



**TESINA PARA OPTAR AL GRADO DE LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
PROFUNDIZACIÓN EN ECOLOGÍA**

**Efectos potenciales del cambio climático y la intensificación agrícola-forestal
sobre la distribución de los anfibios *Melanophryniscus sanmartini* y
Leptodactylus chaquensis en Uruguay**

Nicole Rosenstock

Tutor: Alejandro Brazeiro

Co-Tutora: Carolina Toranza

Tribunal: Dr. Pablo Inchausti y Dr. Raúl Maneyro

2011

Resumen: En el contexto actual de “Crisis de la Biodiversidad”, el impacto del Cambio Climático (CC) y el Cambio de Uso y Cobertura del Suelo (CUCS) sobre ecosistemas y especies, constituyen temas centrales en Biología de la Conservación. En este trabajo evaluamos el impacto potencial del CC y CUCS proyectados para Uruguay sobre la distribución de dos especies de anfibios amenazados a nivel nacional: *Leptodactylus chaquensis* y *Melanophryniscus sanmartini*. Aplicando técnicas de modelación de nicho, utilizando el programa Maxent, se estimó la distribución actual y futura (2050-2080), bajo dos escenarios (A2-alto y B2- moderado) del IPCC. Los datos de ocurrencia proceden de la colección de Zoología de Vertebrados de la Facultad de Ciencias, del Museo Nacional de Historia Natural de Montevideo y del GBIF. Las variables ambientales incluidas: temperatura máxima y mínima, pluviosidad y altitud, provienen de Worldclim. Los modelos de distribución se cruzaron con datos de CUCS actual y en un escenario de máxima expansión de soja y forestación en Uruguay. Los modelos generados para *L. chaquensis* predicen una expansión de su distribución en Uruguay, y dado que se han reportado antecedentes de adaptación en ambientes antropizados (cultivos y forestaciones), se estima que no tendrá problemas de conservación en el futuro. Las proyecciones para *M. sanmartini*, indican una expansión en ambos escenarios, aunque con retracción para 2080 en A2. El área de distribución predicha para esta especie coincide con áreas de proyecciones de aumento del CUCS, lo que representa un serio riesgo para esta especie endémica y actualmente casi amenazada. Estos resultados aportan evidencia de la especificidad de las respuestas de las especies a los cambios globales, remarcando la importancia de realizar proyecciones de carácter local. Finalmente, se subraya la urgencia de diseñar planes de conservación para *M. sanmartini*, a fin de minimizar los impactos del CUCS proyectado.

Palabras clave: Cambio climático, anfibios amenazados, cambio del uso y cobertura del suelo, modelación de nicho

INTRODUCCIÓN

Crisis de la biodiversidad en el marco del cambio global

El cambio en el uso y cobertura del suelo (CUCS) representa en la actualidad el principal factor causal de la actual crisis de la biodiversidad y se espera que lo continúe siendo en el futuro (Sala et al. 2000). El CUCS se manifiesta en la forma de pérdida o transformación de bosques tropicales, así como en praderas, sabanas y estepas naturales sustituidas por tierras cultivadas (Lambin et al. 2001). Las zonas cultivadas, las pasturas artificiales, plantaciones y áreas urbanas se han expandido en las décadas recientes (Foley et al. 2005). Por otra parte, se espera, que la demanda global de productos obtenidos a partir del suelo continúe aumentando (Green et al. 2005). Las consecuencias de las alteraciones en el uso del suelo se han manifestado a distintas escalas (Turner et al. 1994) y han sido significativas en la erosión de la biodiversidad, a través de la, modificación, fragmentación y pérdida de hábitats (Foley et al. 2005). Cuando las áreas de mayor actividad humana y destrucción de hábitats coinciden con áreas de alta diversidad o endemismo, los efectos negativos se incrementan (Millenium Ecosystem Assessment, 2003). En este sentido, ya se han constatado declinaciones en poblaciones de: aves (Gregory et al. 2005; Brennan y Kuvlesky 2005; Söderström et al. 2003; Semwal et al. 2004), plantas (Cagnolo et al. 2006), reptiles (Driscoll 2004), primates (Harcourt & Doherty 2005), y anfibios (Cushman 2006).

En la Región templada de Sudamérica, el CUCS está representado principalmente por la sustitución de praderas naturales por cultivos y forestación (Jobaggy, 2006; Arbeletche & Carballo, 2007). En la última década Uruguay experimentó un gran crecimiento del área de cultivos de soja y de la forestación. Se prevee que estas tendencia se mantendrán en un futuro próximo, incrementando la fragmentación y pérdida de hábitats naturales, lo que en conjunto con el efecto de la aplicación de agroquímicos, podría representar una amenaza creciente para la conservación de varias especies (Brazeiro et al. 2008).

El cambio climático, producto del rápido aumento de la concentración atmosférica de gases de efecto invernadero, es otro de los principales componentes del cambio global que contribuyen a la actual crisis de la biodiversidad (Chapin et al. 2000). Si bien ya se han verificado cambios en el clima durante el siglo XX, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por su sigla en inglés), prevee cambios aún más intensos en el clima durante el siglo XXI (IPCC, 2007). Según lo previsto por el IPCC (2007), se esperan cambios en la frecuencia de días y noches cálidas y olas de calor, temperatura, permafrost, intensidad del viento, episodios de sequía, precipitaciones y nivel del mar. El panorama actual y futuro en Latinoamérica, respecto al cambio climático se describe en Magrin et al. (2007). Allí se hace referencia a un aumento en las precipitaciones en algunas regiones de Sudamérica, incluido Uruguay, y una tendencia decreciente de precipitación

en otras zonas (Magrin et al. 2007). Asimismo, en las últimas décadas se verificó un aumento de aproximadamente 1°C en la temperatura de Mesoamérica y Sudamérica. Para el 2020, se prevee que la temperatura en la región aumente entre un 0,4°C y 1,8°C, y para 2080, entre 1,0°C y 7,5°C, esperándose un mayor aumento sobre la región tropical de Sudamérica. Las proyecciones acerca de cambios en precipitación son más complejas y presentan mayor grado de incertidumbre, particularmente para el sur de Sudamérica, aunque el porcentaje de cambio de precipitación estimado es ligeramente menor al esperado para la región tropical (Magrin et al. 2007).

En Uruguay también existen evidencias del cambio climático. Junto con el Informe mundial sobre Desarrollo Humano 2007-2008, PNUD publicó un material de divulgación acerca del cambio climático en Uruguay (PNUD, 2007). En el mismo, se describen cambios observados y previstos para el clima en el país. Entre los cambios comprobados se pueden citar un “gradual y constante aumento de la temperatura, nivel del mar y precipitaciones, respecto a los inicios del siglo XX”. Algunos de los cambios observados son: (i) aumento de la temperatura en 0.8°C durante el siglo XX, (ii) aumento de las temperaturas mínimas, (iii) aumento de precipitaciones en un 30%, (iv) ascenso de 11 cm del nivel del mar entre el año 1902 y el año 2003 y (v) aumento de frecuencia e intensidad de eventos extremos. Para los próximos 50 años, la publicación menciona una serie de cambios previstos, entre los cuales se cita un aumento de temperatura entre 0,3 y 0,5 °C para el 2020 y de 1,0 a 2,5 °C para el 2050. Las precipitaciones seguirían aumentando aunque más lentamente. El nivel del mar aumentaría entre 5 y 10 cm para la década del 2020 y entre 12 y 20 cm para la década del 2050 y para el 2100 aumentaría entre 40 y 65 cm. Finalmente, los eventos extremos continuarían aumentando no sólo en frecuencia sino en intensidad (PNUD, 2007).

Especies amenazadas y vulnerables al cambio global

La expansión demográfica de la población humana y el consiguiente desarrollo de las actividades basadas en la agricultura y el desarrollo tecnológico, han resultado en una creciente pérdida de biodiversidad (Eldredge, 1998). Por más información sobre la crisis de la biodiversidad en el marco del cambio global, referirse al Anexo 1.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha impuesto una serie de criterios a través de los cuales se puede determinar el grado de amenaza que posee cada especie. Los cinco criterios empleados son: (i) reducción poblacional, (ii) rango geográfico restringido, (iii) tamaño poblacional pequeño y decreciente, (iv) población muy pequeña o con distribución altamente restringida, (v) análisis cuantitativo de riesgo de extinción (Vié et al. 2009). Para que una especie sea categorizada como amenazada es suficiente que cumpla alguno de los cinco criterios así como un conjunto de subcriterios según la categoría (IUCN Standards and Petitions

Subcommittee, 2010). En base a estos (bajos tamaños poblacionales y rangos de distribución restringidos), las especies amenazadas son especialmente vulnerables al cambio global actual y previsto para el futuro (Baillie et al. 2004; Foden, 2008). En este sentido, estimar la distribución geográfica de las especies y evaluar eventuales cambios en respuesta al cambio global es fundamental para concebir medidas de manejo de hábitats y especies que sean efectivas en disminuir el grado de amenaza de las especies.

