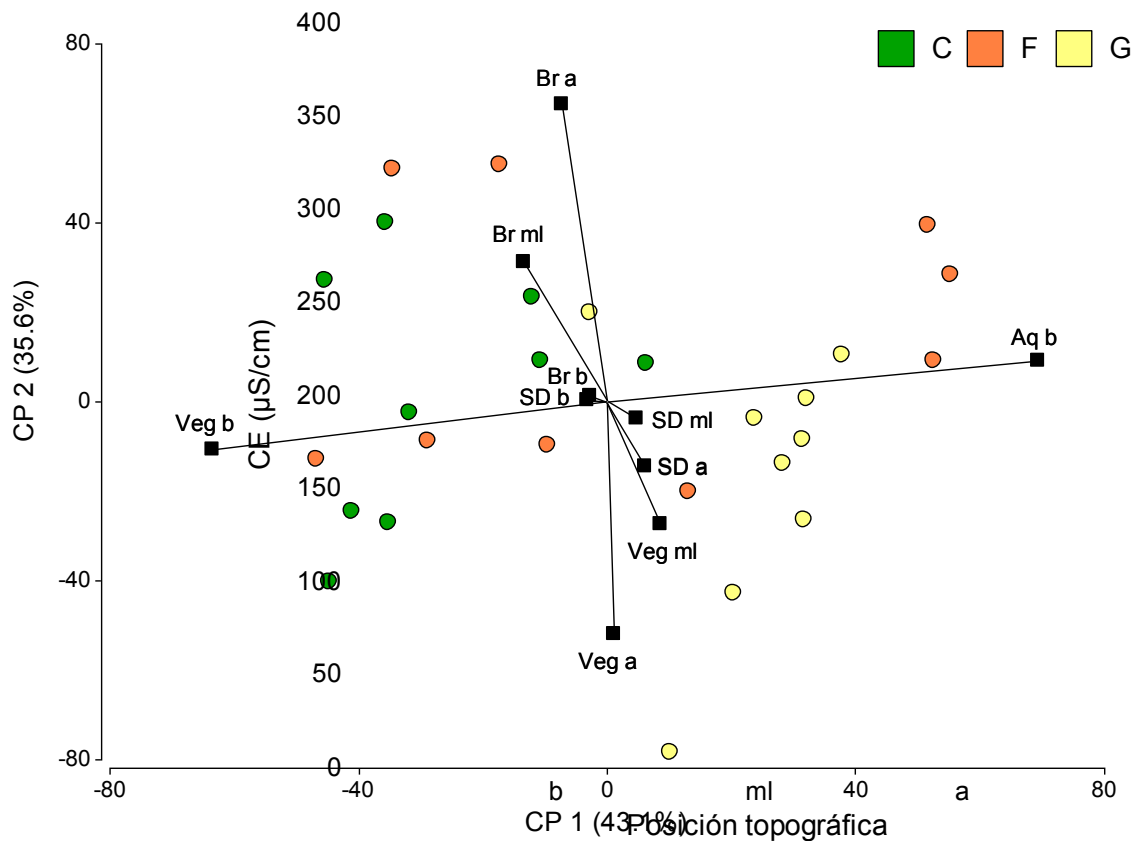


**Figura 2.4.** Porcentaje de cobertura del suelo: vegetación herbácea (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br), agua (Aq), para cada uso del suelo (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) discriminado por la posición topográfica relativa (b = bajo, ml = media loma, a = alto). Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

**Tabla 2.5.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura del suelo para vegetación herbácea (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br) y agua (Aq), en función de la combinación entre tipo de uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (Topo; a = alto, ml = media loma, b = bajo) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente).

Variable	Uso*Topo	Media	DE	Mín	Máx	Uso*Topo	Media	DE	Mín	Máx	Uso*Topo	Media	DE	Mín	Máx
Veg	Ca	29	32	0	100	Ga	38	39	0	100	Fa	26	29	0	88
SD		2	9	0	43		10	20	0	85		2	7	0	28
Br		69	34	0	100		52	45	0	100		72	32	0	100
Aq		0	0	0	0		0	0	0	0		0	0	0	0
Veg	Cml	92	13	54	100	Gml	95	11	48	100	Fml	75	26	10	100
SD		2	5	0	20		5	11	0	52		4	11	0	45
Br		6	13	0	46		0	0	0	0		21	27	0	90
Aq		0	0	0	0		0	0	0	0		0	0	0	0
Veg	Cb	80	24	15	100	Gb	46	23	9	91	Fb	56	31	0	100
SD		4	10	0	35		4	10	0	48		4	12	0	54
Br		0	2	0	11		0	0	0	0		3	9	0	30
Aq		15	23	0	85		51	26	0	91		36	33	0	94

Las coberturas de Veg y SD mostraron una correlación negativa con respecto a Br para las posiciones de alto ( $r_s = -0,96$ ;  $p < 0,00001$  y  $r_s = -0,64$ ;  $p < 0,00001$ , respectivamente). Asimismo, en la media loma, Br y Veg resultaron correlacionadas negativamente ( $r_s = -0,79$ ;  $p < 0,00001$ ). En las posiciones de bajo se observó una correlación negativa significativa entre Veg y Aq ( $r_s = -0,96$ ;  $p < 0,00001$ ).



**Figura 2.5.** Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables la cobertura del suelo considerando las categorías vegetación herbácea (Veg), suelo desnudo (SD), broza (Br) y agua libre (Aq) discriminadas para cada posición topográfica relativa. Se identificaron los usos utilizando diferentes colores (C = conservación; F = forestación y G = ganadería).

El análisis de componentes principales (PCA) mostró un ordenamiento de las lagunas estudiadas bajo los diferentes usos del suelo. El primer componente explicó el 43,1% de la variabilidad de los datos y presentó una fuerte correlación positiva con la cobertura de agua libre (Aq b,  $r = 0,98$ ) y

negativa con la cobertura de vegetación (Veg b,  $r = -0,97$ ) en las posiciones topográficas más bajas. El segundo explicó un 35,6% de la variabilidad y estuvo asociado positivamente con la cobertura de broza (Br a,  $r = 0,95$ ) y negativamente con la vegetación (Veg a,  $r = -0,91$ ), ambas correspondientes a los ambientes de alto. De este modo, el espacio conformado por ambos componentes explicó el 78,7% de la variabilidad total (Figura 2.5). Asociado al primer componente se ordenan G con la mayor cobertura Aq b (y la menor de Veg b) mientras que los sitios pertenecientes a F presentaron valores muy variables entre los distintos sitios. Los sitios de C estuvieron asociados a una mayor cobertura de vegetación en los bajos y, contrariamente, a una menor cobertura de agua. Sobre el segundo componente, los sitios G mostraron mayor cobertura de vegetación en los altos, mientras que en esta misma parte del gradiente los sitios de F y C se caracterizaron por presentar una baja cobertura de vegetación y alta en broza (Figura 2.4, Tabla 2.5).

En cuanto a la cobertura de los tipos funcionales considerados para la vegetación herbácea, las estimaciones obtenidas para cada sitio en función de su ubicación en el gradiente topográfico y del tipo de uso del suelo se presentan en las Tablas 2.6, 2.7 y 2.8.

**Tabla 2.6.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura de los tipos funcionales de vegetación (TF; Hg = hierba alta graminoide, HI = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba acuática de flotante, Hq = hierba acuática arraigada, S = subarbustiva, E = enredadera) en función de la combinación entre el uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (a = alto) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente).

TF	Ca				Ga				Fa			
	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx
E	1,5	6,2	0,0	31,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,8	0,0	3,9
Hb	5,7	11,0	0,0	50,0	16,8	22,5	0,0	81,3	6,4	10,7	0,0	36,2
Hf	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	4,0	9,7	0,0	45,7	7,8	20,6	0,0	92,2	4,6	11,4	0,0	45,7
HI	0,9	2,3	0,0	8,4	2,1	10,9	0,0	56,5	5,9	12,9	0,0	49
Hp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hq	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hr	4,2	8,3	0,0	31,8	6,8	16,2	0,0	73,4	0,9	3,2	0,0	13,7
S	7,6	12,8	0,0	46,5	3,7	7,5	0,0	33,3	8,3	13,9	0,0	51,2

**Tabla 2.7.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura de los tipos funcionales de vegetación (TF; Hg = hierba alta graminoide, HI = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba acuática de flotante, Hq = hierba acuática arraigada, S = subarbustiva, E = enredadera) en función de la combinación entre el uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (ml = media loma) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente).

TF	Cml				Gml				Fml			
	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx
E	1,5	7,7	0,0	40,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	5,1
Hb	10,0	15,5	0,0	45,9	37,1	34,2	0,0	99,4	15,9	24,2	0,0	94,6
Hf	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	58,6	35,0	0,2	99,3	37,7	31	0,0	93,2	40,5	31,1	0,0	98,9
HI	3,5	5,8	0,0	20,0	0,1	0,2	0,0	0,7	1,6	4,5	0,0	17,1
Hp	3,7	9,1	0,0	37,1	1,1	3,6	0,0	17,0	0,3	1,7	0,0	8,1
Hq	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,9	0,0	9,4	0,3	1,2	0,0	5,9
Hr	2,4	7,6	0,0	37,8	17,3	18,1	0,0	65,2	4,3	12,2	0,0	56,0
S	12,5	17,6	0,0	51,9	1,4	5,6	0,0	27,6	9,7	18,5	0,0	66,6



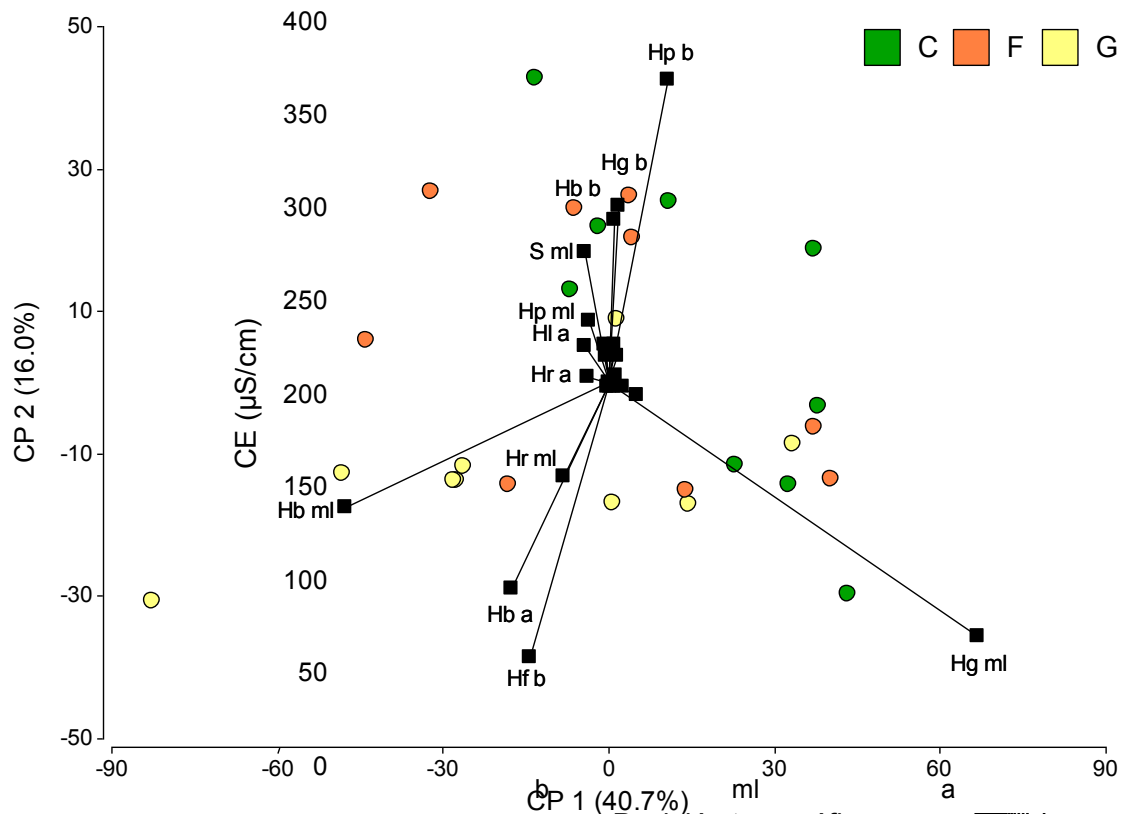
**Tabla 2.8.** Medidas resumen del porcentaje de cobertura de los tipos funcionales de vegetación (TF; Hg = hierba alta graminoide, HI = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba acuática de flotante, Hq = hierba acuática arraigada, S = subarbusciva, E = enredadera) en función de la combinación entre el uso (C = conservación, F = forestación, G = ganadería) y la posición topográfica relativa (b = bajo) (DE = desvío estándar, Mín. y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente).

TF	Cb				Gb				Fb			
	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx
E	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,4
Hb	19,0	25,5	0,0	82,8	19,2	17,0	0,0	62,4	18,3	24,4	0,0	100
Hf	16,7	26,8	0,0	92,7	18,9	23,3	0,2	73,4	12,3	22,7	0,0	83,1
Hg	13,6	27,7	0,0	99	4,4	10,5	0,0	48,9	6,7	16,1	0,0	71,0
HI	1,9	5,1	0,0	21,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Hp	24,3	29,7	0,0	89,7	1,4	2,9	0,0	14,7	13,3	19,9	0,0	67,4
Hq	1,5	4,5	0,0	21,1	1,2	5,7	0,0	29,9	1,0	4,7	0,0	24,5
Hr	0,6	1,9	0,0	6,8	0,7	1,7	0,0	7,0	0,3	1,4	0,0	7,0
S	2,8	6,7	0,0	24,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	6,0	0,0	30,9

En la media loma se observó una correlación negativa entre las herbáceas gramíneas bajas (Hb) y las altas (Hg,  $r_s = -0,71$ ;  $p < 0,00001$ ) y positiva con las rastreras (Hr,  $r = 0,59$ ;  $p < 0,001$ ). Asimismo, las subarborescentes y las latifoliadas mostraron una correlación positiva ( $r_s = 0,59$ ,  $p = 0,0012$ ).

No se registró cobertura de Hf, Hp y Hq en las posiciones topográficas relativas de altos (Tabla 2.6), mientras que en la media loma de los tres tipos de uso del suelo las Hf estuvieron ausentes (Tabla 2.7).

El primer componente del PCA explicó el 40,7% de la variabilidad de los datos y presentó en la media loma una fuerte correlación positiva con la cobertura de herbáceas gramíneas de gran porte y negativa con las bajas ( $r = 0,93$  y  $r = -0,89$  respectivamente). El segundo explicó el 16% y estuvo asociado positivamente con la cobertura de vegetación palustre de los bajos ( $r = 0,65$ ) y, en menor medida, se relacionó negativamente con la vegetación acuática de lámina flotante ( $r = -0,61$ ). Este eje se relacionó en las zonas altas con las herbáceas de bajo porte ( $r = -0,52$ ). El espacio conformado por ambos componentes explicó el 56,7% de la variabilidad (Figura 2.6). Asociado al primer componente se ordenan los sitios de C, con una tendencia a la mayor cobertura de Hg de la media loma, seguido por los de F y finalmente por los de G, que exhiben la menor cobertura de este tipo funcional. El segundo componente ordena las lagunas pertenecientes a C, luego las de F y finalmente las de G en sentido decreciente de cobertura de Hp en los bajos, o lo que es equivalente, en sentido creciente de cobertura de Hf en los bajos y Hb en los altos (Figura 2.6, Tabla 2.6, 2.7 y 2.8).

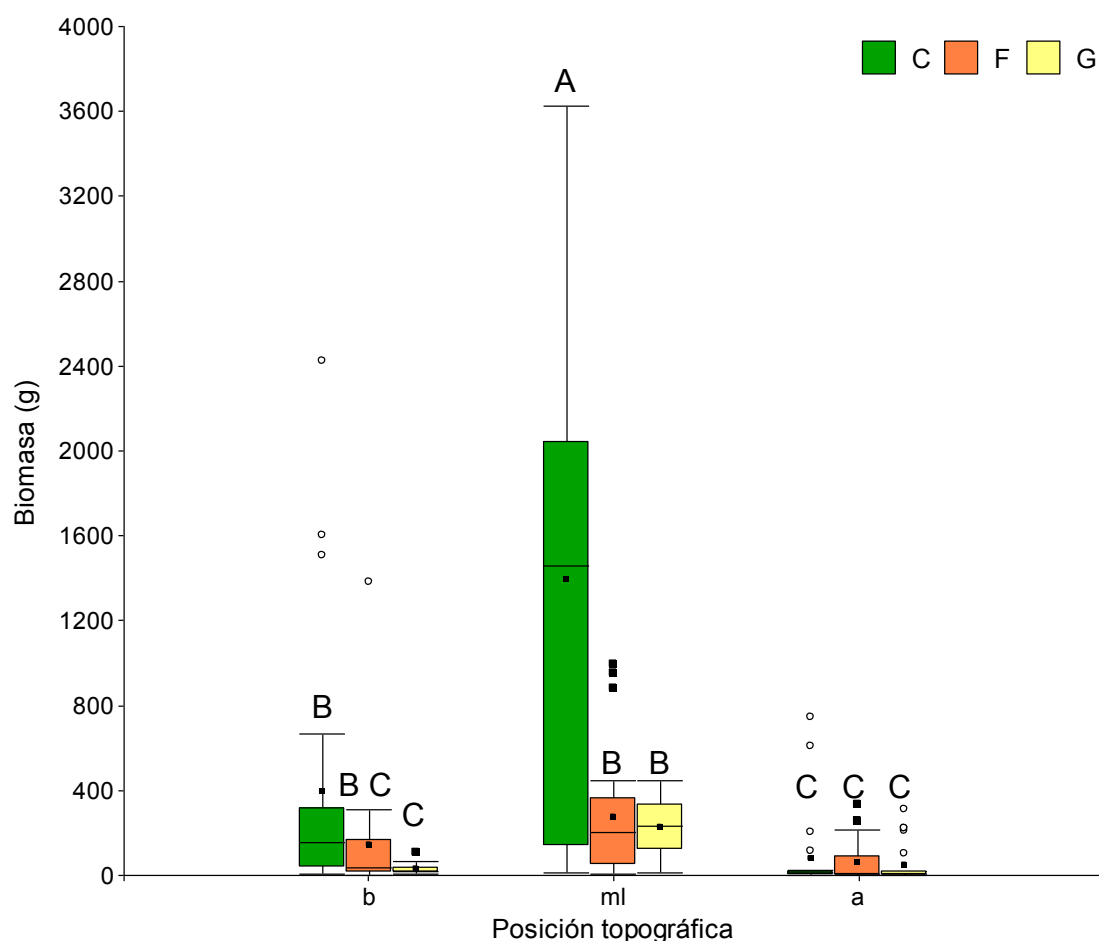


**Figura 2.6.** Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables la cobertura de los TF de vegetación discriminada para cada posición topográfica alto (a), media loma (ml), bajo (b). C = conservación; F = forestación y G = ganadería. Hg = hierba alta graminoide, Hl = hierba alta latifoliada, Hb = hierba baja, Hr = hierba rosetoide y rastrojera, Hp = hierba palustre, Hf = hierba flotante, Hq = hierba acuática, S = subarbusciva, E = enredadera.

En cuanto a la biomasa aérea (Tabla 2.9 y Figura 2.7), se encontraron diferencias significativas entre los sitios dependiendo del uso del suelo y la posición topográfica ( $F = 8,12$ ;  $p < 0,0001$ ), siendo el mayor valor observado en la media loma de C aunque con una gran variabilidad. En el extremo opuesto, los altos relativos en los tres usos considerados y los bajos pertenecientes al uso ganadero se caracterizaron por tener la menor biomasa vegetal aérea.

**Tabla 2.9.** Biomasa aérea herbácea ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) por posición topográfica (Topo) y uso. a = alto; ml = media loma; b = bajo; C = conservación; F = forestación; G = ganadería; DE = desvío estándar).

Topo	C		G		F	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE
a	79	40	47	18	59	19
ml	1394	217	225	28	277	64
b	390	124	30	5	143	58



**Figura 2.7.** Biomasa herbácea aérea total ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

### 2.6.1.2 Suelos

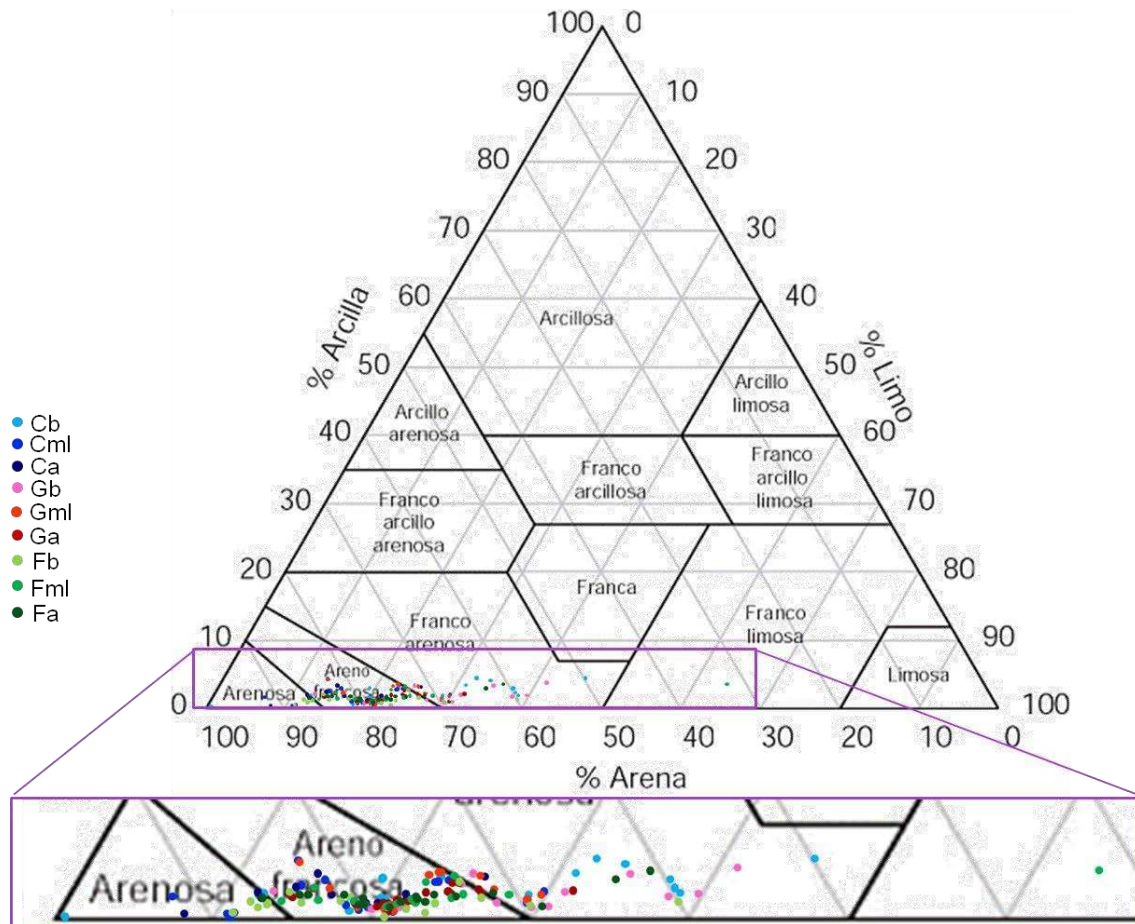
Se analizaron 162 muestras superficiales de suelo de las cuales el 69% (112) presentó una textura areno-francosa, siendo mayoritaria en todas las

posiciones topográficas independiente del tipo de uso del suelo. El 20% de las muestras presentaron una textura franco-arenosa mientras que el 10% correspondió a texturas arenosas y sólo 1 muestra (0,6%) fue franco-limosa y se encontró en un sitio topográfico alto perteneciente al uso forestal (Tabla 2.10).

**Tabla 2.10.** Grupos texturales obtenidos a partir de la composición de arena, arcilla y limo de las muestras correspondientes a cada uso (C = conservación; F = forestación; G = ganadería) y su posición topográfica (Topo; b = bajo; ml = media loma; a = alto). FA: frecuencia absoluta equivalente a la cantidad de muestras. FR: frecuencia relativa.

Uso	Topo	Grupo textural	FA	FR
C	a	Areno francosa	13	0,72
		Arenosa	4	0,22
		Franco arenosa	1	0,06
	ml	Areno francosa	13	0,72
		Arenosa	3	0,17
		Franco arenosa	2	0,11
	b	Areno francosa	7	0,39
		Arenosa	3	0,17
		Franco arenosa	8	0,44
G	a	Areno francosa	17	0,94
		Franco arenosa	1	0,06
	ml	Areno francosa	14	0,78
		Franco arenosa	4	0,22
	b	Areno francosa	9	0,50
		Franco arenosa	9	0,50
F	a	Areno francosa	13	0,72
		Arenosa	4	0,22
		Franco arenosa	1	0,06
	ml	Areno francosa	15	0,83
		Franco arenosa	2	0,11
		Franco limosa	1	0,06
	b	Areno francosa	11	0,61
Arenosa		5	0,28	
Franco arenosa		2	0,11	

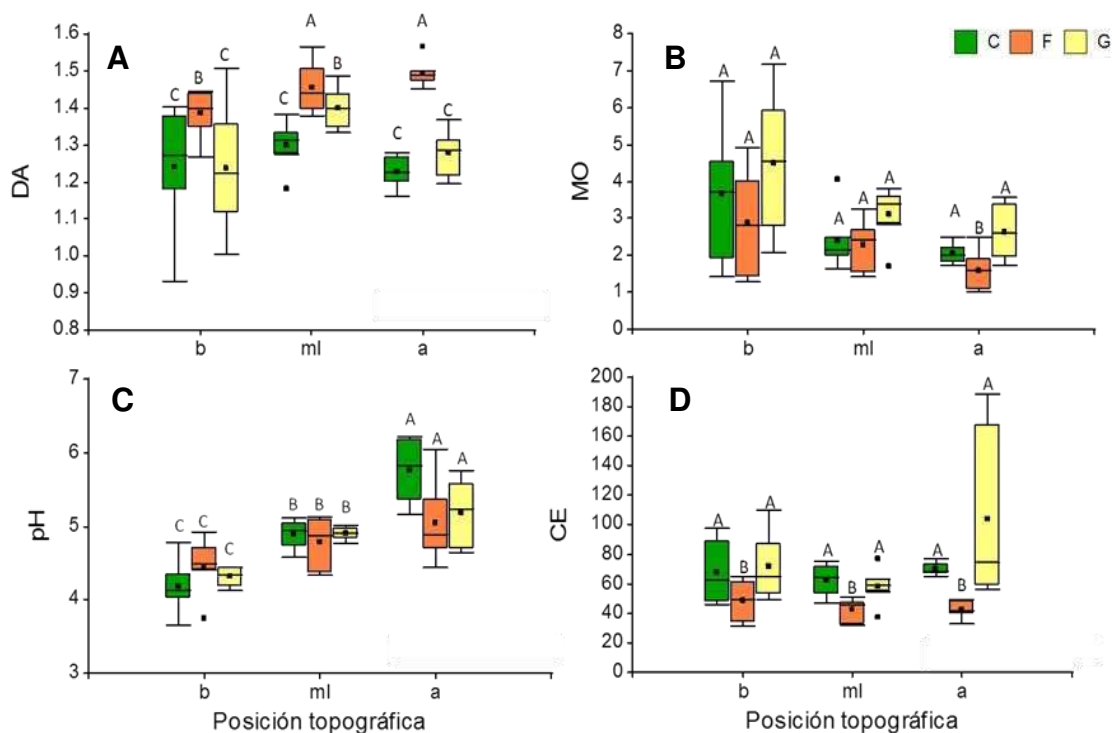
Los suelos analizados presentaron, en promedio, muy bajo contenido de arcilla (1,42%, DE = 0,71%), moderado contenido de limo (22,3%, DE = 7,8%) y alto contenido de arena (76,2%; DE = 69,4%) (Figura 2.8).



**Figura 2.8.** Caracterización de los suelos en función de su composición textural de acuerdo al USDA (United States Department of Agriculture). Los colores muestran las distintas combinaciones de uso y topografía (Cb = bajos del sitio de conservación; Cml = medias lomas del sitio de conservación; Ca = altos del sitio de conservación; Gg = bajos del sitio ganadero; Gml = medias lomas del sitio ganadero; Ga = altos del sitio ganadero; Fb = bajos del sitio forestal; Fml = medias lomas del sitio forestal; Fa = altos del sitio forestal).

La densidad aparente (DA) del suelo presentó un valor medio general de  $1,33 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  y sus valores oscilaron entre  $0,93 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  y  $1,57 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ . Para cada posición topográfica se observaron los mayores valores para el predio forestal respecto de los otros dos usos. En particular, en la media loma y en el alto se

obtuvieron los valores significativamente más altos ( $F = 3,18$ ;  $p = 0,0221$ ). En la media loma también se obtuvo una DA significativamente mayor en G comparado con C (Figura 2.9).



**Figura 2.9.** A- Densidad aparente (DA;  $g \cdot cm^{-3}$ ), B- contenido de materia orgánica en el suelo (MO; %), C- pH y D- conductividad eléctrica del suelo (CE;  $\mu S \cdot cm^{-1}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

El contenido de materia orgánica (MO) presentó un promedio general de 2,80% aunque mostró una gran variabilidad, alcanzando valores entre 1,02% y 7,18%. La mayor variabilidad se registró en las posiciones topográficas bajas donde, a su vez, se encontraron los mayores valores (Figura 2.9.B). No se encontraron diferencias significativas en el contenido medio de MO entre los

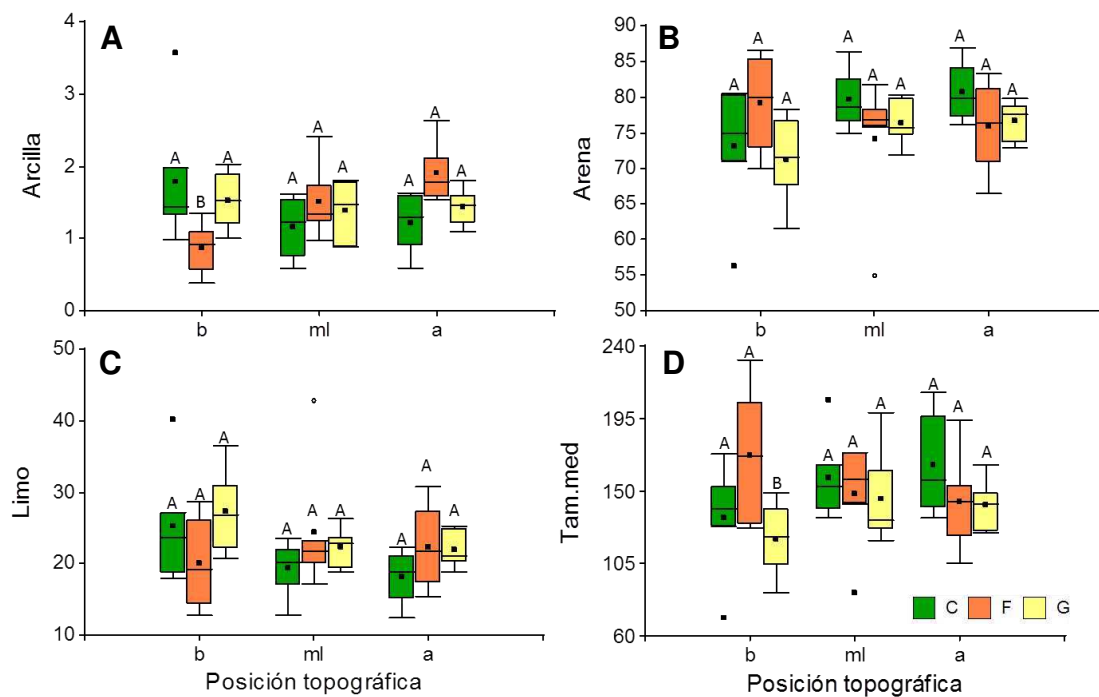
diferentes uso y topografías, salvo en los altos de F, donde se obtuvo el menor valor medio ( $F = 7,56$ ;  $p = 0,0015$ ).

Los valores de pH fueron en todos los casos menores a 7 (media = 4,8) variando desde condiciones de acidez ( $pH = 3,5$ ) hasta valores casi neutros ( $pH = 6,5$ ). Los valores obtenidos mostraron un gradiente de pH asociado a la posición topográfica, donde los bajos relativos resultaron significativamente más ácidos, seguido por las media lomas y finalmente los altos con los valores más altos de pH ( $F = 30,13$ ;  $p < 0,0001$ ). No se encontraron diferencias significativas entre los usos ( $F = 1,18$ ;  $p = 0,3175$ ; Figura 2.9.C).

Por su parte, la conductividad eléctrica promedio fue de  $59 \mu S \cdot cm^{-1}$  con valores entre un rango de  $31,6 \mu S \cdot cm^{-1}$  y  $188,6 \mu S \cdot cm^{-1}$ . En el predio forestal se encontraron valores significativamente menores comparados con los obtenidos en el Parque Nacional y en el campo ganadero ( $F = 18,52$ ;  $p < 0,0001$ ), los cuales no mostraron diferencias significativas entre ellos. Asimismo, no se encontraron diferencias significativas entre posiciones topográficas para cada tipo de uso del suelo ( $F = 2,83$ ;  $p = 0,07$ ; Figura 2.9.D).

El contenido promedio de arcilla fue de 1,42% (rango = 0,39% - 3,57%). No se observaron diferencias significativas en esta variable entre los usos y las topografías con excepción de los bajos de F, en donde se observó un contenido significativamente menor ( $F = 4,96$ ;  $p = 0,0021$ ) (Figura 2.10.A).





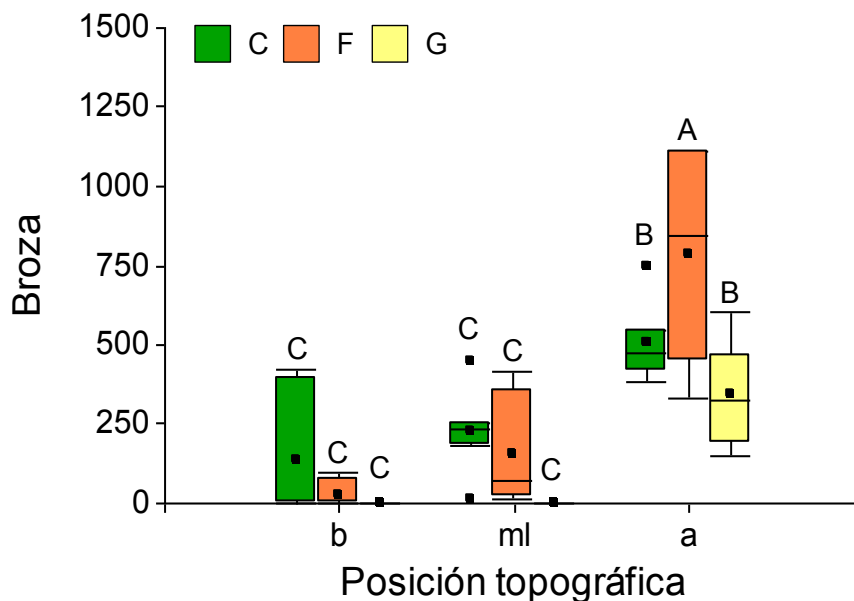
**Figura 2.10.** Contenido de **A-** arcilla (%) **B-** arena (%) **C-** limo (%) y **D-** tamaño medio de partícula (tam.med,  $\mu\text{m}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

El contenido medio de arena fue de 76,24% (rango = (54,84 - 86,91) %) sin encontrar diferencias significativas entre usos y posiciones topográficas ( $F_{\text{uso}} = 1,47$ ;  $F_{\text{topografía}} = 1,28$ ;  $F_{\text{interacción}} = 1,51$ ;  $p > 0,20$  en todos los casos; Figura 2.10.B).

El contenido de limo promedió el 22% con mínimos de 12,5% y máximos de 42,75%. No se encontraron diferencias significativas entre usos y posiciones topográficas en el contenido de limo ( $F_{\text{uso}} = 1,68$ ;  $F_{\text{topografía}} = 1,60$ ;  $F_{\text{interacción}} = 1,33$ ;  $p > 0,20$  en todos los casos; Figura 2.10.C).

En cuanto al tamaño medio de partículas, éste fue de 147,56  $\mu\text{m}$  (rango = (70,7 - 231,65)  $\mu\text{m}$ ). No se encontraron diferencias significativas salvo en los bajos de G donde se registraron valores significativamente menores respecto al resto de las posiciones topográficas y usos ( $F = 2,64$ ;  $p = 0,05$ ; Figura 2.10.D).

El contenido de broza promedio fue de 242,48  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$  variando desde sitios sin broza hasta alcanzar un valor máximo de 1113,3  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ . El mayor contenido se encontró, en general, en las posiciones de altos relativos, particularmente en los sitios de F ( $F = 18$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 2.11). Entre las posiciones de bajo y media loma no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes usos.



**Figura 2.11.** Contenido de broza ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) para cada posición topográfica y uso. b = bajo; ml = media loma; a = alto; C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

b ml a  
Posición topográfica

En los bajos CE y MO resultaron correlacionadas negativamente con la DA ( $r_s = -0,86$  y  $r_s = -0,88$ ,  $p < 0,00001$ , respectivamente). El contenido de MO también se correlacionó negativamente con el pH, el contenido de Arena y el

tamaño medio de partícula y positivamente con la CE y el contenido de Limo ( $r_s = -0,70$ ,  $r_s = -0,72$ ,  $r_s = -0,75$ ,  $r_s = 0,82$  y  $r_s = 0,77$ ,  $p < 0,001$  respectivamente). El contenido de Arena se asoció negativamente con el contenido de Limo y Arcilla y positivamente con el tamaño medio de partícula ( $r_s = -0,99$ ,  $r_s = -0,79$ ,  $r_s = 0,97$ ,  $p < 0,001$ ).

La CE en las posiciones de media loma presentó una correlación negativa con la DA de los bajos ( $r_s = -0,71$ ,  $p = 0,00094$ ), mientras que la MO de media loma y bajo se asociaron positivamente ( $r_s = 0,67$ ,  $p = 0,0022$ ).

En la media loma, la DA y la CE se relacionaron negativamente ( $r_s = -0,67$ ,  $p = 0,0025$ ). Al igual que lo observado en los bajos, el contenido de Arena correlacionó negativamente con el contenido de Limo y Arcilla y positivamente con el tamaño medio de partícula ( $r_s = -1,00$ ,  $r_s = -0,83$ ,  $r_s = 0,89$ ,  $p < 0,00001$ ).

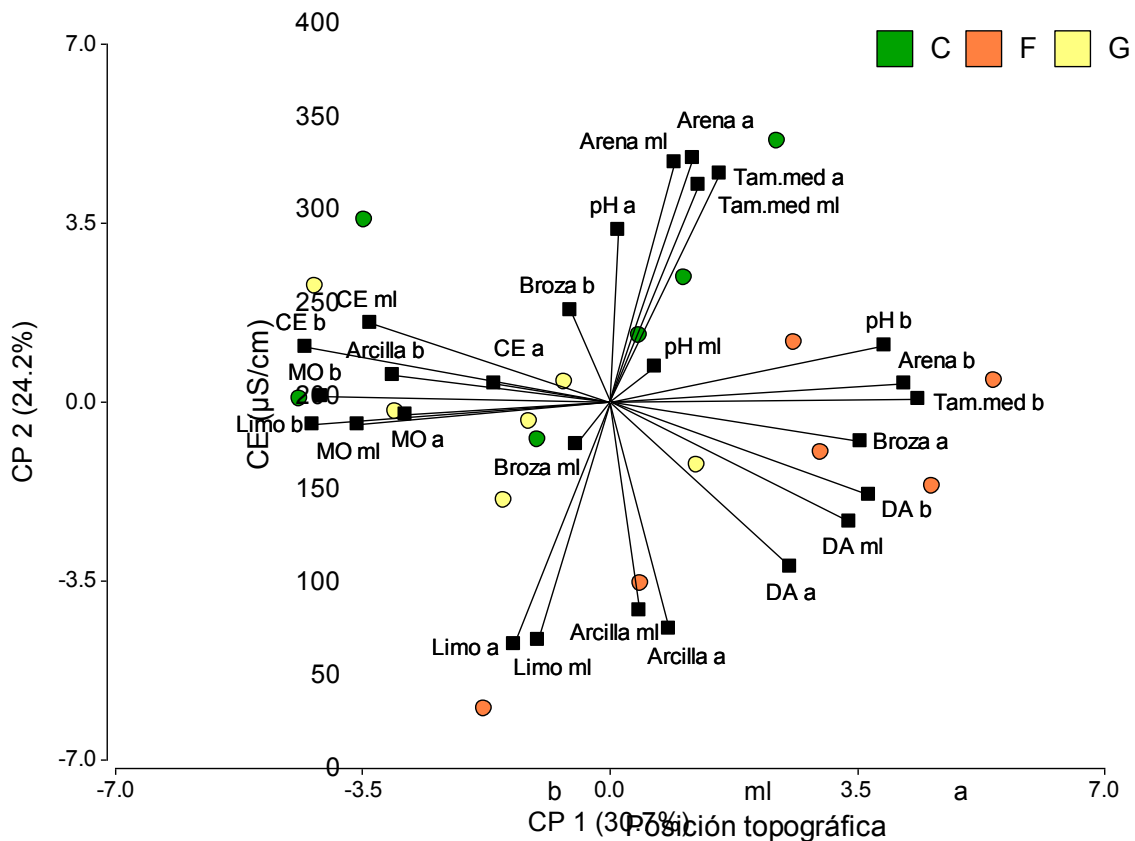
La DA y la CE se correlacionaron de forma positiva entre las posiciones de alto y media loma respectivamente ( $r_s = 0,68$ ,  $r_s = 0,72$ ,  $p < 0,001$ ).

En las posiciones altas la CE se correlacionaron negativamente con la DA y positivamente con la MO ( $r_s = -0,80$ ,  $r_s = 0,77$ ,  $p < 0,0001$ ). Y como se mencionó anteriormente para las posiciones de bajo y media loma, el contenido de Arena correlacionó negativamente con el contenido de Limo y Arcilla y positivamente con el tamaño medio de partícula ( $r_s = -1,00$ ,  $r_s = -0,86$ ,  $r_s = 0,95$ ,  $p < 0,00001$ ).

El PCA realizado con las variables edáficas estandarizadas (Figura 2.12) mostró que el espacio conformado por los dos primeros componentes explicó el

54,9%. El primer componente (CP1) explicó el 30,7% de la variabilidad de los datos y se asoció para los ambientes de bajo principalmente y de forma positiva con las siguientes variables: contenido de arena ( $r = 0,84$ ), el tamaño medio de partícula ( $r = 0,88$ ) y el pH ( $r = 0,78$ ); además estuvo relacionada positivamente con la densidad aparente en las tres posiciones topográficas ( $r = 0,74$ ). Por otra parte, se asoció negativamente con la CE ( $r = -0,87$ ) y los porcentajes de limo y de MO ( $r = -0,85$  y  $r = -0,82$ , respectivamente). El segundo componente (CP2) explicó el 24,2% de la variabilidad y estuvo relacionado positivamente con el contenido de arena y tamaño medio de partícula para las posiciones de media loma ( $r = 0,84$  y  $r = 0,76$  respectivamente) y alto ( $r = 0,85$  y  $r = 0,80$  respectivamente). Además se asoció negativamente con el contenido de Limo ( $r = -0,83$ ,  $r = -0,85$ ) y arcilla ( $r = -0,73$ ,  $r = -0,79$ ) en media loma y alto.

Los sitios correspondientes a la F se ordenaron preferentemente en el cuadrante formado por los valores más altos y positivos del primer componente (CP1) y valores negativos del segundo componente principal (CP2). Presentaron una mayor DA en todas las posiciones topográficas, mayor tamaño medio de partículas, contenido de arena y pH en los bajos, mayor contenido de limo y arcilla en las posiciones de media loma y alto. Los sitios pertenecientes a C se ubicaron en valores medios y bajos del CP1 y medios a altos del CP2, asociados a mayor un contenido de arena y tamaño medio de partículas en media loma y alto, un mayor contenido de materia orgánica y arcilla y una mayor conductividad eléctrica en las posiciones bajas. Los sitios de G se encontraron en valores intermedios respecto de los anteriores usos (Figura 2.12).

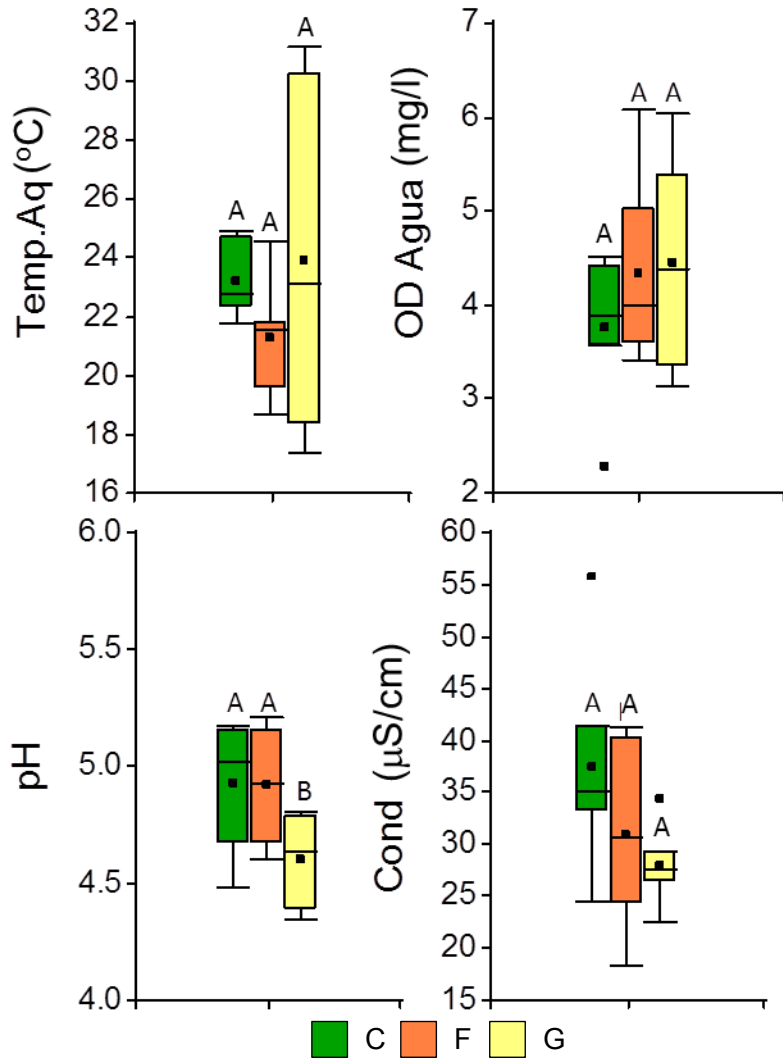


**Figura 2.12.** Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables características edáficas para cada posición topográfica: alto (a), media loma (ml), bajo (b). C = conservación de; F = forestación; G = ganadería.