Una atención especial ha merecido el grupo de los anfibios debido a la evidencia que señala que sus poblaciones están declinando globalmente, al punto de que el grado actual de declinación y extinción de los anfibios, no tiene precedente en ninguna otra clase animal en el último milenio (Stuart et al. 2004), variando según la especie y la región (Donnelly, 1998). Según las Listas Rojas de Especies Amenazadas desarrolladas por la UICN, un 32% de las especies de anfibios se encuentran amenazadas y un 7% están categorizadas como “Casi amenazadas” (IUCN et al. 2008). El fenómeno de declinación global de anfibios es multicausal (Donnelly, 1998). Se han propuesto seis posibles causas para explicar este fenómeno: (i) introducción de especies, (ii) sobreexplotación comercial, (iii) cambio de uso del suelo, (iv) contaminantes ambientales, (v) cambio climático y (vi) enfermedades infecciosas emergentes. La evidencia indica que en la actualidad el cambio de uso del suelo constituye la causa principal de la declinación de los anfibios (Collins & Crump, 2009). Sin embargo, se espera que durante el siglo XXI el cambio climático cobre mayor importancia, tornándose una de las mayores amenazas para la diversidad de anfibios (Young et al. 2004). De hecho, ya hay evidencias de que el cambio climático habría causado la extinción de ciertas especies de anfibios, tal como *Bufo periglenes* (Schwartz et al. 2006). La condición de ectotermos de los anfibios hace que éstos sean particularmente sensibles a cambios en la temperatura, precipitación u otros factores ambientales (Blaustein & Bancroft, 2007) volviéndolos especialmente vulnerables al cambio climático (Foden et al. 2008). Análisis preliminares estiman que un 52% de los anfibios poseen rasgos que los hacen particularmente susceptibles al cambio climático (Foden et al. 2008).

La región Neotropical alberga la mitad de la diversidad de anfibios en el mundo (Duellman, 1999). Sin embargo, el conocimiento acerca de las disminuciones en poblaciones de anfibios en esta región se encuentra limitado a unos pocos estudios bien documentados (Young et al. 2001). La creciente necesidad de conservar la biodiversidad, ha resultado en que los criterios y categorías aplicados por la UICN hayan comenzado a ser aplicados a nivel nacional (Miller et al. 2007). Uruguay cuenta con una Lista Roja de Anfibios y Reptiles, la cual fue elaborada siguiendo los criterios establecidos por la UICN (Canavero et al. 2010). En dicha lista dos especies de distribución restringida en Uruguay: *Leptodactylus chaquensis* y *Melanophryniscus sanmartini* han

sido categorizadas como Casi amenazadas. Las mismas poseen una distribución restringida y están sujetas a un alto riesgo de extinción a nivel nacional. *L. chaquensis* es una especie presente en cinco países de Latinoamérica, aunque en Uruguay ha sido registrada únicamente en Artigas y Salto. *M. sanmartini* es una especie endémica de Uruguay, que se distribuye principalmente en zonas serranas, estando la calidad y extensión su hábitat decreciendo (Lavilla & Langone, 2004).

Dada la situación de declinación en la que se encuentran los anfibios y que dos de las principales causas de este fenómeno son el CUCS y el cambio climático, el objetivo de este estudio es (i) modelar la distribución geográfica actual y futura (años 2050 y 2080) en Uruguay de *L. chaquensis* y *M. sanmartini* bajo los escenarios socioeconómicos A2a y B2a del IPCC y (ii) analizar el grado de CUCS presente sobre la distribución actual de *L. chaquensis* y *M. sanmartini* y en un escenario de máxima expansión de la soja y la forestación en Uruguay.

Para estimar la distribución espacial de estas dos especies se utilizarán modelos de envoltura climática. La aplicación de estos modelos ha tenido un crecimiento exponencial en la última década (Lobo et al. 2010). Los mismos establecen asociaciones entre la ocurrencia de las especies y un conjunto de variables ambientales, a fin de identificar áreas potencialmente habitables para las especies. En este trabajo se utilizará una técnica de modelación basada en el principio de distribución de máxima entropía, a través del uso del programa Maxent (Phillips et al. 2006), reconocido por tener mejores desempeños respecto de otros métodos comparables (Kumar & Stohlgren, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Uruguay se encuentra situado entre los 30° y 35° de latitud sur y entre los 53° y 59° de longitud oeste. Cuenta con una superficie aproximada de 177.879 km² (Fig. 1). Presenta un clima templado y húmedo, con precipitaciones todo el año (ver Anexo 2).

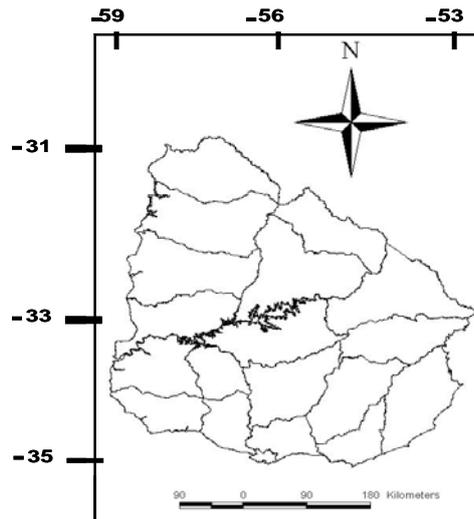


Figura 1: Mapa de la República Oriental del Uruguay.

El ecosistema predominante es el de pradera (CLAES, PNUMA & DINAMA, 2008) que abarca un 71% de la superficie del país (MGAP, 2000; Baeza et al. 2006). Otros ecosistemas presentes en el territorio uruguayo son: los bosques, distinguiéndose seis grandes categorías: ribereños, de parque, de quebrada, serranos, psamófilos y palmares; los humedales y los ecosistemas costeros (interfase terrestre-acuática en los litorales del Río de la Plata y océano Atlántico).

En lo que refiere al CUCS, Uruguay ha tenido una importante expansión en la actividad agrícola intensiva, la cual se manifestó en la transformación de 2.5 millones de hectáreas de campos naturales en cultivos (Jobágyy & Jackson, 2003, Paruelo et al. 2006). La expansión forestal ha sido veloz, en especial, al noroeste del país (Brazeiro et al. 2008). En el último Censo General Agropecuario (MGAP, 2000) la actividad que mayor crecimiento había registrado era la forestal. Cabe destacar que la expansión de las zonas agrícolas se dio principalmente en el litoral oeste del país, asociada a la expansión del área sojera a expensas de pastizales naturales. En la región Este del país, se verificó una disminución en el área agrícola en algunas zonas, probablemente vinculada a una contracción en el área plantada con arroz (Paruelo, 2006).

Especies: *Leptodactylus chaquensis* y *Melanophryniscus sanmartini*

Leptodactylus chaquensis (Anura, Leptodactylidae), también denominada “Rana del Chaco”, se distribuye en Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. Es considerada una “Preocupación menor” a nivel global (Heyer et al. 2004) y como “Casi Amenazada” a nivel nacional (Canavero et al. 2010). En Uruguay ha sido registrada hasta el momento sólo en departamentos del Norte del país (Fig. 2a). *Melanophryniscus sanmartini* (Anura, Bufonidae), comúnmente llamado Sapito de San Martín, es una especie endémica de Uruguay (Achaval & Olmos, 2007). La misma se encuentra catalogada como “Casi Amenazada” tanto a nivel global como nacional (Lavilla &

Langone, 2004; Canavero et al. 2010). Ha sido registrado en zonas serranas cuya altitud oscila entre los 300 y los 450 m. Se reproduce entre los meses de abril y noviembre, aumentando su actividad reproductiva luego de copiosas lluvias. La distribución conocida de esta especie es disyunta, y está presente al Norte del Río Negro y al Sur del mismo (Fig. 2b).

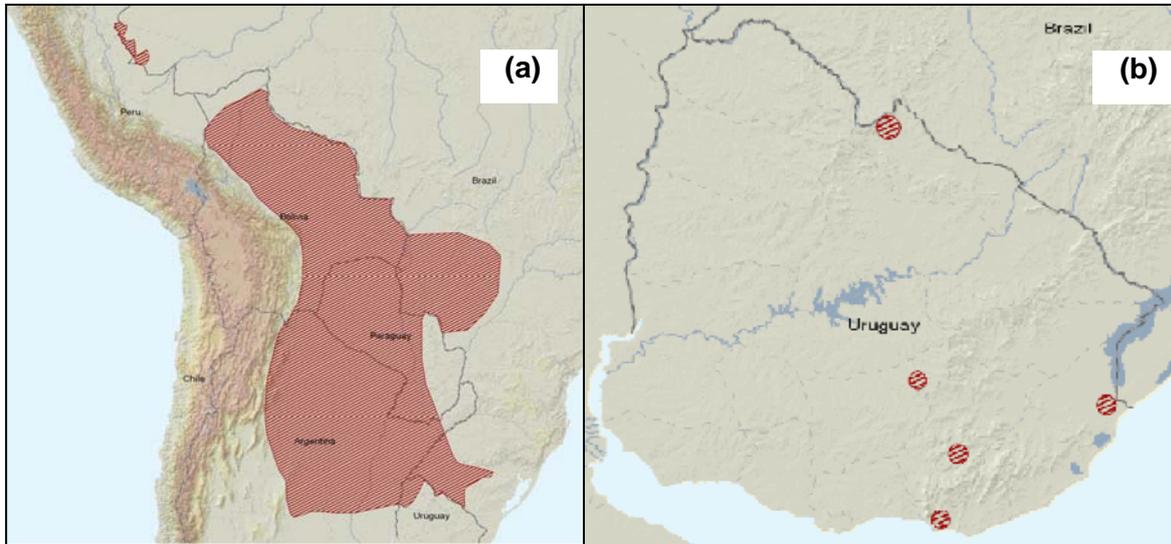


Figura 2: Mapa de distribución de (a) *L. chaquensis* y (b) *M. sanmartini* en Sudamérica. Fuente: Listas Rojas de la IUCN (www.iucnredlist.org)

Bases de Datos

Biológica

Los registros de *L. chaquensis* y *M. sanmartini* se obtuvieron a partir del trabajo de Nuñez et al. (2004), basado en los registros de la Colección de anfibios de la Facultad de Ciencias, Universidad de la República y del Museo Nacional de Historia Natural. Para *M. sanmartini*, se obtuvieron 86 registros de ocurrencia en Uruguay, distribuidos en 8 localidades. Para *L. chaquensis* se utilizaron 162 registros de ocurrencia en Uruguay distribuidos en 19 localidades y 343 registros georreferenciados de Argentina, Paraguay, Brasil y Bolivia distribuidos en 60 localidades. Los registros de ocurrencia de Sudamérica fueron obtenidos de la página web de GBIF, Global Biodiversity Information Facility (<http://data.gbif.org/>) (Anexo 3).

Clima actual y futuro

Las variables que se utilizaron en la modelación, fueron extraídas de la base de datos WORLDCLIM (Hijmans et al. 2005; <http://www.worldclim.org/bioclim.htm>). En este estudio se utilizaron capas con datos climáticos globales a una resolución espacial de 2.5 minutos, lo cual equivale aproximadamente a 5km². Dichas capas fueron elaboradas en base a una compilación de promedios mensuales de las variables, medidos en diferentes estaciones meteorológicas, en su

mayoría pertenecientes al período comprendido entre 1950 y 2000 (Hijmans et al. 2005). A su vez, Worldclim incluye datos de altitud provenientes de la “Misión topográfica de radar abordo del transbordador” (acrónimo en inglés SRTM, Shuttle Radar Topography Mission) (Hijmans et al. 2005). Las 37 variables consideradas fueron: temperatura máxima y, mínima por mes; precipitación acumulada mensual y altitud media. La altitud, a pesar de no ser una variable climática, permanece constante con el transcurso del tiempo, por lo cual consideramos que no constituye una fuente de variación que altere las predicciones a futuro del modelo. Además, dado el carácter predictivo, y no descriptivo, del modelo desarrollado, no se hizo hincapié en el análisis de la influencia de cada una de las variables en los modelos.

Para modelar las distribuciones de las especies en el futuro, se consideraron las mismas 37 variables proyectadas por el modelo Hadley Centre Coupled Model, versión 3 (HADCM3). Este es un Modelo de Circulación General con atmósfera y océano acoplados, creado en el Hadley Center de Inglaterra en el año 2000 por Gordon y Pope (Bordoy et al. 2005). Según Camilloni & Bidegain (2005), este modelo es el que mejor representa el clima en el sur de Sudamérica. A su vez, las proyecciones del IPCC se basan en cuatro escenarios socioeconómicos (A1, A2, B1 y B2) que exploran distintas alternativas de desarrollo, contemplando una amplia variedad de características demográficas, económicas y tecnológicas (IPCC, 2007). Cada uno de estos escenarios cuenta con proyecciones para distintos horizontes temporales, de los cuales para nuestro trabajo se seleccionaron dos: 2050 y 2080.

Aproximación metodológica

En nuestro trabajo aplicamos modelos de “envoltura climática” (en inglés: Climate envelope models). Los mismos establecen una correlación entre los registros de ocurrencia de las especies y las condiciones ambientales de las localidades donde la especie fue hallada. Para ello utilizamos el software libre Maxent versión 3.3.2 (<http://www.cs.princeton.edu/%7Eeschapire/maxent/>). Maxent estima la probabilidad de distribución de ocurrencia de una especie basada en restricciones ambientales. Por más detalles acerca de los modelos de “envoltura climática” y de nuestra modelación, referirse al Anexo 4.

En el caso de *M. sanmartini*, además de modelar la distribución total de la especie, se modelaron separadamente la población del Norte y las poblaciones del Sur. En esta especie, dado que la cantidad de localidades registradas eran pocas se usaron las funciones lineales y cuadráticas solamente (Young et al. 2009).

La validación del modelo es requerida para verificar la capacidad predictiva del modelo. El enfoque más común es dividir los datos aleatoriamente, en un conjunto de ‘entrenamiento’ y otro

de ‘prueba’, creando así datos casi-independientes para la validar el modelo (Pearson, 2007, Kumar & Stohlgren, 2009). Por esto mismo, para *L. chaquensis* se utilizó un 25% de los datos seleccionados aleatoriamente por el programa como conjunto de ‘prueba’ y el 75% restante constituyó el conjunto de ‘entrenamiento’ del modelo. En el caso de *M. sanmartini*, esta partición no fue posible debido a la baja cantidad de localidades distintas disponibles (Kumar & Stohlgren, 2009).

Luego de obtener mapas de ocurrencia continua con probabilidades de distribución para las especies, éstos se transformaron en mapas de presencia-ausencia para lo cual fue preciso definir un umbral. Para *M. sanmartini* se aplicó el umbral ‘Minimum training presence’ sugerido para especies endémicas o con grados críticos de amenaza ya que disminuye los errores de omisión (Gomes Côrtes, 2009). El umbral ‘Equal sensitivity and specificity’ que minimiza la diferencia entre sensibilidad y especificidad, se aplicó en *L. chaquensis*. La utilización del punto donde se iguala la sensibilidad con la especificidad como umbral es uno de los enfoques más recomendables (Liu et al. 2005). Los conceptos de sensibilidad y especificidad se explican detalladamente en el Anexo 5.

Cambio de uso y cobertura del suelo

Tras plantear la necesidad de evaluar el impacto potencial del cambio del CUCS derivado de la expansión agrícola sobre la biodiversidad terrestre del Uruguay ante la creciente pérdida de hábitats naturales, Brazeiro et al. 2008, analizó al año 2007, el impacto potencial generado por la sustitución de hábitats naturales (principalmente praderas) por cultivos extensivos y forestación, y posteriormente, desarrolló un escenario futuro en base a la expansión potencial de soja y forestación para evaluar su impacto potencial en áreas de gran diversidad.

En nuestro trabajo, una vez obtenidos los mapas de presencia-ausencia para ambas especies, fueron superpuestos con el uso de ArcView GIS v3.3 (ESRI, 2002), con un mapa donde se representa el porcentaje de alteración de los suelos del Uruguay al año 2007 (Brazeiro et al. 2008) (Fig. 3a). Finalmente, los mapas potenciales de presencia-ausencia de los escenarios A2a y B2a, para el 2050 y 2080, también fueron superpuestos, con el mapa de alteración máxima potencial de los suelos del Uruguay (Fig. 3b), basada en la máxima expansión potencial de la forestación y los cultivos de soja, tomados de Brazeiro et al. (2008). El grado de antropización de cada cuadrícula corresponde al resultado de la suma de los porcentajes de superficie con cultivos, forestación y suelo desnudo. Como resultado se obtuvieron mapas que reflejan el grado de alteración de los suelos de aquellas áreas para las cuales se predice la presencia de la especie.