### 2.6.1.3 Agua

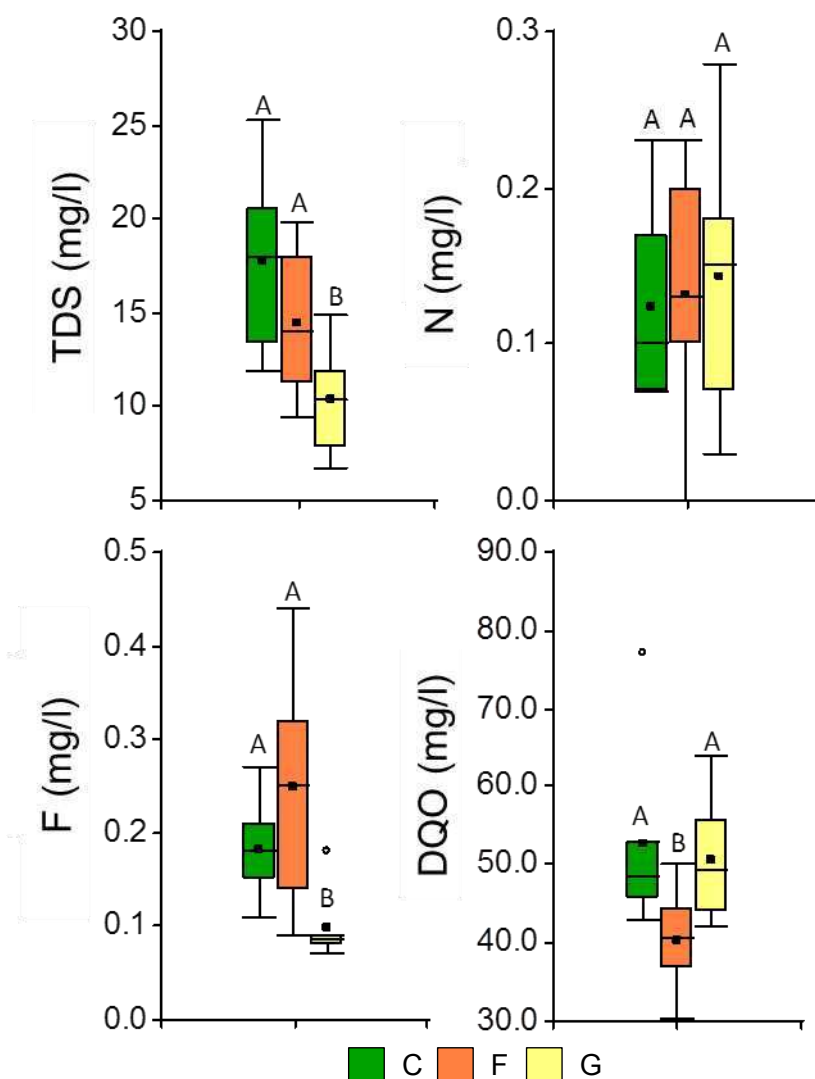
Los análisis de los parámetros físico-químicos del agua de las lagunas estudiadas en los tres tipos de uso se muestran en las Figuras 2.13 y 2.14. Se registró un menor contenido de oxígeno disuelto en el agua en el uso C respecto de los usos G y F. Las lagunas pertenecientes a G resultaron significativamente más ácidas ( $F = 3,81$ ;  $p = 0,0459$ ), con menor contenido de sólidos disueltos ( $F = 5,75$ ;  $p = 0,014$ ) y fosfatos ( $F = 7,16$ ;  $p = 0,0066$ ). G y F presentaron una menor conductividad eléctrica respecto de C ( $F = 2,29$ ;  $p = 0,05$ ). La demanda química de oxígeno resultó significativamente mayor en C y G ( $F = 3,69$ ;  $p < 0,05$ ). No se encontraron diferencias significativas en la temperatura del agua ( $F = 2,05$ ;  $p = 0,16$ ), el oxígeno disuelto ( $F = 0,9$ ;  $p =$

0,42), la conductividad eléctrica ( $F = 2,29$ ;  $p = 0,13$ ) y en el contenido total de nitrógeno ( $F = 0,1$ ;  $p = 0,90$ ).



**Figura 2.13.** Parámetros físico-químicos medidos en las lagunas para los tres usos del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería; Temp.Aq = temperatura del agua (°C), OD Agua = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica (μS/cm)). Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

400  
350  
300  
250  
200  
150  
100  
50  
0



**Figura 2.14.** Parámetros físico-químicos medidos en las lagunas para los tres usos del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería; TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l)). Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

Los valores de los distintos parámetros físico-químicos medidos en el agua para cada uso del suelo se resumen en la Tabla 2.11.

400  
350  
300  
250  
200  
150  
100  
50  
0

b ml a  
Posición topográfica

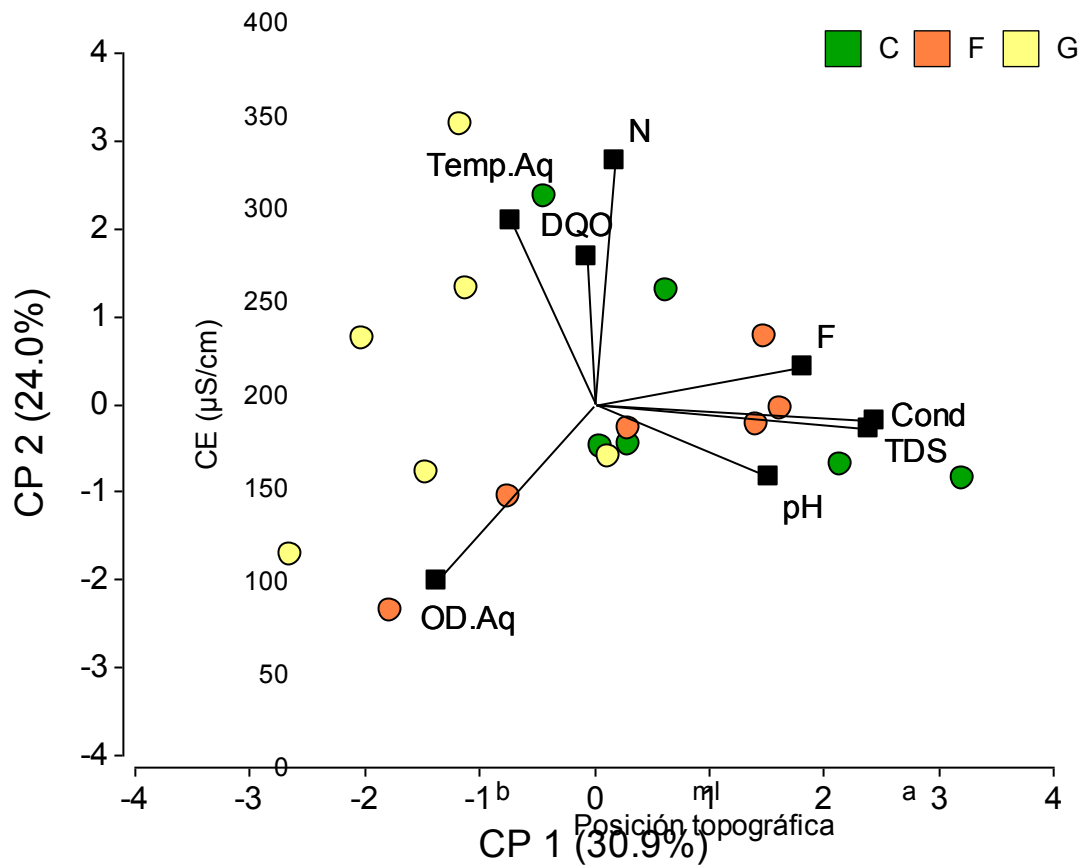
**Tabla 2.11.** Resumen de los parámetros físico-químicos estimados en las lagunas para los tres usos del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería; Temp.Aq = temperatura del agua (°C), OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica (μS/cm), TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l), DE = desvío estándar, Mín y Máx son los valores mínimos y máximos registrados para cada variable respectivamente).

Variable	C				G				F			
	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx
Temp.Aq	23,23	1,3	21,8	24,91	23,92	6,17	17,38	31,21	21,29	2,04	18,68	24,56
OD.Aq	3,76	0,81	2,27	4,52	4,45	1,28	3,13	6,03	4,35	1,02	3,42	6,08
pH	4,92	0,28	4,48	5,18	4,60	0,21	4,34	4,81	4,92	0,26	4,60	5,21
Cond	37,5	10,45	24,49	55,66	27,97	3,87	22,61	34,26	30,89	9,08	18,2	41,36
TDS	17,82	4,94	11,82	25,27	10,31	2,93	6,69	14,86	14,4	3,97	9,36	19,78
N	0,12	0,06	0,07	0,23	0,14	0,09	0,03	0,28	0,13	0,08	0,00	0,23
F	0,18	0,05	0,11	0,27	0,10	0,04	0,07	0,18	0,25	0,13	0,09	0,44
DQO	52,67	12,38	43,00	77,00	50,72	8,40	4,00	64,00	40,39	7,10	30,33	50,00

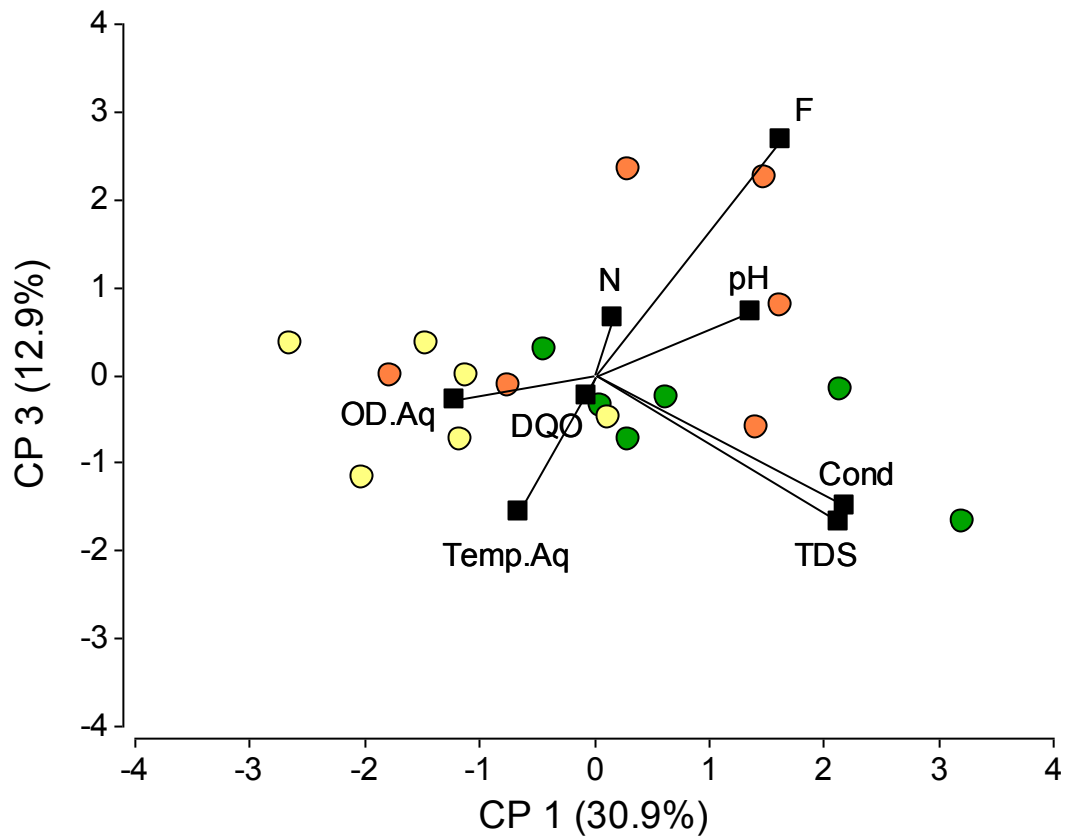


El análisis de componentes principales (PCA) mostró un ordenamiento de las lagunas estudiadas bajo cada uso en función de un espacio obtenido por combinaciones lineales de las variables estimadas en las muestras de agua (Figura 2.15). El primer componente (CP1) explicó el 30,9% de la variabilidad de los datos y principalmente se relacionó en forma positiva con la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos ( $r = 0,87$  y  $r = 0,85$ , respectivamente). El segundo componente (CP2) explicó el 24,0% y se asoció positivamente con la variable contenido total de nitrógeno ( $r = 0,86$ ). El espacio conformado por ambos componentes explicó el 54,9%. El tercer componente (CP3) explicó el 12,9% y se asoció positivamente con el contenido total de fósforo ( $r = 0,69$ ) (Figura 2.16).

Dentro del espacio conformado por los componentes CP1 y CP2 pueden ordenarse los sitios pertenecientes a G sobre los menores valores del CP1 asociados a valores bajos de conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, contenido total de fósforo y mayor acidez mientras que C y F se ubicaron sobre los valores más altos (Figura 2.15). Se pudieron separar F de C al considerar el CP3, donde los sitios de F se ubicaron sobre los valores más altos de dicha componente y asociados principalmente con un mayor contenido de fosfatos (Figura 2.16).



**Figura 2.15.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de las características limnológicas registradas en cada laguna. Se muestran el espacio CP1 – CP2. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Temp.Aq = temperatura del agua (°C), OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica (μS/cm), TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l).



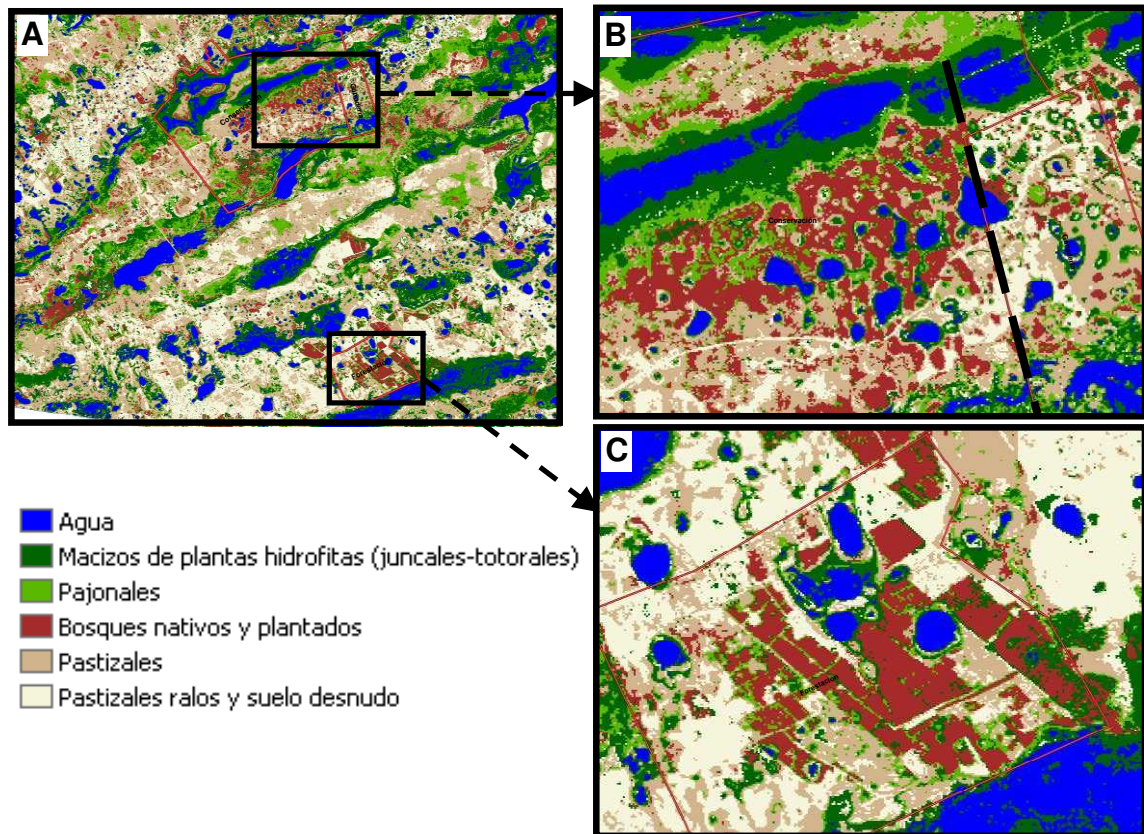
**Figura 2.16.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de las características limnológicas registradas en cada laguna. Se muestran el espacio CP1 – CP3. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Temp.Aq = temperatura del agua (°C), OD.Aq = oxígeno disuelto en el agua (mg/l), Cond = conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), TDS = sólidos disueltos totales (mg/l), N = nitratos totales (mg/l), F = fosfatos totales (mg/l), DQO = demanda química de oxígeno (mg/l).

#### 2.6.1.4 Paisaje

Se identificaron 6 tipos de ambientes presentes en los diferentes usos del suelo estudiados (Tabla 2.12 y Figura 2.17):

**Tabla 2.12.** Ambientes presentes en los paisajes asociados a los tres usos del suelo considerados.

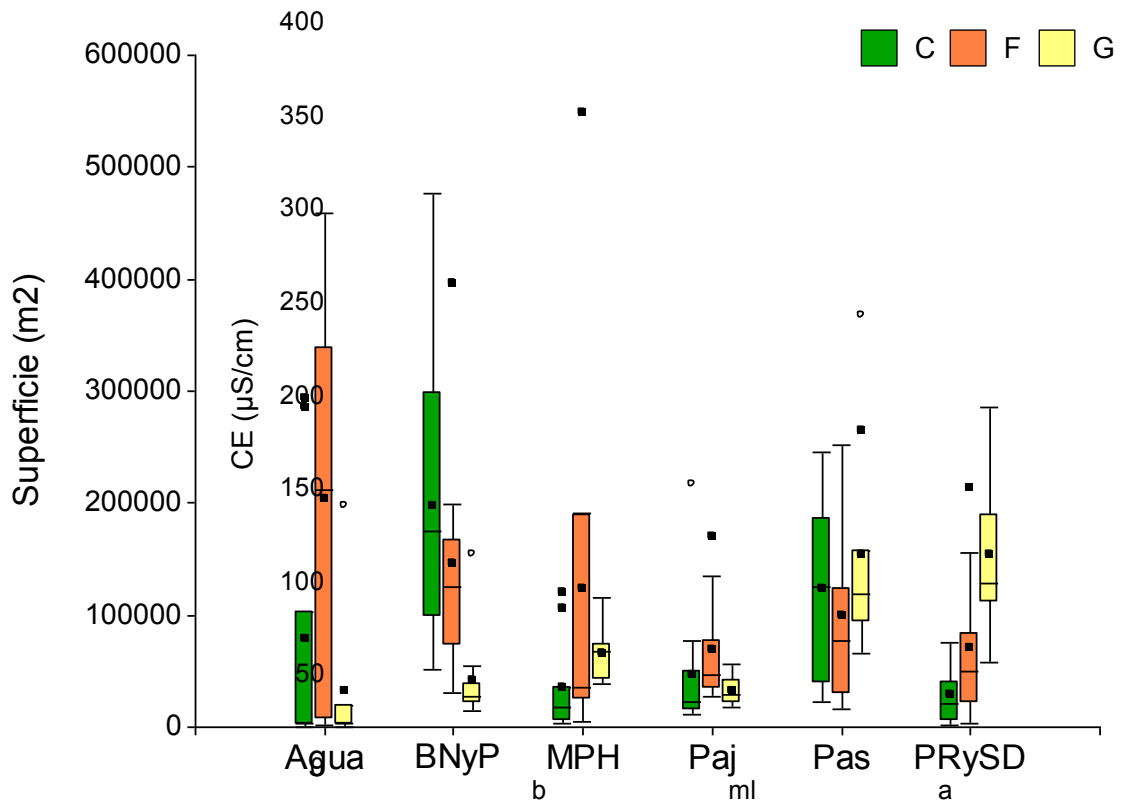
Ambiente	Acrónimo	Características
Agua	A	superficie de agua libre de ambientes lóticos y lénticos
Macizos de plantas hidrofíticas	MPH	juncuales ( <i>Schoenoplectus californicus</i> ), pirizales ( <i>Cyperus giganteus</i> ) y totorales ( <i>Typha</i> spp.) en ambientes litorales que pueden tener agua en superficie
Pajonales	Paj	cortaderas ( <i>Scirpus giganteus</i> ) ubicados en posiciones más elevadas que los juncuales y totorales
Bosques nativos y plantados	BNyP	bosques higrófilos naturales donde se destaca la presencia del timbó ( <i>Enterolobium contortisiliquum</i> ) y el laurel ( <i>Ocotea acutifolia</i> ). También se agrupa en esta categoría a las forestaciones de pino ( <i>Pinus ellotti</i> )
Pastizales	Pas	ambientes dominados por gramíneas como la paja colorada ( <i>Andropogon lateralis</i> ). Pueden presentar palmares de <i>Butia yatay</i> dispersos
Pastizales ralos y suelo desnudo	PRySD	pastizales cortos por efecto de la ganadería, se observa la presencia de suelo desnudo y arena



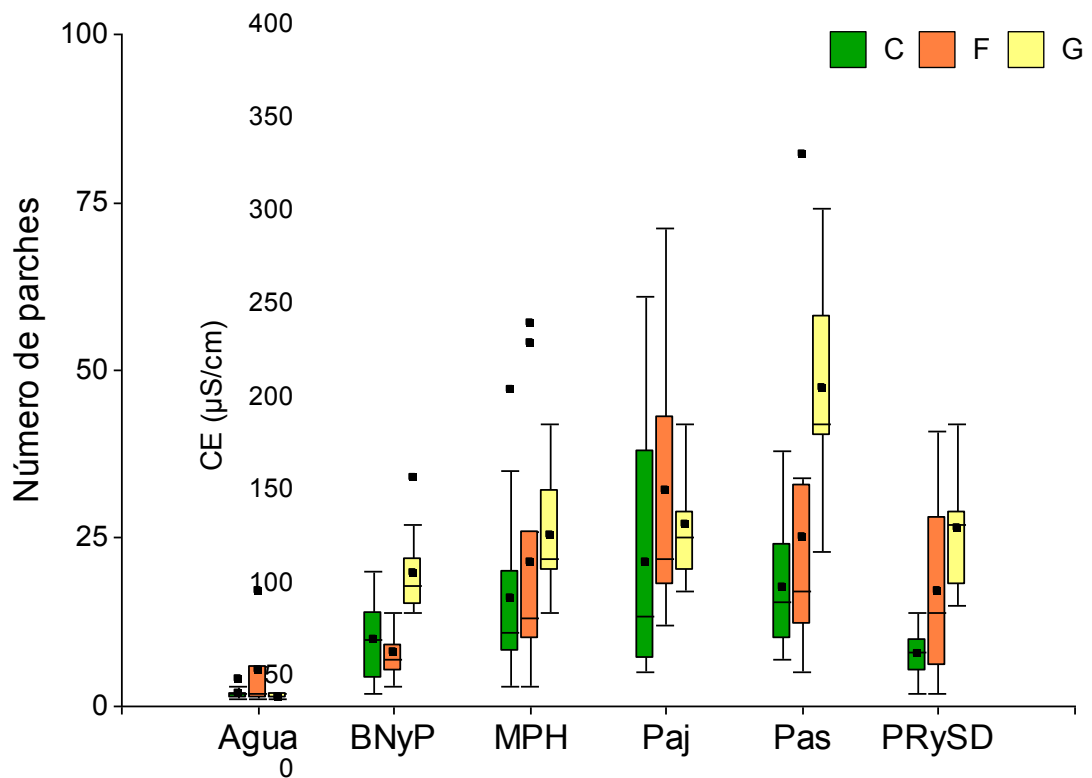
**Figura 2.17.** **A-** Mapa de ambientes obtenido a partir de la clasificación de la imagen Landsat 5 TM Path/Row 226/79 (29 de enero de 2010). **B-** Detalle del área relevada en C y G, a izquierda y derecha de la línea punteada respectivamente y **C-** Detalle del área relevada en F.

Las Figuras 2.18 y 2.19 muestran la superficie cubierta por cada tipo de ambiente y el número de parches o fragmentos en los que se divide dicho ambiente para los distintos usos del suelo considerados. El área cubierta por agua libre se caracteriza por abarcar una gran superficie continua, generalmente formando un único parche, lo que se destaca particularmente en el predio forestal. Las formaciones leñosas (BNyP) presentan la mayor cobertura en C y la menor en G, estando además en este último uso fragmentada en múltiples parches. Los pastizales ralos y el suelo desnudo (PRySD) presentaron su mayor expresión espacial en G respecto de los otros

dos usos (C y F) pero al mismo tiempo en este tipo de uso se encuentran muy fragmentados.



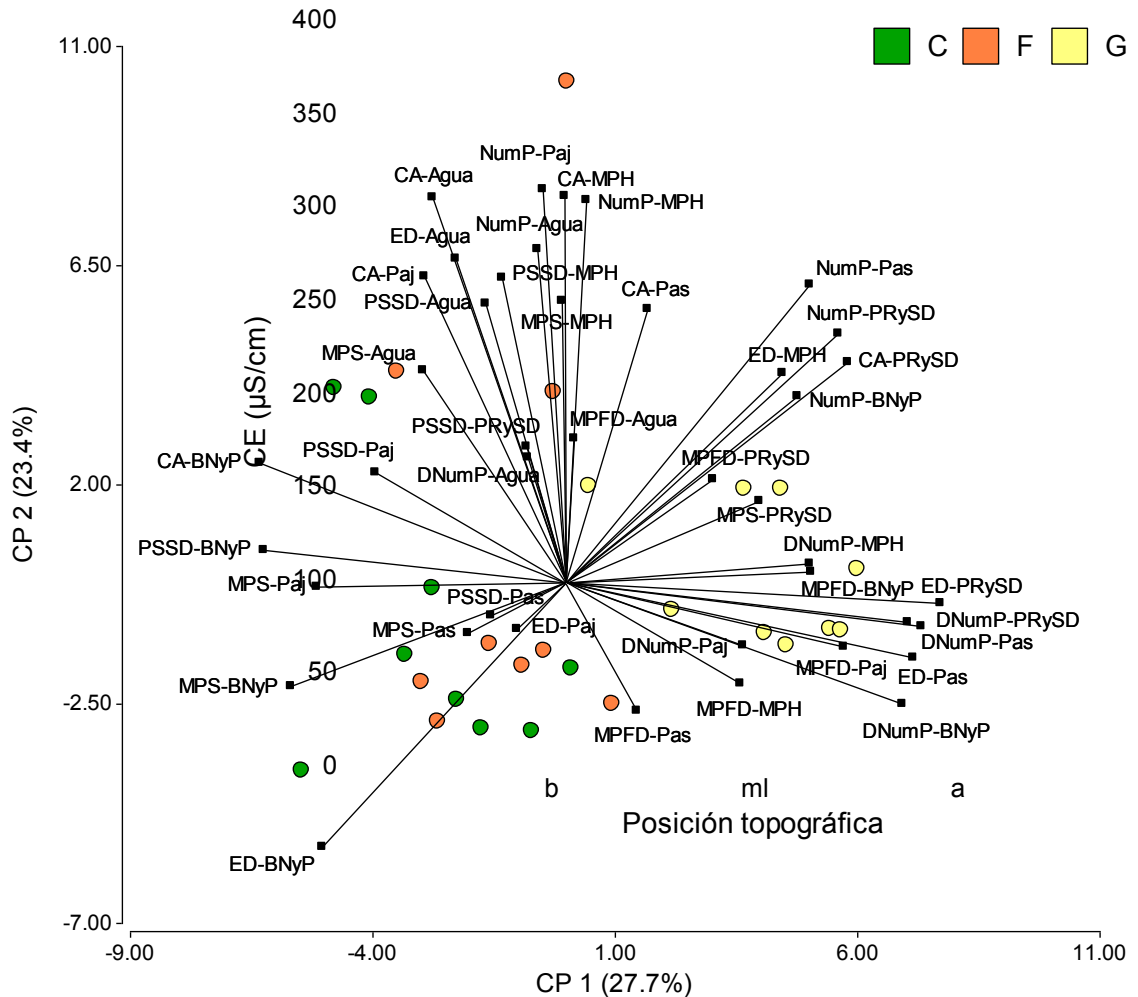
**Figura 2.18.** Superficie (m<sup>2</sup>) cubierta por cada tipo de ambiente. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Agua = agua libre, BNyP = bosques nativos y plantados, MPH = macizos de plantas hidrofíticas, Paj = pajonales, Pas = pastizales, PRySD = Pastizales ralos y suelo desnudo.



**Figura 2.19.** Número de parches de cada tipo de ambiente. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Agua = agua libre, BNyP = bosques nativos y plantados, MPH = macizos de plantas hidrofíticas, Paj = pajonales, Pas = pastizales, PRySD = Pastizales ralos y suelo desnudo.

Los resultados del ordenamiento de las lagunas estudiadas bajo cada tipo de uso (Figura 2.20) muestran que el primer componente (CP1) explicó el 27,7% de la variabilidad de los datos y principalmente se relacionó de forma positiva con la densidad de parches (DNumP) de Pas, BNyP y PRySD ( $r = 0,87$ ,  $r = 0,86$  y  $r = 0,91$ , respectivamente) y la densidad de borde (ED) de Pas y PRySD ( $r = 0,89$  y  $r = 0,96$ , respectivamente). El segundo componente (CP2) explicó el 23,4% y estuvo positivamente asociado al número de parche (NumP) de Paj y MPH ( $r = 0,92$  y  $r = 0,89$ , respectivamente) y la superficie (CA) cubierta por MPH y Agua ( $r = 0,90$  y  $r = 0,90$ , respectivamente). El espacio conformado por ambos componentes explicó el 51,1% y muestra a los

sitios pertenecientes a G sobre los valores más altos de CP1 y con poca dispersión sobre CP2. Los sitios pertenecientes a C, por el contrario, se ubicaron sobre los valores más bajos de CP1, mientras que los sitios bajo uso forestal se ubicaron en valores cercanos al valor 0 del CP1.



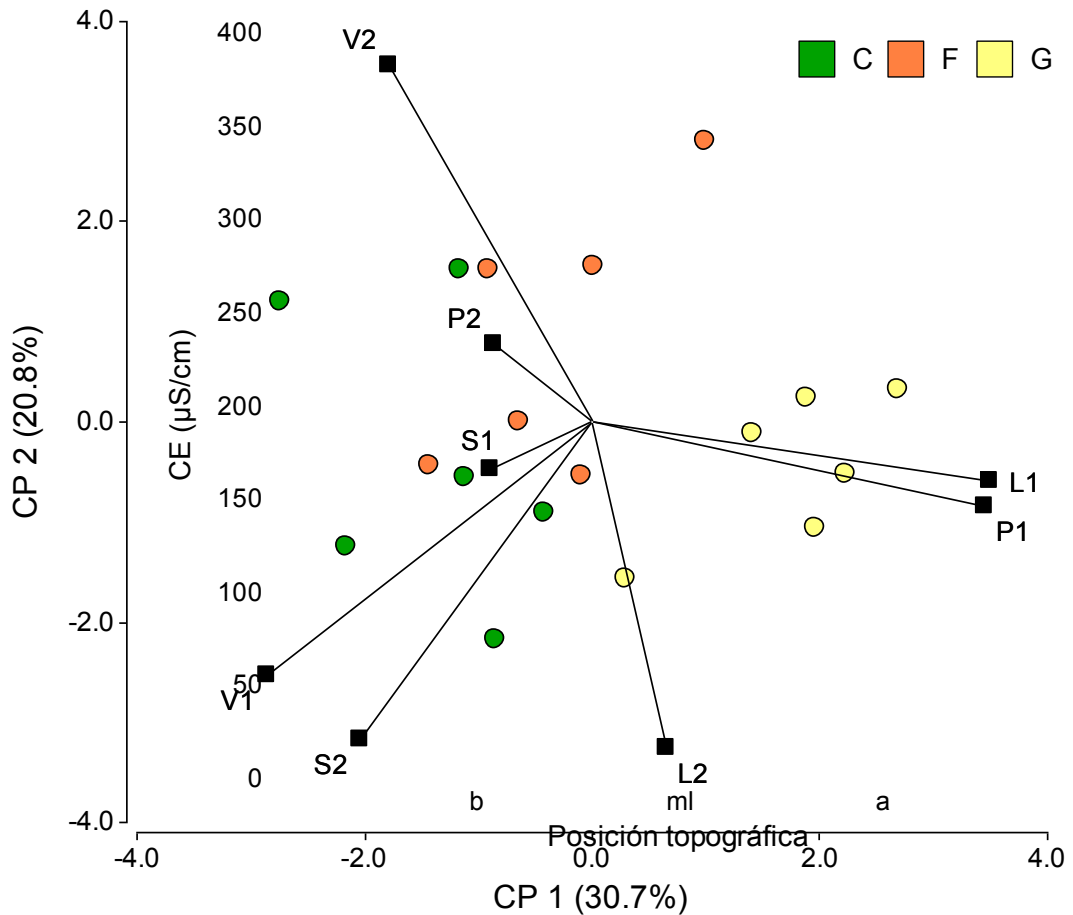
**Figura 2.20.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de las características de paisaje donde se encuentran las lagunas estudiadas. C = conservación; F = forestación; G = ganadería.

A partir de las componentes 1 y 2 obtenido para cada dimensión ambiental considerada (V: Vegetación, S: Suelo, L: Limnología, P: Paisaje) se realizó un análisis de componentes principales (Figura 2.21). El primer componente (CP1) explicó el 30,7% de la variabilidad, mientras que el segundo (CP2) explicó el 20,8%. Las variables L1 y P1 se correlacionaron positivamente con el CP1 ( $r = 0,85$  y  $r = 0,84$ , respectivamente). La variable V2



se correlacionó positivamente con el CP2 ( $r = 0,71$ ) mientras que L2 y S2 lo hicieron negativamente ( $r = -0,65$  y  $r = -0,63$ , respectivamente).

Sobre el sector correspondiente a los valores positivos del CP1 se ubicaron los sitios pertenecientes al campo ganadero (G) caracterizados por presentar baja Cond, TDS y F y un menor pH en las lagunas en un entorno de pastizales ralos y suelo desnudo con gran densidad de parches pequeños de pastizales altos y formaciones leñosas. Sobre los negativos, por su parte, se ubicaron los sitios pertenecientes a C que se distinguieron por presentar una gran cobertura de herbáceas gramíneas de gran porte en media loma y con gran contenido de arena y tamaño medio de partículas en los suelos de media loma y alto. Sobre el CP2 se ubicaron los sitios correspondientes a F sobre los sectores correspondientes a valores cercanos a cero (cercanos al centro) y a valores positivos, asociados con una mayor cobertura de vegetación palustre de los bajo.



**Figura 2.21.** Análisis de componentes principales (PCA) en función de los dos primeros componentes (1 y 2) extraídos de cada dimensión ambiental (V = vegetación; S = suelo; L = agua; P = paisaje). C = conservación; F = forestación; G = ganadería.

### 2.6.2 Riqueza y abundancia de anfibios en función del tipo de uso de la tierra

A partir de los relevamientos auditivos y visuales se identificó un total 21 especies de anfibios pertenecientes a las familias Hylidae, Leptodactylidae y Microhylidae (Tabla 2.13).

**Tabla 2.13.** Listado de las especies de anfibios relevadas en el presente estudio. Incluye además el nombre abreviado utilizado y la categoría de conservación de las mismas de acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) y con la Asociación Herpetológica Argentina (AHA): preocupación menor (LC), datos insuficientes (DD), no amenazado (NA).

Familia	Especie	Denominación abreviada	IUCN	AHA
Hylidae	<i>Dendropsophus nanus</i>	<i>Dend_nan</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Dendropsophus sanborni</i>	<i>Dend_san</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Hypsiboas punctatus</i>	<i>Hyps_pun</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Hypsiboas raniceps</i>	<i>Hyps_ran</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Lysapsus limellum</i>	<i>Lysa_lim</i>	LC	
Hylidae	<i>Phyllomedusa azurea</i>	<i>Phyl_azu</i>	DD	NA
Hylidae	<i>Pseudis minuta</i>	<i>Pseu_min</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Pseudis platensis</i>	<i>Pseu_pla</i>	DD	NA
Hylidae	<i>Scinax berthae</i>	<i>Scin_ber</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Scinax fuscomarginatus</i>	<i>Scin_fum</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Scinax fuscovarius</i>	<i>Scin_fuv</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Scinax nasicus</i>	<i>Scin_nas</i>	LC	NA
Hylidae	<i>Scinax squalirostris</i>	<i>Scin_squ</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fuscus</i>	<i>Lept_fus</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus latrans</i>	<i>Lept_lat</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus podicipinus</i>	<i>Lept_pod</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Physalaemus albonotatus</i>	<i>Phys_alb</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Physalaemus biligonigerus</i>	<i>Phys_bil</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	<i>Pseu_fal</i>	LC	NA
Leptodactylidae	<i>Odontophrynus americanus</i>	<i>Odon_ame</i>	LC	NA
Microhylidae	<i>Elachistocleis aff. bicolor</i>	<i>Elac_bic</i>	LC	NA

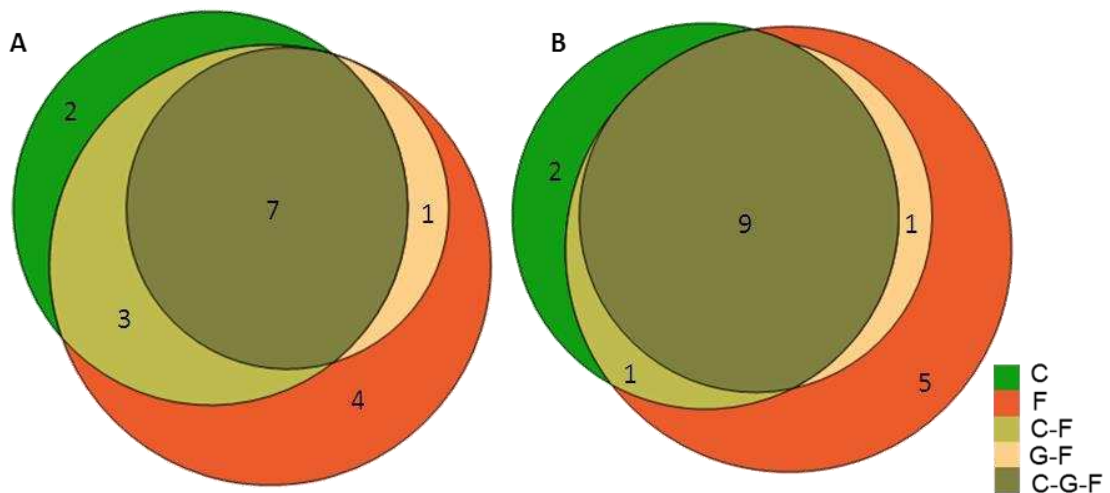
A través del muestreo de las transectas IEV se registraron 17 especies; de ellas, 12 se encontraron presentes en C, 8 en G y 15 en F (Tabla 2.14 y Figura 2.22). El número total de individuos fue de 606, de los cuales 175 se encontraron en C, 271 en G y 160 en F. Los registros auditivos PRA permitieron identificar 18 especies (12 en C, 10 en G y 16 en F) y 403 individuos (131 en C, 181 en G y 117 en F) (Tabla 2.14 y Figura 2.22). Ambas

metodologías<sup>8</sup> de relevamientos mostraron un mayor número de individuos en G aunque pertenecientes a un menor número de especies.

**Tabla 2.14.** Número de individuos para cada una de las especies de anfibios relevadas en los tres usos del suelo considerados (C = conservación; F = forestación; G = ganadería) mediante las dos metodologías empleadas: Auditiva (A) y Visual (V). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág.81.

Especie	C		G		F		Total	
	V	A	V	A	V	A	V	A
<i>Dend_nan</i>	15	23	27	37	11	12	53	72
<i>Dend_san</i>	14	16			8	2	22	18
<i>Hyps_pun</i>					2		2	
<i>Hyps_ran</i>		1		9		3		13
<i>Lysa_lim</i>	65	29	132	58	23	19	220	106
<i>Phyl_azu</i>					1	1	1	1
<i>Pseu_min</i>	8	6	1		3		12	6
<i>Pseu_pla</i>	11	9	8	14	22	19	41	42
<i>Scin_ber</i>	1						1	
<i>Scin_fum</i>		3						3
<i>Scin_fuv</i>					8	8	8	8
<i>Scin_nas</i>				4		1		5
<i>Scin_squ</i>					6	9	6	9
<i>Lept_fus</i>	8				1		9	
<i>Lept_lat</i>		1	1	1	22	10	23	12
<i>Lept_pod</i>	17	7	11	5	6	7	34	19
<i>Odon_ame</i>						2		2
<i>Phys_alb</i>	1				16	3	17	3
<i>Phys_bil</i>	11	9	42	11	10	11	63	31
<i>Pseu_fal</i>	19	25	49	40	21	6	89	71
<i>Elac_bic</i>	5	2		2		4	5	8
<b>Abundancia Total</b>	<b>175</b>	<b>131</b>	<b>271</b>	<b>181</b>	<b>160</b>	<b>117</b>	<b>606</b>	<b>429</b>
<b>Riqueza de especies</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>

<sup>8</sup> No se compararon los resultados de ambas metodologías de relevamientos dado que con las técnicas auditivas se limita a individuos machos en edad reproductiva que realizan vocalizaciones en primavera y verano.



**Figura 2.22.** Diagrama de Venn donde se muestra el número de especies identificadas tanto visual (**A**) como auditivamente (**B**) en cada tipo de uso, discriminando las que son exclusivas como así también las compartidas entre las diferentes combinaciones entre los diferentes usos.

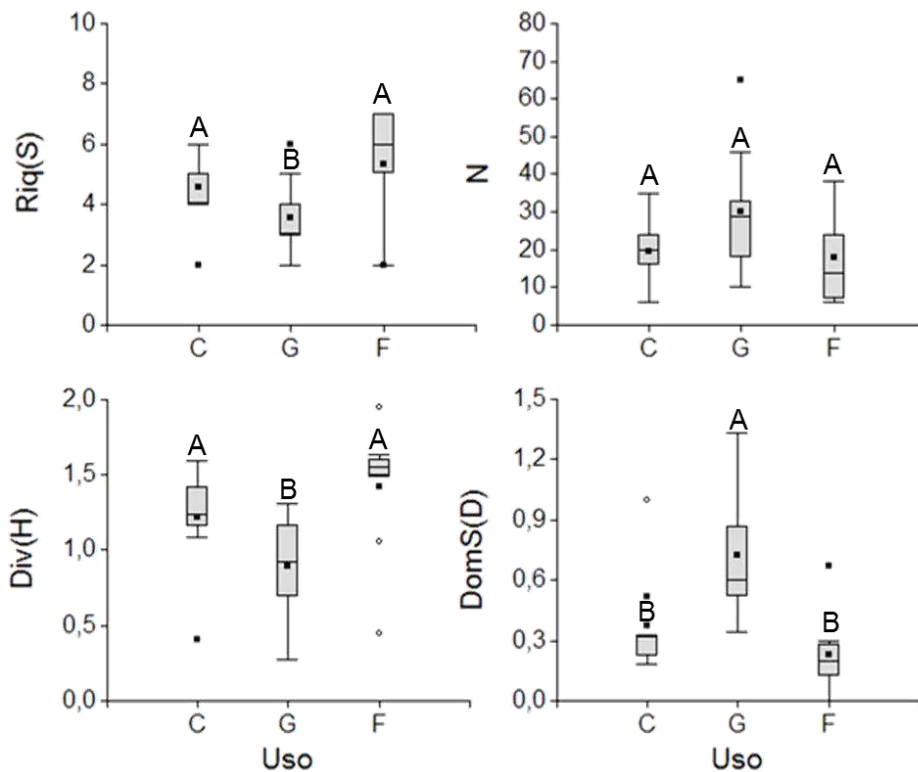
*Scinax berthae* (IEV) y *S. fuscomarginatus* (PRA) fueron exclusivas del sitio bajo conservación, mientras que *Elachistocleis bicolor*, si bien fue observada en relevamientos visuales sólo en C, fue registrada a través de sus vocalizaciones en los tres usos del suelo (Figura 2.22). Por el contrario, en G no se identificaron especies exclusivas mientras que *Hypsiboas punctatus* (IEV), *Odontophrynus americanus* (PRA), *Scinax fuscovarius* (IEV y PRA), *S. squalirostris* (IEV y PRA) se registraron solo en F (Figura 2.22).

A partir de los relevamientos visuales (IEV) los usos C y F mostraron diferencias significativas en los valores de los índices utilizados respecto a G. Estos usos registraron el mayor número promedio de especies ( $S; F = 3,5; p = 0,047$ ), la mayor diversidad ( $H; F = 4,32; p = 0,025$ ), la menor dominancia ( $D_s; F = 4,29; p = 0,026$ ) y consecuentemente la mayor inversa de la dominancia ( $1/D_s; F = 8,77; p < 0,002$ ). En G se registró una mayor cantidad de individuos

promedio por muestreo pero no llegando a ser significativas (N;  $F = 1,32$ ;  $p = 0,286$ ) (Tabla 2.15, Figura 2.23).

**Tabla 2.15.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos visuales (IEV): riqueza (S), cantidad de individuos (N), diversidad (H), dominancia de Simpson (Ds) e inversa de la dominancia de Simpson (1/Ds). C = conservación; F = forestación; G = ganadería.