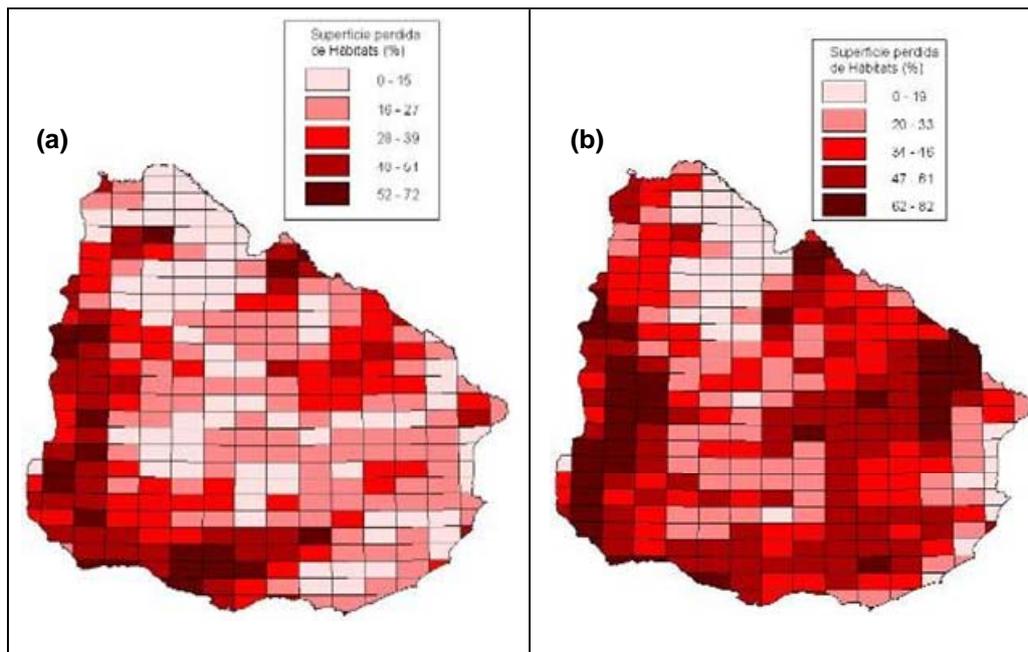


Figura 3: Grado de antropización del territorio (a) al año 2007 y (b) en un escenario de máxima expansión de cultivo de soja y forestación. Fuente: Brazeiro et al. (2008).

Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y su cobertura de las especies

Con el objetivo de visualizar qué áreas protegidas coincidían con la distribución de las especies, se descargaron de la página del SNAP (<http://www.snap.gub.uy>) las capas conteniendo la localización de las áreas protegidas ya ingresadas en el Sistema, y aquellas que han sido propuestas pero aún no ingresadas. Estas capas fueron superpuestas a los mapas con la distribución modelada de las especies junto con los datos de CUCS.

RESULTADOS

Ajuste estadístico de los modelos

Todos los modelos resultaron estadísticamente robustos (Tabla 1 y Anexo 5). El AUC (o “área bajo la curva”) fue la medida de ajuste de nuestro modelo (Por información detallada sobre el AUC y otros términos estadísticos, ver Anexo 5). A través del test Jackknife de Maxent fue evaluada la importancia de cada variable en cuanto a su influencia en la distribución de la especie. Se presentan las variables que por si solas aportan mayor ganancia a cada modelo y las variables que al ser excluidas decrecen la ganancia del modelo (Tabla 1). La ganancia se relaciona con la desviación, una medida de precisión de ajuste. Ésta crece asintóticamente durante la realización del modelo. La ganancia se define como la probabilidad logarítmica promedio de la muestras de presencia, menos una constante que hace que la distribución uniforme tenga cero ganancia. Al

final de la corrida, la ganancia indica qué tan concentrado está el modelo alrededor de las muestras de presencia (Phillips et al. 2006, Phillips et al. 2008).

Tabla 1: Resultados estadísticos de los modelos para cada especie. (Tmax1: temperatura máxima de enero; Tmin7: temperatura mínima de julio; Prec3: precipitación de marzo; Prec12: precipitación de diciembre).

Especie	AUC	Umbral	Variable de mayor aporte al modelo	Variabes que decrecen ganancia del modelo al excluirlas
<i>L. chaquensis</i>	0.960	Equal training sensitivity and specificity = 0.254	Tmax1	Prec3
<i>M. sanmartini</i>	0.999	Minimum training presence = 0.625	Tmin7	Prec12, altitud

Distribución potencial actual

El modelo de *L. chaquensis* muestra una distribución potencial principalmente en el litoral oeste de Uruguay, indicando una posible presencia en zonas del Centro-Norte, Centro-Sur del país y en una zona extremadamente reducida del este (fig. 4). La misma ocuparía un área de de 91.763,692 km². La magnitud del área ocupada, corresponde a la sumatoria del área de aquellos polígonos en los cuales la probabilidad de ocurrencia resultó ser superior a la del umbral establecido. Las zonas para las cuales el modelo predice la presencia de la especie se caracterizan principalmente por tener ecosistemas de pradera, aunque el modelo incluye zonas de serranías al norte del país.

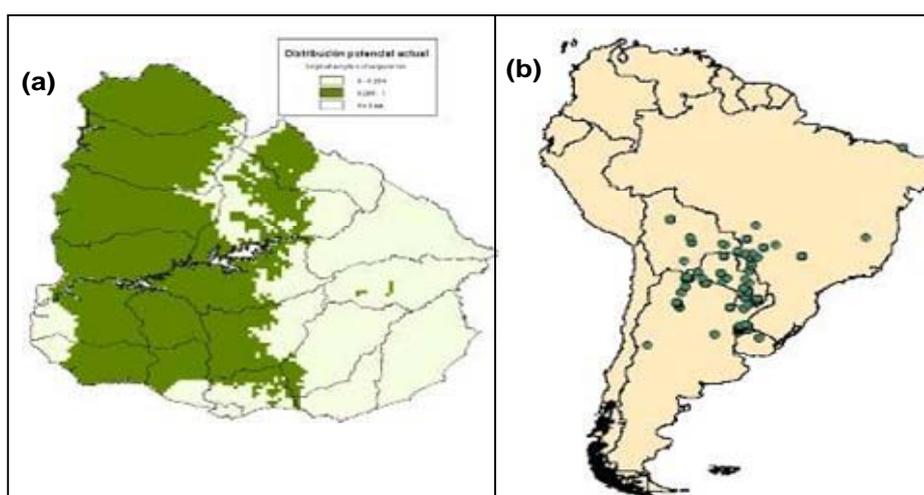


Figura 4: Mapa de distribución de *L. chaquensis*. (a) Distribución potencial actual en Uruguay según Maxent; (b) Registros de ocurrencia de *L. chaquensis* en Sudamérica.

Por otra parte, el modelo de *M. sanmartini*, indica una presencia potencial de la especie en dos áreas disyuntas, una en el Norte y otra en el Sur del país (fig. 5). La superficie ocupada por la especie podría ascender a 27.995,708 km². La especie se extendería principalmente en el Este del país (fig. 5a). La misma ocuparía paisajes de serranías, quebradas, praderas y planicies fluviales.

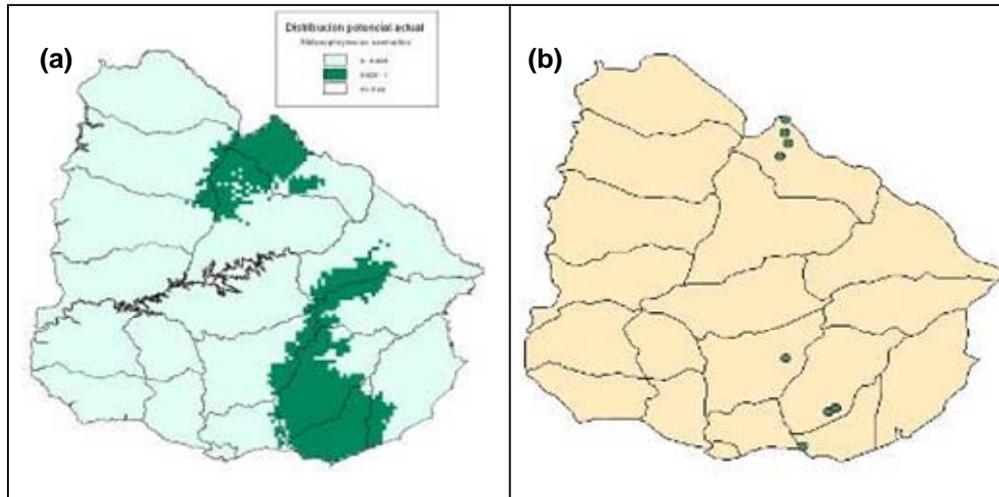


Figura 5: Mapa de distribución de *M. sanmartini*. (a) Distribución potencial actual en Uruguay según Maxent; (b) Registros de ocurrencia de *M. sanmartini* en Sudamérica.

Cambios potenciales en la distribución ante el Cambio Climático

Cuando se modeló la distribución de cada especie en distintos escenarios de cambio climático, ambas especies mostraron modificaciones en su distribución. El modelo predice una expansión en el área de distribución de *L. chaquensis* hacia el Este para los horizontes temporales 2050 y 2080, siendo ligeramente más acentuada en el escenario A2a (fig. 6). Hacia 2050, la especie alcanzaría un área total de distribución de 140.152,317 km² según el escenario A2a (fig. 6b) y de 117.161,905 km² según el escenario B2a (fig. 6c), lo cual significa un aumento de 53% y 28% respectivamente. Para ambos escenarios en el año 2080, la especie continuaría ampliando su rango de distribución llegando a ocupar 172.637,313 km² según el escenario A2a (fig. 6d) y 168.775,321 km² según el escenario B2a (fig. 6e), representando un aumento de 88% y 84% respectivamente, en relación al área potencial actual.

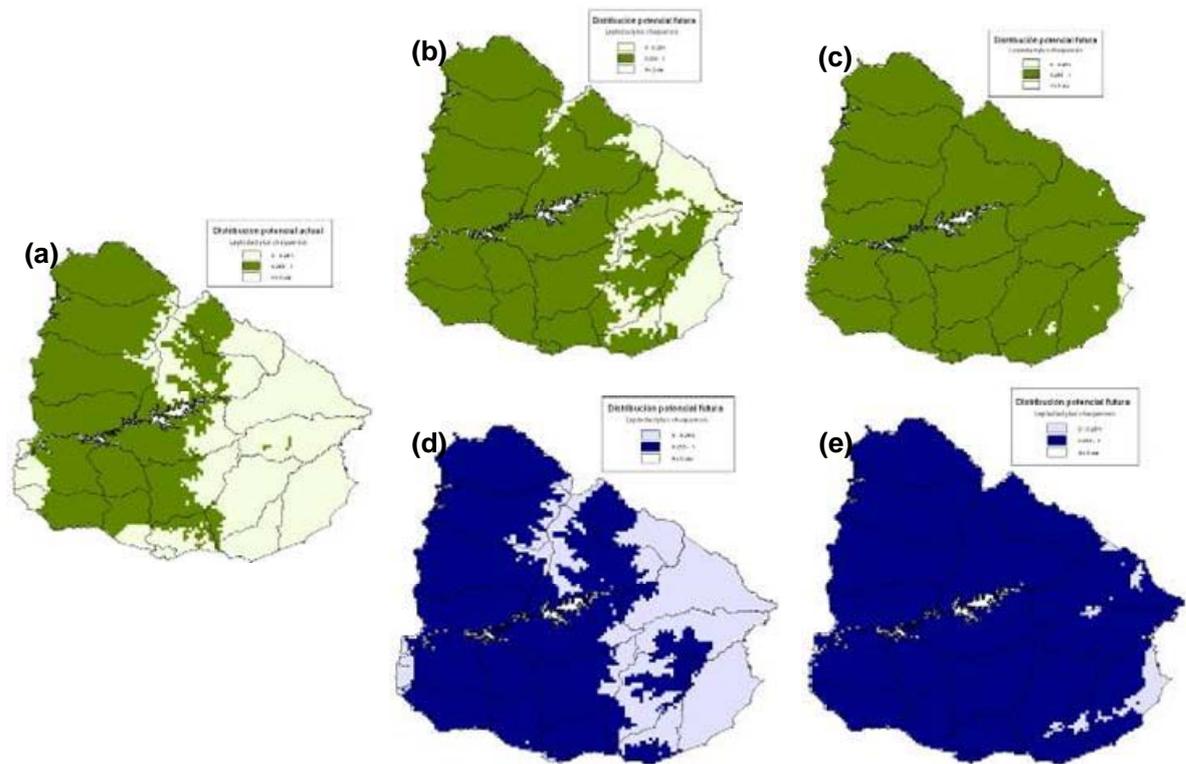


Figura 6: Mapas de distribución potencial actual y futura bajo dos escenarios de cambio climático de *L. chaquensis* en Uruguay. (a) Distribución potencial actual de *L. chaquensis*. (b) Distribución potencial en el 2050 bajo escenario A2a. (c) Distribución potencial en 2080 bajo escenario A2a. (d) Distribución potencial en 2050 bajo escenario B2a y (e) Distribución potencial en 2080 bajo escenario B2a.

En cuanto a *M. sanmartini*, la especie ampliaría su rango de distribución hacia 2050, bajo los dos escenarios socioeconómicos considerados, siendo más acentuada la expansión bajo el escenario A2a (fig. 7b). Según este escenario, la especie podría ocupar 92.261,474 km², mientras que según el escenario B2a (fig. 7c), podría ocupar 79.747,835 km². Estas cifras suponen un aumento de 229% y 184% respectivamente. El modelo muestra una distribución que deja de ser disyunta y se amplía considerablemente el área de presencia potencial de la especie. Hacia el 2080, se observa una retracción del rango de distribución, nuevamente más acentuada en el escenario A2a (fig. 7d), donde se vuelve a observar una distribución disyunta que abarca 43.038,744 km². No así en el escenario B2a, donde se reduce el área principalmente en el Centro del país, pero presenta una ligera expansión hacia el Oeste, en la región Sur, pasando a ocupar 80.347,726 km² (fig. 7e). Estas cifras suponen un aumento de 54% y 187% respectivamente, en relación al área potencial actual.

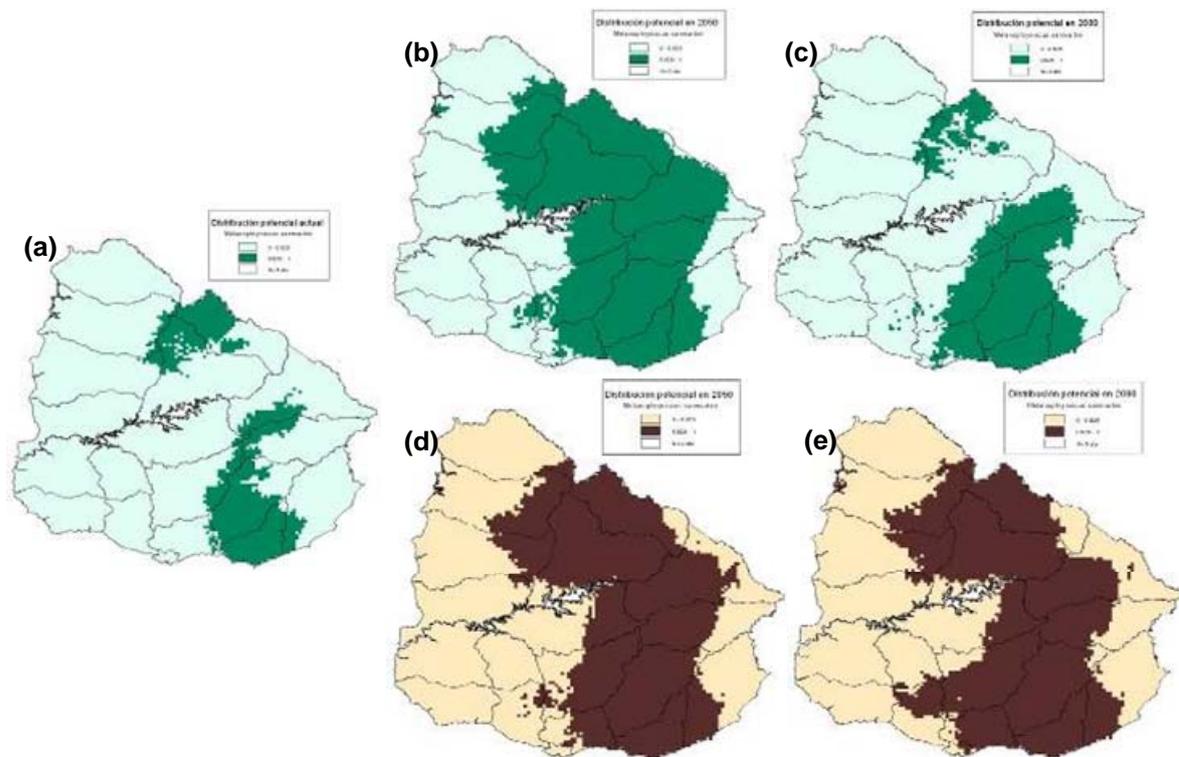


Figura 7: Mapas de distribución potencial actual y futura bajo distintos escenarios de cambio climático de *M. sanmartini* en Uruguay. (a) Distribución potencial actual de *M. sanmartini*. (b) Distribución potencial en el 2050 bajo escenario A2a. (c) Distribución potencial en 2080 bajo escenario A2a. (d) Distribución potencial en el 2050 bajo escenario B2a y (e) Distribución potencial en el año 2080 bajo escenario B2a.