Variable	C				G				F			
	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx
S	4,6	1,2	2,0	6,0	3,6	1,2	2,0	6,0	5,3	1,8	2,0	7,0
N	19,4	9,2	6,0	35,0	30,1	17,29	10,0	65,0	17,8	12,9	6,0	38,0
H	1,2	0,	0,4	1,6	0,9	0,4	0,3	1,3	1,4	0,4	0,5	1,9
Ds	0,4	0,2	0,2	0,8	0,5	0,2	0,3	0,9	0,3	0,2	0,1	0,7
1/Ds	3,0	0,9	1,3	4,3	2,3	0,8	1,1	3,4	4,0	1,5	1,4	7,0



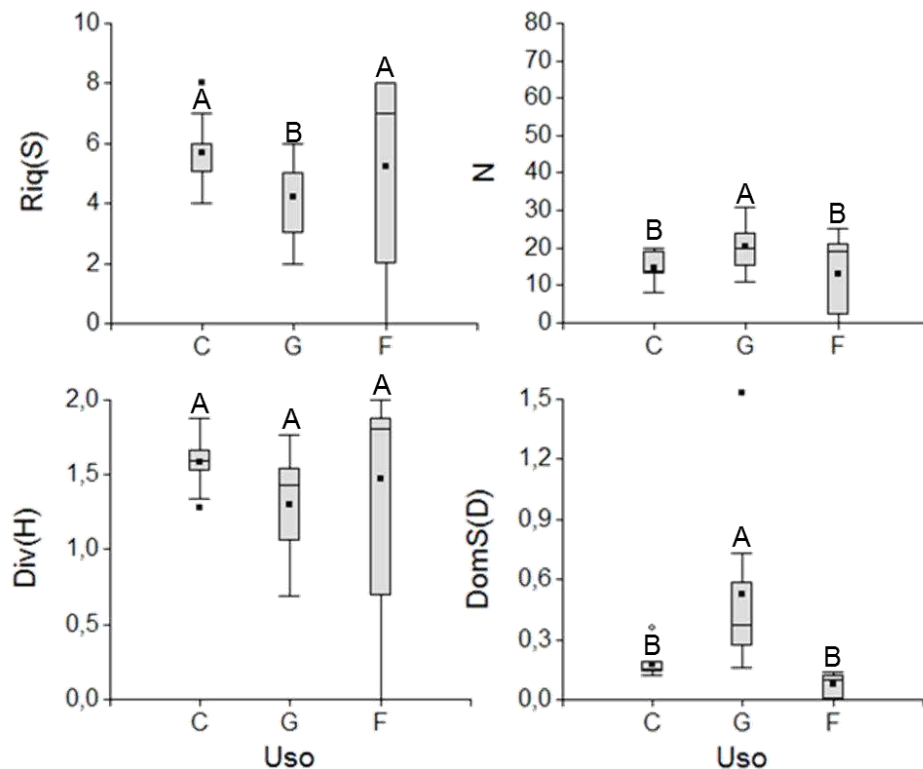
**Figura 2.23.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos visuales (IEV): riqueza -Riq(S)-, cantidad de individuos (N), diversidad -Div(H)- y dominancia de Simpson -DomS(Ds)-. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

En cuanto a los relevamientos auditivos (PRA), al igual que lo registrado en los muestreos IEV, la riqueza (S) resultó significativamente mayor en C y F

respecto de G ( $F = 3,3$ ;  $p = 0,05$ ). El mayor número de individuos se encontró en G ( $F = 3,4$ ;  $p = 0,049$ ), mientras que C y F mostraron un menor número y no se diferenciaron entre sí. La diversidad de especies y la dominancia no presentaron diferencias significativas entre los usos del suelo considerados (H;  $F = 2,33$ ;  $p < 0,120$ ; Ds;  $F = 2,48$ ;  $p = 0,106$ ) (Tabla 2.16, Figura 2.24).

**Tabla 2.16.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos auditivos (PRA): riqueza (S), cantidad de individuos (N), diversidad (H), dominancia de Simpson (Ds) e inversa de la dominancia de Simpson (1/Ds). C = conservación; F = forestación; G = ganadería

Variable	C				G				F			
	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx	Media	DE	Mín	Máx
S	5,7	1,3	4,0	8,0	4,2	1,3	2,0	6,0	5,2	3,3	0,0	8,0
N	14,6	4,2	8,0	20,0	20,1	6,4	11,0	31,0	13,0	10,1	0,0	25,0
H	1,6	0,2	1,3	1,9	1,3	0,4	0,7	1,8	1,5	0,7	0,0	2,0
Ds	0,2	0,0	0,2	0,3	0,3	0,1	0,2	0,5	0,2	0,1	0,0	0,5
1/Ds	4,5	0,7	3,3	5,6	3,6	1,3	2,0	5,8	4,0	2,7	0,0	7,0



**Figura 2.24.** Atributos comunitarios para cada uso del suelo estudiado a partir de relevamientos auditivos (PRA): riqueza -Riq(S)-, cantidad de individuos (N), diversidad -Div(H)- y dominancia de Simpson -DomS(Ds)-. C = conservación; F = forestación; G = ganadería. Comparaciones múltiples DGC, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

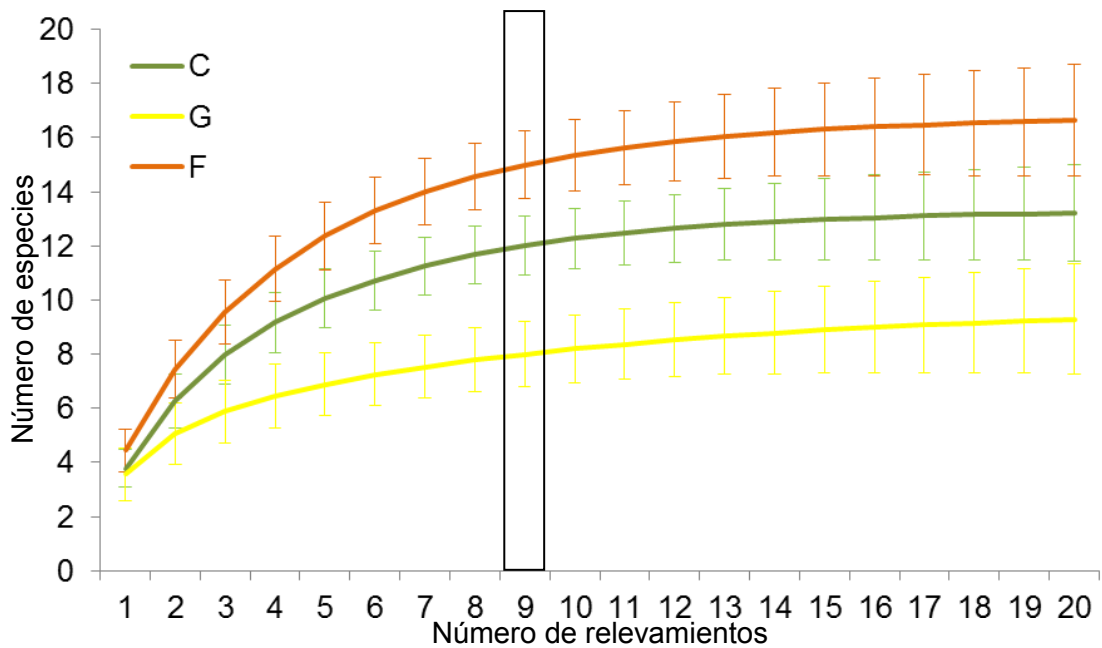
Los tres usos mostraron una baja similitud en cuanto a las comunidades de anfibios que albergan ya que en todos los casos el valor de este índice fue menor a 0,30 (Tabla 2.17). En particular, la menor similitud correspondió a la comparación entre C y G a partir de la composición obtenida auditivamente ( $IS_{C-G} = 0,18$ ). Por otro lado, las mayores similitudes se obtuvieron al comparar visualmente C con G y G con F ( $IS_{C-G} = 0,30$  y  $IS_{G-F} = 0,30$ , respectivamente).

**Tabla 2.17.** Índice de similitud de Sørensen entre los 3 usos (C = conservación, G = ganadería, F = forestación) para las dos metodologías empleadas: Visual y Auditiva.

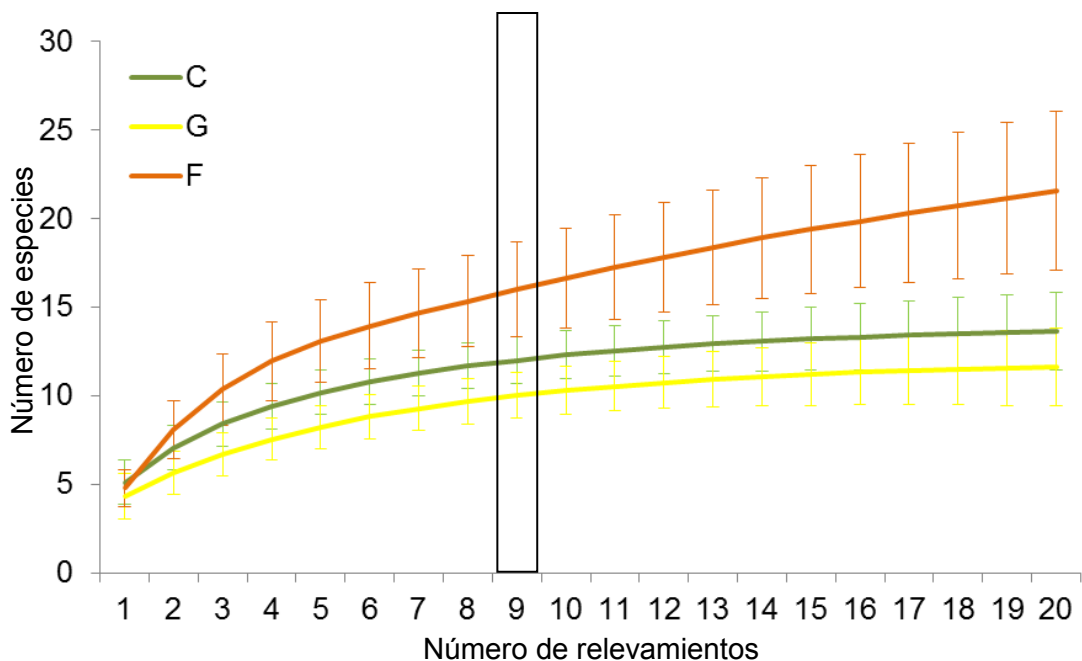
Variable	Visual			Auditiva		
	C-G	C-F	G-F	C-G	C-F	G-F
IS	0,30	0,26	0,30	0,18	0,29	0,23

En todos los casos, la riqueza calculada a partir de los 9 relevamientos para cada tipo de uso resultaron levemente inferiores a los estimados mediante la estabilización asintótica de la curva de rarefacción para 20 relevamientos simulados por el remuestreo (Figuras 2.25 y 2.26). La única excepción es aquella que se obtuvo a partir de los relevamientos auditivos en F, en los cuales la proyección de la riqueza con 20 relevamientos no logra alcanzar la asintota (Figura 2.26).





**Figura 2.25.** Estimación de la riqueza de especies de anfibios a partir de la curva de rarefacción obtenida por relevamientos visuales realizados en cada tipo de uso del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería). El recuadro indica la riqueza calculada a partir de los muestreos realizados.



**Figura 2.26.** Estimación de la riqueza de especies de anfibios a partir de la curva de rarefacción obtenida por los relevamientos auditivos realizados en cada tipo de uso del suelo (C = conservación; F = forestación; G = ganadería). El recuadro indica la riqueza calculada a partir de los muestreos realizados.

Para ambos métodos de relevamiento se obtuvo una misma secuencia de riqueza de especies entre los usos: F con el mayor número, seguido de C y finalmente G, que fue el tipo de uso con el menor.

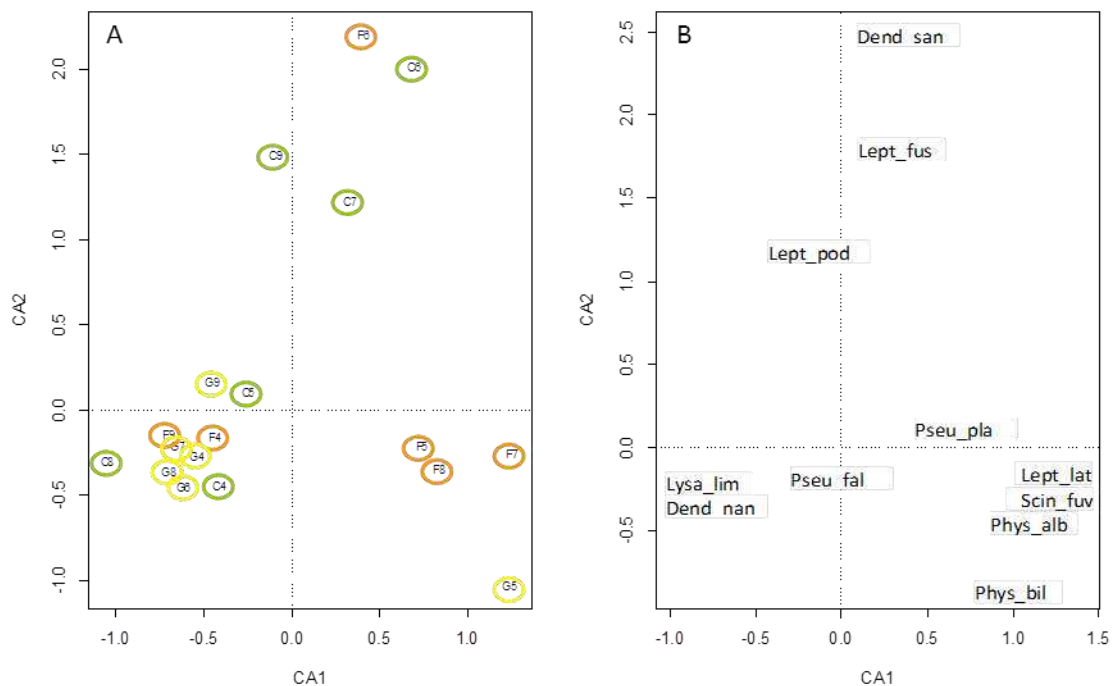
La representatividad de los muestreos visuales osciló entre el 86 y el 91% de las especies esperadas a partir de la curva de rarefacción, mientras que la obtenida a partir de los muestreos auditivos resultó del 74% en el caso del predio forestal y entre el 86 y el 88% para el campo ganadero y el Parque Nacional, respectivamente. En función de estos resultados, se puede plantear que la representación alcanzada indica que el esfuerzo de muestreo fue suficiente.

### **2.6.3 Relación entre las características del ambiente y la diversidad de anfibios**

Para este análisis se excluyeron del análisis las especies que solo se registraron en un único relevamiento (*Hyps\_pun*, *Phyl\_azu*, *Pseu\_min*, *Scin\_ber*, *Scin\_squ* y *Elac\_bic* en los relevamientos visuales y *Phyl\_azu*, *Scin\_fum*, *Odon\_ame* y *Phys\_alb* en los auditivos).

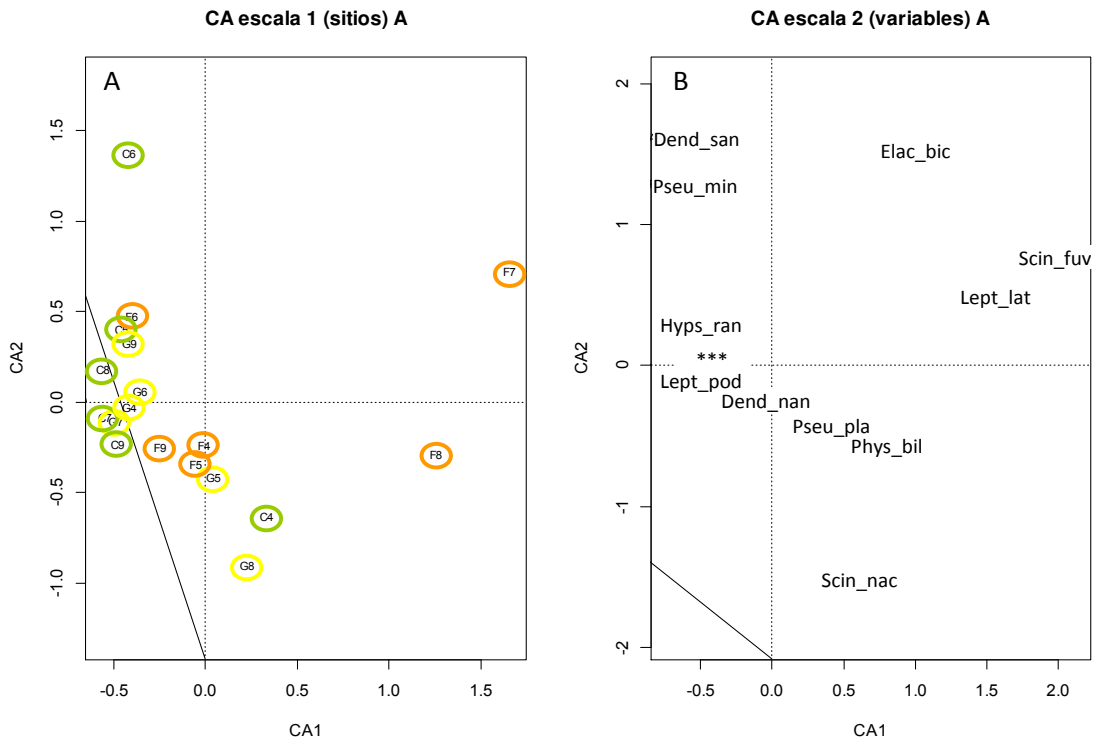
El CA entre las especies de anfibios relevadas visualmente (IEV) y las lagunas estudiadas (Figura 2.27) muestra que el primer eje (CA1; 25% de la inercia total) asocia a la mitad de las lagunas bajo uso forestal (F5, F7 y F8) con las especies *Physalaemus albonotatus*, *Pseudis platensis*, *Scinax fuscovarius* y *Leptodactylus latrans*. Por otra parte, casi todas las lagunas con ganadería (G4, G6, G7, G8 y G9), la mitad de las lagunas del Parque Nacional (C4, C5 y C8) y dos pertenecientes a la forestación (F4 y F9) se asociaron con

las especies *Lysapsus limellus*, *Dendropsophus nanus* y *Pseudopaludicola falcipes*. Finalmente y asociado al segundo eje (CA2; 23% de la inercia total) se encuentra una laguna de la forestación (F6) y las restantes tres lagunas del Parque Nacional (C5, C7 y C9), las que se encontraron asociadas con las especies *Dendropsophus sanborni*, *Leptodactylus fuscus* y *L. podicipinus*.



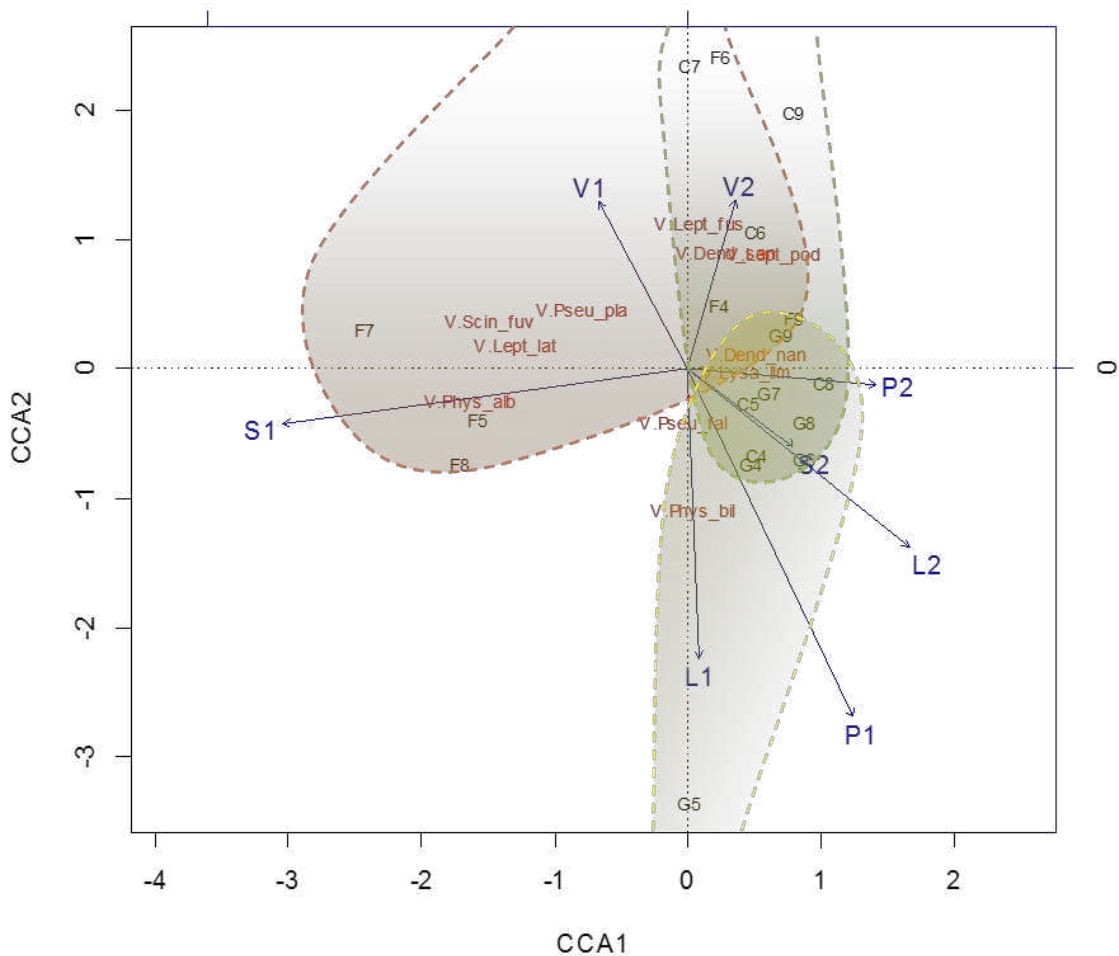
**Figura 2.27.** Ordenamiento de las especies y las lagunas obtenido por el análisis de correspondencia. **A-** escala en función de las lagunas, el color indica el uso: verde = Conservación; amarillo = Ganadería; naranja = Forestación. **B-** escala en función de las especies de anfibios relevadas mediante transectas visuales (IEV). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.

El ordenamiento obtenido por las dos primeras dimensiones del CA realizado entre las especies relevadas auditivamente y las lagunas estudiadas se presenta en la Figura 2.28. A pesar de capturar el 43% de la inercia total, el primer eje (CA1) separó dos lagunas bajo uso forestal (F7 y F8) asociadas a las especies *Scinax fuscovarius* y *Leptodactylus latrans*. El resto de las lagunas no evidenció un patrón claro en función del uso del suelo.



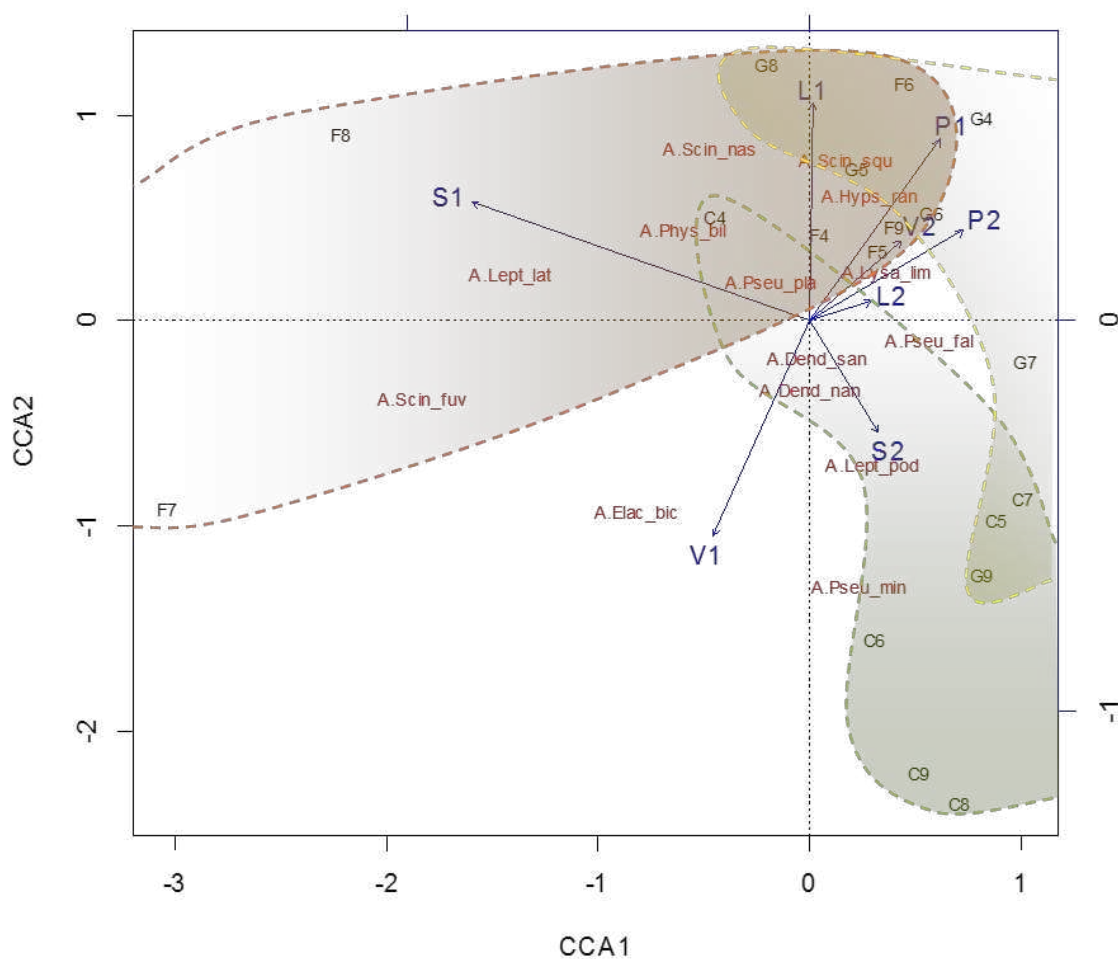
**Figura 2.28.** Ordenamiento de las especies y las lagunas obtenido por el análisis de correspondencia. **A-** escala en función de las lagunas, el color indica el uso: verde = Conservación; amarillo = Ganadería; naranja = Forestación. **B-** escala en función de las especies de anfibios identificadas mediante relevamientos auditivos (PRA). El primer eje (CA1) explica el 43% y el segundo (CA2) el 26% de la variabilidad. \*\*\* *Pseu\_fal*, *Scin\_squ* y *Lysa\_lim*. Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.

Al aplicar el CCA para los registros obtenidos mediante relevamientos IEV (Figura 2.29) se observa que no se obtuvo un ordenamiento significativamente diferente entre los anfibios y las lagunas al obtenido por el análisis de correspondencia ( $F = 10,267$ ;  $p = 0,827$ ). La inercia explicada por el modelo restringido representó el 47% del total, mientras que ésta fue del 53% para el modelo no restringido a las variables ambientales.



**Figura 2.29.** Ordenamiento de especies de anfibios relevadas mediante transectas visuales, lagunas y variables ambientales obtenido por el análisis de correspondencia canónica. Las áreas delimitadas por color agrupan las lagunas bajo un mismo uso (verde = Conservación, amarillo = Ganadería, naranja = Forestación). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.

En la Figura 2.30 se muestra el CCA obtenido para las especies registradas a través de PRA y los sitios restringidos por las variables ambientales. No se obtuvo un ordenamiento significativamente diferente entre los anfibios y las lagunas al obtenido por el análisis de correspondencia ( $F = 13,775$ ;  $p = 0,152$ ). La inercia explicada por el modelo restringido representó el 55% del total, mientras que ésta fue del 45% para el modelo no restringido a las variables ambientales.



**Figura 2.30.** Ordenamiento de especies de anfibios identificadas mediante relevamientos auditivos, lagunas y variables ambientales obtenido por el análisis de correspondencia canónica. Las áreas delimitadas por color agrupan las lagunas bajo un mismo uso (verde = Conservación, amarillo = Ganadería, naranja = Forestación). Los acrónimos para cada especie de anfibio se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.

## 2.7 Discusión

En la provincia de Corrientes se han realizado relevamientos que dan cuenta de la gran diversidad de anfibios presentes, con 59 (31,43%) de las 175 especies de anfibios conocidas de la Argentina (Álvarez et al. 2002). En particular, en el macrosistema del Iberá se han hallado hasta el presente 40 especies (Giraudó et al. 2006). El total de especies relevadas ( $n = 21$ ) en los tres usos considerados en este estudio representan el 70% de las especies

esperadas (Álvarez et al. 2000). Este número coincide con otros estudios realizados en la provincia, en particular en dos localidades dentro del Macrosistema Iberá (del Rosario Ingaramo et al. 2012). De todas maneras, cabe mencionar que este número podría estar subestimando el número total de especies presentes dado que, por una parte, algunas podrían no ser registradas por los métodos utilizados. Por otra, en este estudio solo fue relevado un único tipo de ambiente (las lagunas y sus bordes), dejando sin considerar otros ambientes importantes para los anfibios como cursos de agua o esteros. Por ejemplo, no se registraron especies pertenecientes a la familia Bufonidae, probablemente por un sesgo en el tipo de muestreo y las áreas relevadas. En los relevamientos realizados en el Parque Nacional por Álvarez et al. (2000) las especies de esta familia fueron detectadas exclusivamente en pastizales mediante trampas de caída.

En cuanto al efecto de los cambios en el uso del suelo sobre los anfibios, la conversión de ambientes naturales en agroecosistemas productivos generalmente se asocia con la pérdida, fragmentación o simplificación del hábitat (de la Fuente y Suárez 2008), con su consecuente efecto negativo sobre los mismos. La complejidad y diversidad de hábitats y la heterogeneidad de la vegetación de los sitios es fundamental para determinar la estructura y composición del ensamble de anfibios y favorece su diversidad (Vasconcelos et al. 2009; da Silva et al. 2011, 2012). Los resultados encontrados muestran que los cambios en el uso del suelo estudiados afectan a la vegetación, tanto en su estructura y composición así como en su configuración espacial en el paisaje de las áreas perilacunares. Estas modificaciones alteran la oferta de hábitats para los anfibios que habitan estos

ambientes. Desde este enfoque, la simplificación del paisaje presente en el campo ganadero se asoció con la menor diversidad de hábitats para anfibios lo que se expresó en la menor riqueza de especies registrada. Por otro lado, y contrariamente a lo esperado, el mayor número total de especies se registró en el predio forestal y podría explicarse por la gran variabilidad de coberturas que este uso presentó entre sitios relevados. Esto indicaría que los anfibios utilizan los cuerpos de agua y encuentran condiciones aptas para satisfacer sus requerimientos de vida en los ambientes aledaños presentes en este tipo de sistema productivo. Esto resulta consistente con lo observado por otros autores (Semlitsch y Bodie 2003, Machado et al. 2012) quienes describen el uso de humedales en sitios altamente disturbados por parte de los anfibios. Si bien en las posiciones topográficas de los altos relativos se produce una homogeneización en las coberturas por eliminación de la variabilidad natural como consecuencia del monocultivo de pino, en las áreas bajas se mantiene la heterogeneidad natural. Más aún, en los bajos se produjo un aumento en la heterogeneidad ambiental debido a la formación de parches de leñosas por crecimiento espontáneo de pinos, en los cuales se registraron individuos de *Scinax fuscovarius*, que suelen encontrarse en troncos vocalizando. Estos disturbios de intensidad media que generan una mayor oferta de hábitat sería la razón por la cual algunos paisajes con intervención antrópica han demostrado poseer una mayor riqueza de especies respecto a áreas no disturbadas (Barret y Tressens 1996, Neiff et al. 2005, del Rosario Ingaramo et al. 2012).

Para los tres usos del suelo considerados se registró el mayor número de individuos mediante la técnica visual. Esto se debe a que bajo esta



metodología se identifican individuos tanto juveniles como adultos y de ambos sexos (de Solla et al. 2005). Mientras que con la metodología auditiva se registran machos en edad reproductiva. Por otro lado, ambas técnicas mostraron ser complementarias en cuanto a las especies registradas en cada sitio.

Los ambientes perilacunares bajo uso forestal resultaron asociados principalmente a las especies *Leptodactylus latrans* y *Scinax fuscovarius* para los relevamientos visuales y auditivos. En particular *Scinax fuscovarius* se caracteriza por ser una especie arborícola que es frecuente en ambientes antropizados (Achaval y Olmos 2007) y se la registró sobre pinos que crecieron en cuerpos de agua someros. Las especies *Dendropsophus sanborni*, *Leptodactylus fuscus* y *L. podicipinus* se registraron con preferencia en los sitios relevados dentro del Parque Nacional. No se encontró un ensamble particular o especies características del campo ganadero, pero si se observó un gran número de individuos del hílido acuático *Lysapsus limellum* que suele encontrarse sobre la vegetación acuática de lámina flotante, que presentó su mayor cobertura en los cuerpos de agua de dicho uso.

La menor riqueza observada, tanto total como por relevamiento, en el campo ganadero podría deberse a que en estos sitios la vegetación herbácea es baja y rala con parches de suelo desnudo debido a la intensidad de pastoreo por parte del ganado (según los puesteros del campo, la carga del mismo varía entre 0,3 y 0,8 cabezas/ha). Estas condiciones de manejo son las responsables de la presencia de una baja cantidad de biomasa aérea, la cual a su vez está asociada a una baja oferta de refugio para anfibios frente a depredadores tales como aves rapaces (diversos Falcónidos y Acciprítidos,

entre otros) y reptiles (*Caiman latirostris* y *C. yacaré*) presentes en el área (Lannoo 2005, Rusch et al. 2008). Por otro lado, estos sitios resultaron ser los que mayor número de individuos presentaron. Esto puede deberse a la escasa vegetación acuática y palustre que es utilizada como refugio de organismos como larvas de libélulas (Odonata), larvas y adultos de escarabajos acuáticos (Dytiscidae y Belostomidae) y chinches de agua (Notonectidae). Estos invertebrados son depredadores de larvas de anfibios y controlan su abundancia (Braun 2005). Por el contrario, tanto el Parque Nacional como el predio forestal ofrecen una mayor cobertura de vegetación de macrófitas, la cual brinda condiciones que favorecen la abundancia de los invertebrados depredadores. Esta podría ser una causa importante que explique la menor abundancia de anfibios registrada. A su vez, la diversidad de los tipos de vegetación en los márgenes de los cuerpos de agua ofrece una mayor disponibilidad de hábitats diferentes que se asocia a una mayor riqueza de especies en estos usos, lo que fue señalado también por da Silva et al. (2012).

La mayor compactación de los suelos observada en los sitios forestales de los altos y medias lomas podría estar asociada al movimiento de maquinaria pesada utilizada para las tareas de desramado, corte y transporte de los troncos. Esta compactación estaría afectando el establecimiento de anfibios cavícolas o fosoriales como los pertenecientes al género *Leptodactylus*. Esto podría explicar las diferencias en el número de individuos de *L. fuscus* y *L. podicipinus* entre los usos de conservación y forestal. Sin embargo esta característica del suelo no explica el mayor número de *L. latrans* encontrado en la forestación de pinos respecto de los otros usos, en donde podría estar utilizando en reemplazo de las cuevas los macizos de vegetación

hidrófita (Achaval y Olmos 2007), muy abundantes en las lagunas presentes en la forestación. Por otra parte, a pesar de que la carga ganadera presente en el campo bajo este uso afectó la biomasa aérea, no provocó una gran compactación del suelo, lo cual con el consecuente bajo impacto sobre las especies cavadoras.

Las características físico-químicas relevadas en los cuerpos de agua parecen condicionar el tipo de especies de anfibios presentes en cada uso del suelo. Los cuerpos de agua ubicados en el campo ganadero resultaron más ácidos y con menor contenido de fosfatos que los pertenecientes al Parque Nacional y al predio forestal. Muchas formas de vida acuática tienden a ser muy sensibles a variaciones en estos parámetros (Ávila Pérez et al. 2011). En particular, el pH influye sobre el éxito reproductivo, la mortalidad de embriones y de larvas de los anfibios, aunque los efectos presentan variaciones interespecíficas (Molina y Péfaur 2010). Esto podría ser en parte responsable de la baja diversidad de especies registradas en los sitios relevados bajo este uso. El mayor nivel de acidez (pH 4,6) encontrado en el campo ganadero podría ser el resultado de una contaminación del agua por aporte de materia orgánica proveniente de las excretas del ganado vacuno (Pinos-Rodríguez et al. 2012).

El fósforo total, medido como fosfato, es un elemento químico necesario para el crecimiento de plantas y animales. Está presente en varias formas químicas en el agua y es un indicador de contaminación cuando se detectan concentraciones elevadas, en particular, concentraciones mayores a 0,1 mg/l (Ávila Pérez et al. 2011). Los cuerpos de agua dentro del Parque Nacional y la forestación presentaron la mayor concentración de fosfatos, en particular, este

último mostró algunos sitios con valores 4,4 veces mayores al nivel guía, pudiendo evidenciar la adición artificial de dicho elemento. Sin embargo, un alto contenido de fósforo podría favorecer el crecimiento de algas, que constituyen una importante fuente de alimento de las larvas de muchas especies de anfibios (Lajmanovich 1994, 2000). Estos efectos contrapuestos dan lugar a la necesidad de profundizar el conocimiento sobre la toxicidad del fósforo en los anuros.

En síntesis, los resultados alcanzados en este capítulo muestran que los usos del suelo afectan a la composición y abundancia de los ensamblajes de anfibios presentes en los ambientes perilacunares. La magnitud de dichos cambios depende del tipo de actividad productiva que se desarrolla, siendo la ganadería que parecería tener un mayor impacto negativo sobre los anfibios. En este sentido, la mayor riqueza promedio por sitio de muestreo se encontró en el Parque Nacional y en el predio forestal, en particular, en este último, se registró la mayor riqueza total acumulada. Si bien la actividad forestal produce profundas transformaciones en la cobertura vegetal en las posiciones topográficas altas, estos impactos no generaron cambios profundos en los ensamblajes de anfibios asociados a los cuerpos de agua. Es posible, incluso, que la alta riqueza evaluada en los ambientes perilacunares bajo el uso forestal se deba a que los mismos estén actuando como sumidero de los anfibios desplazados por las actividades desarrolladas en los altos.

A lo largo de este capítulo se pudo observar que a escala de hábitat los cambios en el uso del suelo están jugando un papel fundamental en la composición y abundancia de los ensamblajes de anfibios a una escala temporal de corto plazo. En los capítulos subsiguientes se evaluará como la variabilidad

climática y el cambio climático afecta la disponibilidad y calidad de los hábitats de este grupo de anfibios a mayores escalas espacio-temporales.

## **Capítulo 3**

**ANÁLISIS FUNCIONAL DE LA DIVERSIDAD DE ANFIBIOS EN  
UN MOSAICO DE PAISAJES COMPLEJOS SUJETOS A  
VARIABILIDAD CLIMÁTICA**

### 3.1 Introducción

Históricamente la biodiversidad ha sido estudiada en términos de la riqueza de especies y los ecosistemas que las alojaban de manera estática (Fiedler et al. 1997). A partir de la década de 1990, se ha expandido esta visión a distintas escalas donde se incluyen los diferentes niveles de organización biológica, desde los genes hasta los paisajes, incluyendo los individuos de cada especie, las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas (Noss 1990, Poiani et al. 2000).

Diversos autores destacan tres atributos principales para caracterizar la biodiversidad: la composición, la estructura y la función (e.g. Franklin et al. 1981, Noss 1990). Para estudios a escalas intermedias que van de las cientos a los miles de hectáreas, Poiani et al. (2000) proponen utilizar el nivel de paisajes. Este constituye un nivel jerárquico intermedio entre el ecosistema y la región y constituye un área caracterizada por ecosistemas o usos de la tierra que conforman un patrón recurrente y de grano fino y con un régimen de disturbios característicos (Forman y Godron 1986, Forman 1995, Matteucci 2006). La superficie incluida dentro de sus límites presenta el mismo régimen climático y un conjunto de geoformas características (Forman y Godron 1986).

Los paisajes se caracterizan por presentar un mosaico dinámico en el tiempo cuyos cambios se encuentran asociados a la frecuencia e intensidad de disturbios, factores que incrementan la complejidad del paisaje (Turner 1989). Esta variabilidad es un factor clave en la estructuración de las comunidades bióticas que habitan dichos paisajes, regulando la calidad de los

hábitats, su tamaño, disponibilidad y conectividad (Piquet et al. 1985, Gardner et al 1987, Turner 1989).

La existencia y disponibilidad de largas series de tiempo de datos espectrales provenientes de satelitales ópticos de resolución espacial media-baja, alta frecuencia de visita y alta cobertura regional (NOAA-AVHRR<sup>9</sup>, Terra-MODIS<sup>10</sup>) posibilita analizar la variabilidad temporal de los paisajes, particularmente las características de la vegetación, incluyendo cambios en los tipos y condiciones de la misma o en la cantidad de biomasa presente. Además, son adecuadas para el estudio de ciclos interanuales y el análisis de la dinámica de cambios de los ecosistemas (Paruelo et al. 2004, Wardlow et al. 2007). También se ha demostrado que son una potente herramienta para el monitoreo de ecosistemas en el contexto de cambios ambientales y, en particular, sensible a fluctuaciones en el clima (Paruelo et al. 2001). A partir de las características espectrales de la vegetación se ha avanzado en el desarrollo de índices que sintetizan dicha información en valores únicos que capturan diferentes aspectos funcionales de la vegetación y dan cuenta su estado (Alcaraz-Segura et al. 2008).

---

<sup>9</sup> El sensor AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) transportado por distintos satélites de observación terrestre desde el año 1978 hasta la actualidad como parte de las misiones NOAA-POES (*National Oceanic and Atmospheric Administration - Polar-orbiting Operational Environmental Satellites*). Más información disponible en: [\[http://noaasis.noaa.gov/NOAASIS/ml/avhrr.html\]](http://noaasis.noaa.gov/NOAASIS/ml/avhrr.html)

<sup>10</sup> El sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) se encuentra a bordo de los satélites Terra y Aqua. Estos satélites forman parte de la misión EOS (*Earth Observing System*) de la NASA y proveen imágenes desde el año 2000 hasta la fecha. Más información disponible en: [\[http://modis.gsfc.nasa.gov/\]](http://modis.gsfc.nasa.gov/)



Por consiguiente, en la actualidad, es factible disponer de series de tiempo de datos espectrales obtenidos de forma directa por el sensor remoto así como de índices sintéticos derivados de los mismos. En este sentido, el Índice Verde Normalizado (NDVI, ecuación 3.1), es muy sensible al contenido de clorofila presente en las coberturas vegetales (Grist et al. 1997, Tarpley et al. 1984).

$$NDVI = \frac{X_{nir} - X_{red}}{X_{nir} + X_{red}} \quad \text{Ecuación 3.1. Índice verde normalizado.}$$

Donde  $X_{nir}$  y  $X_{red}$  son los valores de reflectancia bidireccional de la superficie para las bandas del infrarrojo cercano y del rojo (841 – 876 nm y 620 – 670 nm, respectivamente).

Por esta razón, es un indicador robusto para el monitoreo de los cambios o ciclos fenológicos de la vegetación dominante en los diferentes ambientes y también sensible frente a fenómenos de perturbación o disturbio frecuentemente en estrecha relación con los patrones de precipitación y temperatura regionales y con los patrones de uso antrópico (Orshan 1989, Paruelo et al. 2001, Alcaraz-Segura et al. 2009, Salvia 2010). Por lo tanto, la definición de los ambientes en términos del patrón temporal de índices verdes permite identificar patrones funcionales ecosistémicos (Paruelo et al. 2001) así como detectar cambios en su funcionamiento (Baldi et al. 2008) y, en última instancia, evaluar su vulnerabilidad frente a los cambios a lo largo del tiempo. En otras palabras, evaluar los cambios en su integridad (Vélez Restrepo y Gómez Sal 2008).

El índice NDVI se ha utilizado en mayor medida en ambientes terrestres en los cuales el ciclo hidrológico no representa un factor que influya de manera determinante sobre la señal que capta el satélite. En el caso de los humedales, por el contrario, se observa que además de registrar los cambios estacionales en la biomasa presente, las series de tiempo de NDVI (tanto de MODIS como de NOAA-AVHRR) reportan también anomalías en la señal asociadas a los eventos de inundación o incendios (Zoffoli et al. 2009, Salvia 2010).

Si bien existe una vasta bibliografía sobre el análisis de series temporales de índices verdes a partir de sensores de baja resolución espacial, la gran mayoría de los trabajos mencionados son estudios sobre ambientes terrestres a escala regional, siendo, hasta el presente, muy pocos los que se realizaron sobre áreas de humedales (Moreau et al. 2003, Haas et al. 2009, Zoffoli et al. 2008, Salvia 2010). En estos últimos casos, la presencia de agua introduce distorsiones en la señal de los índices que aportan información. Particularmente, en los humedales dichas anomalías se relacionan con la dinámica temporal en cuanto a los pulsos de inundación-sequía que tienen lugar a lo largo del tiempo.

Por lo tanto, con esta aproximación se busca caracterizar zonas homogéneas desde el punto de vista funcional. Cada una de las zonas que se obtienen presenta una firma temporal cuyo análisis permite evaluar su sensibilidad frente a la variabilidad ambiental. Esto se basa en la capacidad de la señal en capturar tanto alteraciones en los patrones de precipitación o temperatura como de presencia de eventos tales como inundaciones, incendios o cambios en la cobertura del suelo.

América del Sur se caracteriza por presentar los ecosistemas de humedales más extensos de la biosfera. Esto conduce a la existencia de paisajes de humedales de gran superficie asociados a las planicies de inundación de las grandes cuencas hidrográficas del Plata, Orinoco y Amazonas (Junk 2013). En estos paisajes la matriz está constituida por grandes extensiones de humedales o por complejos mosaicos constituidos por parches de humedales y ecosistemas terrestres (Neiff 2001). En particular, en la Argentina se encuentra la provincia de Corrientes, donde la confluencia de las Ecorregiones Campos y Malezales, Esteros del Iberá y Espinal (Morello et al. 2012) originan un mosaico de paisajes complejos dominados en gran parte por ecosistemas de humedal que se alternan con una variedad de usos del suelo que incluyen desde áreas naturales de pastizales y sabanas, áreas urbanas, ganadería extensiva, forestaciones y arroceras. Las áreas de humedal se ven favorecidas por la disponibilidad de agua sumado a las características primarias existentes en la geografía de la provincia que han posibilitado el desarrollo de una gran variedad de patrones de escurrimiento y acumulación hídrica superficial (Giraut et al. 2012).

Actualmente se sabe que las alteraciones de los patrones anuales de precipitación (e.g., aumento de la frecuencia de temporadas secas) o el aumento de la temperatura han afectado a los ecosistemas de humedales alterando a la fauna asociada a los mismos (Pounds et al. 1999). Producto de estos cambios se pueden esperar consecuencias directas e indirectas sobre las poblaciones animales. Los anfibios, en particular, son muy sensibles a pequeños cambios en las condiciones de temperatura y humedad debido a que presentan características tales como presentar una piel permeable, un

ciclo de vida bifásico y huevos sin cáscara (Carey y Alexander 2003). Estos cambios también pueden afectar su ritmo reproductivo, acortar el período de hibernación y, en el corto tiempo (anual), estos factores pueden afectar el éxito reproductivo y la supervivencia durante la metamorfosis (Lind 2008, Walls et al. 2013). A largo plazo, la frecuencia y duración de las temperaturas extremas y las precipitaciones probablemente influirán en la persistencia de las poblaciones locales, las capacidades de dispersión y, en consecuencia, la estructura de metapoblaciones en el paisaje (Lind 2008).