Impactos potenciales del CUCS sobre la distribución de las especies

Como se mostró anteriormente, *L. chaquensis* se distribuye en las zonas del Litoral Oeste, Norte de Rivera y Centro de Tacuarembó. Dichas áreas en la actualidad ya presentan un alto grado de CUCS (fig. 8a), a excepción de algunas zonas de los Departamentos de Artigas y Salto. La zona del Litoral Oeste ha sufrido una gran pérdida de hábitat principalmente debido a la expansión de los cultivos de soja y a la forestación, mientras que el CUCS del Noreste está asociado principalmente a la forestación. En lo que refiere a los escenarios futuros (fig. 8b-e), la especie cubriría el Uruguay casi en su totalidad, por lo cual el CUCS dentro de su distribución será variado, esperándose que las zonas más afectadas por el CUCS sea parte del litoral (especialmente Río Negro y Soriano), norte de Rivera y Noreste (Cerro Largo y Treinta Tres). Cabe destacar que el área donde la especie se distribuye actualmente, sufriría un importante incremento en el CUCS.

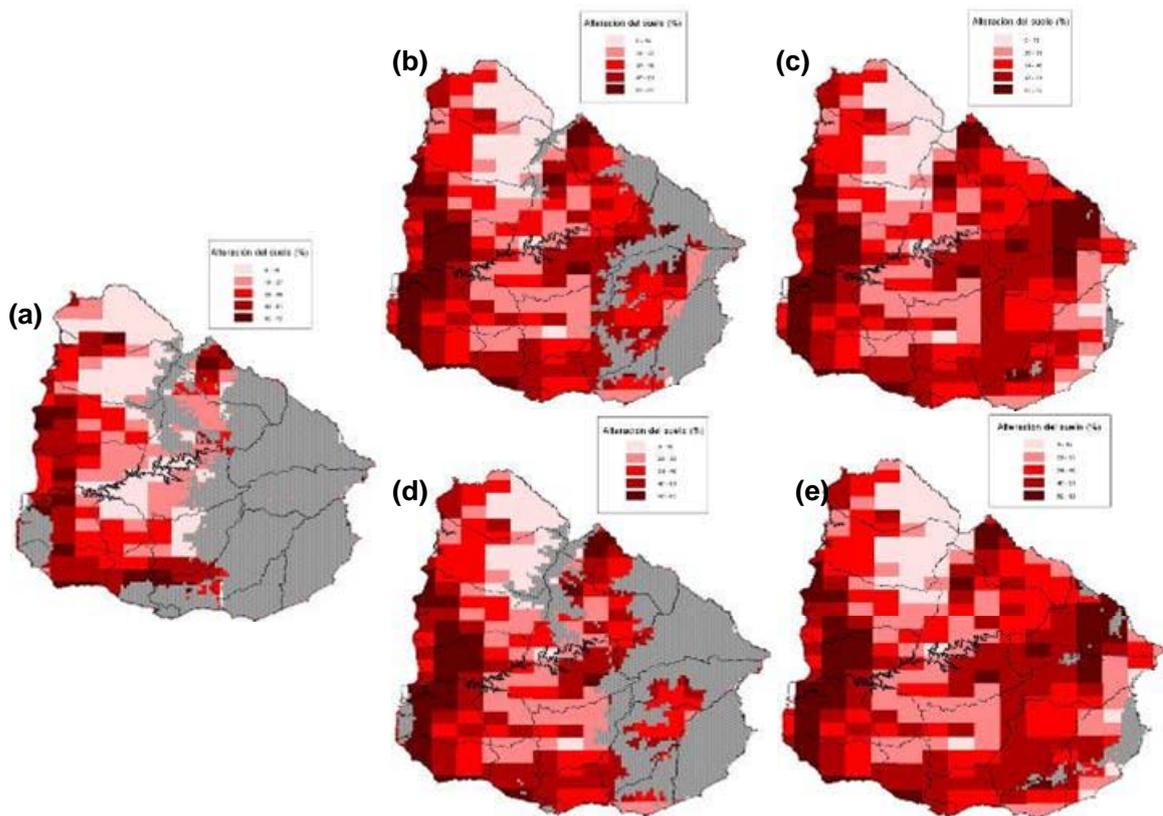


Figura 8: Alteración del suelo (%) en zonas de distribución potencial de *L. chaquensis*. (a) CUCS en el área distribución potencial actual; (b) CUCS en el área de distribución potencial en 2050 bajo escenario A2a; (c) CUCS en el área de distribución potencial en 2080 bajo escenario A2a; (d) CUCS en el área de distribución potencial en 2050 bajo escenario B2a; (e) CUCS en el área de distribución potencial en 2080 bajo escenario B2a.

M. sanmartini se distribuye de forma disyunta en el Noreste y Sureste de Uruguay. La primera actualmente ya presenta un alto grado de CUCS, principalmente debido a la forestación, mientras que la zona del Sur presenta comparativamente un menor grado de CUCS (fig. 9a). En cuanto a la distribución futura (fig. 9b-e), la especie se expandiría hacia zonas para las cuales está previsto un incremento sustancial en el CUCS, especialmente en las zonas Este, Centro-Este y Sureste, consecuencia de una expansión de la forestación. Cabe advertir, sin embargo, que existe evidencia acerca de la presencia de esta especie en zonas forestadas. La zona que presentaría menos grado de CUCS (Artigas y Salto) está localizada en el borde de la distribución de la especie. Para 2080, particularmente en el escenario A2a, esta situación se agravaría, dado que al reducirse el área potencial de la especie, se excluye casi en su totalidad la zona con bajo grado de CUCS.

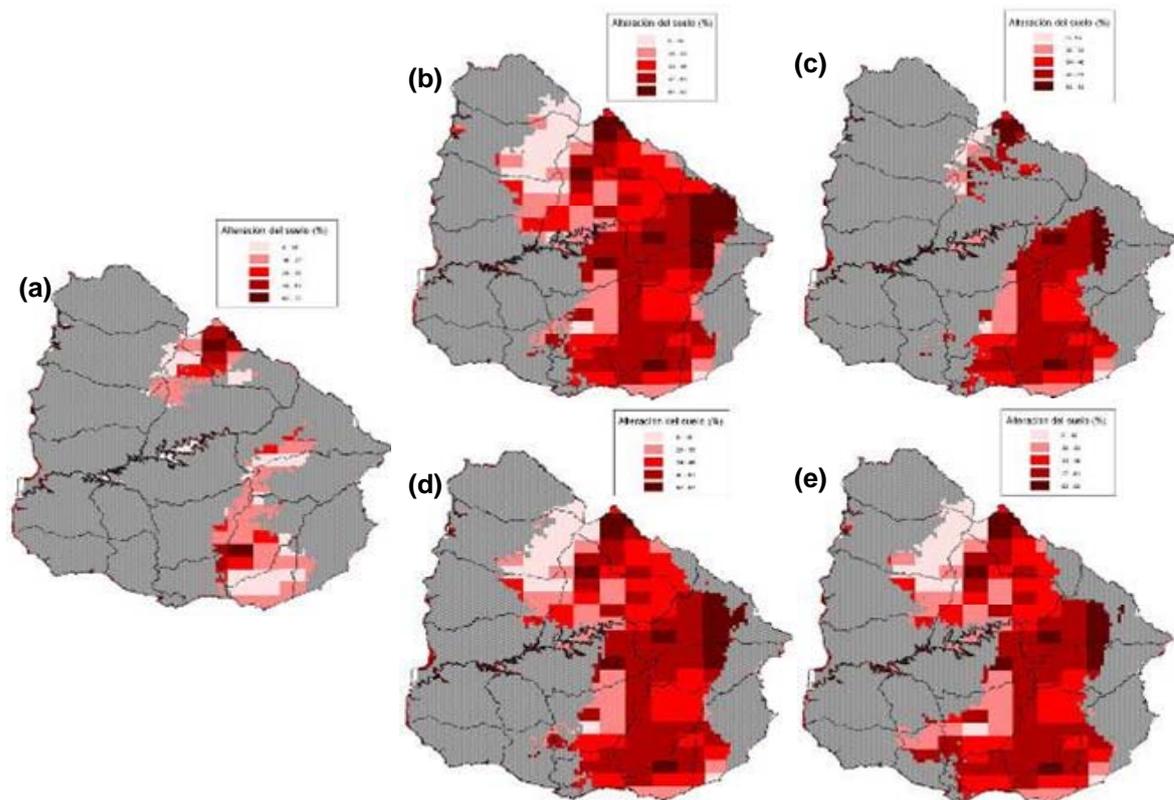


Figura 9: Alteración del suelo (%) en zonas las zonas de distribución potencial de *M. sanmartini*. (a) CUCS en el área distribución potencial actual. (b) CUCS en el área de distribución potencial en 2050 bajo escenario A2a. (c) CUCS en el área de distribución potencial en 2080 bajo escenario A2a. (d) CUCS en el área de distribución potencial en 2050 bajo escenario B2a. (e) CUCS en el área de distribución potencial en 2080 bajo escenario B2a.

Estos comentarios son aplicables al modelo del 2080, siendo más dramático el escenario A2a, donde al reducirse el área potencial de la especie, se excluye casi en su totalidad la zona con bajo grado de CUCS.

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas y su cobertura de las especies

Actualmente, de las áreas protegidas ya existentes: Valle del Lunarejo, Bosques del Queguay, Chamangá y Esteros de Farrapos, además del área de Laureles (en proceso de ingreso) albergan parte de la distribución potencial actual de *L. chaquensis* (fig. 10a). El área propuesta al SNAP de Bosques de Río Negro también estaría albergando parte de la distribución de esta especie. Dado que los modelos indican que *L. chaquensis* se expandiría en territorio uruguayo debido a condiciones climáticas favorables, y que por lo tanto no vería amenazada su persistencia, su inclusión en el SNAP no sería prioritaria (fig. 10b, d). Hacia 2080, bajo ambos escenarios socioeconómicos, casi la totalidad de las áreas protegidas (ingresadas y propuestas) estaría albergando a la especie en cuestión (fig. 10c, e).

Con respecto a *M. sanmartini*, las áreas actualmente designadas que coinciden con su distribución potencial actual son: Valle del Lunarejo, Quebrada de los Cuervos y Laguna de Rocha, además del área en proceso de ingreso de Laureles, mientras que de las que han sido propuestas, aquellas que coinciden son: Laguna Garzón y Arequita (fig. 11a). Hacia el futuro, la distribución potencial de la especie comprendería además el área protegida a designar de Paso Centurión (fig. 11b-e). Si bien las zonas mencionadas presentarían condiciones climáticas adecuadas para la especie, esto no garantiza su presencia, ya que la misma depende de otros factores, tal como el tipo de ambiente, el cuales no fue analizado en este trabajo. Tal es el caso de *M. sanmartini*, para la cual la ausencia de ambientes adecuados, como en la Laguna de Rocha y Laguna Garzón (áreas para la cual se predice su presencia) constituye una restricción a la ocupación del área modelada.

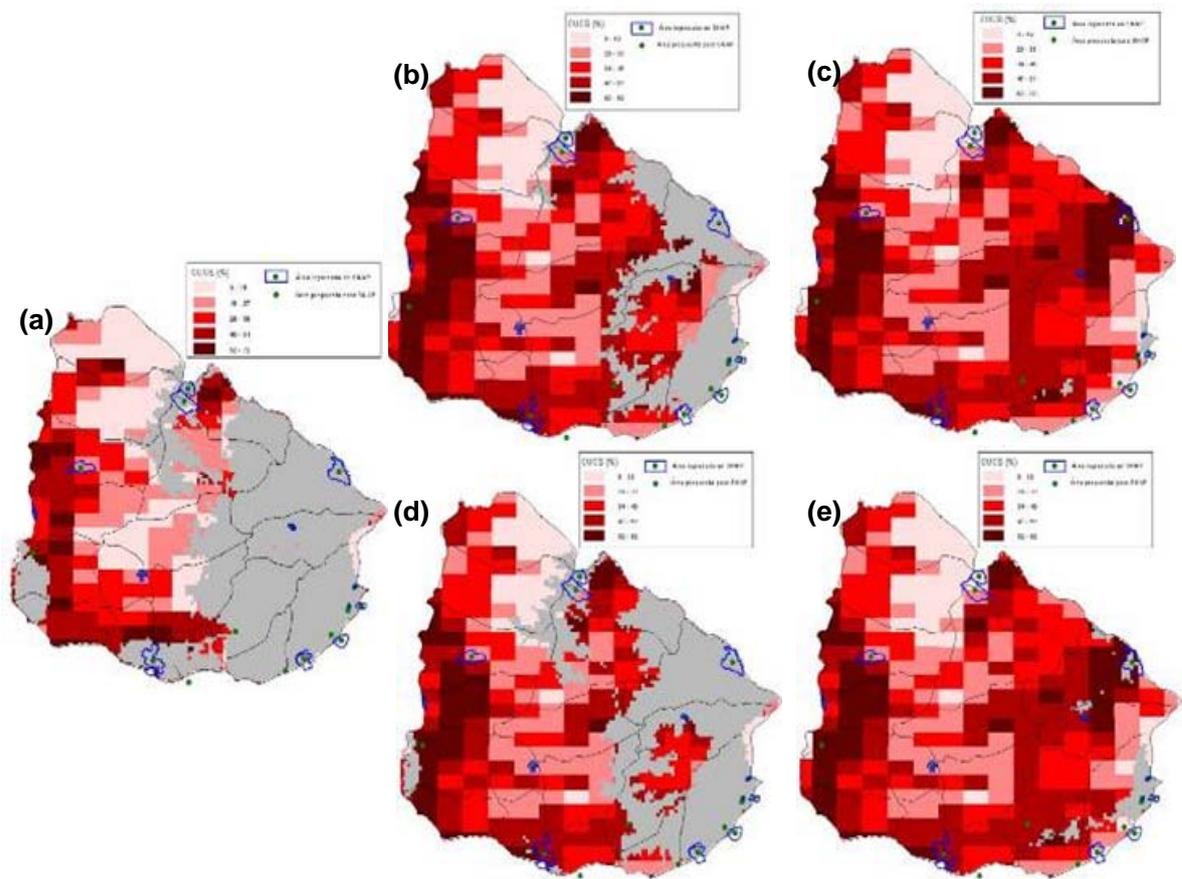


Figura 10: Áreas protegidas (AP) ingresadas y propuestas al SNAP y CUCS en el área de distribución potencial de *L. chaquensis*. Los puntos verdes indican áreas protegidas propuestas al SNAP, los puntos enmarcados en azul indican áreas que ya integran el SNAP. (a) Áreas protegidas y CUCS en distribución potencial actual. (b) AP y CUCS en distribución potencial en 2050, escenario A2a. (c) AP y CUCS en distribución potencial en 2080, escenario A2a. (d) AP y CUCS en distribución potencial en 2050, escenario B2a. (e) AP y CUCS en distribución potencial en 2080 bajo escenario B2a.