## **3.2 Objetivos**

### **3.2.1 Objetivo general**

En función de lo planteado, el objetivo general de este capítulo es identificar paisajes que posean hábitats vulnerables para las especies de anfibios estudiadas en función de su variabilidad ambiental a lo largo del tiempo en paisajes de humedales de la provincia de Corrientes.

### **3.2.2 Objetivos específicos**

- 1) Identificar unidades de paisajes semejantes desde un punto de vista funcional (UF) en términos de la dinámica la vegetación y de los patrones de disturbios y estrés ambiental a partir de datos de NDVI derivados de las observaciones del sistema Terra-MODIS y evaluar su tendencia temporal.

- 2) Interpretar las características estructurales de las UF para evaluar la disponibilidad potencial de hábitat para las especies de anfibios considerados a escala local (ambientes perilacunares).
- 3) Analizar la relación entre el hábitat fundamental de los anfibios considerados y las UF en función de la vulnerabilidad frente a la variabilidad ambiental a lo largo del tiempo.

### **3.3 Hipótesis**

A través del monitoreo del funcionamiento ecosistémico de las UF se pueden detectar alteraciones en los regímenes de precipitación y temperatura.

El patrón temporal del NDVI es un indicador del nivel de vulnerabilidad de los anfibios ya que representa cambios en las condiciones del hábitat de los mismos.

### **3.4 Predicciones**

- 1) La sensibilidad de cada UF depende no solo de la fisonomía o cobertura del suelo que presente, sino también que de un conjunto de características que incluyen su origen geomorfológico, el tipo de suelo y el relieve.
- 2) Las UF estrechamente acopladas al régimen hídrico presentan mayor vulnerabilidad funcional, afectando la calidad del hábitat para los anfibios.
- 3) Los anfibios cuyo hábitat preferencial se encuentra asociado a UF con tendencias decrecientes en el patrón temporal de NDVI presentan

mayor vulnerabilidad que los que están asociados a UF con patrones estables en el tiempo.

## **3.5 Metodología**

### **3.5.1 Área de estudio**

El área de estudio se ubica en el noroeste de la provincia de Corrientes (27°28'S 58°50'W) y se corresponde con el cuadrante MODIS h12v11 (Figura 3.1). Cubre aproximadamente 61.000 km<sup>2</sup>, lo que equivale al 68% de la superficie de la provincia. Esta región se caracteriza por la presencia de paisajes heterogéneos y complejos, conformados por un mosaico en el que se alternan ecosistemas terrestres, acuáticos y de humedal. La fragmentación natural de estos paisajes está asociada a una historia geomorfológica compleja: las tierras altas mayoritariamente pertenecen a la formación de Botucatú, compuestas por basaltos toleíticos (Jurásico-Cretácico) mientras que los procesos de migración y avulsión del Río Paraná durante el Pleistoceno-Holoceno (Iriondo 1991) formaron las zonas bajas asociadas a una gran planicie sedimentaria compuestas por arenas de la formación de Ituzaingó (Popolizio 1977, Brea y Zucol 2011). Como resultado de esta heterogeneidad se observa una gran diversidad de ambientes que incluyen ríos, arroyos, lagos y humedales de agua dulce coexistiendo cerca de bosques, pastizales y arbustales (Cabrera 1971, Carnevalli 1994). Estos ofrecen una enorme oferta de nichos ecológicos que se expresa en la gran biodiversidad presente y una importante oferta de bienes y servicios a la sociedad (Benzaquén et al. 2013).

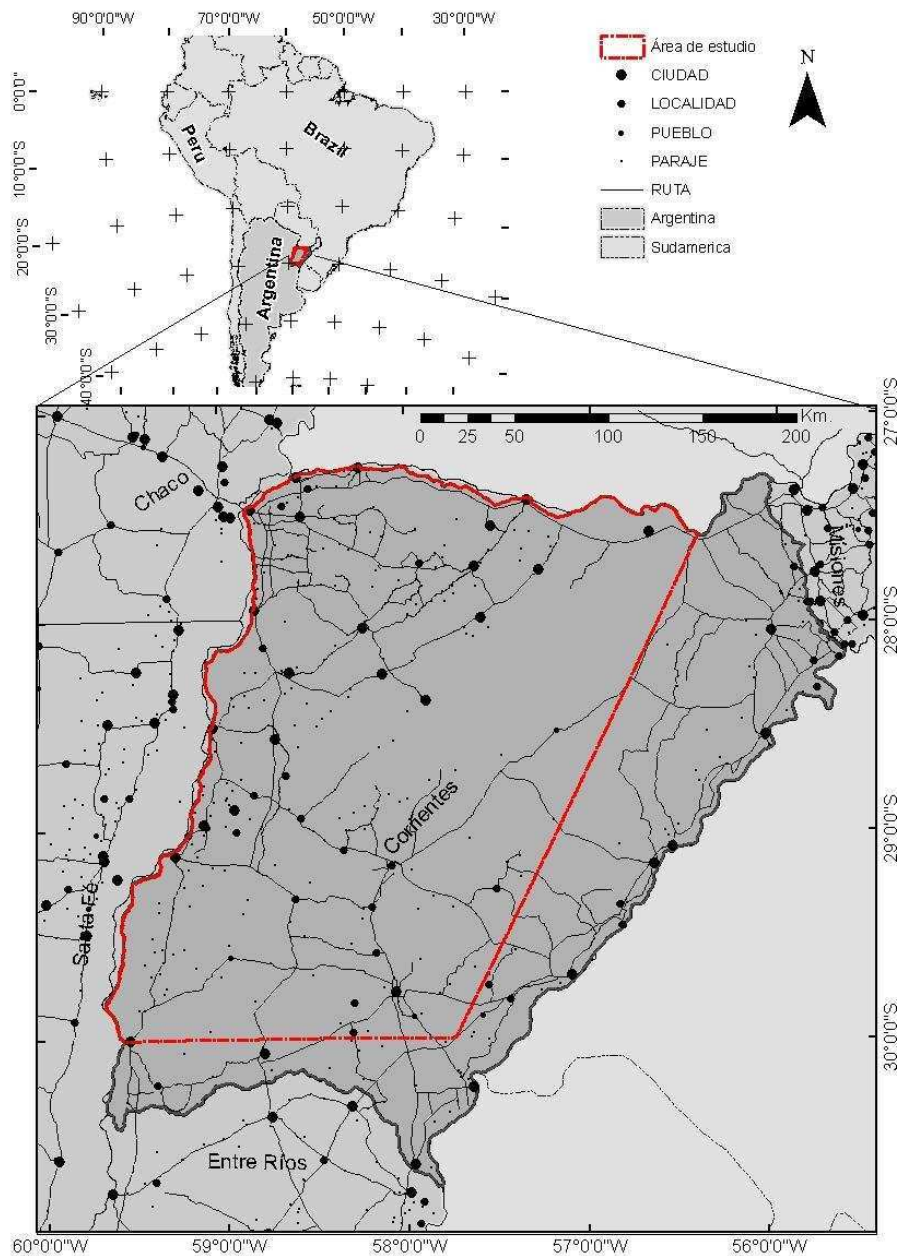
El clima es subtropical cálido-húmedo sin estación seca. Las lluvias son frecuentes y abundantes con un promedio anual entre 1.200 y 1.700 mm, concentradas entre noviembre y febrero. La temperatura anual promedio es de 21 °C, con 12 °C en invierno y 27 °C en verano (Servicio Meteorológico Nacional<sup>11</sup>).

De acuerdo con el mapa de coberturas del suelo<sup>12</sup> producido por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y en concordancia con el esquema de clasificación propuesto por la FAO, el área fue dividida en 7 tipos de coberturas derivadas de las 15 que originalmente presentaba dicho mapa: bosques (10.876 km<sup>2</sup>), pastizales (22.458 km<sup>2</sup>), humedales (22.793 km<sup>2</sup>), agua libre (874 km<sup>2</sup>), urbano (123 km<sup>2</sup>), forestaciones (1.698 km<sup>2</sup>) y plantaciones de arroz (2.094 km<sup>2</sup>).

---

<sup>11</sup> Servicio meteorológico nacional. <http://www.smn.gov.ar/>

<sup>12</sup> Mapa de coberturas del suelo elaborado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria se encuentra disponible en: <http://inta.gob.ar/documentos/cobertura-del-suelo-de-la-republica-argentina.-ano-2006-2007-lccs-fao/>



**Figura 3.1.** Área de estudio en la provincia de Corrientes, Argentina. La línea roja delimita el área considerada para el presente capítulo.

### 3.5.2 Obtención de patrones funcionales y su relación con la temperatura y precipitación

***Análisis de series temporales de temperatura, precipitaciones y nivel hidrométrico del río Paraná:*** Se seleccionaron 19 estaciones

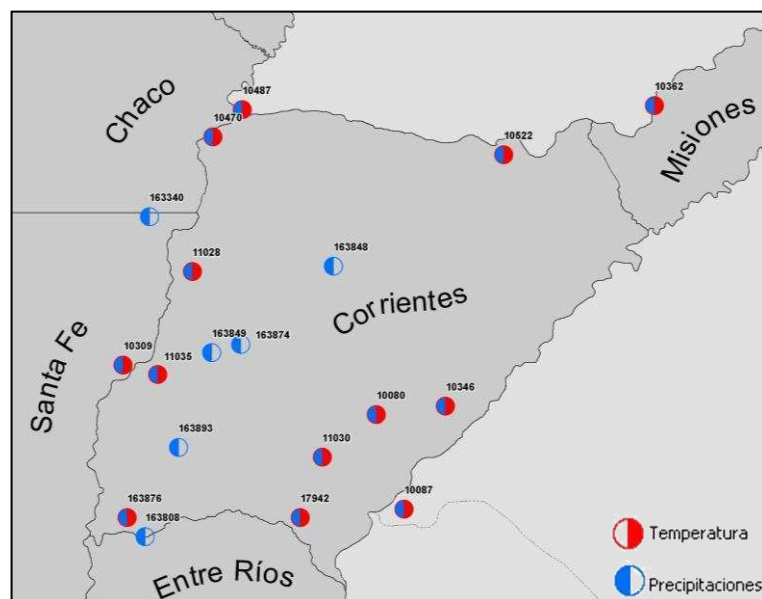


meteorológicas<sup>13</sup> de la provincia de Corrientes y sus alrededores que presentaran registros en el intervalo 2000 – 2010 y se encontraran distribuidas de forma tal de abarcar toda el área de estudio (Tabla 3.1, Figura 3.2). Los datos atípicos (e.g. 999 en una celda de temperatura diaria) o faltantes se reemplazaron asignándole el valor NAN (siglas del inglés “*not a number*”) a dicha celda. Se trabajó con los datos de precipitación acumulada y temperatura media cada 15 días coincidiendo con los intervalos de tiempo de los productos MODIS utilizados.

**Tabla 3.1.** Estaciones meteorológicas con registros de precipitación (Prec) y temperatura (Temp) durante el período 2000 – 2010 (SMN: Servicio Meteorológico Nacional, SRH: Subsecretaría de Recursos Hídricos). La X indica la variable registrada por cada una de las estaciones meteorológicas consideradas.

Estación	Prec	Temp	Fuente	Lat	Long	Ubicación
10080	X	X	SMN	-29,78	-57,98	Curuzú Cuatiá
10087	X	X	SMN	-30,27	-57,65	Monte Caseros Aero
10309	X	X	SMN	-29,18	-59,70	Reconquista
10346	X	X	SMN	-29,68	-57,15	Paso de los Libres Aero
10362	X	X	SMN	-27,37	-55,97	Posadas Aero
10470	X		SMN	-27,45	-58,77	Corrientes Aero
10487	X	X	SMN	-27,42	-58,93	Colonia Benitez INTA
10522	X	X	SMN	-27,58	-56,67	Ituzaingó
11028		X	SMN	-28,43	-58,92	Bella Vista
11030	X	X	SMN	-29,78	-57,98	Curuzú Cuatiá
11035	X	X	SMN	-29,18	-59,17	Reconquista
17942	X	X	SMN	-30,37	-58,23	San José Feliciano
163340	X		SRH	-28,03	-59,23	Florencia
163808	X		SRH	-30,36	-59,26	Paso Juncué
163848	X		SRH	-28,39	-57,90	Concepción
163849	X		SRH	-29,02	-58,78	Paso Cerrito
163874	X		SRH	-28,96	-58,57	Chavarría
163876	X	X	SRH	-30,22	-59,39	Pueblo Libertador
163893	X		SRH	-29,71	-59,02	Malvinas Sur

<sup>13</sup> Se trabajó con datos disponibles en el servidor del departamento de Ciencias de la Atmósfera de la Universidad de Buenos Aires. Disponible en: <http://wp32.at.fcen.uba.ar/>



**Figura 3.2.** Ubicación de las estaciones meteorológicas consideradas.

Se calcularon las anomalías de precipitación y temperatura como la diferencia entre lo registrado en cada fecha respecto del promedio general obtenido para toda la serie temporal de datos.

Para estudiar el nivel hidrométrico del río Paraná se trabajó con los registros diarios en los puertos correntinos ubicados en las ciudades de Corrientes, Goya y Esquina provistos por la Prefectura Naval Argentina para el período 1990-2011. A partir del mismo se calculó el nivel promedio para los intervalos 1990-1999 y 2000-2011. Se separó este último intervalo en función de las fechas del producto imágenes MODIS MOD13Q1 disponibles.

***Determinación y caracterización de unidades funcionales de paisaje:*** Para este punto se partió de la premisa de que el patrón de crecimiento de la vegetación está íntimamente relacionado con las condiciones climáticas generales. Estas, a su vez son modeladas a escala local por las condiciones litológicas, edáficas y geomorfológicas que afectan el balance

hídrico. Con el objeto de obtener unidades de paisaje funcionalmente semejantes (UF), se analizaron los valores del índice verde NDVI del producto MODIS MOD13Q114 con una resolución espacial de 250 m para la serie de tiempo comprendida entre febrero del año 2000 y julio del 2010 (Huete et al. 1999, Figura 3.3).

Estas imágenes son composiciones de periodos de 16 días donde el valor de cada píxel es el máximo registrado para dicho período (Composición de Máximo Valor o CMV). Esto reduce la influencia de las nubes, el efecto de los diferentes ángulos de visión e iluminación y la mayor o menor concentración de aerosoles en la atmósfera (Holben 1986).

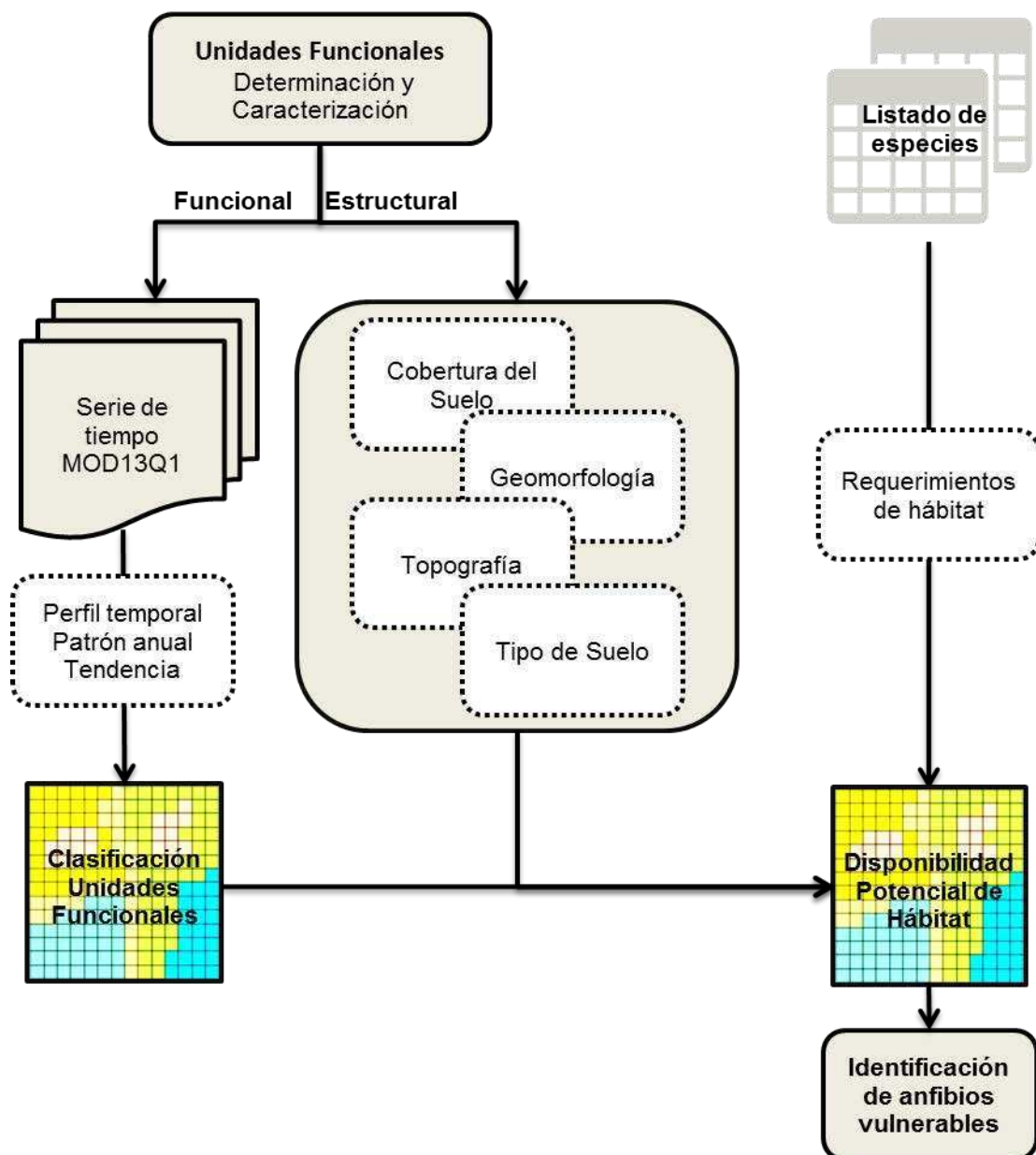
A partir de estas composiciones de 16 días se generó una imagen multitemporal de NDVI de 241 bandas mediante el ensamble de todas las imágenes MOD13Q1 disponibles para el cuadrante e intervalo de tiempo de estudio. Las celdas sin datos, que en las imágenes de origen se identificaban con el valor -3000, fueron filtradas asignando el valor NAN mediante una sentencia programada *ad hoc* en entorno IDL-ENVI llevada a cabo con colaboración de investigadores del Grupo de Teledetección Cuantitativa pertenecientes al Instituto de Astronomía y Física del Espacio (IAFE-CONICET).

Posteriormente se clasificó el ensamble de imágenes por medio de un algoritmo no supervisado (ISODATA) implementado en el programa ENVI para

---

<sup>14</sup> Producto compuesto por las bandas azul, rojo, verde e infrarrojo medio en la primera posición. Índice EVI en la segunda y NDVI en la tercera banda.

identificar las UF con diferentes patrones de comportamiento temporal para cada índice (Tou y Gonzalez 1974, Richards 1999). Se fijaron como criterios de clasificación: a) un límite máximo de 1000 iteraciones, b) un umbral de convergencia del 5%, c) un mínimo de 500 píxeles por clase y d) una distancia mínima de separación entre clases 0,01 unidades del NDVI (Jensen 1986, Richards 1986, Lillesan y Kiefer 1987).



**Figura 3.3.** Diagrama metodológico desarrollado para la evaluación de la vulnerabilidad del grupo de anfibios considerados en este estudio frente a la variabilidad ambiental en distintos tipos de paisajes de la provincia de Corrientes.

**Análisis Funcional:** Para cada UF se extrajo su perfil temporal como el valor del NDVI medio para cada fecha durante el período estudiado. Se analizó la tendencia temporal monótona de cada perfil mediante el test de Mann-Kendall (Mann 1945) (Hipel y McLeod 2005). Esta prueba calcula un índice ( $\tau$ ) que considera las diferencias entre todas las observaciones. Dicho índice evalúa si las observaciones posteriores en el tiempo tienden a ser mayores que las observaciones hechas anteriormente con lo cual se observa una tendencia creciente ( $\tau > 0$ ;  $p < 0,05$ ) o que las observaciones tienden a ser menores obteniendo así una tendencia decreciente ( $\tau < 0$ ;  $p < 0,05$ ). Es un test no paramétrico basado en rangos que tiene la ventaja de ser robusto frente a datos faltantes, la ausencia de normalidad, y la autocorrelación temporal (Hirsch y Slack 1984, Van Belle y Hughes 1984). Por último, se obtuvo el patrón anual medio a partir del cálculo de los diagramas de caja con el promedio para cada mes de cada año durante el período 2000 – 2010. Este patrón provee información relacionada con la variabilidad interanual. Para estos cálculos se trabajó en el entorno del software R (R Core Team 2013).

**Caracterización Estructural:** Se estudiaron las características estructurales de las unidades funcionales en relación con la cobertura del suelo (INTA<sup>15</sup>), la geomorfología (Iriondo 1991), la topografía (altura y pendiente derivadas de

---

<sup>15</sup> Cobertura del suelo de la República Argentina (Año 2006-2007) mediante el sistema de clasificación de ocupación de tierras “*Land Cover Classification System - LCCS*”. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Disponible en: [<http://inta.gob.ar/documentos/cobertura-del-suelo-de-la-republica-argentina.-ano-2006-2007-lccs-fao/>]

los datos de la misión SRTM<sup>16</sup>) y el tipo de suelo (INTA) (Tabla 3.2). Esta caracterización se realizó con el objeto de asociar los requerimientos de hábitat de las especies de anfibios a cada UF.

**Tabla 3.2.** Variables estructurales consideradas en la caracterización de las unidades funcionales. \*Los suelos no determinados en la clasificación realizada por el INTA se hallaron ubicados en áreas identificadas como humedales (Benzaquen et al. 2013).

Característica estructural	Variable (% de cobertura)	Tipo
Cobertura del suelo	Pastizal	categórica
	Urbano	categórica
	Forestación	categórica
	Bosque	categórica
	Arrocera	categórica
	Humedal*	categórica
	Agua libre	categórica
Geomorfología	Fajas Antiguas del Paraná	categórica
	Llanura Aluvial Actual del Paraná	categórica
	Tierras Altas de Misiones	categórica
	Tierras Altas de Entre Ríos y Corrientes	categórica
Topografía	Altura	continua
	Pendiente	continua
Tipo de suelo	Humedales*	categórica
	Alfisol	categórica
	Entisol	categórica
	Histosol	categórica
	Inceptisol	categórica
	Molisol	categórica
	Vertisol	categórica

Se generó una grilla vectorial compuesta por un arreglo de celdas cuadradas de 250x250 m equivalente al grano y extensión del producto MOD13Q1. Se atribuyó a cada celda de la grilla la identificación de la unidad

<sup>16</sup> Misión de relevamiento topográfico por un sistema de radar a bordo de un transbordador espacial (SRTM acrónimo en inglés de *Shuttle Radar Topography Mission*). Disponible en: <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>

funcional obtenida por la clasificación, la cobertura del suelo, la geomorfología, las características topográficas y el tipo de suelo. Finalmente se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para analizar la relación entre las variables consideradas en la caracterización estructural y las unidades funcionales obtenidas (Tou y González 1974).

Para ello se tomaron por cada unidad funcional 5 muestras compuestas por 500 celdas al azar cada una. Para cada una se estimó el valor medio para cada una de las variables cuantitativas continuas y la frecuencia para las categóricas. Todos estos análisis se realizaron mediante el uso de un SIG en donde las UF fueron cruzadas espacialmente con cada una de las capas de información estructural consideradas.

### **3.5.3 Requerimientos de hábitat de las especies de anfibios a escala de paisaje y su asociación con las unidades funcionales**

Para estimar la distribución espacial de la presencia de las especies de anfibios identificados a partir de los muestreos a campo dentro del área estudio se desarrolló un modelo espacial deductivo expresado como un valor de disponibilidad potencial de hábitat (DPH).

Para desarrollar el modelo DPH se caracterizó en primer lugar cada especie de anfibios en función del tipo de ambiente utilizado para satisfacer sus requerimientos de vida. Para ello se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica para identificar las características ambientales relevantes para el hábitat (Aquino et al. 2004, Heyer et al. 2004, Kwet et al. 2004, Lavilla et al. 2004a, b, c, d, Reichle et al. 2004, Reynolds et al. 2004, Silvano et al. 2004,

Achaval y Olmos 2007, Angulo 2008, Aquino et al. 2010a, Aquino et al. 2010b, Angulo y Baldo 2010, Heyer et al. 2010, Kwet et al. 2010a, Kwet et al. 2010b, La Marca et al. 2010, Silvano et al. 2010, Guzmán y Raffo 2011, López y Prado 2012, IUCN<sup>17</sup>). Se consideró que los ambientes aptos (A) son los descritos como fundamentales para el establecimiento de la especie (hábitat principal o preferencial) mientras que los moderadamente aptos (M) son ambientes que las especies utilizan circunstancialmente (e.g., como refugio) y son frecuentemente citados como hábitats secundarios (Rittenhouse et al. 2007). Se calificaron como no aptos (N) a los ambientes que no se citan como utilizados por cada una de estas especies.

A partir de las características estructurales de las UF, éstas fueron asociadas con los ambientes requeridos por los anfibios. Se calculó el valor de disponibilidad potencial de hábitat para cada UF a partir de su importancia (A, M y N) para las especies estudiadas. Para esto se otorgó un valor de 1 cuando la UF es A, 0,5 cuando es M y 0 si es N. Esta información fue posteriormente espacializada a fin de obtener un mapa de disponibilidad potencial de hábitat.

A partir de asociación entre los ensambles de especies de anfibios resultantes y las unidades funcionales se identificaron las especies sensibles a las perturbaciones a las cuales están sometidas las UF a escala de paisaje (USFWS 2012).

---

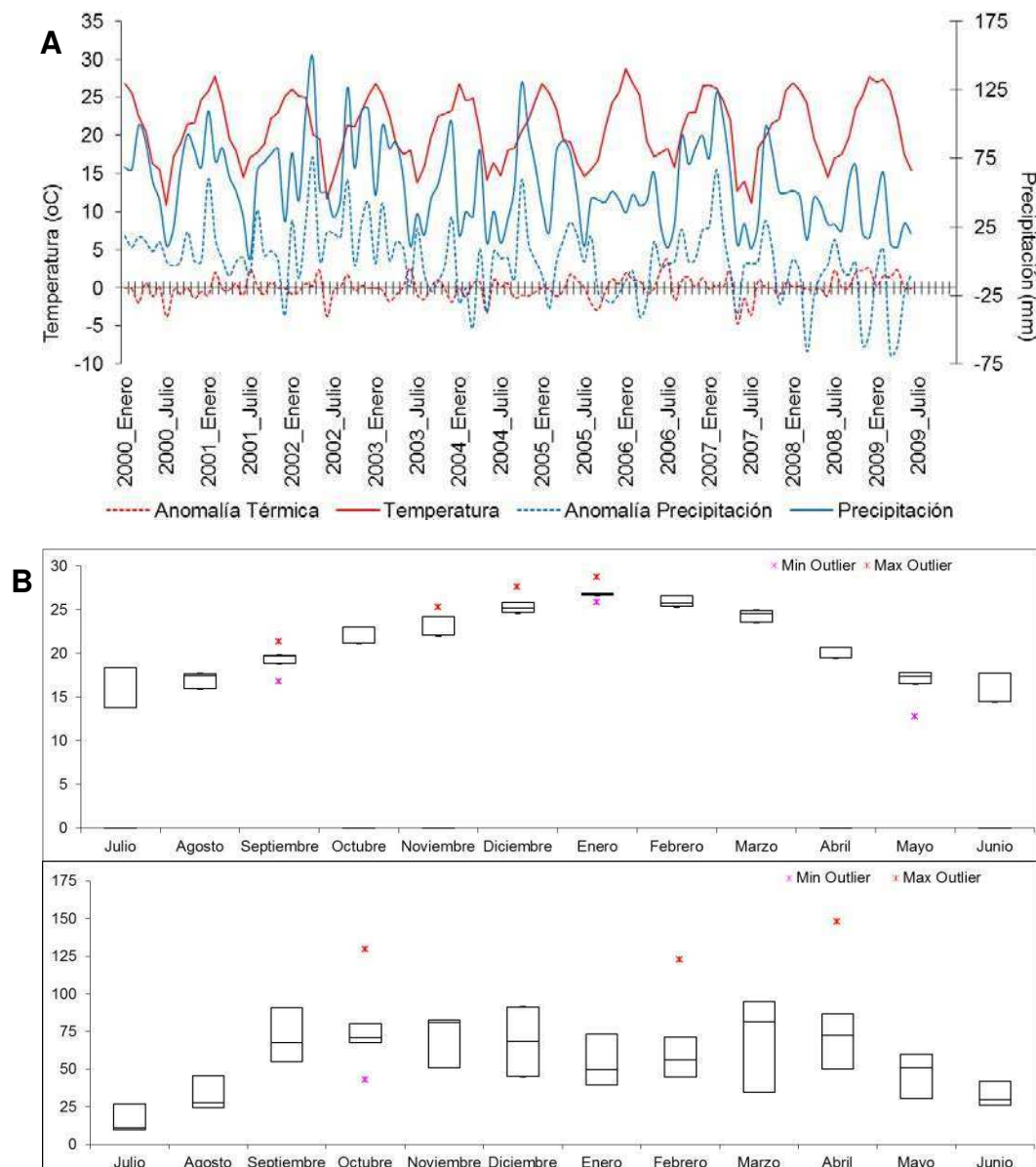
<sup>17</sup> IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. Disponible en: [\[www.iucnredlist.org\]](http://www.iucnredlist.org).



## 3.6 Resultados

### 3.6.1 Obtención de patrones funcionales y su relación con la temperatura, la precipitación y el nivel hidrométrico del río Paraná.

La Figura 3.4.A muestra la caracterización del perfil temporal mientras que la Figura 3.4.B presenta el patrón anual de temperatura y precipitación.

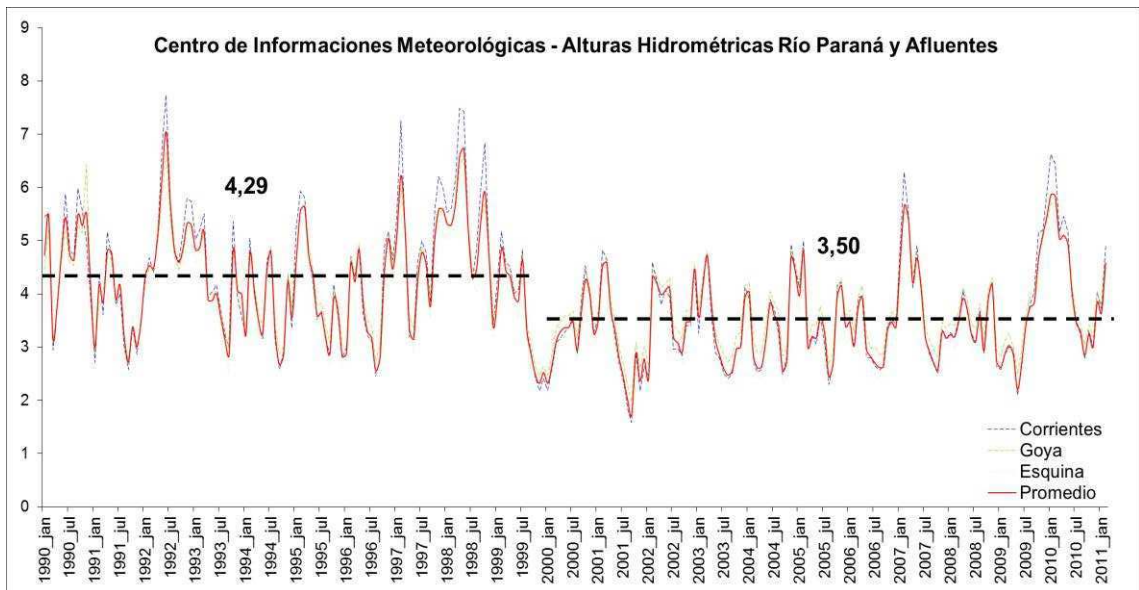


**Figura 3.4. A-** Perfil de temperatura media mensual y precipitación mensual acumulada registradas en el período considerado y sus respectivas anomalías en líneas punteadas. **B-** Patrón promedio anual de temperatura y precipitación.

Los resultados muestran que el mes de enero resultó ser el más cálido con muy poca variabilidad interanual, mientras que en los meses de junio y julio fueron los más fríos pero a su vez los que presentaron la mayor variabilidad interanual. Por otro lado, el período entre septiembre y abril constituye el más húmedo y presentó, a su vez, una alta variabilidad interanual.

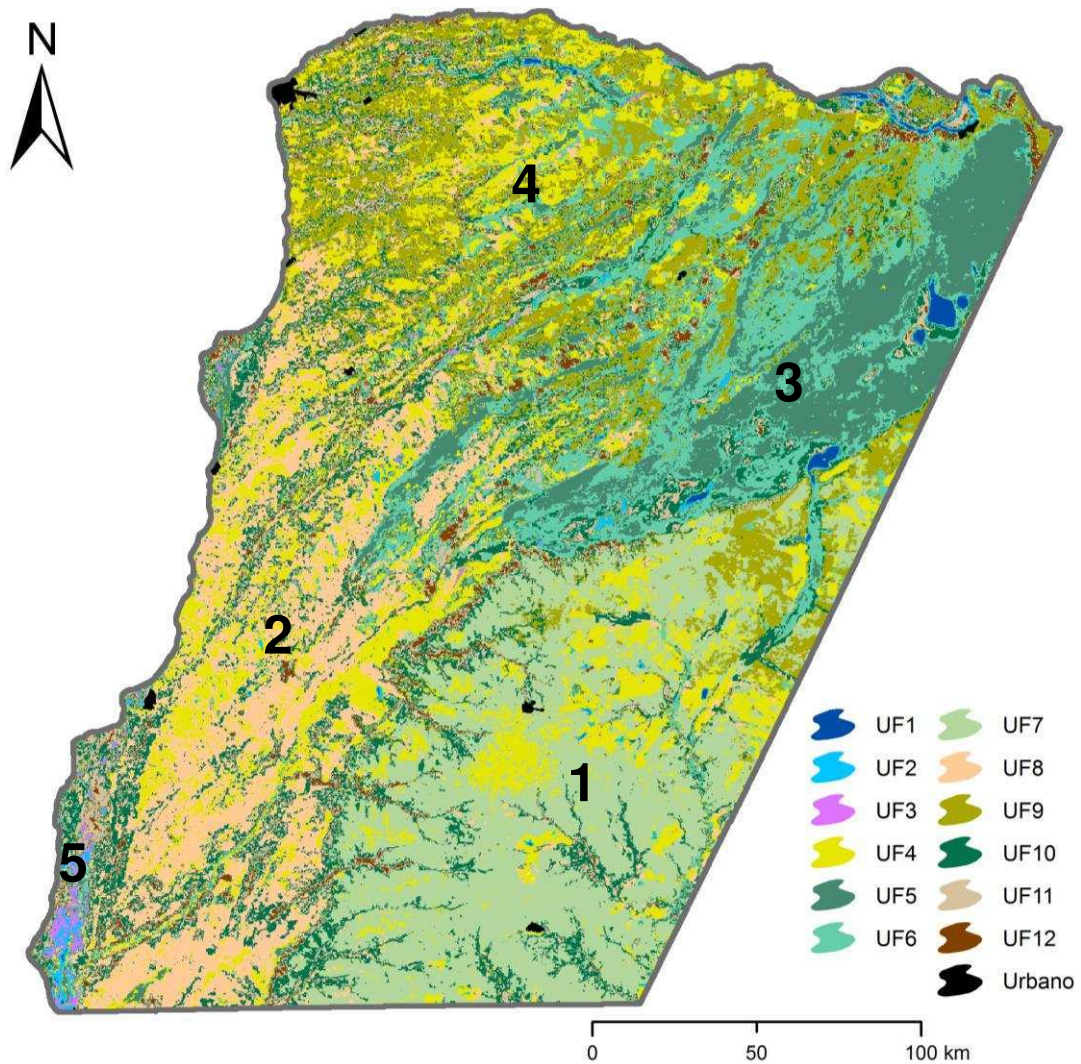
El patrón de precipitación mostró una mayor variabilidad entre los años analizados, lo cual se refleja en una mayor amplitud, en particular los meses de noviembre a marzo. Esto implica que los veranos pueden registrar precipitaciones muy variables, desde secos a muy lluviosos. Por otro lado, la temperatura presentó un patrón más estable, con menor variabilidad interanual (Figura 3.4.B).

En la Figura 3.5 se muestra el nivel hidrométrico en tres puertos sobre el río Paraná. Se registró un nivel promedio de 4,29 m para el intervalo 1990-1999, el cual resultó significativamente mayor ( $t = 1,5 \cdot 10^{-11}$ ,  $p < 0,00001$ ) a los 3,5 m promedio del intervalo 2000-2011.



**Figura 3.5.** Nivel hidrométrico del río Paraná en los puertos de Corrientes, Goya, Esquina y su promedio (fuente: Prefectura Naval Argentina, 2013). La línea punteada indica el nivel hidrométrico promedio para el período 1990-1999 y 2000-2011 respectivamente, donde se observa que a partir del año 2000 se produce un cambio significativo en dicho nivel.

**Análisis Funcional:** Se identificaron 12 unidades funcionales derivadas del comportamiento temporal del índice NDVI. Las mismas presentan un patrón de distribución espacial en la cual se identifican cinco regiones (Figura 3.6, Tabla 3.3).



**Figura 3.6.** Mapa de unidades funcionales obtenido a partir de una clasificación no supervisada sobre la serie de tiempo 2000 – 2010 de los índices de vegetación NDVI proveniente del producto MODIS MOD13Q1. En él se distinguen 12 UF, las cuales se agrupan en cinco regiones diferentes: 1) Macizo mercedeño; 2) Cordones arenosos; 3) Esteros del Iberá; 4) Región NO con un mosaico de ambientes sin unidades funcionales dominantes y 5) Fluvio-insular de la planicie aluvial río Paraná. Para este análisis, las áreas urbanas definidas por INTA-FAO fueron enmascaradas.

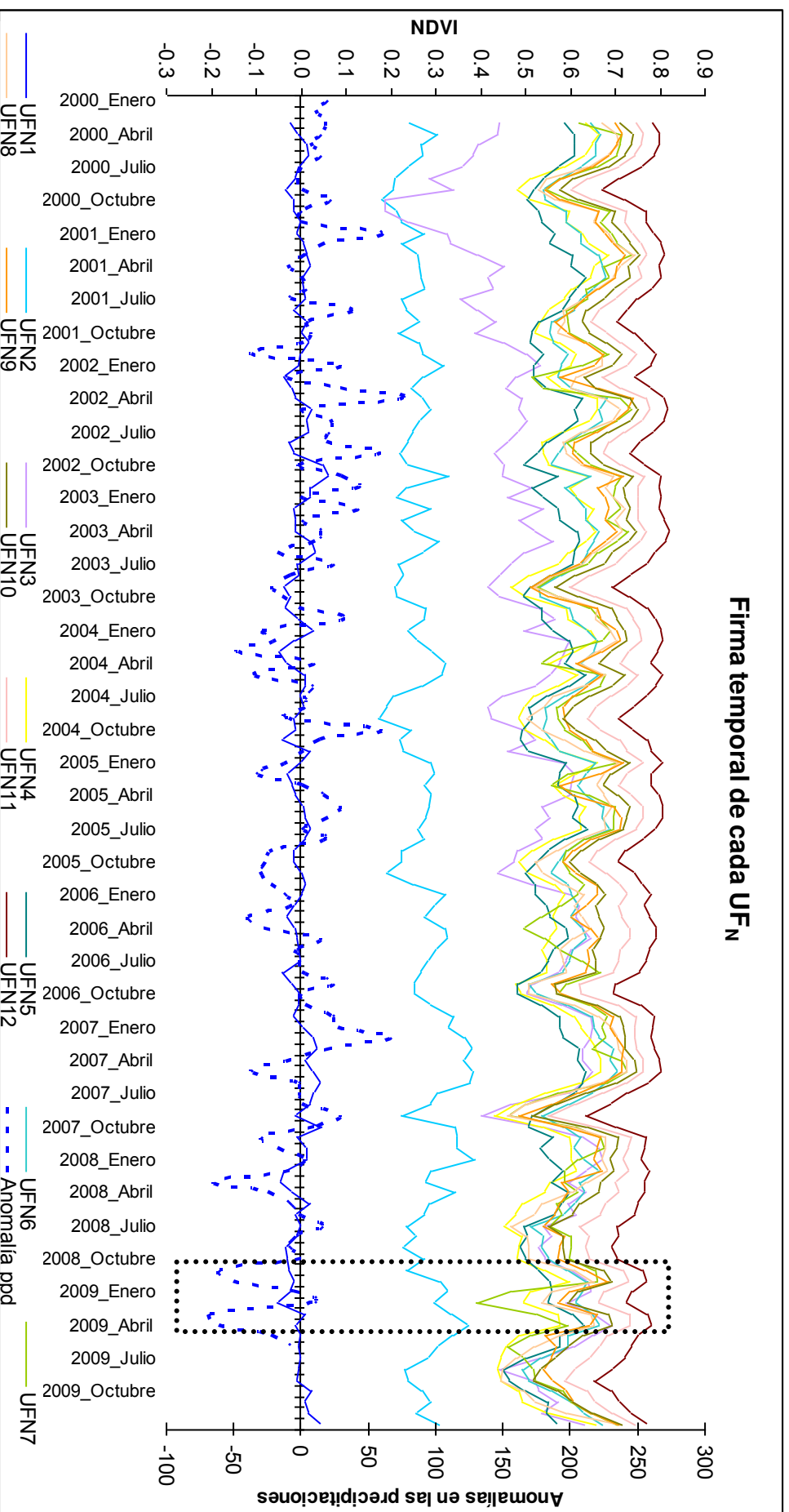
**Tabla 3.3.** Regiones consideradas para el área de estudio en función de las unidades funcionales caracterizadas.

Región	Unidad Funcional (UF) dominante	Localización
1	UF7	Macizo Mercedesño
2	UF8	Cordones arenosos del centro-oeste
3	UF5 y UF6	Esteros del iberá
4	Mosaico de unidades funcionales sin que se pueda identificar en ella un elemento claramente dominante	Noroeste de la provincia
5	UF2 y UF3	Sudoeste de la provincia, sobre el área fluvio-insular de la planicie aluvial del Paraná

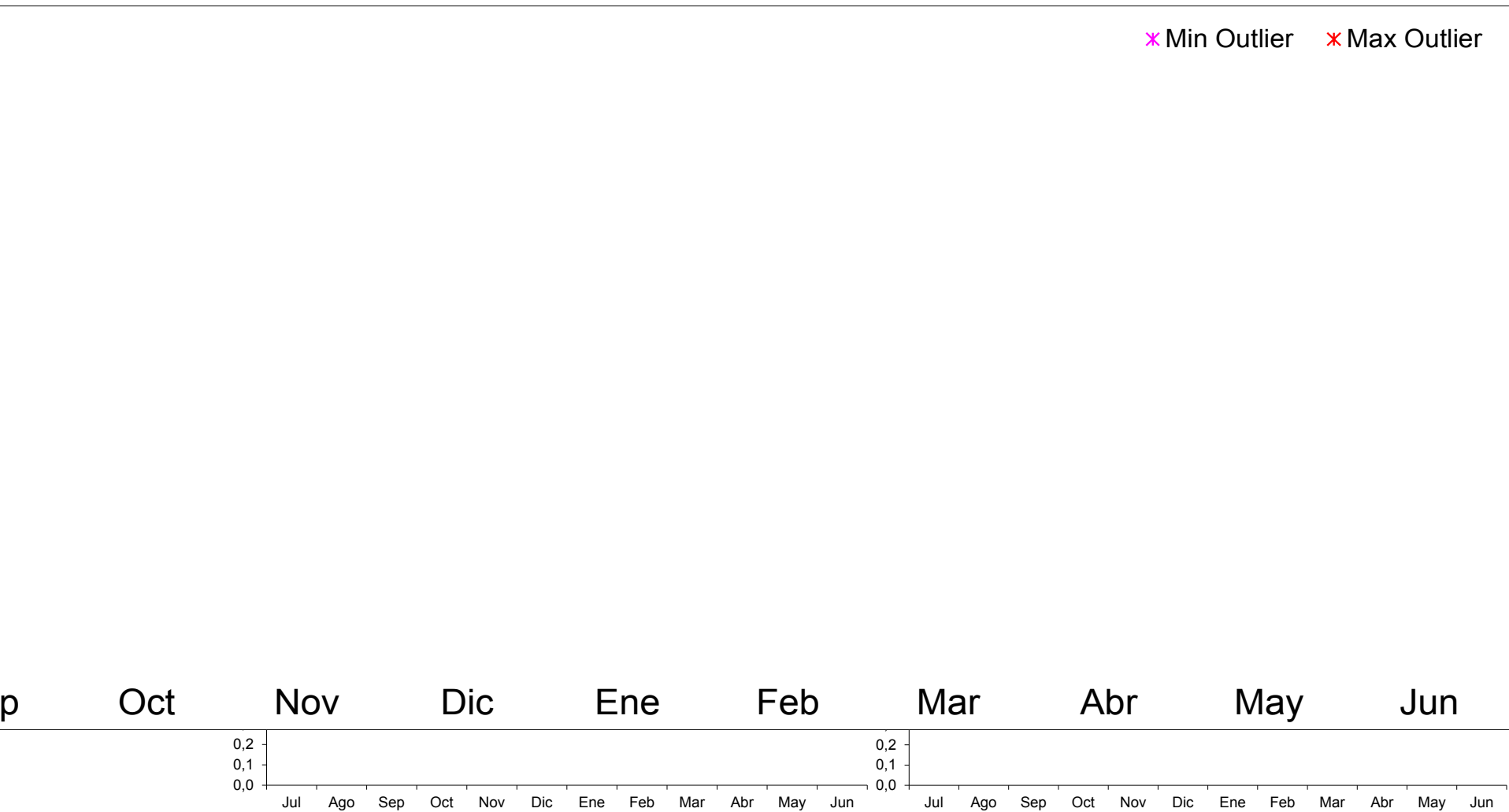
Estas UF conformaron a su vez cuatro grupos de patrones temporales. El primer grupo, constituido por la UF1, se encontró asociado al agua, con valores de NDVI cercanos a 0. El segundo, conformado por la UF2, estuvo compuesto por ambientes periacuáticos, con valores cercanos a 0,25 y sin presentar un patrón estacional definido mientras que el tercer grupo, representado por la UF3, se asoció con la planicie aluvial del Paraná, con tendencia a un aumento en los valores del índice. El cuarto grupo estuvo compuesto por el resto de las unidades funcionales, las que presentaron un patrón estacional compacto con valores de NDVI entre 0,5 y 0,8. Además, las UF4, UF7 y UF8 presentaron una mayor sensibilidad en responder a las anomalías en la precipitación, en particular durante el verano seco 2008 – 2009, momento en el cual se observó una disminución de los valores del índice (Figura 3.7).

A su vez, las unidades funcionales UF1, UF2 y UF3 se encontraron fuertemente asociadas con el régimen hidrológico, lo que se refleja en bajos valores medios del índice, sin patrón estacional marcado y con una eventualmente alta dispersión de los datos (Figuras 3.7 y 3.8).

### Firma temporal de cada UF<sup>N</sup>

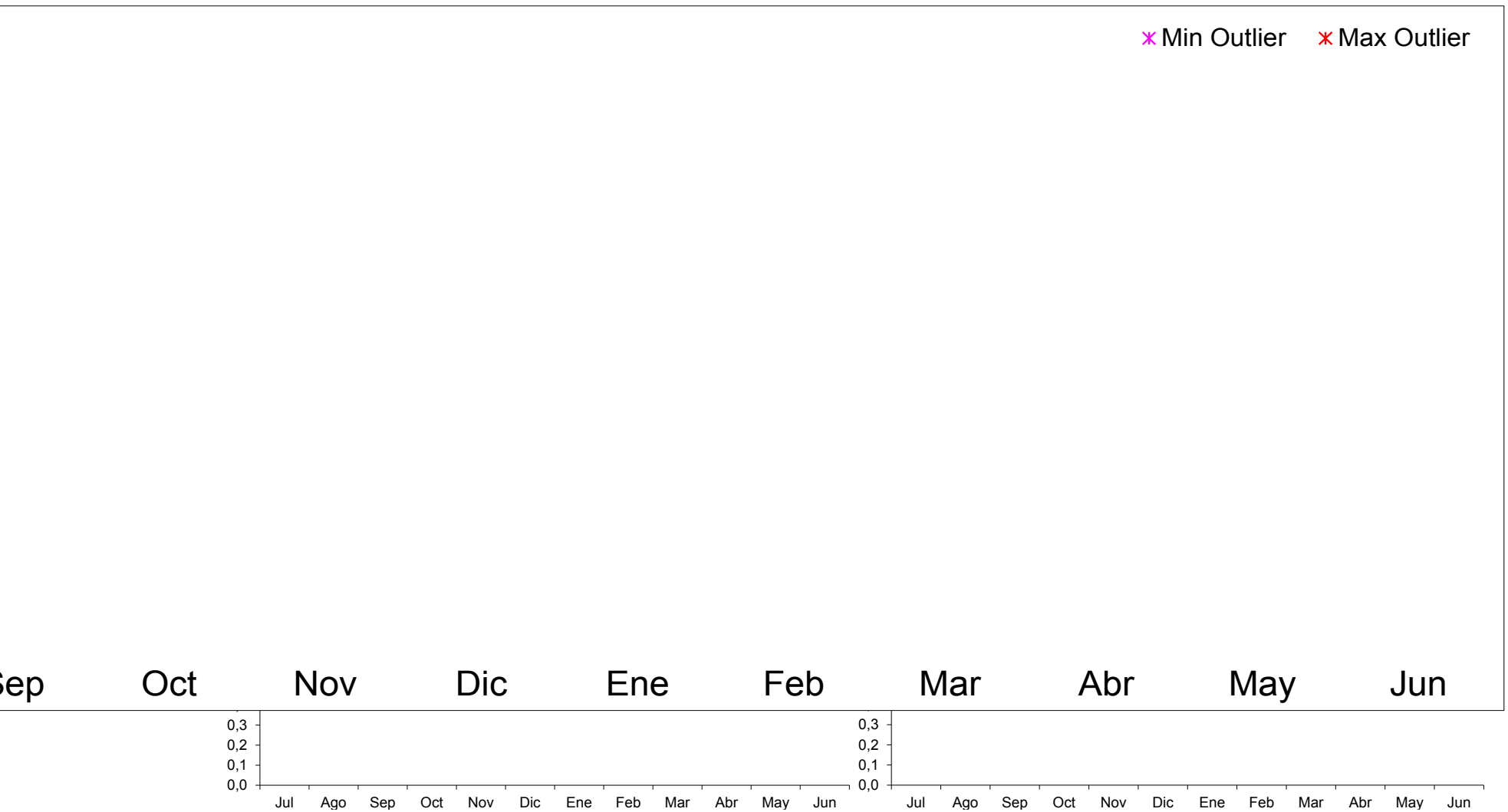


**Figura 3.7.** Comportamiento temporal del valor medio del índice NDVI de cada UF obtenida y su relación con las anomalías de las precipitaciones (línea azul punteada). El recuadro punteado indica el verano seco 2008-2009.



**Figura 3.8.** Patrón anual de cada unidad funcional en el cual se muestra la variabilidad del índice NDVI para cada mes. Se destacan también la presencia de valores atípicos, principalmente relacionados a las respuestas a perturbaciones (inundaciones y sequías). Los valores atípicos positivos se indican en color rojo y los negativos en color fucsia.

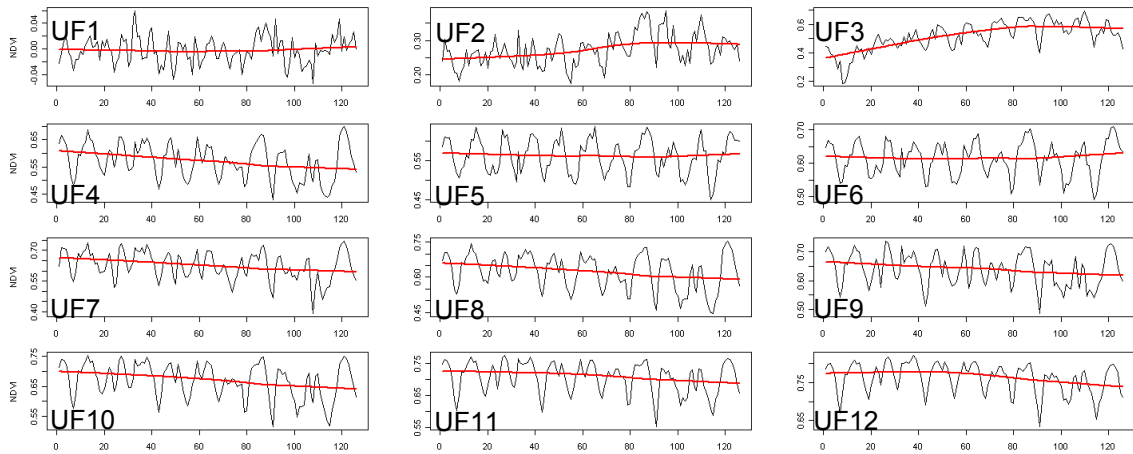




**Figura 3.7 continuación.** Patrón anual de cada unidad funcional en el cual se muestra la variabilidad del índice NDVI para cada mes. Se destacan también la presencia de valores atípicos, principalmente relacionados a las respuestas a perturbaciones (inundaciones y sequías). Los valores atípicos positivos se indican en color rojo y los negativos en color fucsia.

Al analizar el perfil temporal de cada UF en toda la serie de tiempo junto con las anomalías en precipitación (línea azul punteada; Figura 3.7), se detectaron aquellas unidades sensibles a fluctuaciones en la relación temperatura/precipitación, como en los casos de las UF4, UF7 y UF8 (Figura 3.7). En particular, la UF7 presentó una marcada dependencia con el régimen de precipitaciones, respondiendo con caídas en los valores del NDVI frente a veranos secos. Por el contrario, se identificaron UF muy estables (baja variación interanual; Figura 3.8), con un patrón anual definido y con valores altos del NDVI (UF5, UF6, UF11 y UF12).

La prueba de Mann-Kendall mostró que las UF1 ( $\tau = 0,045$ ;  $p = 0,297$ ), UF5 ( $\tau = -0,025$ ;  $p = 0,546$ ), UF6 ( $\tau = 0,021$ ;  $p = 0,623$ ) y UF9 ( $\tau = -0,014$ ;  $p = 0,170$ ) presentaron un patrón sin tendencias significativas, tanto creciente como decreciente. Por el contrario, las UF2 ( $\tau = 0,247$ ) y UF3 ( $\tau = 0,454$ ) mostraron perfiles con tendencia significativa al aumento mientras que las UF4 ( $\tau = -0,185$ ), UF7 ( $\tau = -0,201$ ), UF8 ( $\tau = -0,168$ ), UF10 ( $\tau = -0,191$ ), UF11 ( $\tau = -0,159$ ) y UF12 ( $\tau = -0,214$ ) presentaron tendencias significativamente decrecientes, en todos los casos con un  $p < 0,01$  (Figura 3.9 y Tabla 3.4).

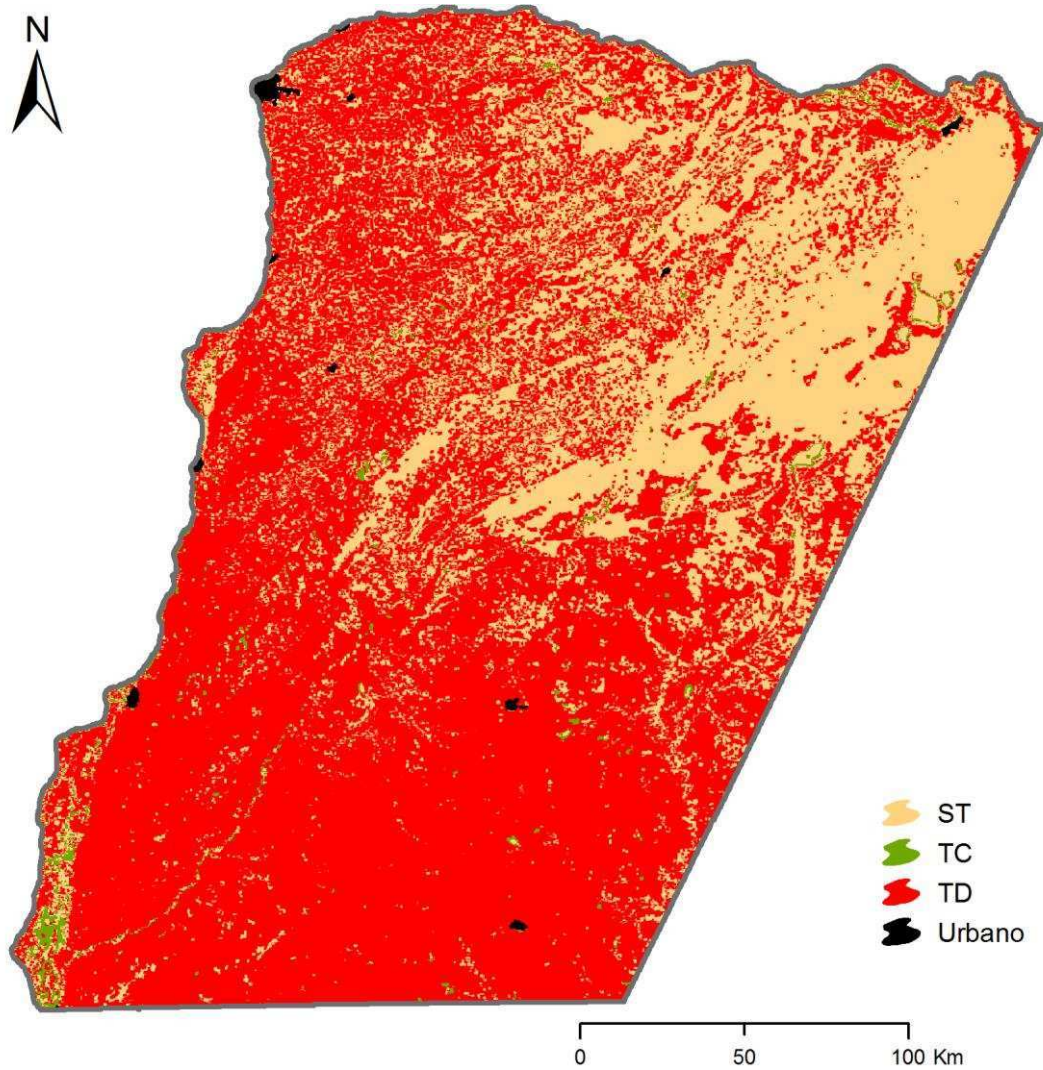


**Figura 3.9.** Análisis de tendencia de los valores medios de cada UF mediante el test de Mann-Kendall a lo largo de la serie de tiempo 2000 – 2010.

La expresión espacial de las unidades funcionales por medio de sus tendencias interanuales estimadas muestra que el 65% de la superficie del área de estudio presenta una tendencia decreciente en el patrón medio de NDVI. Por el contrario, el 1% de la superficie (UF2 y UF3) presenta un patrón con tendencia creciente en el valor medio de este índice. El 34% de la superficie no presenta una tendencia significativa ni al aumento ni a la disminución de su valor (Tabla 3.4 y Figura 3.10).

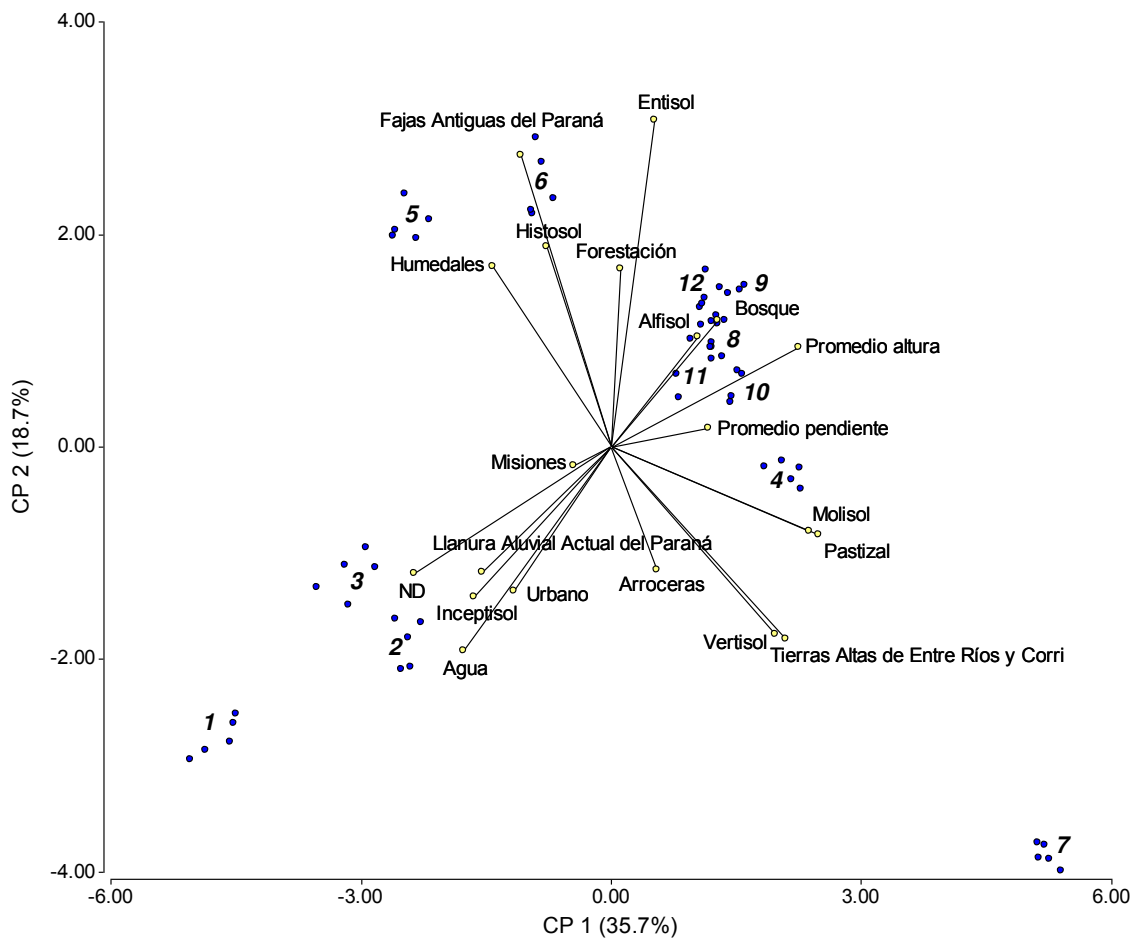
**Tabla 3.4.** Tendencia interanual y superficie (km<sup>2</sup>) de cada unidad funcional. ST: sin tendencia; TC: tendencia creciente; TD: tendencia decreciente.

	UF1	UF2	UF3	UF4	UF5	UF6	UF7	UF8	UF9	UF10	UF11	UF12
Superficie (km <sup>2</sup> )	304	659	223	8777	5240	7053	10303	8137	7887	7283	3829	1160
Tendencia	ST	TC	TC	TD	ST	ST	TD	TD	ST	TD	TD	TD
$\tau$	0,045	0,247	0,454	-0,185	-0,025	0,021	-0,201	-0,168	-0,014	-0,191	-0,159	-0,214
$p$	0,297	<0,01	<0,01	<0,01	0,546	0,623	<0,01	<0,01	0,170	<0,01	<0,01	<0,01



**Figura 3.10.** Modelo de tendencia interanual de las unidades funcionales. ST: sin tendencia; TC: tendencia creciente; TD: tendencia decreciente. Para el presente análisis las superficies urbanas (color negro) fueron enmascaradas.

**Caracterización Estructural:** Los dos primeros ejes del análisis de componentes principales (PCA) resumieron el 54,4% de la variabilidad total (Figura 3.11).



**Figura 3.11.** Caracterización estructural de las unidades funcionales en relación a las variables ambientales consideradas (ver Tabla 3.2). Los puntos azules y los números asociados corresponden a las diferentes unidades funcionales.

Los dos primeros ejes del PCA definieron 4 grupos de unidades funcionales (Figura 3.11).

**Grupo 1** (UF1, UF2 y UF3): se caracteriza por la presencia de agua en su superficie, particularmente en la UF1. Se encuentran en posiciones topográficas bajas y de escasa pendiente, principalmente en la unidad geomorfológica de la Llanura Aluvial Actual del Río Paraná. Los suelos son inmaduros (Inceptisoles) presentando un escaso desarrollo de horizontes.

**Grupo 2** (UF5 y UF6): ubicado sobre las Antiguas Fajas del Río Paraná, se caracteriza por presentar suelos con una gruesa capa superficial de materia orgánica que se acumulan más rápidamente de lo que se mineraliza debido a las condiciones de saturación de agua casi constante y a la limitada circulación de oxígeno (Histosoles). Se caracteriza por la presencia de vegetación típica de Humedal.

**Grupo 3** (UF4, UF8, UF9, UF10, UF11 y UF12): este grupo se encuentra localizado en posiciones topográficas altas y asociados con suelos de tipo Molisol y Alfisol. Se compone de paisajes formados por un mosaico con elementos tales como bosques y pastizales, los que varían en proporción entre las distintas unidades funcionales.

**Grupo 4** (UF7): La mayor parte de su superficie está dominada por la unidad geomorfológica “Tierras Altas de Corrientes y Misiones”, en particular, sobre la formación de Botucatú, la que se caracteriza por presentar basaltos toleíticos. Los pastizales constituyen el tipo de vegetación característica de esta unidad funcional, la cual se ubica en posiciones topográficas altas, con pendientes pronunciadas y con suelos característicos de tipo Vertisol.

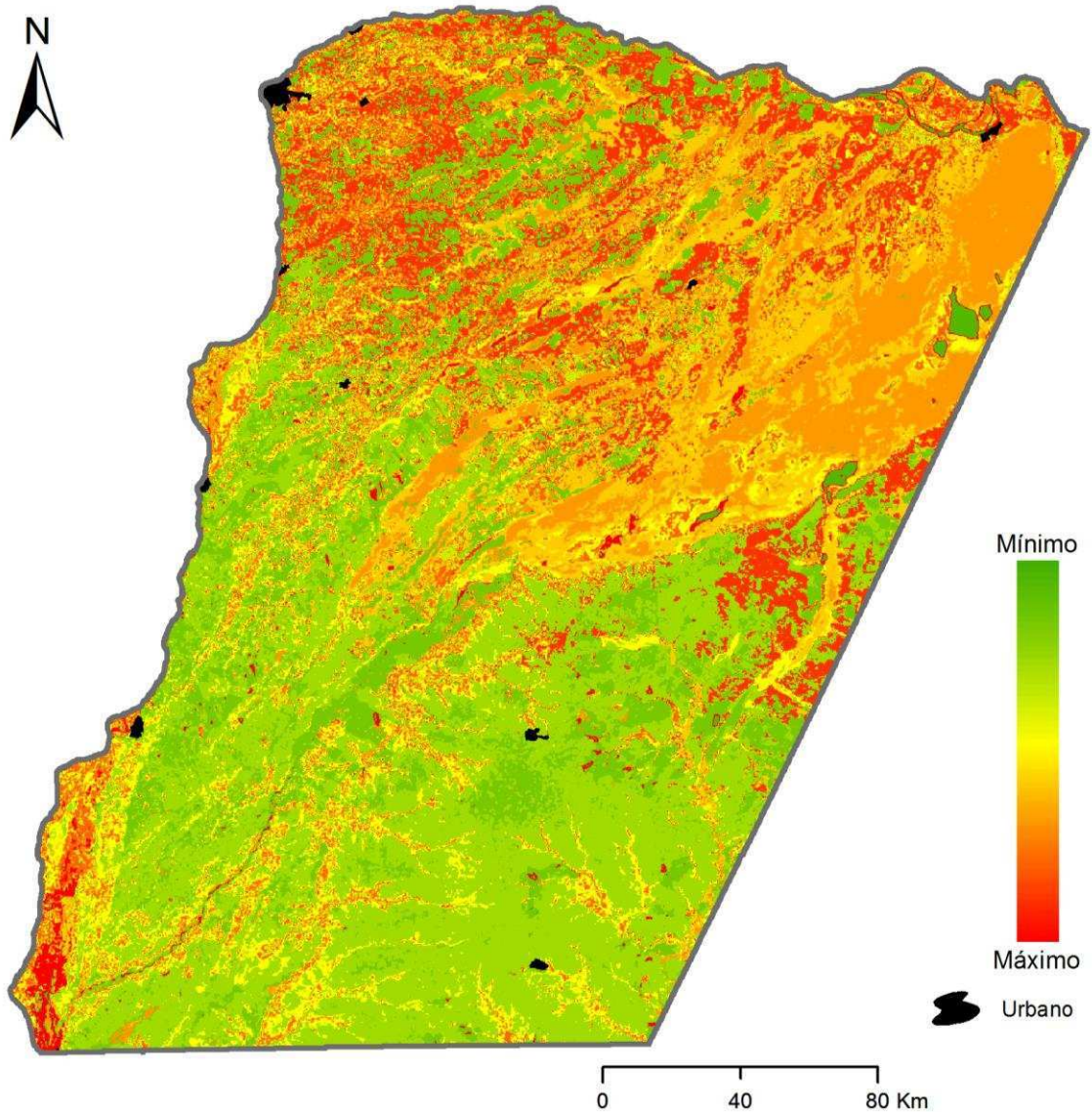
### **3.6.2 Requerimientos de hábitat de las especies de anfibios a escala de paisaje y su asociación con las unidades funcionales**

La Tabla 3.5 muestra la valoración de la aptitud de cada unidad funcional en función de la disponibilidad potencial de hábitat para cada una de ellas. Los requisitos de hábitat para cada una de las 21 especies de anfibios estudiadas a partir de las cuales se valoró la aptitud de cada unidad funcional se resumen en el Anexo II (pág. 201). La Figura 3.12 muestra la disponibilidad

potencial de hábitat para anfibios obtenida de la espacialización de la aptitud de hábitat para este grupo faunístico de cada unidad funcional.

**Tabla 3.5.** Valoración de la aptitud de cada unidad funcional (UF) en función de la disponibilidad potencial de hábitat (DPH) para las especies de anfibios estudiadas. A: ambientes aptos; M: ambientes moderadamente aptos; N: ambientes no aptos. Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.

Especie	UF1	UF2	UF3	UF4	UF5	UF6	UF7	UF8	UF9	UF10	UF11	UF12
<i>Dend_nan</i>	N	A	A	M	A	A	M	M	A	M	A	N
<i>Dend_san</i>	N	A	A	M	A	A	A	A	A	N	A	N
<i>Hyps_pun</i>	N	A	A	M	A	A	N	N	A	A	A	A
<i>Hyps_ran</i>	N	A	A	M	A	A	N	N	A	A	A	A
<i>Pseu_lim</i>	A	A	A	N	A	A	N	N	A	N	A	N
<i>Phyl_azu</i>	N	M	M	N	M	M	N	N	A	A	A	A
<i>Pseu_min</i>	A	A	A	N	A	A	N	N	A	N	A	N
<i>Pseu_pla</i>	A	A	A	N	A	A	N	N	A	N	A	N
<i>Scin_ber</i>	N	A	A	N	A	A	N	N	A	N	A	N
<i>Scin_fum</i>	N	A	A	M	A	A	N	N	A	N	A	N
<i>Scin_fus</i>	N	A	A	M	N	N	N	N	N	N	N	M
<i>Scin_nas</i>	N	M	M	N	M	M	A	A	M	A	A	A
<i>Scin_squ</i>	N	A	A	N	A	A	M	M	A	A	A	M
<i>Lept_fus</i>	N	A	A	M	A	A	A	A	A	N	A	A
<i>Lept_lat</i>	N	A	A	M	N	N	A	A	N	A	N	A
<i>Lept_pod</i>	N	A	A	N	N	N	A	A	N	N	N	N
<i>Phys_alb</i>	N	A	A	M	A	N	N	N	A	M	A	N
<i>Phys_bil</i>	N	A	A	M	A	N	N	N	A	M	A	N
<i>Pseu_fal</i>	N	A	A	M	N	N	N	N	A	N	N	N
<i>Odon_ame</i>	N	A	A	A	M	A	A	A	A	M	A	M
<i>Elac_bic</i>	N	N	N	N	N	N	A	A	N	A	N	A
DPH	3	19	19	6,5	14,5	13	8	8	16,5	9	16	8,5



**Figura 3.12.** Valoración de las UF en función de la disponibilidad potencial de hábitat. Las áreas urbanas fueron enmascaradas a partir de la clasificación de coberturas del suelo (LCCS-FAO) realizada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Las UF2 y UF3 mostraron los mayores valores de DPH en función de la aptitud de hábitat para los anfibios considerados en este estudio. Por otro lado, las unidades con menores valores de este índice resultaron la UF1 y UF4. La primera solo ofreció hábitat para las especies de hábitos exclusivamente acuáticos del género *Pseudis*. Mientras que la UF4 se corresponde con áreas intervenidas por el hombre, encontrándose como hábitat secundario para



aquellas especies que pueden vivir en ambientes disturbados. Las UF7 y UF8 dominadas por pastizales, y las UF10 y UF12, dominadas por formaciones boscosas, presentan limitaciones para las especies con mayores exigencias de oferta de agua.

A su vez, se puede observar que la mayor disponibilidad de hábitat para los anfibios estudiados se encuentra concentrada en las regiones 3, 4 y 5 mientras que las regiones 1 y 2 presentaron la menor DPH (Figura 3.6). Esto significa que aproximadamente el 41% del área de estudio se corresponde con áreas de máxima disponibilidad de hábitat. Las mismas contienen ensambles conformados entre 14 y 20 especies, con valores de DPH entre 13 y 19 respectivamente (Tabla 3.5 y Figura 3.11).

### **3.7 Discusión**

La provincia de Corrientes, por sus características topográficas e historia geomorfológica, presenta un complejo patrón de paisajes con una gran variedad de hábitats diferentes para los anfibios (Iriando 1991, Álvarez 2002, Neiff y Poi de Neiff 2005). Entre ellos se destacan las lagunas, bañados y esteros; donde es importante resaltar la presencia de los Esteros del Iberá, uno de los humedales de mayor extensión del neotrópico (Giraudó 2003). La región se caracteriza por presentar hábitats prístinos con una elevada biodiversidad asociada pero que se encuentra bajo los impactos de las actividades antrópicas en su periferia que se presentan como una amenaza para la fauna local y para los anfibios en particular (Álvarez et al. 2003, Giraudó et al. 2006, del Rosario Ingaramo et al. 2011).

Si bien estos antecedentes tienen en cuenta las amenazas sobre la riqueza y composición de los anfibios en esta región, los mismos los consideran fundamentalmente como cambios estructurales de cobertura y uso del suelo. En este capítulo se presenta un enfoque complementario a partir de un estudio funcional de unidades en el paisaje en el que se incorpora la variabilidad climática y la presencia de disturbios asociados como otro factor estructurante de las comunidades de anfibios.

Con respecto a la primera de las hipótesis planteadas se pudieron identificar 12 unidades de paisajes funcionalmente semejantes en términos del comportamiento del índice verde NDVI. Las mismas se pudieron agrupar tanto por su ubicación geográfica, por el comportamiento temporal presentado por el índice y por sus características estructurales.

A diferencia de los antecedentes registrados en la región (Paruelo et al. 2001) o en paisajes de humedales de la cuenca del Paraná (Salvia 2010), en los cuales se realizaron clasificaciones de imágenes sintéticas de NDVI provenientes de promedios mensuales y sus desvíos, esta clasificación sobre la serie temporal completa permitió capturar la señal de respuesta registrada en fechas particulares frente a situaciones puntuales como así también la existencia de tendencias interanuales. Desde el punto de vista funcional fue factible identificar unidades funcionales sensibles en registrar anomalías negativas de precipitación, en particular para las UF4, UF7 y UF8 durante el verano 2008 – 2009.

A partir de la caracterización estructural de las unidades funcionales identificadas surge que no es suficiente la información provista por la

fisonomía o cobertura del suelo para comprender los patrones obtenidos. Así, las UF7 y UF8 que presentaron similar composición fisonómica, dominadas por una sabana parque de *Prosopis affinis* y *Andropogon lateralis* (Carnevali 1994) presentaron diferente sensibilidad frente a eventos de veranos secos. La UF7, por su parte, asociada con las zonas altas y de pendientes pronunciadas ubicadas en el escudo mercedeño y con baja capacidad de almacenamiento de agua, presentó una alta sensibilidad a las anomalías negativas de precipitación mientras que la UF8, ubicada sobre los cordones arenosos, presentó una menor sensibilidad. Este resultado, acorde con la primera predicción, sugiere la importancia de conocer no solo el tipo de fisonomía o cobertura del suelo presente, si no también un conjunto de otras características que incluyen a su vez el origen geomorfológico, el tipo de suelo y el relieve, los cuales resultan importantes a la hora de interpretar la señal registrada en la serie temporal del índice NDVI.

Por el contrario, ambientes de humedal como los representados por las UF5 y UF6 (40% del área estudiada), presentaron un carácter amortiguador frente a las anomalías en la precipitación coincidiendo con Neiff y Neiff (2013). Estos autores destacan que éstos son sistemas muy resilientes, que se caracterizan también por su resistencia a situaciones ambientales críticas como el fuego, los períodos naturales de desecación e inundación extraordinarios y la amplitud térmica extrema de inviernos y veranos rigurosos. Junto con los humedales, las unidades dominadas por formaciones boscosas, como las UF11 y UF12 (14% del área) también presentaron una importante resiliencia frente a situaciones de estrés hídrico (Schivo 2012, Schivo et al. 2012).

Por otro lado, los pastizales que se desarrollan sobre suelos con escasa capacidad de almacenamiento del agua resultan extremadamente sensibles a los cambios en la oferta de lluvias ó disturbios en el escurrimiento (Neiff y Neiff 2013). En este sentido, las unidades funcionales dominadas por vegetación herbácea sobre suelos con baja capacidad de retención de agua constituyen las unidades con mayor sensibilidad en la señal registrada en situaciones de estrés hídrico, como es el caso de la UF7, siendo sistemas estrechamente acoplados al régimen hidrológico.

En función de estos resultados y siguiendo en línea con Neiff y Neiff (2013), se desprende que los elementos del paisaje en la región de estudio presentan diferentes niveles de sensibilidad frente a la variabilidad climática. En particular, los pastizales se destacan por la disminución drástica en productividad en los años secos, que puede reflejarse en una reducción significativa de la cobertura vegetal, llegando incluso a quedar el suelo descubierto temporalmente de vegetación. En estas condiciones los suelos son susceptibles a la erosión eólica (Neiff y Neiff 2013).

La tendencia a un significativo aumento progresivo en el índice NDVI de la unidad funcional asociada con la planicie aluvial del Paraná (UF3; 1% del área de estudio) podría estar asociada a la disminución en el nivel e hidrométrico registrado en tres puertos distintos de Corrientes. La disminución de dicho nivel podría haber dejado expuesto terrenos de la planicie antes sumergidos y, por lo tanto, los mismos podrían haber sido colonizados por la vegetación. Esta hipótesis se sustentaría, además, con el perfil de NDVI mostrado por dicha UF desde el año 2003 hasta la finalización del período

estudiado, con un patrón coincidente con el de la fenología de la vegetación (Moody y Johnson 2001).

En cuanto a la caracterización estructural, el análisis empleado (componentes principales) permitió la interpretación de grandes conjuntos de UFs pero restringió la descripción de aquellas unidades funcionales con baja expresión espacial. Esto se debe a la baja resolución espacial de las variables explicativas utilizadas en este análisis, lo cual limitó su explicación. Por lo tanto, resulta importante tener en cuenta que la interpretación de UFs de baja cobertura espacial puede quedar sujeta a distorsiones por dicha causa.

Las clasificaciones basadas en atributos funcionales como los captados por los índices de vegetación han sido exploradas en mayor medida en sistemas terrestres y han encontrado dificultades al momento de la interpretación estructural, dado que fisonomías vegetales similares podían presentar patrones funcionales diferentes o viceversa (e.g., Paruelo et al. 2001, Fernández y Piñeiro 2008). Por el contrario, en este trabajo, los resultados encontrados a partir de la información generada por el sistema MODIS indican que las series de tiempo constituyen una herramienta efectiva para abordar el análisis de paisajes fragmentados y dinámicos con alta proporción de humedales, como los presentes en Corrientes, asociados a la deriva histórica y actual del río Paraná. Esto permitió identificar patrones funcionales ecosistémicos y, además, evaluar su sensibilidad frente a la variabilidad temporal de la precipitación y nivel hidrométrico del río Paraná en la región estudiada.

El patrón decreciente de NDVI observado en el 65% de la región estudiada para el intervalo de tiempo 2000-2010 implica una disminución de la biomasa verde aérea que se puede interpretar como una disminución en la cobertura de la vegetación (Tucker y Sellers 1986). Este hecho puede asociarse con una disminución en la oferta y calidad del hábitat para los anfibios, una de las causas del declinamiento de sus poblaciones a nivel global (Stuart et al. 2004). En particular, la UF7, caracterizada como una sabana, presentó la mayor tendencia decreciente, lo cual estaría evidenciando eventos de déficit hídrico. De acuerdo a lo señalado por Walls et al. (2013), esto puede dar cuenta de un mayor riesgo de mortalidad de las larvas y una disminución de sitios de apareamiento, con las consiguientes consecuencias negativas sobre las poblaciones locales de anfibios. En particular, este proceso estaría afectando en mayor medida a las especies cuyo hábitat preferencial son los pastizales y sabanas y que se reproducen en cuerpos de agua temporarios (Brooks 2009). Por otro lado, tal como ocurre con la UF3, la formación de nuevas áreas con comportamiento espectral coincidente con la señal asociada a la vegetación donde antes se registraba una señal asociada con el agua estaría favoreciendo a los anfibios por la creación de nuevos espacios con hábitats colonizables.

En este capítulo se pudieron identificar áreas de paisajes funcionalmente (UF) semejantes desde el comportamiento de un índice de vegetación derivados de datos satelitales obtenidos a lo largo de una década. A su vez, se pudo alcanzar una caracterización estructural de dichas UF que permitió asociarlas con los requerimientos de hábitat para un grupo de anfibios. Finalmente, desde el análisis de los perfiles temporales de cada UF

se pudieron identificar aquellas que presentaron tendencias de cambios en dichos perfiles. En particular, se reconocieron aquellas UF que presentaron una tendencia un decaimiento en el funcionamiento a lo largo del período estudiado. Este proceso, de mantenerse con la misma tendencia, podría derivar en una pérdida en el número de especies presentes (Loreau et al. 2001).

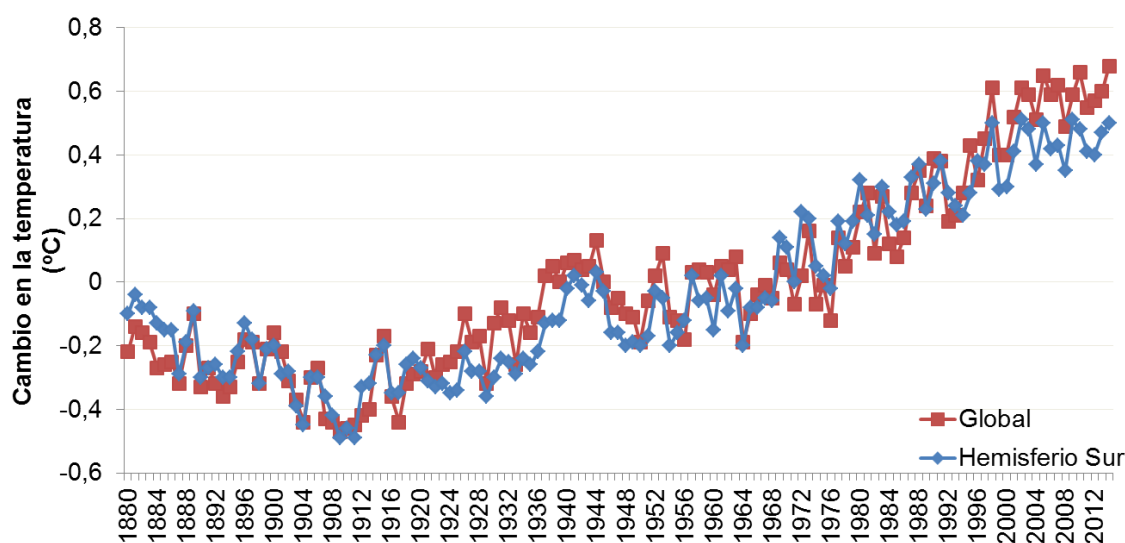
## **Capítulo 4**

**RESPUESTA DE LOS ANFIBIOS A ESCENARIOS FUTUROS DE  
CAMBIO CLIMÁTICO A ESCALA REGIONAL**



## 4.1 Introducción

En la actualidad se reconoce que la actividad del hombre está impactando sobre el clima a escala global, acelerando el proceso de cambio climático (IPCC 2002). Desde la deforestación y la conversión de los ecosistemas naturales a tierras de cultivo y pastoreo a la emisión de gases de efecto invernadero como el CO<sub>2</sub>, producto de la quema de combustibles fósiles, y el CH<sub>4</sub>, producto de la ganadería y el cultivo de arroz. Este proceso de cambio afecta a los patrones globales de precipitación y temperatura, la nubosidad y otros elementos del sistema atmosférico así como las interacciones que de ellos resulten (IPCC 2007; Figura 4.1).



período 1880–2014 a nivel global (rojo) y para el hemisferio sur (azul).  
Temperatura de base de referencia 1951–1980 (Fuente: NASA<sup>18</sup>).

<sup>18</sup> Instituto de estudios espaciales Goddard, NASA (National Aeronautics and Space Administration). Disponible en: [http://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs\\_v3/](http://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs_v3/)

Las especies responden a estos cambios modificando su área de distribución geográfica<sup>19</sup> (Hughes 2000) puesto que el clima es el mayor determinante de la distribución de los organismos terrestres y los patrones de riqueza (Nix 1982, Currie 2001). Existen antecedentes de estudios que analizaron la respuesta potencial a estos cambios para especies en particular o hábitats específicos (e.g., Loehle y LeBlanc 1996, Visser et al. 1998, Iverson et al. 1999, Walther et al. 2002, Benito-Garzón et al. 2008).

El conocimiento de los cambios en la distribución geográfica de las especies en respuesta a diferentes procesos de cambios ambientales (Guisan y Zimmermann 2000, Austin 2002, Guisan y Thuiller 2005) proporciona información que puede resultar de utilidad a la hora de establecer estrategias de conservación de dichas especies dado que tienen una aplicación directa en la selección de áreas prioritarias para la conservación (Margules et al. 2002, Kuemmerle et al. 2011). Por esa razón se han utilizado este tipo de estudios para diferentes ecosistemas en los cuales se analiza los cambios en la distribución geográfica de vertebrados en relación con cambios ambientales. Por ejemplo, diversos autores (e.g., White et al. 1996, Rustigian et al. 2003, Falcucci et al. 2007) utilizaron este enfoque para modelar los efectos de los cambios en el uso del suelo, y patrones de transformación del paisaje en distintos escenarios de desarrollo, evaluando los impactos sobre distintas

---

<sup>19</sup> Se entiende por área de *distribución geográfica* a la extensión ocupada por una especie. Es la expresión espacial de las combinaciones de variables ambientales que caracterizan al nicho ecológico de la especie (Begon et al. 1999).

especies con el objetivo de elaborar estrategias de manejo y conservación de la biodiversidad.

En los últimos años, la relación entre el cambio climático y la declinación de especies ha sido un tópico de interés en muchas investigaciones (e.g., Araújo y Guisan 2006, Benito-Garzón et al. 2008). En particular, las áreas de distribución de los vertebrados son indicadores de cambios ambientales a escala global y regional. Las transformaciones ambientales de los ecosistemas han llevado a que las poblaciones de muchas especies asociadas a los humedales se encuentren bajo una importante presión debido a la falta de hábitats adecuados que garanticen su mantenimiento a largo plazo (Zavagli 2009). Estos procesos se profundizarán debido al cambio climático que afectarán la disponibilidad de agua, recurso fundamental que sostiene a los ambientes de humedal debido al calentamiento global y el cambio en los patrones de precipitación (IPCC 2002, Brinson 2006). En particular, los anfibios se destacan debido a su estrecha relación con los regímenes de temperatura y precipitaciones (Rustigian et al. 2007, Ortiz-Yusty et al. 2013).

La distribución geográfica de especies y sus modificaciones a partir de cambios en las condiciones ambientales puede predecirse en función de la modelización del nicho a partir de un análisis de relaciones especie-ambiente (Guisan y Zimmermann 2000). Se basan en la estimación en un espacio geográfico de la distribución potencial de las especies mediante la combinación de datos de presencia, abundancia y/o ausencia con coordenadas espaciales y un conjunto de variables ambientales o ecológicas en condiciones pasadas, presentes o futuras, tanto las derivadas de modelos

climáticos (IPCC 2007, Beaumont et al. 2005), como así también simulaciones de escenarios de cambio en las coberturas del suelo (White et al. 1996); mediante diversos algoritmos disponibles para su cálculo (De Souza Muñoz et al. 2011).

Estos modelos han cobrado un gran auge en ecología, biogeografía, evolución y, más recientemente, en conservación e investigaciones sobre los posibles impactos del cambio climático (Guisan y Thuiller 2005). En particular, los resultados de la aplicación de modelos bioclimáticos sugieren que un 30% de las especies vivientes podrían desaparecer como resultado de los cambios climáticos proyectados en los escenarios futuros (Thomas et al. 2004) a la vez que también tendrán lugar profundas modificaciones en la distribución, abundancias y ciclos de vida de muchas otras (Hilbert et al. 2007).

Para la región noreste de la República Argentina (NEA), los modelos elaborados por la Dirección de Cambio Climático (DCC-SAyDS 2005) en base al modelo MM5-CIMA preveen una tendencia en aumento en las temperaturas, sobre todo en invierno y primavera, con valores entre 1 y 5°C dependiendo del escenario climático, con un aumento simultáneo de las temperaturas máximas y mínimas. Asimismo, la precipitación aumentará principalmente en otoño y presentará desplazamiento de las isohietas hacia el oeste como consecuencia del aumento de la precipitación media anual sobre toda la región (Solman et al. 2007, Nuñez et al. 2009). En particular, dentro de la Ecorregión de los Esteros del Iberá, se espera un incremento notable en la superficie cubierta por esteros y lagunas como consecuencia del aumento en las precipitaciones (DCC-SAyDS 2011).

## **4.2 Objetivos**

### **4.2.1 Objetivo general**

En función de lo planteado, el presente capítulo tiene como objetivo evaluar los patrones de pérdida y cambio en los patrones potenciales de distribución de anfibios en diferentes escenarios climáticos futuros en una porción de la región NEA con centro en la Ecorregión del Iberá.

### **4.2.2 Objetivos específicos**

- 1) Generar modelos de distribución geográfica de anfibios para condiciones actuales y futuras en una porción de la región NEA con centro en la Ecorregión del Iberá.
- 2) Generar patrones de riqueza actual y futura en función de las especies de anfibios consideradas.
- 3) Evaluar los cambios en la riqueza de anfibios en función de las ganancias o pérdidas proyectadas.
- 4) Identificar las especies potencialmente vulnerables a distintos escenarios climáticos futuros.

## **4.3 Hipótesis**

El área de distribución de las especies a escala regional está determinada en mayor medida por el clima. Cambios en la temperatura media, en la precipitación anual o en los patrones de distribución intraanual afectan el área de distribución geográfica de los anfibios.

## 4.4 Predicciones

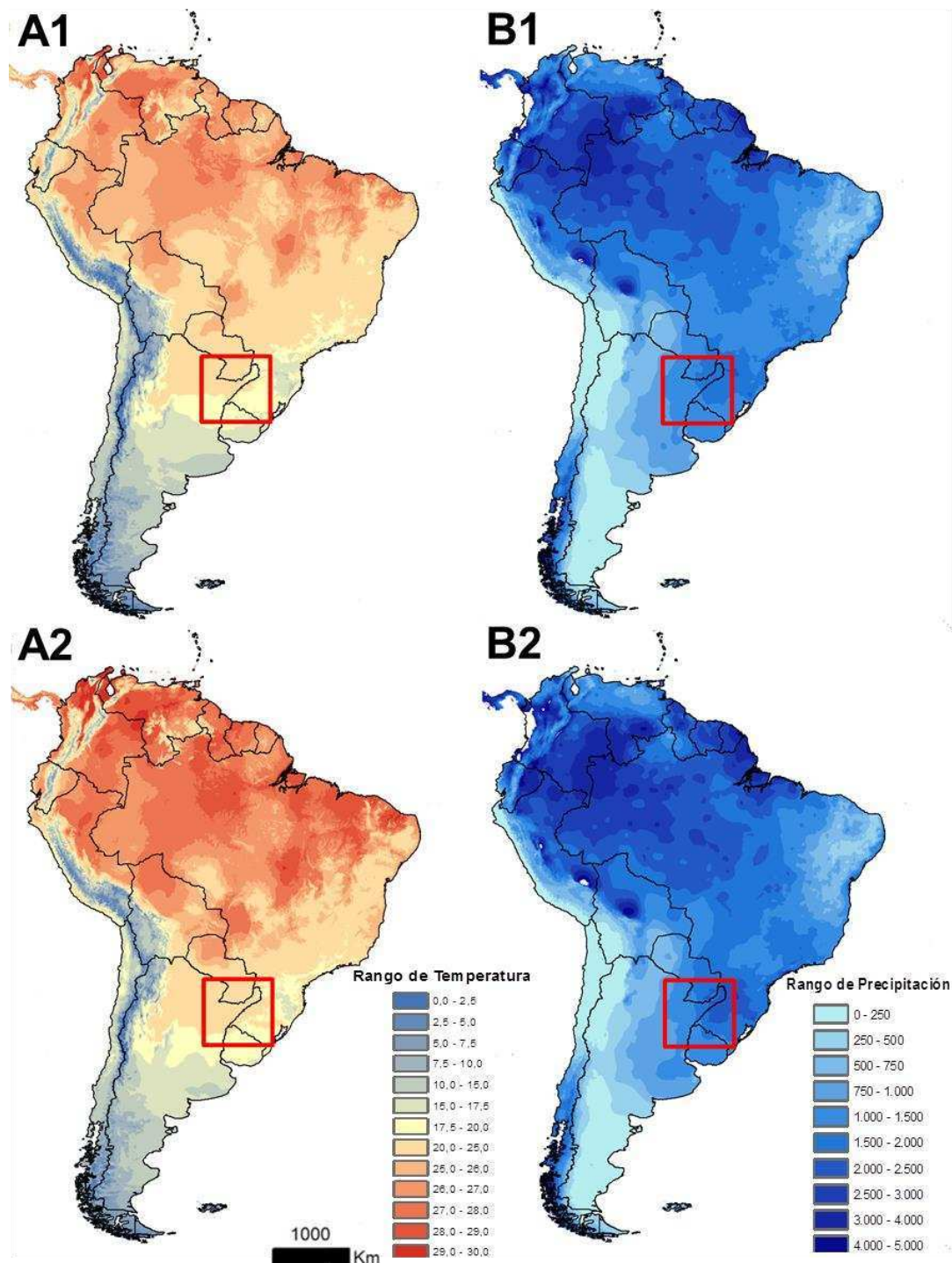
- 1) Para los anfibios que tengan el límite norte de su distribución dentro del área se espera una retracción de su área de distribución por el corrimiento proyectado de las isothermas hacia mayores latitudes.
- 2) Para los anfibios que tengan el límite sur de su distribución dentro del área se espera una expansión de su área de distribución por el corrimiento proyectado de las isothermas.
- 3) El aumento de las precipitaciones podrá generar condiciones propicias de las especies con distribución tropical y subtropical hacia el oeste del área de estudio.

## 4.5 Metodología

### 4.5.1 Área de estudio

Para el modelado de las áreas de distribución potencial de las especies se consideró toda Sudamérica (Figura 4.2). Ocupa una superficie de 17,8 millones de km<sup>2</sup> y se extiende desde los 12°N 55°S y al oeste desde los 34°W hasta 81°W. Presenta un relieve generalmente bajo con aumento hacia el oeste, donde es dicho extremo se levanta la cordillera de Los Andes, con varios picos que superan los 6000 msnm. Posee una gran superficie árida-semiárida, escasas líneas de costa con modelado glaciario y constituye el único espacio del hemisferio austral que presenta un gradiente desde latitudes tropicales y subtropicales hasta subpolares, en el extremo sur del continente, pasando por una importante franja de clima templado (Morello 1984). Los

gradientes de temperatura media y precipitación anual se muestran en la Figura 4.2.A y Figura 4.2.B, respectivamente.

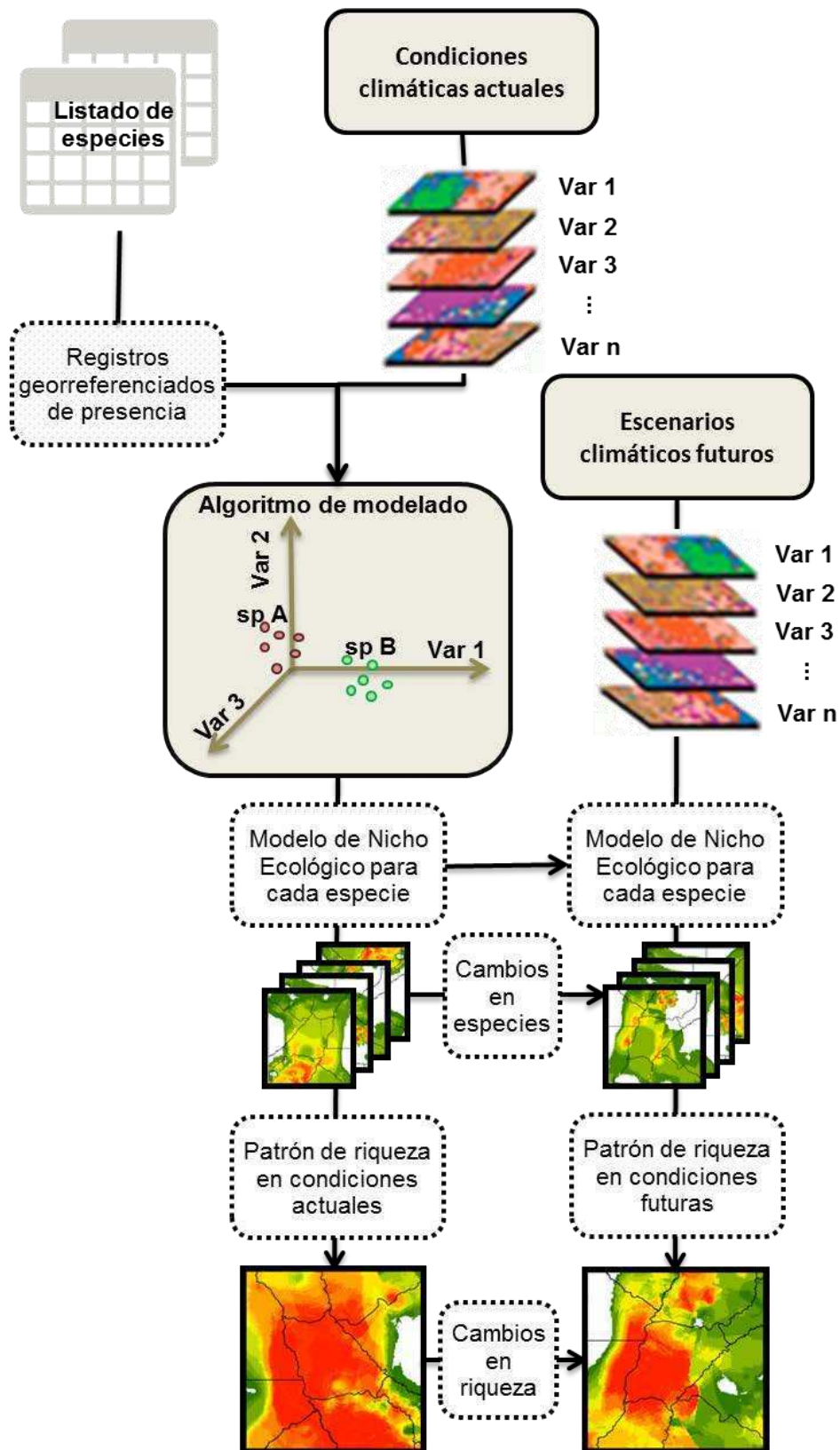


**Figura 4.2.** Área de modelado de distribución geográfica de las especies de anfibios consideradas. Variables climáticas medias anuales espacializadas para: **A1**- Temperatura media anual (°C) actual, **B1**- Precipitación media anual (mm) actual, **A2**- Temperatura media anual (°C) futura, **B2**- Precipitación media anual (mm) futura (Fuente: WorldClim). El recuadro rojo indica el área donde se analizaron en detalle los ensambles de anfibios y la riqueza de especies.

#### **4.5.2 Modelos de distribución**

Se generaron modelos de distribución de especies a partir de algoritmo de distancia ambiental (Carpenter 1993). Esto se realizó a partir de relaciones estadísticas que caracterizan sitios donde se encuentra dicha especie y una serie de variables ambientales que condicionan su presencia (Guisan y Zimmermann 2000). Estos modelos requieren en principio de dos tipos de datos de entrada: puntos de presencia de las especies en estudio y valores de variables de caracterización ambiental consideradas clave para las mismas (Figura 4.3). Cabe destacar que toda esta información requiere tener asociada una referencia de coordenadas espaciales.





**Figura 4.3.** Diagrama metodológico desarrollado para el modelado de la distribución de especies de anfibios mediante el uso de modelos de nicho en condiciones climáticas actuales y futuras.

Se utilizaron los datos georreferenciados de presencia de especies disponibles en el GBIF<sup>20</sup> (Global Biodiversity Information Facility). Esta es una base de datos de biodiversidad libre, abierta y gratuita disponible en línea que cuenta con más de 440 millones de puntos correspondientes a casi 1,5 millones de especies. De esta base se recopilieron todos los registros geográficos de presencia para toda su área de distribución de las 21 especies de anfibios identificadas en los relevamientos a escala de hábitat (ver Tabla 2.13; pág. 81). Se removieron aquellos registros duplicados así como los que carecían de al menos una de las coordenadas espaciales (para más detalles de la ubicación de los puntos utilizados y el rango de distribución conocida de cada especie considerada provista por la IUCN, ver Anexo III; pág. 201). Las especies que contaron con menos de 10 registros no se consideraron para el análisis de distribución.

Para la caracterización ambiental se utilizó el conjunto de variables bioclimáticas de las condiciones actuales (Hijmans et al. 2005). Estas variables son índices con sentido biológico calculados a partir de modelos mensuales de precipitación y temperatura (Tabla 4.1).

---

<sup>20</sup> *Global Biodiversity Information Facility*. Base de datos con registros de presencia de biodiversidad provistos por portal GBIF. Esta base de datos se nutre de más de 600 investigadores, colecciones de museos e instituciones académicas y de investigación alrededor del mundo. Disponible en: <http://www.gbif.org/>

**Tabla 4.1.** Variables bioclimáticas derivadas de la temperatura y precipitación mensual con una resolución espacial de 2,5 minutos (Fuente: WorldClim Bioclima – Global Climate Data <http://www.worldclim.org/>).

Fuente	Variable	Significado	
<b>Temperatura</b>	BIO1	Temperatura media anual	
	BIO2	Amplitud media diurnal (media mensual (max temp - min temp))	
	BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (*100)	
	BIO4	Estacionalidad térmica (desvío estándar *100)	
	BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido	
	BIO6	Temperatura mínima del mes más frío	
	BIO7	Amplitud térmica anual (BIO5-BIO6)	
	BIO10	Temperatura media del cuatrimestre más cálido	
	BIO11	Temperatura media del cuatrimestre más frío	
	<b>Precipitación</b>	BIO12	Precipitación anual
		BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO14		Precipitación del mes más seco	
BIO15		Estacionalidad de las precipitaciones (coeficiente de variación)	
BIO16		Precipitación del cuatrimestre más húmedo	
BIO17		Precipitación del cuatrimestre más seco	
<b>Temperatura y Precipitación</b>	BIO8	Temperatura media del cuatrimestre más húmedo	
	BIO9	Temperatura media del cuatrimestre más seco	
	BIO18	Precipitación del cuatrimestre más cálido	
	BIO19	Precipitación del cuatrimestre más frío	

Estas variables representan tendencias anuales, estacionalidad o extremos o factores limitantes ambientales. Algunas de las variables bioclimáticas se derivan a partir de otras o representan la misma medición en diferentes periodos de tiempo por lo que pueden generar redundancia. Por este motivo el ajuste de modelos de nicho ecológico basado en la totalidad de las variables puede generar modelos con altos niveles de sobreajuste, especialmente en especies con pocos datos de presencia. Por este motivo, se realizó una reducción en el número de las variables bioclimáticas por medio de un análisis de correlación entre las todas ellas (Guisan y Thuiller 2005, Phillips y Elith 2010).

Se consideró el escenario futuro 2100 para una situación de incremento en la concentración de gases de efecto invernadero bajo la tendencia de emisiones como viene sucediendo hasta el presente (escenario “*business as usual*”), obtenido con el modelo CCM3 (Kiehl et al. 1998, Govindasamy et al. 2003) elaborado por el Centro Nacional de Investigaciones de la Atmósfera de los Estados Unidos de América (National Center for Atmospheric Research). Los datos obtenidos por el modelo fueron reescalados a la misma resolución espacial que las capas de información provistas por el WorldClim (2,5 minutos).

Para obtener los modelos predictivos de distribución de especies se utilizaron dos algoritmos diferentes: BIOCLIM<sup>21</sup> (Busby 1986, Nix 1986, Farber y Kadmon 2003) y DOMAIN (Carpenter et al. 1993) que asumen que las variables climáticas son los conductores principales de la distribución geográfica de las especies (Guisan y Zimmerman 2000). Ambos algoritmos se implementaron con el programa DIVA-GIS<sup>22</sup> para mapeo y análisis de datos geográficos.

El BIOCLIM determina de manera teórica los límites probables de distribución para una especie a partir de análisis de perfiles o envolventes bioclimáticos (Lindenmayer et al. 1991). El algoritmo extrae los parámetros bioclimáticos para todos los sitios de presencia de la especie que se estudia. Con ellos generó un perfil bioclimático que sintetiza las condiciones climáticas

---

<sup>21</sup> Variables bioclimáticas disponibles en: [<http://www.worldclim.org/bioclim>]

<sup>22</sup> Programa DIVA-GIS disponible en: [<http://www.diva-gis.org/>]

de los sitios analizados y los compara con los atributos climáticos del área de estudio (Fischer et al. 2001). De esta manera se calcularon perfiles que envolvían el 95% de los puntos de acurrencia. Posteriormente, el algoritmo determina por comparación aquellos sitios con clima adecuado en los cuales pudiera encontrarse la especie en estudio. Este algoritmo, de este modo, no permite la inclusión de zonas de ausencia dentro de la envoltura así calculada.

A través del algoritmo DOMAIN se calculó la similitud de una celda en el espacio con los puntos de presencia por medio del estadístico de distancia de Grower. La distancia entre el punto A y la celda B para una sólo variable climática (k) es calculada como sus diferencias absolutas dividida por el rango de esta variable a través de todos los puntos (Ecuación 4.1).

$$d_{AB} = \frac{1}{p} * \sum_{k=1}^p \frac{|A_k - B_k|}{\text{rango}(k)} \quad \text{Ecuación 4.1. Distancia de Grower.}$$

Donde:

$d_{AB}$  es la distancia Grower.

$p$  es la cantidad total de variables climáticas.

$A_k$  el valor de la variable k en el punto de presencia A.

$B_k$  el valor de la variable k en la celda B del espacio.

$\text{rango}(k)$  es el rango de la variable k a través de todos los puntos de presencia de la especie.

La distancia Grower es entonces la media sobre todas las variables climáticas (Hijmans et al. 2004) y el estadístico de similitud (D) se calcula a través del algoritmo DOMAIN como se indica en la Ecuación 4.2.

$$D = 1 - d_{AB} \quad \text{Ecuación 4.2. Similitud calculada por el algoritmo DOMAIN.}$$

A partir de los modelos espacialmente explícitos obtenidos para cada especie en cada escenario climático se obtuvo un mapa de predicción del área potencial de distribución mediante un ENSAMBLE promedio de los dos

algoritmos utilizados. El ENSAMBLE de modelos tiene por finalidad conseguir predicciones más robustas.

Se evaluó la capacidad predictiva de los dos algoritmos utilizados por medio de la técnica *Receiver Operating Characteristic* (ROC) donde la potencia del modelo la indica el área bajo la curva (AUC) y el estadístico Kappa que determina la relación entre lo observado y lo esperado por azar (Hijmans et al. 2012). Para ello se obtuvieron dos subconjuntos al azar a partir de los registros de presencia. El 70% de los datos se utilizaron para entrenar a los algoritmos (registros de entrenamiento). Se generó un número igual de registros de pseudoausencias al total de registros de presencia para cada especie y estos junto al 30% restante de los datos conformaron los registros de testeo que se utilizaron para la evaluación (Van Houwelingen y Le Cessie 1990).

La curva ROC se construyó graficando la fracción de casos verdaderos positivos en función de la fracción de falsos positivos para los registros de testeo en función de todos los posibles umbrales de probabilidades de presencia calculados por el algoritmo en su fase de entrenamiento. Para la cuantificación de la curva ROC se llevó a cabo mediante el cálculo del AUC. Esta integral puede tomar valores entre 0 y 1, donde un valor de 0,5 indica que el ajuste de los datos del modelo obtenido no se diferencia del azar. Contrariamente, el valor 1 indica que el modelo puede discriminar perfectamente entre los registros de presencia y pseudoausencia.

Por su parte, el estadístico Kappa evalúa que tan bueno es el desempeño del modelo respecto de lo esperado por azar. El índice puede

tomar valores entre 0 y 1. Un valor de 1 indica un desempeño perfecto, mientras que un valor de 0 revela que los resultados del modelo no se diferencian del azar.

Se compararon los resultados obtenidos por los modelos BIOCLIM, DOMAIN y ENSAMBLE mediante el AUC y el Kappa calculados con los mismos registros de testeo.

Para cada especie se analizó la superficie y la cantidad de parches que presentó condiciones óptimas para la presencia en la distribución actual y futura. También se estimó el área de superposición entre ambos períodos. Además, se analizaron los patrones de riqueza en las condiciones actuales y futuras por superposición de cada capa de información generada con los modelos de distribución geográfica para cada una de las especie (White et al. 1996, Currie 2001).

Se elaboró un índice para evaluar los cambios de la riqueza (IndCoR) en el tiempo como el cociente entre la riqueza actual y la riqueza futura con el fin de generar una capa de información que represente el riesgo de pérdida (Meynecke 2003). Este índice puede tomar valores teóricos entre 0 y  $+\infty$ . Cuando el índice toma un valor 1 a riqueza no varía mientras que valores entre 0 y 1 indican una mayor riqueza futura. Valores mayores a 1 se asocian a una disminución de la riqueza para el escenario climático futuro. A partir del estudio de las variación en el área de distribución para cada especie seleccionada y en función de la situación de riesgo actual (IUCN 2011), se identificaron las especies de anfibios con mayor vulnerabilidad a los cambios ambientales en función del cambio presentado (Sekercioglu et al. 2008).

## 4.6 Resultados

Como resultado del relevamiento de localidades con presencia de individuos de las 21 especies de anfibios identificadas en los relevamientos de ambientes perilacunares a campo, se generó una base de datos espacialmente explícita con un total de 1694 registros (Tabla 4.2).

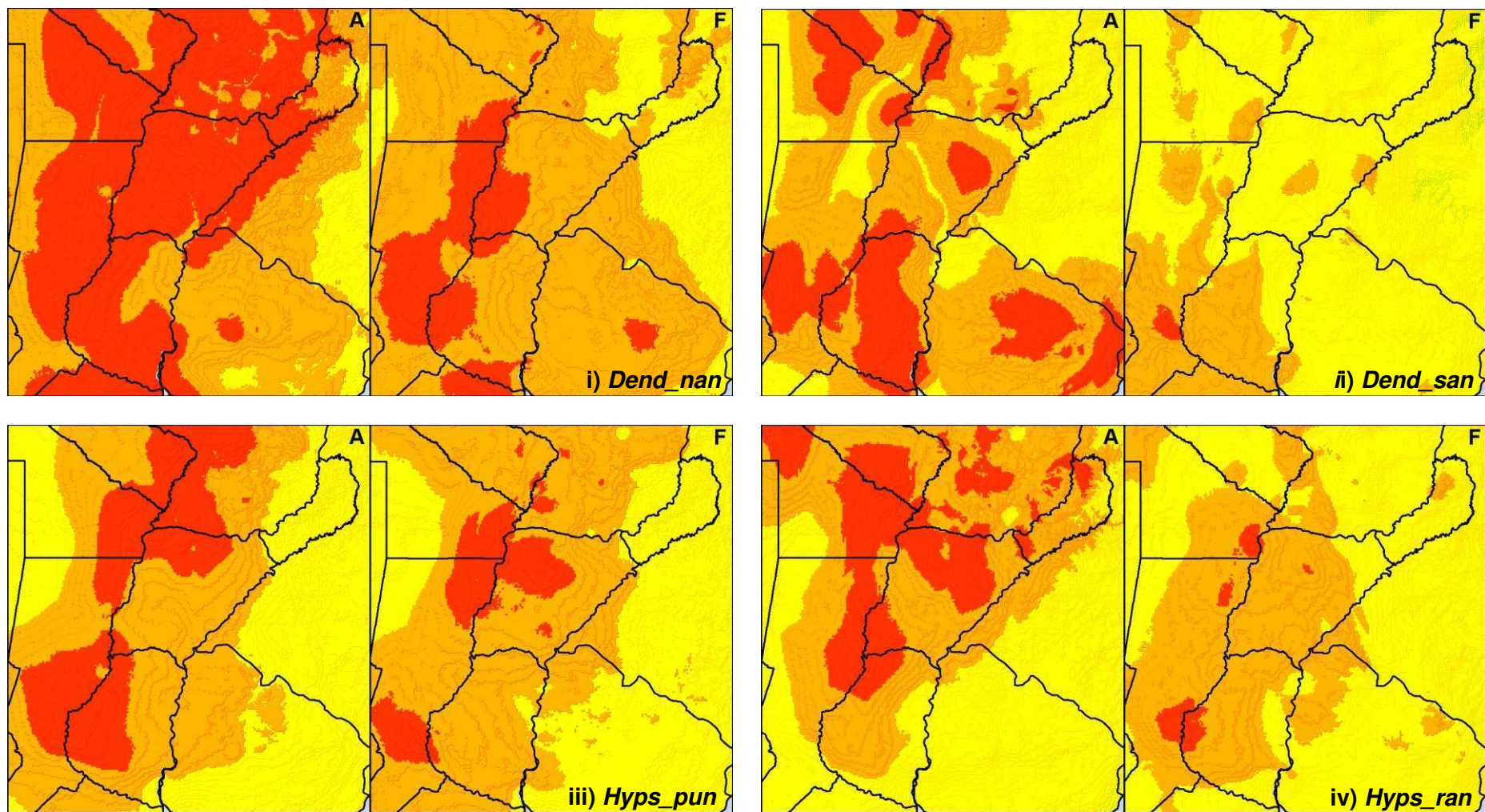
Las variables bioclimáticas que no estuvieron correlacionadas y, por lo tanto, se utilizaron para la generación de los modelos de distribución de las especies fueron: BIO1, BIO2, BIO4, BIO5, BIO7, BIO12, BIO13, BIO14, BIO15 y BIO18.



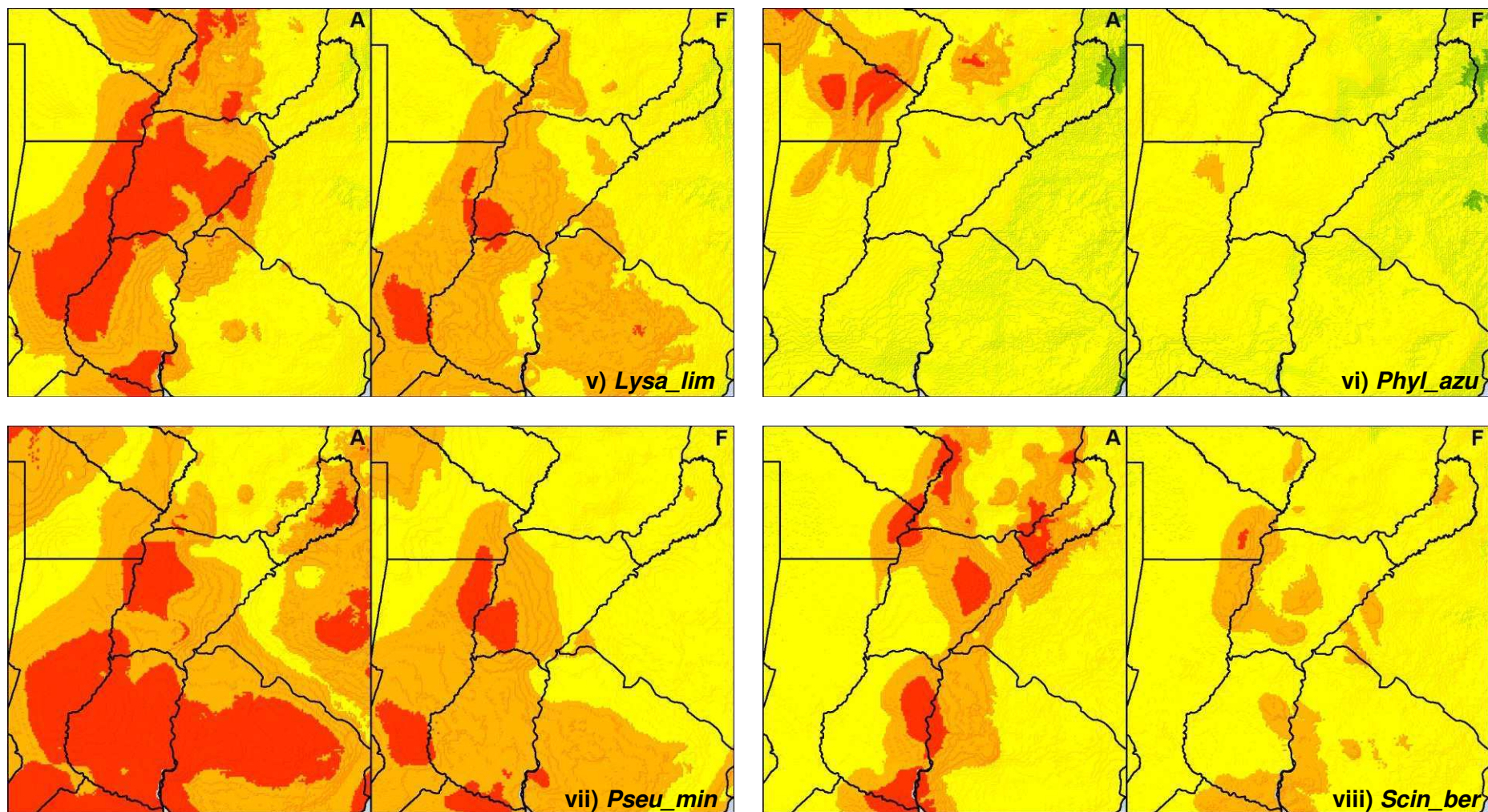
**Tabla 4.2.** Registros georreferenciados de las especies de anfibios utilizadas para el modelado de su distribución. Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13 del Capítulo 2 (pág. 81). Se indica la cantidad de registros utilizados para la generación de los modelos de distribución (Presencia 70%) y para su posterior evaluación (Presencia 30% y Pseudoausencia). Se presentan los resultados de la evaluación del AUC y el índice Kappa obtenido para cada especie con cada modelo (BIOCLIM, DOMAIN, ENSAMBLE), mientras más cercano a 1 mejor el ajuste.

Especie	Presencia 70%	Presencia 30%	Pseudo ausencia	AUC BIOCLIM	AUC DOMAIN	AUC ENSAMBLE	Kappa BIOCLIM	Kappa DOMAIN	Kappa ENSAMBLE
<i>Dend_nan</i>	79	31	110	0,82	0,92	0,85	0,57	0,79	0,62
<i>Dend_san</i>	27	9	36	1,00	1,00	0,86	1,00	1,00	0,65
<i>Hyps_pun</i>	63	19	82	0,69	0,73	0,70	0,37	0,37	0,42
<i>Hyps_ran</i>	40	15	55	0,63	0,67	0,78	0,23	0,36	0,45
<i>Lysa_lim</i>	42	16	58	0,78	0,90	0,77	0,53	0,68	0,44
<i>Phyl_azu</i>	13	2	15	0,46	0,91	0,82	0,00	0,91	0,56
<i>Pseu_min</i>	52	19	71	0,85	0,96	0,84	0,65	0,81	0,56
<i>Pseu_pla</i>	2	1	3	0,50	1,00	0,61	0,00	1,00	0,19
<i>Scin_ber</i>	18	2	20	0,50	1,00	0,87	0,00	1,00	0,59
<i>Scin_fum</i>	29	10	39	0,73	0,84	0,74	0,44	0,61	0,45
<i>Scin_fuv</i>	67	15	82	0,83	0,86	0,81	0,62	0,60	0,49
<i>Scin_nas</i>	69	29	98	0,90	0,88	0,86	0,67	0,74	0,58
<i>Scin_squ</i>	44	9	53	0,67	0,88	0,86	0,33	0,64	0,59
<i>Lept_fus</i>	143	44	187	0,56	0,75	0,69	0,20	0,38	0,42
<i>Lept_lat</i>	239	82	321	0,76	0,79	0,84	0,43	0,45	0,59
<i>Lept_pod</i>	67	23	90	0,72	0,81	0,77	0,46	0,47	0,45
<i>Phys_alb</i>	34	10	44	0,83	0,94	0,85	0,72	0,78	0,55
<i>Phys_bil</i>	64	13	77	0,76	0,85	0,85	0,52	0,62	0,59
<i>Pseu_fal</i>	64	15	79	0,83	0,93	0,83	0,64	0,88	0,50
<i>Odon_ame</i>	106	28	134	0,89	0,93	0,86	0,71	0,78	0,65
<i>Elac_bic</i>	31	9	40	0,70	0,79	0,81	0,33	0,54	0,49

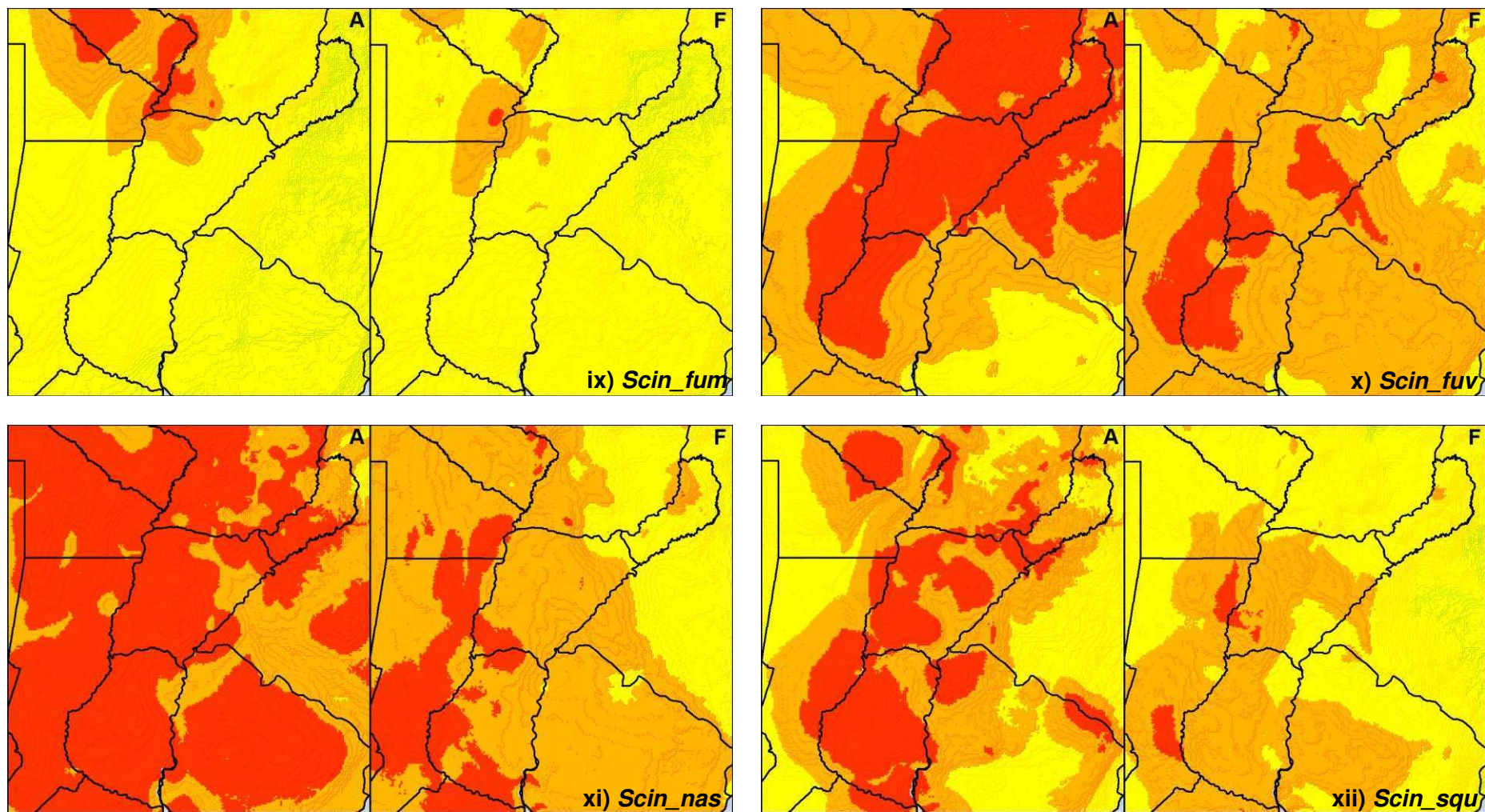
La comparación de la capacidad predictiva de los modelos obtenidos mediante el AUC y el Kappa se muestra en la Tabla 4.2. El algoritmo DOMAIN presentó el mejor desempeño para 16 de las 21 especies. El ENSAMBLE mostró un ajuste intermedio salvo para 3 especies, donde presentó un mejor comportamiento respecto del BIOCLIM y del DOMAIN. En las Figura 4.4.i a la Figura 4.4.xx se presentan los modelos de distribución de 20 especies para el algoritmo DOMAIN. No se muestra el análisis de nicho para la especie *Pseudis platensis* por no contar con suficientes registros ya que en la base de datos del GBIF solo se encontraron tres localidades con presencia de la misma.



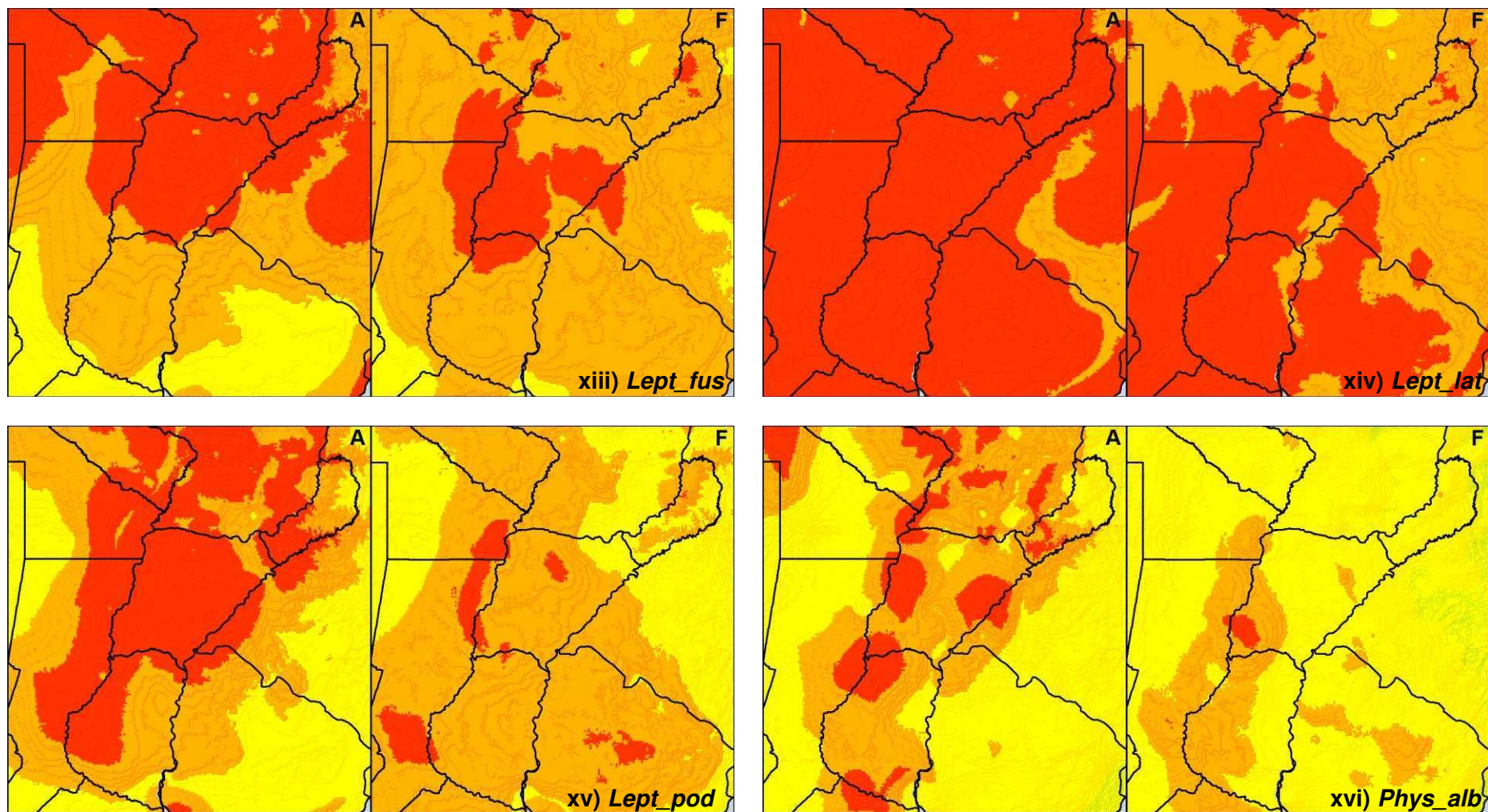
**Figura 4.4.** Probabilidad de presencia calculada con el algoritmo DOMAIN para las condiciones **A**- actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y **F**- en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág.81.



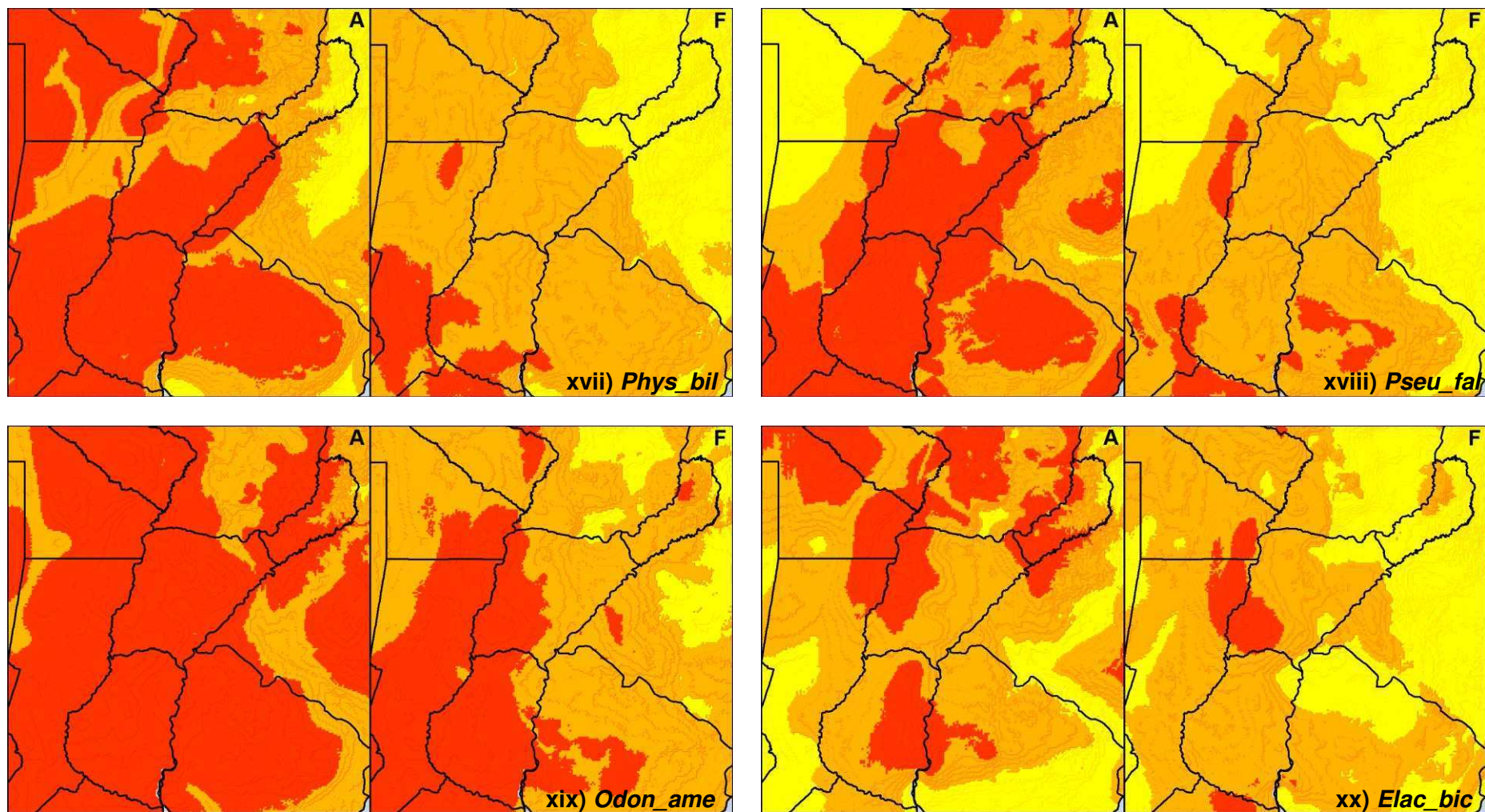
**Figura 4.4 (continuación).** Probabilidad de presencia calculada con el algoritmo DOMAIN para las condiciones **A-** actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y **F-** en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág.81.



**Figura 4.4 (continuación).** Probabilidad de presencia calculada con el algoritmo DOMAIN para las condiciones **A**- actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y **F**- en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág.81.



**Figura 4.4 (continuación).** Probabilidad de presencia calculada con el algoritmo DOMAIN para las condiciones **A**- actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y **F**- en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág.81.



**Figura 4.4 (continuación).** Probabilidad de presencia calculada con el algoritmo DOMAIN para las condiciones **A**- actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y **F**- en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003). Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág.81.

Todas las especies presentaron una disminución de la probabilidad de distribución para el escenario CCM3 en el año 2100 (Figura 4.4 y Tabla 4.3). En particular, 7 especies (*Dend\_nan*, *Hyps\_pun*, *Scin\_fuv*, *Scin\_nas*, *Lept\_fus*, *Lept\_lat*, *Lept\_pod* y *Odon\_ame*) mostraron un aumento en el número de parches (NP) de mayor aptitud. Esto indica que además de la reducción del área óptima de distribución, se espera un aumento de la fragmentación (Tabla 4.3). Los resultados muestran que aquellas especies cuyo límite sur de distribución se corresponde con en el área de estudio presentan un corrimiento a latitudes mayores en el escenario futuro impulsado por el desplazamiento de las isothermas. Este patrón fue particularmente notorio para *Hyp\_ran*, *Lysa\_lim*, *Scin\_fum* y *Lept\_fus* (Figura 4.4.iv, v, ix, xiii). En el caso de *Hyps\_pun* se observa un desplazamiento hacia el sur de uno de los núcleos de distribución, pero no un corrimiento general (Figura 4.4.iii). Para *Lept\_pod* se espera un corrimiento hacia el sur del área de distribución con alta probabilidad de presencia esperada y la aparición de un núcleo de óptima probabilidad de presencia en Uruguay (Figura 4.4.xv). Por otro lado, las especies que presentaron su límite norte de distribución o núcleos con características óptimas para la presencia de la especie en el área de estudio mostraron una retracción en su área de distribución. Este patrón fue típico de *Dend\_nan*, *Dend\_san*, *Hyps\_pun*, *Hyps\_ran*, *Lysa\_lim*, *Pseu\_min*, *Scin\_ber*, *Scin\_fum*, *Scin\_fuv*, *Scin\_nas*, *Scin\_squ*, *Lept\_fus*, *Lepto\_lat*, *Scin\_pod*, *Phys\_alb*, *Phys\_bil*, *Pseu\_fal*, *Odon\_ame* y *Elac\_bic* (Figura 4.4.i-v, vii, ix, xx).

Al analizar las características de las áreas óptimas de distribución para cada especie se observó que para todas se espera una disminución de dicha área para el escenario futuro (Tabla 4.3).



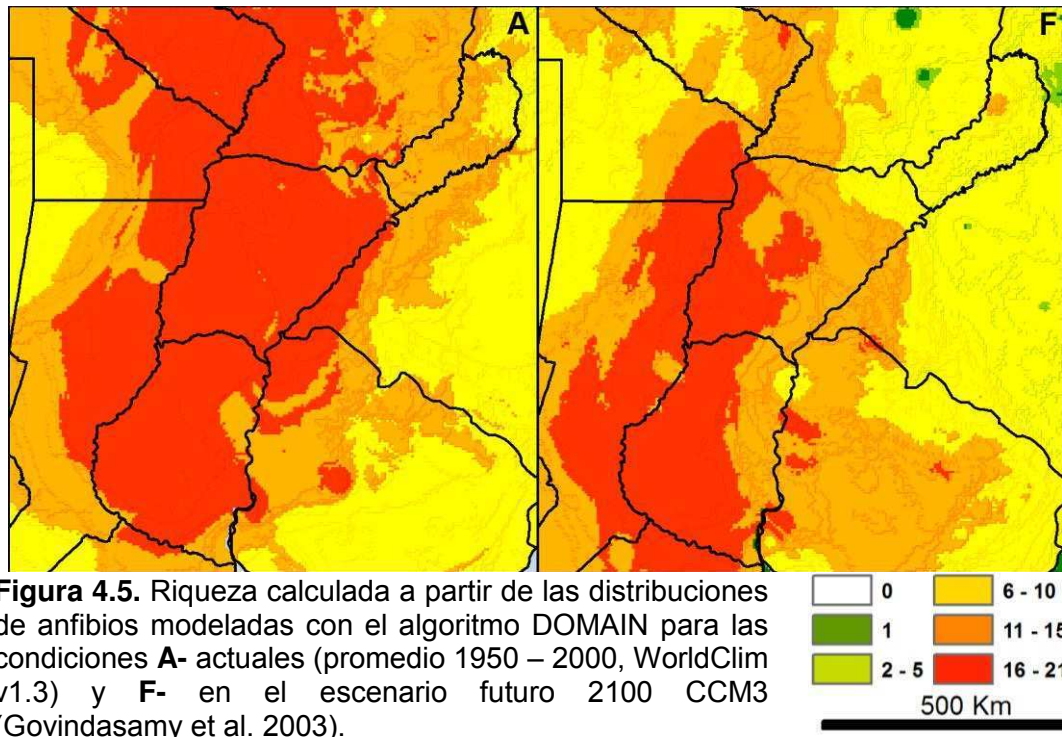
**Tabla 4.3.** Características del área óptima de la distribución geográfica modelada para cada especie por el algoritmo DOMAIN para las condiciones actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y futuras (escenario 2100 CCM3, Govindasamy et al. 2003), la superposición y la diferencia (diferencia = futuro – actual). El área se indica en km<sup>2</sup> y el porcentaje (%) que representa se calculó respecto del área del recuadro utilizado para la presentación de la Figura 4.4 (882.000 km<sup>2</sup>). NP = número de parches. Se resaltan aquellas especies que mostraron un incremento en el NP. Los acrónimos usados para el nombre de las especies se detallan en la Tabla 2.13, pág. 81.

Especie	Actual			Futuro			Superposición			Diferencia		
	km <sup>2</sup>	%	NP	km <sup>2</sup>	%	NP	km <sup>2</sup>	%	NP	km <sup>2</sup>	%	NP
<i>Den_nan</i>	479.707	54	25	129.839	15	45	116.422	13	40	-349.868	-40	20
<i>Dend_san</i>	202.953	23	46	4.607	1	6	1.559	0	5	-198.346	-22	-40
<i>Hyps_pun</i>	183.481	21	16	78.133	9	45	50.285	6	33	-105.348	-12	29
<i>Hyps_ran</i>	172.003	19	35	17.561	2	16	5.648	1	12	-154.442	-17	-19
<i>Lysa_lim</i>	163.382	19	30	27.472	3	19	18.072	2	13	-135.910	-15	-11
<i>Phyl_azu</i>	20.056	2	14	557	0	4	557	0	4	-19.499	-2	-10
<i>Pseu_min</i>	270.289	31	35	48.642	6	17	25.713	3	17	-221.647	-25	-18
<i>Scin_ber</i>	64.269	7	14	1.394	0	5	557	0	4	-62.876	-7	-9
<i>Scin_fum</i>	42.007	5	8	1.889	0	5	557	0	5	-40.118	-5	-3
<i>Scin_fuv</i>	377.676	43	22	111.731	13	30	92.982	11	26	-265.946	-30	8
<i>Scin_nas</i>	650.932	74	28	136.615	15	52	132.000	15	48	-514.317	-58	24
<i>Scin_squ</i>	226.133	26	38	15.304	2	19	6.013	1	18	-210.829	-24	-19
<i>Lept_fus</i>	408.352	46	20	132.017	15	62	101.854	12	55	-276.335	-31	42
<i>Lept_lat</i>	818.759	93	8	469.991	53	48	467.905	53	48	-348.768	-40	40
<i>Lept_pod</i>	336.831	38	31	42.986	5	40	26.568	3	22	-293.846	-33	9
<i>Phys_alb</i>	112.880	13	33	5.437	1	9	2.062	0	8	-107.443	-12	-24
<i>Phys_bil</i>	524.722	59	32	79.346	9	15	73.090	8	12	-445.377	-50	-17
<i>Pseu_fal</i>	393.942	45	39	56.425	6	31	46.355	5	34	-337.518	-38	-8
<i>Odon_ame</i>	696.952	79	21	293.388	33	46	290.148	33	45	-403.564	-46	25
<i>Elac_bic</i>	237.068	27	44	42.318	5	20	22.832	3	14	-194.750	-22	-24

Para el hílido *Scin\_nas* se espera la mayor reducción (58%) en el área de distribución (Figura 4.4.xi). Para 18 de las 20 especies se registró una muy baja superposición del área óptima de distribución futura esperada respecto de la actual (menos del 15% respecto de la distribución actual). En 5 especies (*Dend\_san*, *Phyl\_azu*, *Scin\_ber*, *Scin\_fum* y *Phys\_alb*) se observó una situación extrema ya que no se registró superposición alguna entre las áreas óptimas de distribución actual y futura. Las especies *Lept\_lat* y *Odon\_ame*

presentaron las mayores superposiciones de áreas óptimas futuras respecto de las actuales, con un 53% y un 33%, respectivamente (Tabla 4.3).

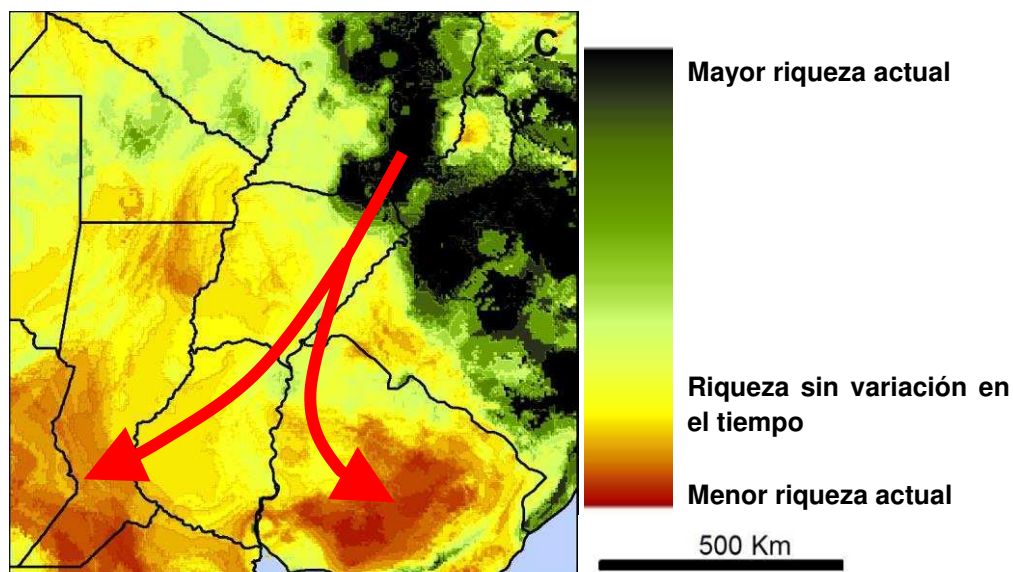
En la Figura 4.5 se muestra la riqueza potencial para las condiciones climáticas actuales y futuras esperadas para el escenario CCM3.



**Figura 4.5.** Riqueza calculada a partir de las distribuciones de anfibios modeladas con el algoritmo DOMAIN para las condiciones **A-** actuales (promedio 1950 – 2000, WorldClim v1.3) y **F-** en el escenario futuro 2100 CCM3 (Govindasamy et al. 2003).

Globalmente, se observa un desplazamiento hacia el sur de las áreas con mayor riqueza, con una disminución en el extremo norte de la región en estudio así como un aumento en el área correspondiente a Uruguay (Figura 4.5).

El cociente de riqueza (IndCoR) que se muestra en la Figura 4.6 sintetiza la variación presentada en la Figura 4.5.A y F.



**Figura 4.6.** Índice IndCoR de cociente de riquezas potenciales actuales y futuras calculada a partir de las distribuciones de anfibios modeladas con el algoritmo DOMAIN para las condiciones actuales y futuras. Tonos amarillos indican que no hay diferencias en las riquezas (valor del cociente aproximadamente 1); tonos marrones indican menor riqueza presente (valor del cociente menor a 1); tonos verdes indican mayor riqueza actual (valor de cociente mayor a 1). Las flechas rojas destacan la tendencia de variación de la riqueza esperada entre las condiciones actuales y futuras.

El IndCoR presenta una tendencia geográfica dominada por valores altos en la región noreste del área de estudio con una disminución de la riqueza en el futuro y por valores bajos en las regiones suroeste y sureste que implican un aumento de la riqueza en el futuro (Figura 4.6; flecha roja).

## 4.7 Discusión

En las últimas décadas se registró un gran crecimiento en el desarrollo y uso de los modelos de distribución de especies (Seoane y Bustamante 2001). Sin embargo, Cayuela et al. (2009) señalaron que dicho uso presentó un sesgo hacia los trabajos metodológicos con respecto a los que utilizan a los modelos como herramientas en el campo de aplicación de la biología de la conservación. Por otro lado, estos mismos autores plantearon que estas herramientas pierden capacidad predictiva para las especies con alto valor de

conservación, como son las raras y amenazadas, dado que se cuentan con pocos registros de presencia que permitan un mejor desempeño de dichos modelos. En particular, en este trabajo, la única especie con la cual no se pudo calcular el modelo de distribución por no contar con suficientes datos (*Pseu\_pla*) figura bajo la categoría de datos insuficientes (IUCN 2014). Además, los registros geográficos de dicha especie disponibles en la base de datos biológicos GBIF no coincidieron con el rango de distribución conocida por la IUCN (para más detalles ver Anexo III; pág. 201).

Otra cuestión relacionada con el uso de estos modelos es que presentan un sesgo hacia su aplicación con ciertos organismos, como mamíferos y aves (Cayuela et al. 2009). En este sentido, el presente capítulo aporta con un caso de aplicación al conocimiento y utilización de los modelos de distribución de especies de anfibios en Sudamérica, región en la que aún se cuentan con escasos trabajos con estos tipos de modelos para las especies consideradas.

Con respecto al tipo de modelo utilizado, si bien el uso de ensamble ha sido ampliamente utilizado debido a los buenos resultados obtenidos en relación con mejores ajustes o modelos más robustos (e.g., Araújo y New 2006, Araújo et al. 2006, Tebaldi y Knutti 2007) en este trabajo este modelo sólo obtuvo un mejor desempeño en 3 de las 20 especies consideradas. En contraposición, el algoritmo DOMAIN (Hijmans et al. 2004) fue el que alcanzó los mejores ajustes para el presente caso.

En cuanto a las distribuciones obtenidas, es importante reconocer que a pesar de que se encontró una tendencia general hacia una disminución del

área de distribución óptima para cada especie, también se identificó la aparición de nuevas áreas.

Para los anfibios que presentaron su límite de distribución norte dentro del área de estudio se observó una retracción sur tal como era esperado, mientras que muchas de las especies que presentaron su límite sur de distribución en el área proyectaron una expansión en ese sentido. Estos desplazamientos consecuencia de las modificaciones en las isothermas se ajustaron a lo que encontró Araujo et al. (2006) al analizar distribuciones de 143 especies de anfibios y reptiles en Europa. En dicho trabajo se observó que el desplazamiento de las isothermas, por un lado genera el calentamiento de zonas más frías propiciando la aparición de nuevas áreas potenciales de ser colonizadas por las especies, así como el calentamiento de áreas actualmente óptimas, generando una disminución en la probabilidad de presencia por una disminución en la disponibilidad de agua.

El desplazamiento de las áreas óptimas de distribución hacia el oeste del área de estudio impulsado por el aumento de las precipitaciones no parece ser un factor de importancia puesto que ninguna de las especies estudiadas mostró un cambio en su área de distribución en este sentido. En cambio, se destaca la aparición de áreas óptimas para varias especies en Uruguay, lo que resultaría en un aumento de la riqueza potencial para esta región en el escenario futuro considerado. Este resultado coincide con lo obtenido por Toranza (2011), donde determinó una potencial expansión en el área de distribución en 15 de las 38 especies de anfibios estudiadas y sólo 6 especies presentaron una retracción.

Es importante destacar que los anfibios presentan, en general, una baja capacidad de dispersión, y siendo usualmente altamente filopátricos, es decir, presentan una alta tendencia a permanecer en el sitio donde nacieron (e.g., Sinsch 1991, Blaustein et al. 1994). Por lo tanto, las hipótesis de dispersión ilimitada bajo el cambio climático no son realistas para éste grupo particular de fauna. En el caso de no asumir la dispersión, todas las especies consideradas en la presente tesis proyectan una disminución en su área de distribución geográfica, restringiendo su área futura solo a las regiones que se identifican por la superposición de las áreas óptimas actuales y futuras. Este punto cobra una especial relevancia para los casos de las especies *Dendropsophus sanborni*, *Phyllomedusa azurea*, *Scinax berthae*, *Scinax fuscomarginatus* y *Physalaemus albonotatus*, las cuales no presentaron superposición en las áreas óptimas esperadas para el escenario futuro respecto de las actuales. Además presentan una reducción en el área óptima de distribución junto a su número de parches. Salvo *Phyllomedusa azurea*, que presenta la categoría de datos insuficientes (IUCN 2014), las otras cuatro especies se encuentran en la categoría de preocupación menor (IUCN 2014), por lo que este escenario indicaría un agravamiento en su situación.

Es importante destacar que el 40% de las especies estudiadas presentaron además de una disminución en el área óptima de distribución un aumento de la fragmentación estimada a partir de la diferencia en el número de parches óptimos. En estos casos se conjugan dos de las principales amenazas que atentan contra la conservación de la biodiversidad ya que no solo se observa una disminución de la superficie potencial de distribución sino

que dicha superficie se encuentra más fragmentada (Santos y Tellería 2006, Opdam y Wascher 2004).

En síntesis, los resultados alcanzados en este capítulo muestran que para las especies consideradas, el escenario futuro parece presentar una situación desfavorable respecto a la situación actual, con lo cual se ve la necesidad de comenzar a encarar medidas que tiendan a mitigar los efectos del cambio climático en la región. Seguramente la situación observada en estas especies de anfibios sea similar a la de otras especies que habiten los humedales localizados en ellas. En este sentido, la aplicación de los modelos de distribución permiten, identificar áreas valiosas para la conservación de especies o grupos faunísticos, así como contribuir al desarrollo de planes y estrategias y políticas públicas de manejo y conservación de la biodiversidad que incorporan escenarios predictivos de los impactos del cambio climático (Biringer et al. 2005, Cayuela et al. 2009, Mawdsley et al. 2009).

# **Capítulo 5**

## **CONSIDERACIONES FINALES**



El presente trabajo de tesis tuvo como finalidad evaluar las variaciones en la distribución geográfica de los anfibios así como su diversidad en respuesta a los cambios ambientales que se observan y proyectan en paisajes de humedales de la provincia de Corrientes. Los resultados obtenidos en los distintos capítulos aportan a cumplimentar este objetivo general a través de diferentes aproximaciones metodológicas, las cuales fueron enfocadas a fin de responder la siguiente pregunta: ¿cómo afectan los cambios ambientales, naturales o antrópicos, a los anfibios? Se consideró acertada la elección de este grupo de vertebrados dada su utilidad como indicador de la calidad ambiental, en particular, en áreas con humedales, enfocando el estudio de dichos cambios a diferentes escalas espacio-temporales.

La primera escala analizada fue la de hábitat e implicó evaluar la relación entre la diversidad de anfibios en ambientes perilacunares inmersos en 3 matrices diferentes de uso del suelo en Corrientes (Capítulo 2). Esto implicó mediciones de características, atributos ambientales y relevamientos de los anfibios presentes. Para analizar los datos fue necesario utilizar modelos lineales generalizados. Estos modelos permiten relajar los supuestos tradicionales y analizar distribuciones no normales de los errores y/o modelar la estructura de varianzas en situaciones de heterocerasticidad. Posteriormente se utilizaron técnicas de ordenamiento multivariadas para encontrar asociaciones entre la diversidad de especies de anfibios y los usos del suelo (CA). También se exploró la técnica (CCA) que restringe el ordenamiento anterior con las variables ambientales. Se encontró una mejora

en cuanto a la variabilidad explicada, sin embargo ésta no alcanzó a presentar un reordenamiento significativamente diferente.

Los resultados obtenidos en este capítulo son, en primer lugar, contribuir al conocimiento de los anfibios en la región y su relación con diferentes variables ambientales. A su vez, constituyen una aproximación al estudio comparativo de la presencia de estas especies bajo diferentes usos del suelo. Se pudo determinar que, como se esperaba, éstos usos afectan de manera diferencial la presencia y riqueza de anfibios, siendo la ganadería la que mayor disturbios genera sobre los ambientes perilacunares y, por ende, modifica el ensamble de anfibios presente. Si bien, tanto en el Parque Nacional como en el predio forestal se registró la mayor riqueza y diversidad de anfibios y la menor dominancia, sin evidenciar diferencias significativas entre ellos, ambos presentaron discrepancias en la composición del ensamble de especies. En ambos usos se encontraron 2 especies exclusivas o preferenciales y un núcleo de entre 7 y 9 especies comunes a los tres usos del suelo estudiados. En el caso de la forestación, si bien este uso presentó una profunda modificación de la cobertura vegetal en las zonas productivas ubicadas en las posiciones topográficas más elevadas, los ambientes perilacunares presentaron una diversidad de tipos de coberturas y el crecimiento espontáneo de algunos pinos lo que le confirió una variada oferta de hábitats para los anfibios. Sumado a lo dicho anteriormente, es probable que las modificaciones producidas por el desmonte y el reemplazo de la vegetación nativa por el monocultivo de pino haya actuado como un factor de

expulsión de los anfibios que se concentran en los ambientes perilacunares, menos intervenidos por el hombre, que actuaron como sumidero de los mismos. El campo ganadero no presentó especies de anfibios distintivas de los demás usos; además se caracterizó por mostrar la menor riqueza y diversidad de anfibios, hecho probablemente asociado con la simplificación estructural de los ambientes. Este resultado muestra la capacidad indicadora de los anfibios en relación a la diversidad de hábitats ofrecidos y a los cambios físico-químicos del agua de las lagunas, a los cuales podría asociarse a una mayor mortalidad de sus larvas. Para complementar los resultados obtenidos para esta escala de análisis, sería de gran utilidad realizar estudios que permitan identificar otros factores que podrían estar actuando sobre los ensambles de anfibios, como por ejemplo la abundancia de depredadores y como éstos son afectados por los cambios en el uso del suelo.

La segunda escala estudiada permitió identificar paisajes donde el hábitat de los anfibios pueda presentar una mayor vulnerabilidad frente a la variabilidad climática (Capítulo 3). Para este propósito fue necesario aplicar un análisis de índices sintéticos derivados de imágenes satelitales ópticas y el uso de herramientas provenientes del campo de la teledetección.

Este capítulo contribuye también al desarrollo de una metodología para identificar y caracterizar áreas funcionalmente semejantes (UF) en paisajes de humedales a partir de series de tiempo de un índice espectral con sentido biológico como es el NDVI. En este sentido, el primer desafío consistió en identificar las UF, caracterizarlas funcionalmente en base al patrón anual y su

perfil temporal de NDVI. Para el área de estudio considerada se pudieron distinguir 12 UF.

En este capítulo hubo una limitante en la resolución espacial mínima de análisis y, en consecuencia, en las interpretaciones debido a que para la caracterización estructural fue necesario compatibilizar diferentes bases de datos con información espacializada producidas por distintos organismos de gestión e investigación. Sin embargo, los resultados obtenidos permitieron definir estructuralmente a las UF y complementar el análisis funcional con el fin de interpretar la sensibilidad de cada una de las mismas frente a la variabilidad climática y los niveles hidrométricos. Se identificaron dos UF que presentaron una tendencia creciente en el valor del NDVI a lo largo de la década estudiada, y en el otro extremo, seis UF, que representan el 65% del área de estudio, presentaron una tendencia decreciente que estaría asociada con una disminución en la cobertura de vegetación.

El desarrollo de un modelo hipotético deductivo de disponibilidad potencial de hábitat permitió estimar la distribución de los anfibios estudiados en una amplia porción de la provincia de Corrientes a partir de relacionar los requerimientos de hábitat de cada especie considerada con las características estructurales de las UF obtenidas. Se pudo estimar que el 41% del área estudiada se corresponde con áreas de máxima disponibilidad de hábitat para anfibios. Lo cual destaca la importancia de estos paisajes de humedales en el mantenimiento de sus poblaciones.

Una consideración en este punto es que el modelo desarrollado en este capítulo podría también ser aplicado en la región para el estudio de otras especies, tanto de anfibios como de otros grupos faunísticos a partir de la información generada de cada UF (tanto de características estructurales, su perfil temporal, su patrón anual y la sensibilidad mostrada frente a la variabilidad climática). Estos modelos pueden considerarse una herramienta valiosa, en particular en sitios que cuentan con escasa información de registros espaciales de las especies y donde se requiere la toma de decisiones a corto plazo para la gestión de los recursos naturales.

La tercera y última escala estudiada resultó la biogeográfica (Capítulo 4). Por medio de una aproximación inductiva utilizando modelos de nicho ecológico, registros geográficos de presencia del grupo de anfibios considerados y un conjunto de capas espaciales con información climática actual y de un escenario futuro al año 2100, se pudieron generar mapas de distribución para cada especie y evaluar patrones de cambio de la diversidad potencial de anfibios. Este capítulo aporta al estado del conocimiento en la Argentina sobre los modelos de distribución de nicho ecológico para éste grupo, analizando particularmente los cambios que tendrían lugar en la región en estudio.

Se destaca como el resultado más relevante alcanzado en este capítulo que para todas las especies de anfibios consideradas se espera una disminución en el área óptima de distribución para el año 2100 bajo el escenario predictivo CCM3. En algunos casos, esta disminución fue

acompañada por un aumento en la fragmentación de su área de distribución, lo cual podría afectar aún más la viabilidad a largo plazo de dichas especies.

Un resultado adicional de la aplicación de esta aproximación fue detectar que existen escasos registros geográficos para algunas especies estudiadas, como fue el caso de *Pseudis platensis*, para la cual la base de datos biológicas GBIF solo contaba con 3 registros hasta el año 2013. Es importante y necesario poder contar con la mayor cantidad de información de este tipo para poder implementar diferentes algoritmos de modelado y posteriores evaluaciones de su desempeño que contribuyan a la generación de modelos cada vez más confiables.

Las conclusiones planteadas a lo largo de esta tesis deben considerarse como hipótesis que pueden ponerse a prueba en futuros trabajos realizados acerca de como las actividades del hombre y las modificaciones que éstas producen en los diferentes ambientes inciden sobre la presencia y distribución de los anfibios.

Desde el punto de vista metodológico, el marco de trabajo que proveen los Sistemas de Información Geográfica (SIG) permitió el desarrollo tanto de los modelos deductivos aplicados en el Capítulo 3, así como de los modelos inductivos empleados en el Capítulo 4. Partiendo de información obtenida de diferentes fuentes (imágenes provenientes de sensores remotos, modelos de elevación digital, mapas de suelos y topográficos, datos de relevamiento a campo, cobertura y uso del suelo, etc.) y asociando a ésta datos sobre la abundancia de las especies en relación a variables ambientales (bióticas y

abióticas) se puede predecir la distribución geográfica o presencia potencial de especies. Estos modelos se han convertido en los últimos años en una herramienta esencial para la conservación y el manejo de la biodiversidad. Además, ofrecen la posibilidad de planificar el trabajo de campo y concentrar el esfuerzo en áreas más pequeñas.

Por último, se destaca la importancia de los resultados alcanzados en cada capítulo como herramientas para elaborar estrategias y políticas públicas de manejo y conservación de los humedales de Corrientes, particularmente en relación con los anfibios y sus hábitats, orientadas a paliar o mitigar los impactos generados por los cambios ambientales con una fuerte componente antrópica.

Lic. Facundo Mauro Schivo

Dr. Rubén D. Quintana  
Director

# Bibliografía

- Achaval F., Olmos A. 2007. Anfibios y Reptiles del Uruguay, 4ta edición. Montevideo, Uruguay. 160 pp.
- Alacaraz-Segura D., Baldi G., Durante P., Garbulsky M.F. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas*, 17 (3):108-117.
- Alcaraz-Segura D., Cabello J., Paruelo J. 2009. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*, 202:13–29.
- Alford R.A, Richards S.J. 1999. Global Amphibian Declines: a problem in applied edology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 30:133-65.
- Allen T.F.H., Hoekstra T.W. 1992. *Toward a unified ecology*. Columbia University Press. 384 pp.
- Álvarez B.B., Aguirre M.L., Céspedes J., Hernando A.B., Tedesco M.E. 2003. Herpetofauna del Iberá (99-178). En: Álvarez B.B. (eds) *Fauna del Iberá*. Eudene, Buenos Aires. 375 pp.
- Álvarez B.B., Aguirre R.H., Céspedes J.A., Hernando A.B., Tedesco M.E. 2002. Atlas de anfibios y reptiles de las provincias de Corrientes, Chaco y Formosa, Argentina. Eudene. 1ª ed. Corrientes. Universidad Nacional del Nordeste. 160 pp.
- Álvarez B.B., Céspedes J.A., Aguirre R.H., Schaeffer E.F. 2000. Inventario de anfibios y reptiles del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *Facena*, 16:127-139.
- Álvarez B.B., Céspedes J.A., Aguirre R.H., Schaeffer E.F. 2000. Inventario de anfibios y reptiles del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *Facena* 16:127-135.
- Álvarez B.B., Céspedes J.A., Lions M.L., Hernando A., Aguirre R. 1996. Herpetofauna de las Provincias de Corrientes, Chaco y Formosa (Argentina). *Facena* 12:119-134.
- Álvarez B.B., Coscarón S., Torales G., Bechara J., Giraud A., Heinonen Fortabat S., Coscarón M.C., Estévez A.L. 2003. *Fauna del Iberá*, B.B. Álvarez (Eds.). Corrientes, EUDENE, 1ª ed. 384 pp.
- Anderson R.P., Lew D., Peterson A.T. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162:211-232.
- Angulo A. 2002. Anfibios y paradojas: perspectivas sobre la diversidad y las poblaciones de anfibios. *Ecología Aplicada*, 1(1):105-109.
- Angulo A. 2008. *Phyllomedusa azurea*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Angulo A., Baldo D. 2010. *Pseudis paradoxa*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Aquino L., Bastos R., Reichle S., Silvano D., Baldo D., Langone J. 2010a. *Scinax fuscovarius*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]



- Aquino L., Kwet A., Silvano D., Lavilla E., Baldo D. 2010b. *Scinax squalirostris*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Aquino L., Reichle S., Silvano D., Langone J. 2004. *Physalaemus albonotatus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Araujo M.B., Guisan A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10):1677-1688.
- Araújo M.B., New M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(1):42-47.
- Araújo M.B., Thuiller W., Pearson R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33(10):1712-1728.
- Austin M.P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modelling*, 157:101-118.
- Avila Pérez P., Cicerone D., Da Costa Lauria D., Bedregal P.S. 2011. Propuesta de un Índice de calidad de agua para la región de Latinoamérica y el Caribe. Proyecto RLA/1/010 Mejora de la gestión de la contaminación de masas de aguas superficiales contaminadas con metales. 180 pp.
- Baldi G., Noretto M.D., Aragón R., Aversa F., Paruelo J.M., Jobbágy E.G. 2008. Long-term Satellite NDVI Data Sets: Evaluating Their Ability to Detect Ecosystem Functional Changes in South America. *Sensors*, 8(9):5397-5425.
- Barret W.H., Tressens S.G. 1996. Estudio de la vegetación nativa en plantaciones de *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) en el norte de la provincia de Corrientes, República Argentina. *Bonplandia*, 9(1-2):1-18.
- Beaumont L.J., Hughes L., Poulsen M. 2005. Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological modelling*, 186(2):251-270.
- Beebee T.J.C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature*, 374:219-220.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 1999. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Editorial Omega S.A., Barcelona. 1148 pp.
- Benito-Garzón M., Sánchez de Dios R., Sainz Ollero H. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*, 11(2):169-178.
- Benzaquén L., Blanco D.E., Bó R.F., Kandus P., Lingua G.F., Minotti P., Quintana R.D., Sverlij S., Vidal L. (eds) 2013. *Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná Paraguay -1ªed.* -Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Proyecto GEF 4206 PNUD ARG 10/003. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2013.
- Bilenca D., Miñarro F. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Biringer J., Guariguata M.R., Locatelli B., Pfund J.L., Spanger-Siegfried E., Suarez A.G., Yeaman S., Jarvis A. 2005. Biodiversity in a changing climate: A framework for assessing vulnerability and evaluating practical responses, en *Tropical forests and adaptation to climate change*, C. Robledo, M. Kanninen & L. Pedroni (Eds.), 154-183. 195 pp.
- Bishop, C., D. Bradford, G. Casper, S. Corn, S. Droege, G.Fellers, P. Geissler, D.M. Green, R. Heyer, D. Johnson, M. Lannoo, D. Larson, R. Mcdiarmid, J. Sauer, B. Shaffer, H. Whiteman & H. Wilbur. 1994. A proposed North American amphibian

- monitoring program. Unpublished report, U.S Program, IUCN Declining Amphibian Population Task Force.
- Blaustein A.R., Edmund B., Kiesecker J.M., Beatty J.J., Hokit D.G. 1995. Ambient ultraviolet radiation causes mortality in salamander eggs. *Ecological Application*, 5:740-743.
- Blaustein A.R., Hoffman P.D., Hokit D.G., Kiesecker J.M., Walls S.D., Hays J.B. 1994. UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines? *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 91:1791-1795.
- Blaustein A.R., Romansic J.M., Kiesecker J.M., Hatch A.C. 2003 Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distribution*, 9:123-140.
- Blaustein A.R., Wake D.B. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*, 5:203.
- Blaustein A.R., Wake D.B., Sousa W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8:60–71.
- Blott S.J., Pye K. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26:1237-1248.
- Botkin D.B., Saxe H., Araujo M.B., Betts R., Bradshaw R.H.W., Cedhagen T., Chesson P., Dawson T.P., Etterson J., Faith D.P., Ferrier S., Guisan A., Skjoldborg Hansen A., Hilbert D.W., Loehle C., Margules C., New M., Sobel M.J., Stockwell D.R.B. 2007. Forecasting effects of global warming on biodiversity. *BioScience*, 57:227-236.
- Braun A. 2005. Effects of the distribution of vegetation and predators on the morphological traits of tadpoles. BIOS 569 sessions. Environmental Research Center - East, University of Notre Dame, 18 pp. Disponible en: <http://www3.nd.edu/~underc/east/education/documents/ABraun2005Effectsofvegandpredatorsonmorphologyoftadpoles.pdf>
- Braun-Blanquet J. 1932. *Plant sociology*. New York. 439 pp
- Brooks R.T. 2009. Potential impacts of global climate change on the hydrology and ecology of ephemeral freshwater systems of the forests of the northeastern United States. *Climatic Change*, 95(3-4):469-483.
- Bury R.B., Whelan J.A. 1984. Ecology and management of the bullfrog. *Resource Publication* 155:1-24. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C., USA.
- Busby J.R. 1986. A biogeoclimatic analysis of *Nothofagus cunninghamii* (hook.) oerst. In southeastern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 11:1-7.
- Cabrera A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, Vol. XIV, N°1-2.
- Cabrera A.L., Willink A. 1973. *Biogeografía de América Latina*. OEA, Serie Biología, Monografía 13. 119 pp.
- Carey C., Alexander M.A. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distribution*, 9:111-121.
- Carnevali R. 1994. *Fitogeografía de la Provincia de Corrientes*. Gobierno de la Provincia de Corrientes, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 324 pp.
- Carpenter G., Gillison A.N., Winter J. 1993. DOMAIN: A flexible modeling procedure for mapping potential distributions of animals and plants. *Biodiversity and Conservation*, 2:667-680.

- Cayuela L., Golicher D., Newton A., Kolb H., de Albuquerque F.S., Arets E.J.M., Alkemade J.R.M., Pérez A.M. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3):319-352.
- Cei J.M. 1980. Amphibians of Argentina. *Monitore Zoologico Italiano. Monografia (Nueva Serie)*. 609 pp.
- Chander G., Markham B. 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11):2674-2677.
- Chapin III F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavore S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783):234-242.
- Clark J.D., Dunn J.E., Smith K.G.. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal of Wildlife Management*, 57(3):519-526.
- Clark M.E., Danielson B.J., Santelmann M.V., Naussauer J.I., White D., Lindsay K.F. 2007. Impacts on mammal communities: a spatially explicit model, en "From the corn belt to the Gulf". Nassauer J.I., Santelmann M.V., Scavia D. (Eds.), *Resource for the Future*, Washington, DC, USA. Capítulo 11. 223 pp.
- Colli G., Aquino L., Azevedo-Ramos C., Silvano D., Scott N., Langone J. 2004. *Scinax fuscomarginatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Collins J.P., Storfer A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distribution*, 9:89-98.
- Coloma L.A. 1995. Ecuadorian frogs of the genus *Colostethus* (Anura: Dendrobatidae). University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publications, 87:1-72.
- Colwell R.K. , Chao A., Gotelli N.J., Lin S.Y., Mao C.X., Chazdon R.L., Longino J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5(1):3-21.
- Contreras F.I. 2011. Evolución de las lagunas en función de la pendiente, Lomada Norte. Provincia Corrientes, Argentina. *Terra. Nueva Etapa*, 27(42):145-163.
- Corn P.S., Fogleman J.C. 1984. Extinction of montane populations of the Northern Leopard Frog (*Rana pipiens*) in Colorado. *Journal of Herpetology*, 18(2):147-152.
- Crawshaw G.J. 1992. The role of disease in amphibian decline. En: *Declines in Canadian Amphibian Populations: Designing a National Monitoring Strategy*. Bishop C.A., Pettit K.E. (Eds.), Canadian Wildlife Service Occasional Papers N°76, ISSN 0576-6370. 120 pp.
- Crowley T.J., North G.R. 1988. Abrupt climate change and extinction events in Earth history. *Science* 240(4855):996-1002.
- Currie D.J. 2001. Projected effects of climate change on patterns of vertebrate and tree species richness in the conterminous United States. *Ecosystems*, 4:216-225.
- da Silva F.R., Candeira C.P., de Cerqueira Rossa-Feres, D. 2012. Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. *Biodiversity and Conservation*, 21(6):1411-1424.

- da Silva F.R., Gibbs J.P., de Cerqueira Rossa-Feres D. 2011. Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands*, 31(6):1079-1087.
- Dale V.H., Beyeler S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1):3-10.
- Daszak P., Cunningham A.A., Hyatt A.D. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distribution*, 9:141-150.
- DCC-SAyDS 2005. Modelos Climáticos Regionales. Estimación de escenarios regionales de cambio climático mediante el uso de modelos climáticos regionales. 2da Comunicación Nacional de Cambio Climático, Proyecto GEF. BIRF PF 51286 AR. 26 pp. Disponible en: [\[http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/modelos.pdf\]](http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/modelos.pdf)
- DCC-SAyDS 2011. Manual vulnerabilidad y adaptación al cambio climático para la gestión y planificación local. Argentina, Buenos Aires. 60 pp. Disponible en: [\[http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/AdCC/file/ManualVulnerabyAdap.pdf\]](http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/AdCC/file/ManualVulnerabyAdap.pdf)
- De la Fuente y Suárez 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología austral*, 18:239-252.
- de Solla S.R., Shirose L.J., Fernie K.J., Barrett G.C., Brousseau C.S., Bishop C.A. 2005. Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programs. *Biological Conservation*, 121(4):585-594.
- De Souza Muñoz M.E., De Giovanni R., De Siqueira M.F., Sutton T., Brewer P., Pereira, R.S., Lange Canhos D.A.L., Canhos V.P. 2011. OpenModeller: A generic approach to species potential distribution modelling. *Geoinformatica*, 15(1):111-135.
- del Rosario Ingaramo M., Etchepare E.G., Álvarez B.B., Porcel E. 2012. Riqueza y composición de la fauna de anuros en la región oriental de la Reserva Natural Provincial Esteros del Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 60(2):759-769.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L., Tablada M., Robledo C.W. 2009b. InfoStat. Grupo Infostat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: [\[http://www.infostat.com.ar\]](http://www.infostat.com.ar)
- Di Rienzo J.A., Guzmán A.W., Casanoves F. 2002. A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 7(2):129-142.
- Di Rienzo J.A., Macchiavelli R., Casanoves F. 2009a. Modelos Mixtos en Infostat. Córdoba, Córdoba, Argentina. 193 pp. Disponible en: [\[http://academic.uprm.edu/rmacchia/agro6998/TutorialMMesp.pdf\]](http://academic.uprm.edu/rmacchia/agro6998/TutorialMMesp.pdf)
- Duellman W.E. (ed.). 1999. Patterns of distribution of amphibians: a global perspective. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 648 pp.
- Duellman W.E., Trueb L. 1985. *Biology of Amphibians*. MacGraw-Hill, New York, USA. 670 pp.
- Elizondo M.H. 2009. Primer Inventario Forestal de la provincia de Corrientes: metodología, trabajo de campo y resultados. Dirección de Recursos Forestales de Corrientes y Consejo Federal de Inversiones. 70 pp.
- ERDAS 1997. *Field Guide 4th ed.*, Atlanta, ERDAS Inc. 183 pp.
- Escobar E.H., Ligier H.D., Melgar R., Mattelo H., Vallejos O. 1996. Mapa de suelos de la provincia de corrientes 1:500.000. Corrientes, Argentina: Área de Producción Vegetal y Recursos Naturales. Estación Experimental Agropecuaria Corrientes, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 315 pp.

- Eulis N.H.Jr., LaBaugh J.W., Fredrickson L.H., Mushet D.M., Laubhan M.K., Swanson G.A., Winter T.C., Rosenberry D.O., Nelson R.D. 2004. The Wetland Continuum: a Conceptual Framework for Interpreting Biological Studies. *Wetlands*, 24(2):448-458.
- Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F.G., Crist T.O., Fuller R.J., Sirami C., Siriwardena G.M., Martin J.L. 2011 Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2):101-112.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22:617-631.
- Farber O., Kadmon R. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling*, 160:115-130.
- Fauna & Flora International. 2007. U.S.A. Disponible en: [<http://www.fauna-flora.org>]
- Fernández N., G. Piñeiro. 2008. La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: el uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. *Ecosistemas* 17:64-78.
- Ferrier S., Powell G.V.N., Richardson K.S., Manion G., Overton J.M., Allnutt T.F., Cameron S.E., Mantle K., Burgess N.D., Faith D.P., Lamoreux J.F., Kier G., Hijmans R.J., Funk V.A., Cassis G.A., Fisher B.L., Flemons P., Lees D., Lovett J.C., van Rompaey R.S.A.R. 2004. Mapping more of terrestrial biodiversity for global conservation assessment. *BioScience*, 54:1101-1109.
- Fiedler P.L., White P.S., Laidy R.A. 1997. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. En *The Ecological Basis of Conservation*. Pickett S.T.A., Ostfield R.S., Shachak M, Likens G.E. (eds). Springer US, 1997. 83-92 pp.
- Fischer J., Lindenmayer D.B., Nix H.A., Stein J.L., Stein J.A. 2001. Climate and animal distribution: a climatic analysis of the Australian marsupial *Trichosurus caninus*. *Journal of Biogeography*, 28:293-304.
- Fisher R.N., Shaffer H.B. 1996. The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conservation Biology*, 10:1387-1397.
- Forclaz H., Macarrein O., Silva N., Paredes H. 2002. Ocupación del espacio desde la época de la colonia a nuestros días. 13º Reunión de Comunicaciones Científicas y Técnicas y 5º Reunión de Extensión. Facultad de Ciencias Agrarias. UNNE. Disponible en: [<http://www1.unne.edu.ar/cyt/2002/05-Agrarias/A-028.pdf>]
- Forman R.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press.
- Forman T.T, Godron M. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York. 619 pp.
- Franklin J.F., Cromack K.Jr., Denison W., McKee A., Maser C., Sedell J., Swanson F., Juday, G. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-118. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Disponible en: [[http://www.fs.fed.us/pnw/publications/pnw\\_gtr118/](http://www.fs.fed.us/pnw/publications/pnw_gtr118/)]
- Freda J., Sadinski W.J., Dunson W.A. 1991. Long term monitoring of amphibian populations with respect to the effects of acidic deposition. *Water, Air, Soil Pollution*, 55:445-462.
- Frost D.R., Grant T., Faivovich J., Bain R.H., Haas A., Haddad C., De Sá R., Channing A., Wilkinson M., Donnellan S.C., Raxworthy C.J., Campbell J.A., Blotto B.L., Moler P., Drewes R.C., Nussbaum R.A., Lynch J.D., Green D.M.,

- Wheeler W.C. 2006. The Amphibian Tree of Life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297:1-370.
- Galewski T., Collen B., McRae L., Loh J., Grillas P., Gauthier-Clerc M., Devictor V. 2011. Long-term trends in the abundance of Mediterranean wetland vertebrates: From global recovery to localized declines. *Biological Conservation*, 144:1392-1399.
- Gamradt S.C., Kats L.B. 1996. Effect of introduced crayfish and mosquitofish on California Newts. *Conservation Biology* 10:1155-1162.
- Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G., O'Neill R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1:19-28.
- Giraud A.R. 2003. Aves de los esteros del Iberá. Síntesis del proyecto (179-194). En: Álvarez B.B. (eds) *Fauna del Iberá*. Eudene, Buenos Aires. 375 pp.
- Giraud A.R., Bortoluzzi A., Arzamendia V. 2006. Vertebrados tetrápodos de la reserva y sitio Ramsar "Esteros del Iberá" (Corrientes, Argentina): análisis de su composición y nuevos registros para especies amenazadas. *Natura Neotropicalis*, 1(37):1-20.
- Giraut M.A., Rujana M., Valladares A.I. 2012. Sistemas hídricos superficiales de la provincia de Corrientes. *El Ojo del Cóndor*, Instituto Geográfico Nacional. 2:38-40. ISSN 1853-9505.
- Gosner K.L. 1960. A simplified table for staging anura embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16:225-232.
- Govindasamy B., Duffy P.B., Coquard J. 2003. High-resolution simulations of global climate, part 2: effects of increased greenhouse gases. *Climate Dynamics*, 21(5-6):391-404.
- Greenacre M.J., Hastie T. 1987. The Geometric Interpretation of Correspondence Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 82:437-447.
- Grist J., Nicholson S.E., Mpolokang A. 1997. On the use of NDVI for estimating rainfall fields in the Kalahari of Botswana. *Journal of Arid Environments*, 35:195-214.
- Guisan A., Graham C.H., Elith J., Huettmann F., el Grupo de Modelado de la Distribución de Especies (NCEAS). 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, 13:332-340.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8:993-1009.
- Guisan A., Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147-186.
- Guzmán A., Raffo L. 2011. Anfibios del Parque Nacional El Palmar y la Reserva Natural Otamendi. *Administración Parques Nacionales*, Buenos Aires. 104 pp.
- Haas E.M., Bartholome E., Combal B. 2009. Times series analysis of optical remote sensing data for the mapping of temporary surface water bodies in Sub-Saharan western Africa. *Journal of Hydrology*, 370:52-63.
- Hanley J.A., McNeil B.J. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143:29-36.
- Hayes T.B., Case P., Chui S., Chung D., Haeffele C., Haston K., Lee M., Mai V.P., Marjua Y., Parker J., Tsui M. 2006. Pesticide Mixtures, Endocrine Disruption, and Amphibian Declines: Are We Underestimating the Impact? *Environmental Health Perspectives*, 114(1):40-50.
- Hecnar S.J., M'Closkey R.T. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography*, 25:763-772.

- Heredia J. 2008. Anfibios de centro de Argentina. Literature of Latin America (L.O.L.A.), Buenos Aires. 100 pp.
- Heyer R., Langone J., La Marca E., Azevedo-Ramos C., di Tada I., Baldo D., Lavilla E., Scott N., Aquino L., Hardy J. 2010. *Leptodactylus latrans*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Heyer R., Reichle S., Silvano D., Azevedo-Ramos C., Baldo D., Gascon C. 2004. *Leptodactylus podicipinus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.C., Foster M.S. (eds). 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA. 364 pp.
- Heyer W.R., Rand A.S., Goncalvez Da Cruz C.A., Peixoto O.L. 1988. Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica*, 20:230-235.
- Hijmans R.J., Guarino L., Mathur P. 2012. Manual DIVA-GIS version 7.5. Sistema de Información Geográfica para El Análisis de Datos de Distribución de Especies. 77 pp.
- Hilbert D.W., Hughes L., Johnson J., Lough J.M., Low T., Pearson R.G., Sutherst R.W., Whittaker S. 2007. Biodiversity conservation research in a changing climate. Workshop report: research needs and information gaps for the implementation of the key objectives of the National Biodiversity and Climate Change Action Plan. Commonwealth of Australia, Canberra. 74 pp.
- Hipel K.W., McLeod A.I. 2005. Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. Disponible en: [<http://www.stats.uwo.ca/faculty/aim/1994Book/>]
- Hirsch R.M., Slack J. 1984. A Nonparametric Trend Test for Seasonal Data with Serial Dependence. *Water Resources Research*, 20:727-732.
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D., Perrin N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83:2027-2036.
- Holben B.N. 1986. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. *The International Journal of Remote Sensing*, 7(11):1417.
- Hopkins W.A. 2007. Amphibians as models for studying environmental change. *ILAR Journal*, 48(3):270-277. doi: 10.1093/ilar.48.3.270
- Huete A.R., Justice C., van Leeuwen W.. 1999. MODIS Vegetation Index (MOD13) Algorithm Theoretical Basis Document. Version 3.0. NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland 20771. pp 129. Disponible en: [[http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/land\\_atbd.php](http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/land_atbd.php)]
- Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent. *Trends in Ecology and Evolution*, 15:56-61.
- IPCC (International Panel on Climate Change). 2002. Technical paper V: Climate Change and Biodiversity. Gitay, H., A. Suarez, R.T. Watson, D.J. Dokken (Eds.), Geneva, Switzerland 86pp. Disponible en: [<http://www.ipcc.ch/pdf/technical-papers/climate-changes-biodiversity-en.pdf>]
- IPCC (International Panel on Climate Change). 2002. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V PNUMA-UNEP. ISBN: 92-9169-104-7. 93 pp.
- IPCC (International Panel on Climate Change). 2007. Climate change 2007: the physical science basis. *Agenda*, 6, 07.

- IPCC (International Panel on Climate Change). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (eds). IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- Iriondo M.H. 1991. El Holoceno en el Litoral. Comunicaciones Museo Provincial de Ciencias Naturales "F. Ameghino" (Nueva Serie), 3(1): 1-40.
- IUCN 2011. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2011.2. IUCN, Gland, Switzerland. Disponible en: [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- IUCN 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3 . [<http://www.iucnredlist.org>]
- Iverson L.R., Prasad A., Schwartz M.W. 1999. Modelling potencial future individual tree species distributions in the eastern United States under a climate change scenarios: a case study with *Pinus virginiana*. Ecological Modelling, 49:261-276.
- Jakubauskas M.E., Peterson D.L., Kastens J.H., Legates D.R. 2002. Time series remote sensing of landscape-vegetation interactions in the southern Great Plains. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 68(10):1021-1030.
- Jennings M.R., Hayes M.P. 1985. Pre-1900 overharvest of the California red-legged frog (*Rana aurora draytonii*): the inducement for bullfrog (*Rana catesbeiana*) introduction. Herpetologica, 41:94-103.
- Jensen J.R. 1986. Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective. Prentice-Hall.
- Junk W.J. 2013 Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. Aquatic Sciences, 75:113-131.
- Kats L.B., Ferrer R.P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. Diversity and Distribution 9:99-110.
- Ker I.A., Williams J.D. 1990. Larvas de anuros de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología. Series monográficas No 2.
- Kerr J.B., McEkroy C.T. 1993. Evidence for large upward trend of ultravioleta-B radiation linked to ozone depletion. Science 262:1032-34.
- Kiehl J.T., Hack J.J., Bonan G.B., Boville B.A., Williamson D.L., Rasch P.J. 1998. The National Center for Atmospheric Research Community Climate Model: CCM3\*. J. Climate, 11:1131-1149.
- Kirilenko A.P., Hanley R.S. 2008. Reducing Uncertainty in Ecological Niche Models with ANN Ensembles. Proceedings of the iEMSs Fourth Biennial Meeting: International Congress on Environmental Modelling and Software (iEMSs 2008). International Environmental Modelling and Software Society, Barcelona, Catalonia, July 2008.
- Koleff P., Gaston K.J., Lennon J.J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. Journal of Animal Ecology. 72:367-382.
- Kuemmerle T., Radeloff V.C., Perzanowski K., Kozlo P., Sipko T., Khoyetsky P., Bashta A.T., Chikurova E., Parnikoza I., Baskin L., Angelstam P., Waller D.M. 2011. Predicting potential European bison habitat across its former range. Ecological applications, 21(3):830-843.
- Kurtz D.B. 2011. Los humedales: uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. INTA. Disponible en: [<http://inta.gob.ar/documentos/los-humedales-uno-de-los-ecosistemas-mas-amenazados-a-nivel-mundial/>]
- Kwet A., Aquino L., Reichle S., Silvano D., Lavilla E., di Tada I., Langone J. 2004. *Scinax nasicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]



- Kwet A., Lavilla E., Faivovich J., Langone J. 2004. *Pseudis minuta*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Kwet A., Lingnau R., Di-Bernardo M. 2010a. Pró-Mata: Anfíbios da Serra Gaúcha, Sul do Brasil. Brasilien-Zentrum, University of Tübingen, Germany. 148pp.
- Kwet A., Reichle S., Aquino L., Silvano D., Lavilla E., di Tada I. 2010b. *Physalaemus biligonigerus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- La Marca E., Azevedo-Ramos C., Silvano D., Scott N., Aquino L., Faivovich J. 2004. *Hypsiboas raniceps*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)].
- La Marca E., Scott N., Aquino L., Azevedo-Ramos C., Coloma L.A., Ron S., Faivovich J., Baldo D., Hardy J., Barrio Amorós C.L. 2010. *Hypsiboas punctatus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- La Marca, E. & H.P. Reinhaller. 1991. Population changes in *Atelopus* species of the Cordillera de Mérida, Venezuela. *Herpetological Review* 22:125-128.
- Lajmanovich R.C. 1994. Contribución al conocimiento de la alimentación de larvas de la rana criolla *Leptodactylus ocellatus* (Amphibia, Leptodactylidae) en el Paraná medio, Argentina. *Studies on neotropical fauna and environment*, 29(1):55-61.
- Lajmanovich R.C. 2000. Interpretación ecológica de una comunidad larvaria de anfibios anuros. *Interciencia*, 25(2):71-79.
- Lannoo M. 2005. *Amphibian Declines: The Conservation Status of United States Species*. University of California Press. 1115 pp.
- Larson M.A., Thompson III F.R., Millsbaugh J.J., Dijak W.D., Shifley S.R.. 2004. Linking population viability, habitat suitability, and landscape simulation models for conservation planning. *Ecological Modelling*, 180:103-118.
- Launer A., Murphy D. 1993. Umbrella Species and the Conservation of Habitat Fragments: A Case of a Threatened Butterfly and a Vanishing Grassland Ecosystem. *Biological Conservation*, 69:145-53.
- Lavilla E., Reichle S., Lajmanovich R., Faivovich J. 2004a. *Pseudis limellum*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Lavilla E., Kwet A., Aquino L., Segalla M.V., Langone J. 2004b. *Scinax berthae*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Lavilla E., Aquino L., Kwet A., Baldo D. 2004c. *Pseudopaludicola falcipes*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Lavilla E., di Tada I., Langone J. 2004d. *Elachistocleis bicolor*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Lavilla E.O., Cei J.M. 2001. Amphibians of Argentina. A second update, 1987 – 2000. *Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino* (28):1-178.
- Lillesand T.M., Kiefer R.W. 1987. *Remote Sensing and Image Processing*. John Wiley and Sons.
- Lind A.J. 2008. *Amphibians and Reptiles and Climate Change*. (May 20, 2008). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Climate Change Resource Center. Disponible en: [<http://www.fs.fed.us/ccrc/topics/wildlife/reptiles-amphibians.shtml>]
- Lindenmayer D.B., Nix H.A., McMahon J.P., Hutchinson M., Tanton F.T. 1991. The conservation of Leadbeater's possum, *Gymnobelideus leadbeateri* (McCoy): a

- case study of the use of bioclimatic modeling. *Journal of Biogeography* 18:371-383.
- Lips R.K., Reaser J.K., Young B.E., Ibáñez R. 2001. Monitoreo de Anfibios en América Latina: Manual de Protocolos. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetological Circular No. 30, 115 pp.
- Loehle C., Leblanc D. 1996. Model-based assessments of climate change effects on forests: a critical review. *Ecological Modelling*, 90:1-31.
- López A., Prado W. 2012. Anfibios y Reptiles de Misiones – Guía de Campo. Buenos Aires, Argentina. 96 pp.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543):804-808.
- Lynch J.D., Grant T. 1998. Dying frogs in western Colombia: catastrophe or trivial observation? *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 22(82):149-152.
- Machado I.F., Moreira L.F., Maltchik L. 2012. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia*, 33(2):227-237.
- Magurran A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Malden, Massachusetts, United States. 215 pp.
- Mann H.B. 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13:245-259.
- Mann R.M., Hyne R.V., Choung C.B., Wilson S.P. 2009. Amphibians and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution*, 157(11):2903-2927.
- Margules C.R., Pressey R.L., Williams P.H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, 27(4):309-326.
- Matteucci S.D. 2006. Ecología de paisajes: ¿Qué es hoy en día? *Fronteras*, 5(5):1-7.
- Mawdsley J.R., O'Malley R., Ojima D.S. 2009. A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23(5):1080-1089.
- McGarigal K., Cushman S., Regan C. 2005. Quantifying Terrestrial Habitat Loss and Fragmentation: A Protocol. USDA Gen. Tech.Rep. Rocky Mountain Region. 115 pp.
- McGarigal K., Marks B.J. 1995. Fragstats: spatial analysis program for quantifying landscape structure, USDA-PNRS.
- Meynecke J.O. 2003. Effects of global climate change on geographic distributions of vertebrates in North Queensland. *Ecological Modelling*, 174:347-357.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being. Island Press and World Resources Institute, Washington, DC.
- Milne R.J., Bennett L.P. 2007. Biodiversity and ecological value of conservation lands in agricultural landscapes of southern Ontario, Canada. *Landscape ecology*, 22(5):657-670.
- Molina C., Péfaur J. 2010. Declinación de poblaciones de anfibios: una revisión bibliográfica comentada (1960-2000). *Revista de Ecología Latino Americana*, 15(3):31-46.
- Moody A., Johnson D.M. 2001. Land-surface phenologies from AVHRR using the discrete Fourier transform. *Remote Sensing of Environment*, 75(3):305-323.
- Moreau S., Bosseno R., Gu X.F., Baret F. 2003. Assessing the biomass dynamics of Andean boged and totora high-protein wetland grasses from NOAA/AVHRR. *Remote Sensing of Environment*, 85:516-529.

- Morello J. 1984. Perfil Ecológico de Sudamérica. FLACSO. 93 pp.
- Morello J., Matteucci S.D., Rodríguez A.F., Silva M.E. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos Argentinos. Buenos Aires, 752 pp.
- Morello J., Pengue W., Rodríguez A. 2005. Un siglo de cambios de diseño del paisaje: el Chaco Argentino. Primeras Jornadas Argentinas de Ecología del Paisaje. Buenos Aires, Noviembre de 2005.
- Mostacedo B., Frederiksen T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo u análisis en ecología vegetal. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: BOLFOR.
- Muñoz M.E.S., Giovanni R., Siqueira M.F., Sutton T., Brewer P., Pereira R.S., Canhos D.A.L., Canhos V.P. 2009. OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *Geoinformatica*. DOI: 10.1007/s10707-009-0090-7.
- Neiff J.J. 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South América: 1-32 in: *Wetlands Biodiversity*, Vol II. B. Gopal y W. Junk (Eds.), Backhuys Publish.: 31-60, The Netherlands.
- Neiff J.J. 2004. El Iberá... ¿en peligro? 1ª ed. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina. 96 pp.
- Neiff J.J., Iriondo M.H., Carignan R.. 1994. Large tropical South American wetlands: an overview. 156-165 in *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. G.L. Link & R.J. Naiman (Eds.), University of Washington, Seattle, WA, USA. 225 pp.
- Neiff J.J., Neiff M. 2013. Evaluación de los impactos del cambio climático sobre el ecosistema natural y la biodiversidad: Esteros del Iberá (Argentina). CEPAL - Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 152.
- Neiff J.J., Poi de Neiff A.S.G. 2005. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. *Situación Ambiental Argentina, FVSA, Esteros del Iberá, Cap, 7, 177-184.*
- Neiff J.J., Rolón M., Casco S.L. 2005. ¿Podemos estimar el impacto de las transformaciones del paisaje sobre la ecodiversidad? *Facena*, 21:37-54.
- Nix H.A. 1982. Environmental determinants of biogeography and evolution in Terra Australis. En: *Evolution of the Flora and Fauna of Arid Australia*, Barker W.R. & Greenslade P.J.M. (Eds.), Peacock Publications, South Australia, capítulo 5.
- Nix H.A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. En: *Atlas of Elapid Snakes of Australia*, Longmore R. (Ed.) pp. 4-15. Australian Flora and Fauna Series Number 7. Australian Government Publishing Service: Canberra.
- Norris K. 2012. Biodiversity in the context of ecosystem services: the applied need for systems approaches. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1586):191-199.
- Noss R.F. 1990 Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4):355-364.
- Núñez M.N., Solman S.A., Cabré M.F. 2009. Regional climate change experiments over southern South America. II: Climate change scenarios in the late twenty-first century. *Climate Dynamics*, 32(7-8):1081-1095.
- Opdam P., Wascher D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological conservation*, 117(3):285-297.
- Oreskes N. 2004. The scientific consensus on climate change. *Science*, 306(5702):1686-1686.
- Orshan G. 1989. Plant Pheno-morphological studies in Mediterranean type ecosystems. Dr W. Junk Publishers, Kluwer Academic, The Netherlands.

- Ortiz-Yusti C.E., Páez V., Zapata F.A. 2013. Temperature and precipitation as predictors of species richness in northern andean amphibians from Colombia. *Caldasia*, 35(1):65-80.
- Otte A., Simmering D., Wolters V. 2007. Biodiversity at the landscape level: recent concepts and perspectives for multifunctional land use. *Landscape Ecology*, 22(5):639-642.
- Oza G.M. 1990. Ecological effects of the frog's legs trade. *Environmentalist*, 10:39-41.
- Paruelo J.M., Garbulsky M.F., Guerschman J.P., Jobbágy E.G. 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing*, 25(14):2793-2806.
- Paruelo J.M., Jobbágy E.G., Sala O.E. 2001. Current Distribution of Ecosystem Functional Types in Temperate South America. *Ecosystems*, 4:683-698.
- Pastizales del Cono Sur. 2010. Iniciativa de Conservación de los Pastizales Naturales del Cono Sur de Sudamérica. Disponible en: [\[http://www.pastizalesdelconosur.org/index.php?lang=es\]](http://www.pastizalesdelconosur.org/index.php?lang=es)
- Petit J.R., Jouzel J., Raynaud D., Barkov N.I., Barnola J.M., Basile I., Bender M., Chappellaz J., Davis M., Delaygue G., Delmotte M., Kotlyakov V.M., Legrand M., Lipenkov V.Y., Lorius C., Pépin L., Ritz C., Saltzman E., Stievenard M. 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature*, 399(6735):429-436.
- Phillips S. 2006. Maxent software for species habitat modeling. Disponible en: [\[http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/\]](http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/)
- Pickett S.T.A., White P.S. (eds.) 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York: Academic Press.
- Poiani K.A., Richter B.D., Anderson M.G., Richter H.E. 2000. Biodiversity Conservation at Multiple Scales: Functional Sites, Landscapes, and Networks. *BioScience*, 50(2):133-146.
- Popolizio E. 1996. Las unidades geomorfológicas del NEA. En *Actas del Congreso Nacional de Geografía*. Sociedad Argentina de Estudios Geográficos (p. 15).
- Pounds J.A., Fogden M.P., Campbell J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398:611-615.
- R Core Team. 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: [\[http://www.r-project.org/\]](http://www.r-project.org/)
- Ramankutty N., Foley J.A. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4):997-1027.
- Reichle S., Aquino L., Colli G., Silvano D., Azevedo-Ramos C., Bastos R. 2004. *Dendropsophus nanus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [\[www.iucnredlist.org\]](http://www.iucnredlist.org)
- Rempel R.S., Kaukinen D., Carr A.P. 2012. *Patch Analyst and Patch Grid*. Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
- Reynolds R., Caramaschi U., Mijares A., Acosta-Galvis A., Heyer R., Lavilla E., Hardy J. 2004. *Leptodactylus fuscus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [\[www.iucnredlist.org\]](http://www.iucnredlist.org)
- Richards J.A. 1986. *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Berlin: Springer-Verlag.
- Richards J.A. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Springer-Verlag, Berlin. 240 pp.

- Rittenhouse C.D., Dijk W.D., Thompson F.R., Millsaugh J.J. 2007. Development of landscape-level habitat suitability models for ten wildlife species in the Central Hardwoods Region. General Technical Report NRS-4. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, Newtown Square, PA. 47 pp.
- Rondinini C., Di Marco M., Chiozza F., Santulli G., Baisero D., Visconti P., Hoffmann M., Schipper J., Stuart S.N., Tognelli M.A., Amori G. Falcucci A., Maiorano L., Boitani L. 2011 Global habitat suitability models of terrestrial mammals. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 366:2633-2641.
- Rusch V., Vila A., Márques B. 2008. Conservación de la Biodiversidad en Sistemas Productivos. Forestación del Noroeste de la Patagonia. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), San Carlos de Bariloche. 89 pp.
- Rustigian H.L., Santelmann M.V., Schumaker N.H. 2003. Assessing the potential impacts of alternative landscape designs on amphibian population dynamics. *Landscape Ecology*, 18:65-81.
- Rustigian H.L., Santelmann M.V., Schumaker N.H. 2007. Amphibian population dynamics, en "From the corn belt to the Gulf", J.I. Nassauer, M.V. Santelmann & D. Scavia (Eds.), *Resource for the Future*, Washington, DC, USA, capítulo 10, 223 pp.
- Saibene C.S., Montanelli S.B. 1997. Mapeo de las comunidades vegetales leñosas del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *Facena*, 13:49-57.
- Sala O.E., Chapin III F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1771-1774.
- Salvia M. 2010. Aporte de la teledetección al estudio del funcionamiento del macrosistema Delta del Paraná: análisis de series de tiempo y eventos extremos. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Sangermano F., Eastman J.R. 2007. Linking GIS and Ecology. The use of Mahalanobis Typicalities to model species distribution. *Proceedings of XI CONFIBSIG (Iberoamerican Conference of GIS)*. Buenos Aires, Argentina.
- Santos T., Tellería J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2):3-12.
- Schivo F. 2012 Estudio de series tiempo de imágenes satelitales para la clasificación funcional de ambientes en la Provincia de Corrientes. *El Ojo del Cóndor*, Instituto Geográfico Nacional, 2:36-37. ISSN 1853-9505.
- Schivo F., Kandus P., Salvia M., Perna P., Quintana R. 2012. Unidades Funcionales en un paisaje de humedal. Un enfoque de clasificación de series de tiempo del índice NDVI-MODIS. *Congreso Argentino de Teledetección*. 18 al 21 de septiembre, Córdoba, Argentina.
- Segurado P., Araújo M.B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31:1555-1568.
- Sekercioglu C.H., Schneider S.H., Fay J.P., Loarie S.R. 2008. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology*, 22(1):140-150.
- Semlitsch R.D., Bodie J.R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, 17(5):1219-1228.

- Seoane J., Bustamante J. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología*, 15: 9-21.
- Serra P. (s.f.). Área Tabacalera de la Provincia de Corrientes (Dtos. Goya, Lavalle y San Roque). Fotointerpretación y cartografía aplicada a aspectos Geomorfológicos, hidrográficos y fitogeográficos (con equipo). Inédito. 27 pp. Disponible en: [<http://www.icaa.gov.ar/trabajosinves/serra/1.pdf>]
- Silvano D., Azevedo-Ramos C., La Marca E., Coloma L.A., Ron S., Langone J., Baldo D., Hardy J. 2010. *Dendropsophus minutus*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Silvano D., Scott N., Aquino L., Segalla M.V., Langone J., Baldo D., Blotto B. 2004. *Dendropsophus sanborni*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. [[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)]
- Sinsch U. 1991. Mini-review: the orientation behaviour of amphibians. *Herpetological Journal*, 1:541-544.
- Solman S., Nuñez M.N., Cabré M.F. 2007. Climate change experiments over southern South America. I: Present climate. *Climate Dynamics*, 30(5):2008.
- Sørensen T.A. 1948. A method of stablishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter* 5:1-34.
- Stebbins R.C., Cohen N.W. 1995. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 316 pp.
- Stockwell D.R.B., Peters D.G. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographic Information Systems*, 13:143-158.
- Strahler A.N., Strahler A.H. 2000. *Geografía física*. Barcelona, Omega. 636 pp.
- Straneck R.J., Varela De Olmedo E.A., Carrizo G.R. 1993. *Catálogo de voces de Anfibios Argentinos*. L.O.L.A., Buenos Aires, Argentina. 130pp.
- Stuart S.N., Chanson J.S., Cox N.A., Young B.E., Rodrigues A.S., Fischman D.L., Waller R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702):1783-1786.
- Tarpley J., Schneider S., Money R. 1984. Global vegetation indices from NOAA-7 meteorological satellite. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 23:491-494.
- Tebaldi C., Knutti R. 2007. The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365(1857):2053-2075.
- Ter-Braak C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5):1167-1179.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., Ferreira De Siqueira M., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., Van Jaarsveld A.S., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Townsend Peterson A., Phillips O.L., Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427:145-148.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., Swackhamer D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292:281-284
- Toranza C. 2011. Riqueza de anfibios de Uruguay: determinantes ambientales y posibles efectos del cambio climático. Tesis de maestría en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Uruguay, 135 pp.

- Torres R., Jayat J.P. 2010. Modelos predictivos de distribución para cuatro especies de mamíferos (Cingulata, Artiodactyla y Rodentia) típicas del Chaco en Argentina. *Mastozoología neotropical*, 17(2):335-352.
- Tou J.T., González R.C. 1974. *Pattern Recognition Principles*, Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts. 395 pp.
- Tuck S. 2012. Modelling the relationship between biodiversity and remotely sensed vegetation indices. Thesis of MSc. Quantitative Biology, Imperial College London and Diploma of Imperial College London. 43pp.
- Tucker C.J., Sellers P.J. 1986. Satellite remote-sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing* 7:1395-1416.
- Turner M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20:171-197.
- Turner M.G., Gardner R.H., O'Neill R.V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer-Verlag, New-York. 406 pp.
- USFWS 2012. *Draft Technical Guidance on Selecting Species for Design of Landscape-scale Conservation*. U.S. Fish and Wildlife Service. 40 pp.
- Vallone R., Ostinelli M., Carreira D. 2007. Primer ensayo de comparación interlaboratorios. RISLAV.
- Van Belle G., Hughes J. 1984. Nonparametric Tests for Trend in Water Quality. *Water Resources Research* 20:127-136.
- Van Houwelingen J.C., Le Cessie S. 1990. Predictive value of statistical models. *Statistics in medicine*, 9(11):1303-1325.
- Vasconcelos T.S., Santos T.G., Rossa-Feres D.C., Haddad C.F.B. 2009. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 87:699-707.
- Vélez Restrepo L.A., Gómez Sal A. 2008. Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. *Arbor*, 184(729):31-44.
- Verburg P.H., van Asselen S., van der Zanden E.H., Stehfest E. 2013. The representation of landscapes in global scale assessments of environmental change. *Landscape Ecology*, 28:1067-1080.
- Vertel Morinsón M.L. 2010. Comparación entre el análisis canónico de correspondencias y el análisis factorial múltiple en tablas de frecuencias-variables continuas. Tesis de Maestría en Ciencias Estadísticas, Universidad Nacional de Colombia. 62 pp. Disponible en: [www.bdigital.unal.edu.co/2674/1/832126.2010.pdf](http://www.bdigital.unal.edu.co/2674/1/832126.2010.pdf)
- Visser M.E., Van Noordwijk A.J., Tinbergen J.M., Lessells C.M. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 265:1867-1870.
- Walker P.A. 1990. Modelling wildlife distributions using a geographic information system: kangaroos in relation to climate. *Journal of Biogeography*, 17:279-289.
- Walls S.C., Barichivich W.J., Brown M.E. 2013. Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. *Biology*, 2(1):399-418.
- Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J., Fromentin J.M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416:389-395.
- Wardlow B.D., Egbert S.L., Kastens J.H. 2007. Analysis of time-series MODIS 250m vegetation index data for crop classification in the US central great plains. *Remote Sensing of Environment*, 108:290-310.

- Weins J.A. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. En: Hansson L., Fahrig L., Merriam G. (eds) Mosaic landscapes and ecological processes. London: Chapman & Hall. p. 1-26.
- Weygoldt P. 1989. Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic mountains of Brazil: frogs as indicators of environmental deterioration? *Studies of Neotropical Fauna and Environment*, 243:249-255.
- White D., Minotti P.G., Barczak M.J., Sifneos J.C., Freemark K.E., Santelmann M.V., Steinitz C.F., Kiester A.R., Preston E.M. 1996. Assessing risks to biodiversity from future landscape change. *Conservation Biology*, 11(2):349-360.
- Wintle B.A., Elith J., Potts J.M. 2005. Fauna habitat modeling and mapping: A review and case study in the Lower Hunter Central Coast region of NSW. *Austral Ecology*, 30:719-738.
- Young, B. E., K. R. Lips, J. K. Reaser, R. Ibanez, A. W. Salas, J. R. Cedeno, L. A. Coloma, S. Ron, E. La Marca, J. R. Meyer, A. Munoz, F. Bolanos, G. Chaves, and D. Romo. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15:1213-1223.
- Zagal E., Sadzawka, A.R. 2007. Protocolo de métodos de análisis para suelos y lodos. Chillán, Chile: Universidad de Concepción. Facultad de Agronomía de Chillán.
- Zavagli M. 2009. The role of Wetlands in a Changing Climate. 4th Meeting of the Group of Experts on Biodiversity and Climate Change, The Ramsar Convention on Wetlands, Strasbourg 2-3 July 2009.
- Zofoli M.L., Kandus P., Madanes N., Calvo D. 2008. Seasonal and interannual analysis of wetlands in South America using NOAA AVHRR-NDVI time series: The case of the Parana Delta Region. *Landscape Ecology*. 23(7):833-848.
- Zurlini G., Riitters K.H., Zaccarelli N., Petrosillo I. 2007 Patterns of disturbance at multiple scales in real and simulated landscapes. *Landscape ecology*, 22:705-21.



# Anexos

## I. Índices de comunidades

**Riqueza (S)**: el número total de especies presentes, el estimador más simple para la biodiversidad. Este estimador no toma en cuenta la importancia o abundancia de cada una. Como el número de especies encontradas depende fuertemente del esfuerzo de muestreo, para la comparación de riquezas es necesario utilizar un índice estandarizado que se obtiene mediante métodos de rarefacción obtenido por remuestreo de los datos provenientes de los relevamientos utilizando el programa de uso libre EstimateS 9.1 (Codwell et al. 2012).

Para evaluar la biodiversidad existen índices basados en la abundancia relativa como el de equidad de Shannon-Weaver o el de dominancia de Simpson (Magurran 2004). Estos índices tienen en cuenta tanto la riqueza en especies como así también la abundancia de cada especie al incorporar la proporción de cada una ( $p_i$ , Ecuación 2.1), siendo este valor el número de individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos de todas las especies presentes en un determinado sitio ( $N$ , Ecuación 2.2).

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{Ecuación 2.1. Proporción de individuos de la especie } i.$$

$$N = \sum n_i \quad \text{Ecuación 2.2. Número total de individuos.}$$

$n_i$  es el número de individuos de especie  $i$ .

**Índice de Shannon-Weaver** (Ecuación 2.3). Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies presentes en la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección al considerar tanto la riqueza en especies como su abundancia (Magurran 2004). Varía de 0 (cuando hay solo una especie) y  $\ln S$ . Este índice (H) normalmente toma valores entre 1 y 4,5 y valores encima de 3 son típicamente interpretados como "diversos".

$$\bar{H} = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \text{Ecuación 2.3. Índice de Shannon-Weaver.}$$

**Índice de Simpson** (Ecuación 2.4). Expresa la probabilidad de extraer de la comunidad dos individuos al azar que sean de la misma especie. Cuanta más alta es esta probabilidad, menos diversa es la comunidad. Es una medida de dominancia donde las especies comunes tienen mucho peso respecto a las especies raras (Magurran 2004).

$$D_s = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad \text{Ecuación 2.4. Índice de Simpson.}$$

**Inverso del índice de Simpson** (Ecuación 2.5). Para obtener un índice que aumente con la diversidad en lugar de disminuir e interpretarla de manera directa se utiliza la inversa del índice de Simpson. Este índice permite estimar el número de especies dominantes en cada uso (Hill 1973).

$$\Delta = \frac{1}{D_s} \quad \text{Ecuación 2.5. Inversa del índice de Simpson.}$$

**Índice de similitud de Sørensen** (Ecuación 2.6). Para estimar la diversidad beta entre dos sitios. Es un índice que varía entre 0, cuando no se comparten especies, y 1 cuando los sitios son idénticos. Se calcula a partir del número de especies compartidas ( $a$ ) por los dos sitios,  $b$  el número de especies presentes en el primer sitio pero ausentes en el segundo y  $c$  es el número de especies presentes en el segundo sitio pero ausentes en el primero (Sørensen 1948, Magurran 2004).

$$IS = \frac{(b+c)}{(2a+b+c)} \quad \text{Ecuación 2.6. Índice de similitud de Sørensen.}$$

## II. Anexo Especies

***Dendropsophus nanus***: Especie arborícola o trepadora, que se encuentra en muchos tipos de hábitats que incluyen desde bosques hasta zonas abiertas e incluso suele estar en áreas alteradas por actividad del hombre. Con frecuencia en los bordes de cuerpos de agua lénticos preferentemente, trepada a la vegetación herbácea o sobre vegetación flotante, en suelos anegados (Reichle et al. 2004, Achaval y Olmos 2007, Guzmán y Raffo 2011, López y Prado 2012).

***Dendropsophus sanborni***: Especie arborícola o trepadora. Puede encontrarse en ambientes abiertos naturales y antrópicos tales como plantaciones de arroz. Habita en bañados, lagunas y áreas inundables, con pajonales, juncales o vegetación flotante. Se reproduce en pequeños cuerpos

de agua y áreas inundables y bañados, donde se ubica en la vegetación baja cercana al agua (Silvano et al. 2004, Achaval y Olmos 2007, Kwet et al. 2010<sup>a</sup>, Guzmán y Raffo 2011).

***Hypsiboas punctatus***: Especie arborícola o trepadora que habita bosques primarios y secundarios, pastizales y sobre arbustos en áreas inundables, canales y zanjas, en charcos temporarios. Se la ha encontrado en áreas degradadas, ambientes rurales y peridomiciliarios (La Marca et al. 2010).

***Hypsiboas raniceps***: Especie arborícola o trepadora, se encuentra en muchos tipos de hábitat, desde bosques tropicales, vegetación alrededor de cuerpos de agua u orillas de ríos. La reproducción puede ocurrir en los cuerpos de agua temporales. Se puede encontrar también en hábitats degradados y las zonas urbanas (La Marca et al. 2004).

***Lysapsus limellum (Pseudis limellum)***: Es una especie acuática, que se la encuentra en pastizales y sabanas inundables, vegetación acuática asociada a cursos de agua. Se alimenta de insectos acuáticos. No tolera permanecer en ambientes alterados por el hombre tales como humedales drenados. Los adultos se los suele encontrar sobre vegetación de lámina flotante en época reproductiva (Lavilla et al. 2004, Guzmán y Raffo 2011).

***Phyllomedusa azurea***: Es una especie arborícola que habita zonas abiertas generalmente en pastizales inundables y ambientes abiertos asociados a formaciones de bosques en bordes de arroyos (Angulo 2008).

***Pseudis minutus (Pseudis minuta)***: Es una especie muy acuática presente en lagunas permanentes o semipermanentes con vegetación flotante, donde también se reproduce. Suele enterrarse en épocas secas. Se alimenta en los ambientes acuáticos de insectos, pequeños peces y larvas de otros anfibios. No tolera permanecer en ambientes alterados por el hombre tales como humedales drenados (Kwet et al. 2004, Achaval y Olmos 2007, Guzmán y Raffo 2011).

***Pseudis platensis (P. paradoxa P. paradoxus)***: Es una especie muy acuática que suele encontrarse en lagunas permanentes y ríos con vegetación flotante, donde se alimenta de insectos, crustáceos y eventualmente otros anfibios. También se la ha reportado en arrozales (Angulo y Baldo 2010, Guzmán y Raffo 2011).

***Scinax berthae***: Es una rana trepadora que se la encuentra en ambientes húmedos, en pastizales trepada a matas de herbáceas y en claros de bosques. En vegetación acuática emergente tales como pajonales, juncales y totorales asociados a cuerpos de agua. Se reproduce en charcos temporarios y puede encontrarse también en ambientes alterados (Lavilla et al. 2004a, Achaval y Olmos 2007, Guzmán y Raffo 2011).

***Scinax fuscomarginatus***: Es una rana trepadora, que generalmente se encuentra en la vegetación baja alrededor de los cuerpos de agua temporales y permanentes. Puede soportar un cierto nivel de perturbaciones antropogénicas y se ha encontrado en el cultivo del arroz (Colli et al. 2004)

***Scinax fuscovarius***: Rana trepadora, presente en ambientes abiertos tales como pastizales o trepada en arbustos o trancos de árboles fuera de la época reproductiva. Durante el tiempo de reproducción suele encontrarse en cuerpos de agua permanentes. El desove se adjuntan a la vegetación acuática y los renacuajos se desarrollan en el agua. Es muy común en las zonas urbanas, y dentro de las casas (Achaval y Olmos 2007, Aquino et al. 2010a).

***Scinax nasicus***: Rana trepadora, arborícola presente en áreas boscosas, sabanas, palmares, matorrales y pastizales, con charcas temporarias o permanentes donde se reproduce. Se refugia en lugares húmedos. También habita ambientes peridomiciliarios (Kwet et al. 2004, Achaval y Olmos 2007, Heredia 2008, Guzmán y Raffo 2011).

***Scinax squalirostris***: Especie arborícola, típicas de pastizales abiertos donde se encuentra oculta en plantas con forma de matas, como cortaderas, en axilas de caraguatá (*Eryngium* sp.), trepada en juncos en bordes de cuerpos de agua, charcos, bañados y otros humedales. Durante el período de apareamiento se las puede encontrar en pequeños cuerpos de aguas permanentes y temporales, a menudo en los estanques de ganado. Los

machos cantan en posición vertical, cabeza arriba, agarrados de la vegetación. Desovan en la vegetación acuática. Parece adaptarse bien a la perturbación antropogénica (Achaval y Olmos 2007, Aquino et al. 2010b, Guzmán y Raffo 2011).

***Leptodactylus fuscus***: Se trata de una rana cavícola de hábito terrestre y nocturno que se encuentra en campo abierto, sabanas, pastizales, zonas inundables, bosques degradados y ambientes urbanos y periurbanos. Los machos empiezan a vocalizar en el inicio de las primeras lluvias. La cría se realiza en humedales temporales poco profundos y en los bordes de lagunas permanentes. Los huevos son depositados en nidos de espuma dentro de cuevas, que cuando se inundan las larvas escapan a los humedales adyacentes, donde continúan su desarrollo. Es una especie adaptable que puede sobrevivir en hábitats modificados por el hombre (Reynolds et al. 2004).

***Leptodactylus latrans***: Especie terrestre que habita sabanas, pastizales y pajonales húmedos o inundables, ambientes de aguas someras cubiertas por gramíneas. También se la encuentra en bordes de bosques y pueden adaptarse a diferentes ambientes modificados, tales como áreas rurales, y secundariamente áreas urbanas y periurbanas. Se reproduce en cuerpos de agua temporarios, charcas y áreas inundadas (Achaval y Olmos 2007, Heyer et al. 2010, Guzmán y Raffo 2011).

***Leptodactylus podicipinus***: Habita a orillas de ríos y arroyos, en pastizales húmedos y áreas abiertas cercanas a cuerpos de agua. Se reproduce en charcos y lagunas permanentes o temporarias, donde arma un nido de espuma. Es una especie que se adapta bien en ambientes modificados por el hombre (Heyer et al. 2004, Achaval y Olmos 2007).

***Physalaemus albonotatus***: Es una especie de hábito cavador que se la encuentra en ambientes cercanos a cuerpos de agua, permanentes o temporarios, o en pastizales inundados donde realiza el apareamiento. También puede adaptarse a lugares disturbados por el hombre tales como áreas agrícolas (Aquino et al. 2004).

***Physalaemus biligonigerus***: Es una especie terrestre de hábito cavador que se la encuentra en pastizales cercanos a cuerpos de agua lénticos, tanto temporarios como así también permanentes donde lleva a cabo el apareamiento, también se la puede encontrar en bañados con vegetación herbácea alta. Los machos suelen ubicarse en los bordes donde realizan los cantos. También puede adaptarse a lugares disturbados por el hombre tales como áreas agrícolas (Achaval y Olmos 2007, Kwet et al. 2010b).

***Pseudopaludicola falcipes***: Habita pastizales y pajonales húmedos, charcos semipermanentes con vegetación, bajo troncos, piedras y dentro de huellas de Ganado. También se la encuentra en arroceras. Se reproduce en charcos semipermanentes y zanjas en campos agrícolas. Se adapta bien a ambientes



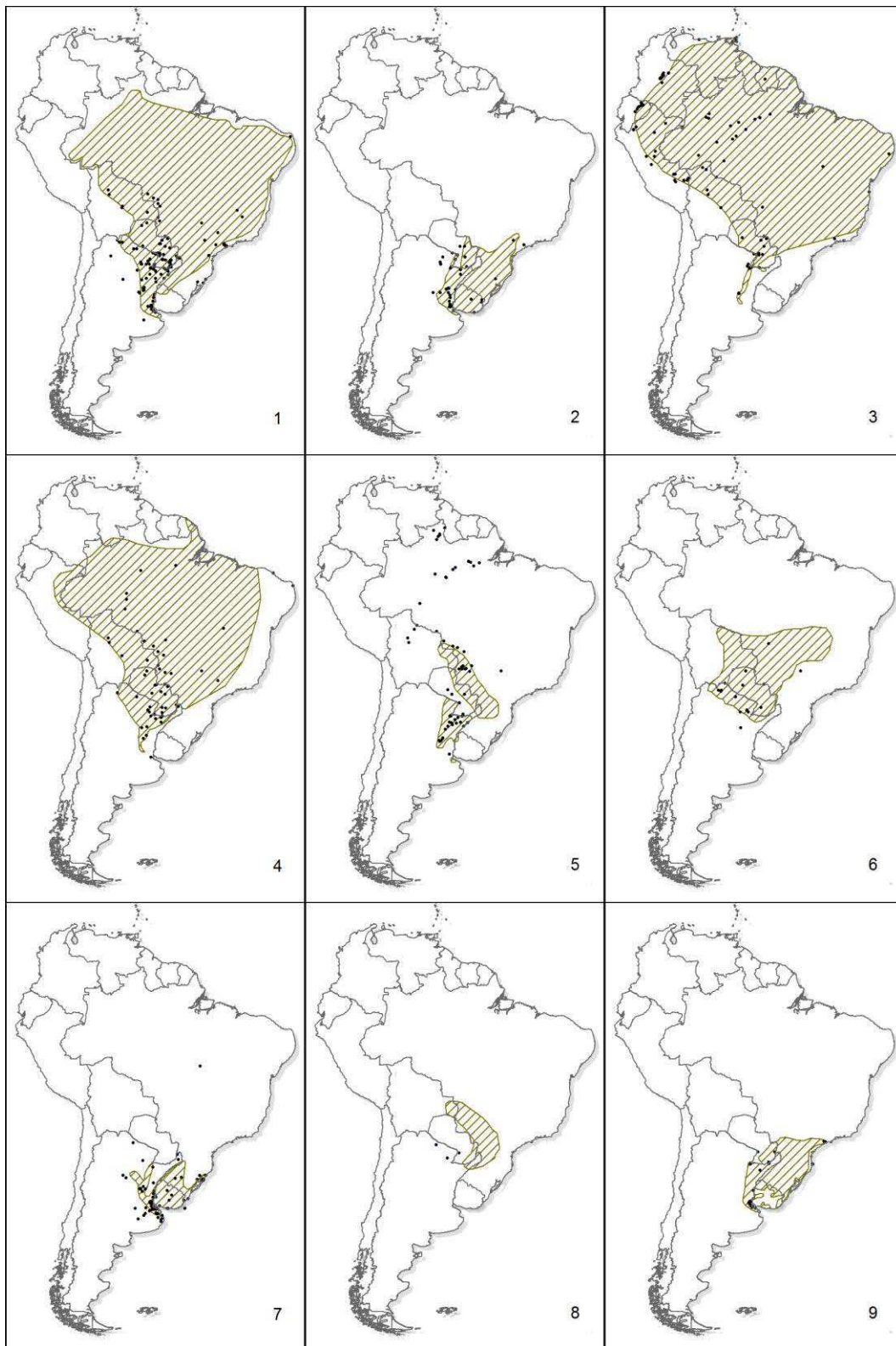
disturbados (Lavilla et al. 2004c, Achaval y Olmos 2007, Guzmán y Raffo 2011).

***Odontophrynus americanus***: Esta especie de hábitos cavadores, se la encuentra en pastizales, campos inundados, lagunas temporarias y semipermanentes con vegetación, se la puede encontrar en ambientes urbanos y periurbanos como plazas y piletas (Achaval y Olmos 2007, Guzmán y Raffo 2011).

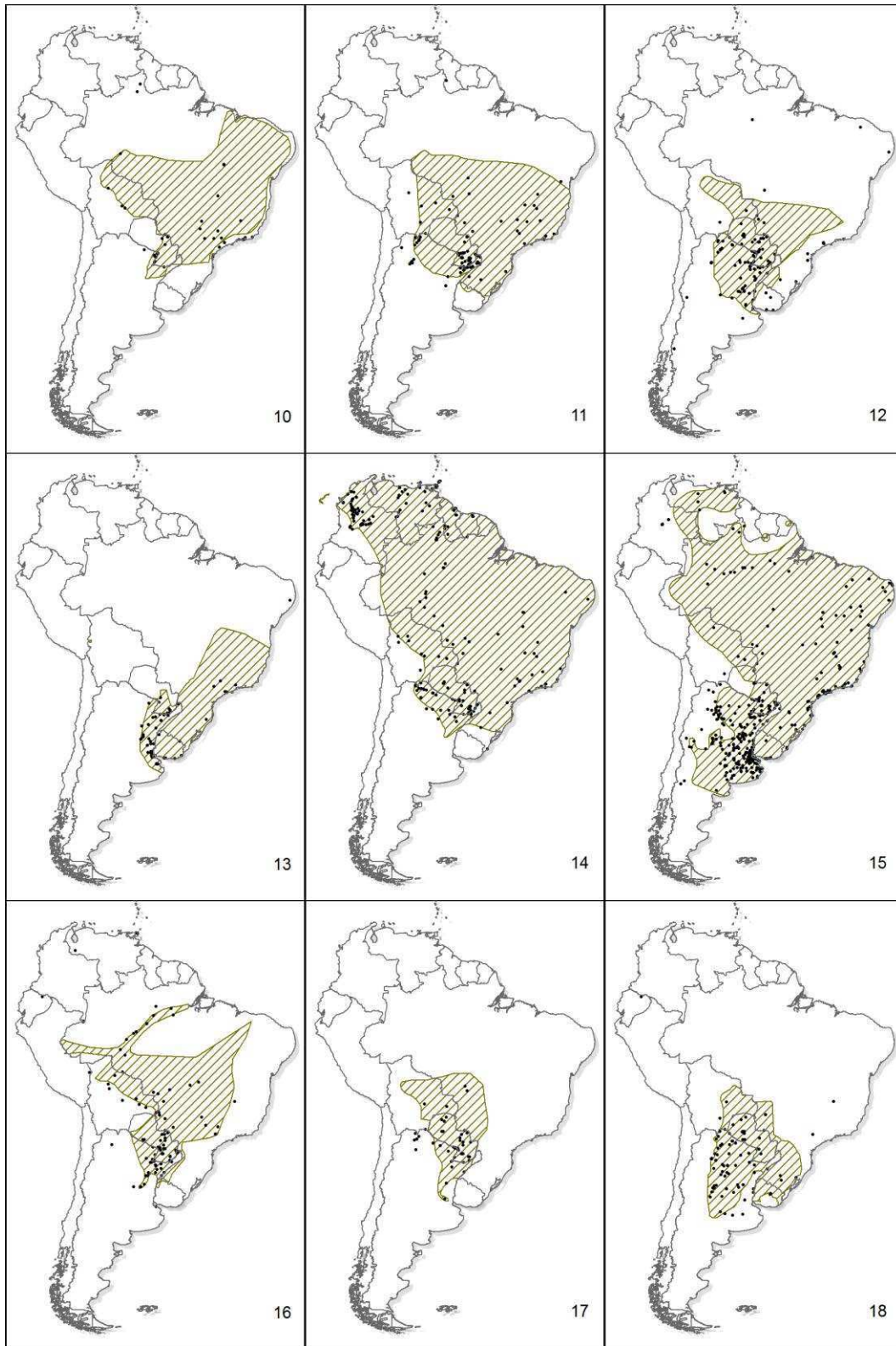
***Elachistocleis bicolor***: Esta especie semifosorial se la encuentra en pastizales que pueden inundarse estacionalmente, también entre la hojarasca en bosques. Se oculta en la base de matas de vegetación herbácea, termiteros y hormigueros. En época reproductiva se asocia a pequeños cuerpos de agua temporarios (Lavilla et al. 2004d, Achaval y Olmos 2007, Kwet et al. 2010a, Guzmán y Raffo 2011).

### **III. Anexo distribución de especies**

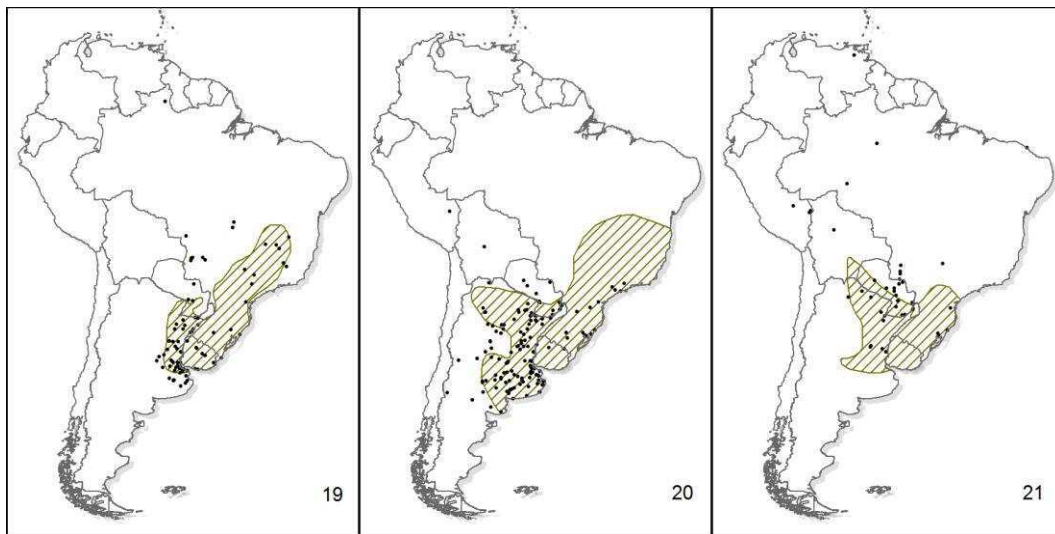
A continuación se presentan los mapas con los rangos de distribución conocida para Sudamérica (área rayada; IUCN 2014) y los registros geográficos de presencia (puntos negros; GBIF) de las 21 especies de anfibios estudiadas en el presente trabajo.



**Referencias:** 1. *Dendropsophus nanus*; 2. *D. sanborni*; 3. *Hypsiboas punctatus*; 4. *H. raniceps*; 5. *Lysapsus limellum*; 6. *Phyllomedusa azurea*; 7. *Pseudis minuta*; 8. *Pseudis platensis*; 9. *Scinax berthae*.



**Referencias:** 10. *Scinax fuscomarginatus*; 11. *S. fuscovarius*; 12. *S. nasicus*; 13. *S. squalirostris*; 14. *Leptodactylus fuscus*; 15. *L. latrans*; 16. *L. podicipinus*; 17. *Physalaemus albonotatus*; 18. *P. biligonigerus*.



**Referencias:** 19. *Pseudopaludicola falcipes*; 20. *Odontophrynus americanus*; 21. *Elachistocleis bicolor*.