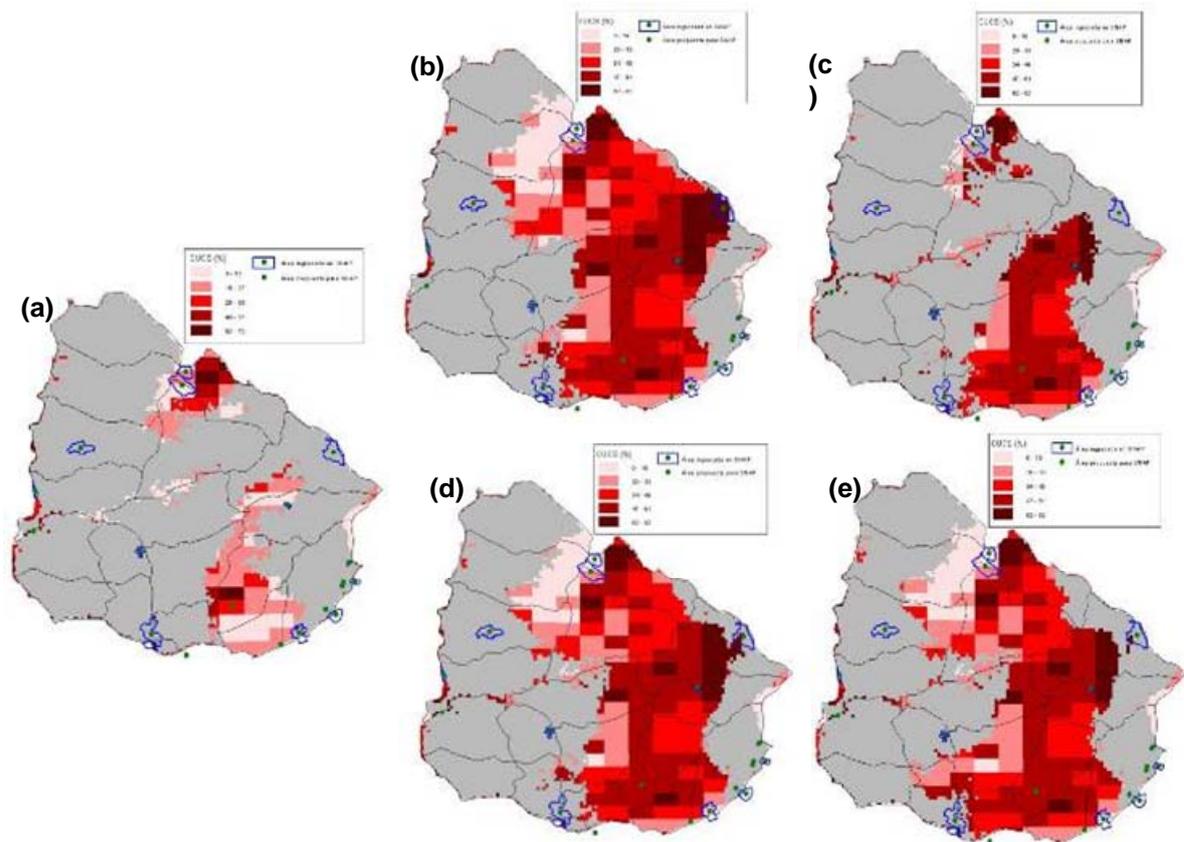


Figura 11: Áreas protegidas (AP) ingresadas y propuestas al SNAP y CUCS en el área de distribución potencial de *M. sanmartini*. Los puntos verdes indican áreas protegidas que se han propuesto al SNAP, los puntos enmarcados en azul indican áreas que ya integran el SNAP. (a) Áreas protegidas y CUCS en distribución potencial actual. (b) AP y CUCS en distribución potencial en 2050, escenario A2a. (c) AP y CUCS en distribución potencial en 2080, escenario A2a. (d) AP y CUCS en distribución potencial en 2050, escenario B2a. (e) AP y CUCS en distribución potencial en 2080 bajo escenario B2a.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados son congruentes con trabajos previos que indican que el cambio climático generará alteraciones en la distribución de las especies (Walther et al. 2002; Parmesan, 2006). Sin embargo la proyección de los modelos señalan que el cambio climático no impactaría negativamente sobre las especies estudiadas, al menos en forma directa, dado que se prevee un aumento del área de distribución en Uruguay de las dos especies estudiadas: *Leptodactylus chaquensis* y *Melanophryniscus sanmartini*. Cabe destacar que las proyecciones para los distintos escenarios socioeconómicos analizados también fueron concordantes. Según Lawler et al. (2009), gran parte del continente americano experimentaría pérdida de especies de anfibios bajo los tres escenarios socioeconómicos utilizados. Sin embargo, para Uruguay se espera que la ganancia de

especies por expansiones de rango supere las pérdidas (Lawler et al. 2009). Una consecuencia de esto es que el porcentaje de recambio de especies sería alto como producto de la contracción y expansión de los rangos de distribución.

Si bien el cambio climático podría tener efectos “favorables” sobre estas especies en Uruguay, no se descarta que indirectamente pudiera perjudicarlas, al crear condiciones propicias para el desarrollo de agentes infecciosos tales como el hongo *Batrachochytrium dendrobatidi*. Dicho hongo es el agente causal de la Chytridiomycosis, enfermedad emergente que ha causado la mortalidad de varias poblaciones de anuros y presumiblemente la extinción de algunas especies (Berger et al. 1999; Daszak et al. 2003; Pounds et al. 2006). Al igual que los anfibios, este hongo es dependiente de las condiciones de temperatura y humedad y ocurre exclusivamente en huéspedes ectotermos (Deustsch et al. 2008). Hay autores que sugieren que algunos brotes de Chytridiomycosis podrían estar vinculados a cambios en las condiciones ambientales (citados en Baillie et al. 2004). En Sudamérica, el hongo se encuentra ampliamente distribuido y según Rödder et al. (2009), las zonas templadas y subtropicales son las más adecuadas para *B. dendrobatidis*, en particular áreas cercanas a las costas. El mismo trabajo indica que Uruguay tendría condiciones adecuadas para el desarrollo de este hongo. En Uruguay ya han sido registrados individuos portadores del patógeno (Mazzoni et al. 2003; Borteiro et al. 2009). Hasta el presente no se existen evidencias de afección por *B. dendrobatidis* en ninguna de las especies estudiadas. Sin embargo, la incertidumbre acerca de una posible expansión de Chytridiomycosis incrementa la relevancia de esta línea de investigación en el contexto de la conservación de los anfibios de Uruguay.

Nuestros resultados indican que el cambio de uso del suelo representa una amenaza, considerando que la expansión de las especies ocurriría hacia zonas para las que se espera un alto grado de alteración de las coberturas originales (Brazeiro et al. 2008). Los patrones de uso del suelo podrían impedir el establecimiento de una especie forzada a migrar debido al cambio en las condiciones climáticas, aún pudiendo sortear las barreras presentes para su migración (Higgins, 2007). Según Cushman (2006) cada especie responde en forma distinta y única a las condiciones ecológicas, por lo tanto, para evaluar los posibles efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat, es útil adoptar enfoques multi-escala que integren el conocimiento de la biología de cada especie con evaluaciones a gran escala del área y los hábitats. Además, los efectos sobre las especies dependerán de las estrategias de manejo del suelo existentes en cada área (Foley et al. 2005). En Uruguay, el CUCS estará dado por el avance del área sojera (en el litoral oeste) y el área forestal (en el norte del país), además del desarrollo de la forestación previsto para las zonas Centro Este y

Sureste. La respuesta de las dos especies estudiadas al CUCS dependerá de su capacidad de adaptarse a los ambientes antropizados.

En cuanto a la distribución futura, los resultados de este trabajo indican que se favorecería la expansión de *L. chaquensis* y *M. sanmartini* en Uruguay debido a la existencia de condiciones climáticas adecuadas para ambas especies. Aunque los registros indican una distribución marginal de *L. chaquensis* en Uruguay, el modelo predice una distribución potencial actual mucho más amplia, principalmente asociada a ecosistemas de pradera. La variable más influyente en la distribución de *L. chaquensis* fue la temperatura máxima de enero, mes comprendido dentro del período reproductivo de la especie, que transcurre desde Octubre a Marzo (Gomes dos Santos & Cechin, 2008). Uruguay es el límite sur del rango de distribución de esta especie típica de zonas con clima cálido (subtropical y tropical). Por lo tanto, era esperable, que al “tropicalizarse” las condiciones climáticas de Uruguay, esto favoreciera la expansión de esta especie. Los modelos predicen una expansión de la especie hacia el año 2050 bajo ambos escenarios socioeconómicos, aumentando aún más hacia el 2080. Esto indica, que las nuevas condiciones climáticas serán altamente propicias para la persistencia de esta especie. La especie extendería su rango de distribución en dirección Este, hasta ocupar casi todo el país. El aumento sería gradual hasta alcanzar en el año 2080 un 88% y 84% de aumento respecto al área potencial actual (escenarios A2a y B2a respectivamente). Sin embargo, esta expansión podría verse condicionada por la disponibilidad del hábitat de pradera, ecosistema al cual se encuentra principalmente asociada esta especie.

Al igual que en *L. chaquensis*, se detectó que el cambio de las condiciones climáticas favorecería una probable expansión del rango de distribución de *M. sanmartini*. La expansión sería continua bajo el escenario B2a, mientras que bajo el escenario A2a, se expandiría hasta el 2050 sufriendo una retracción hacia el 2080. De todas formas, la especie experimentaría un aumento de 54% y 187% en su distribución hacia el último horizonte temporal respecto al área actual (bajo el escenario A2a y B2a respectivamente). El factor que más influyó en la distribución de *M. sanmartini* fue la temperatura mínima de julio. Si bien existen pocas publicaciones acerca de esta especie, algunos trabajos preliminares sostienen que esta especie se reproduciría en los meses más fríos del año, ubicándose el período reproductivo entre Abril y Noviembre (Langone, 2002; Amphibiaweb, 2010), aunque otros trabajos como Maneyro & Kwet, 2008 sostienen que la reproducción tendría lugar durante todo el año.

Dada la distribución disyunta de *M. sanmartini*, se modelaron los efectos potenciales del cambio climático en las dos áreas, en forma separada. Esto se hizo bajo el supuesto, que en cada área se desarrollan poblaciones genéticamente distintas, con adaptaciones locales particulares a las

condiciones ambientales particulares de cada zona. En este caso sería importante evaluar la posibilidad de que el cambio climático pudiera tener efectos diferenciales en cada una de las poblaciones. Efectivamente encontramos que los efectos del cambio climático serían negativos bajo la hipótesis de las dos poblaciones. Para los individuos del Norte de *M. sanmartini*, ambos modelos predicen una gran expansión inicial, para luego contraerse dejando un área muy limitada (según escenario B2a) o nula (según escenario A2a) para la persistencia de la especie. En cuanto a la población Sur de *M. sanmartini*, los modelos predicen una reducción total, o casi total, del área con condiciones adecuadas para la especie. Nuestros resultados refuerzan la idea de que las medidas de manejo deben tomar en cuenta los posibles efectos diferenciales sobre cada población con el fin de asegurar su efectividad. Los resultados de la modelación de los efectos del CC, a nivel de cada población de *M. sanmartini*, deben considerarse un avance preliminar que podría sufrir modificaciones al aumentar la información de registros de esta especie.

Las proyecciones futuras de la distribución de las especies deberían tener en cuenta los patrones de uso del suelo. Este factor puede afectar la habilidad de los organismos de responder ante el cambio climático mediante la migración (IPCC, 2002). La sustitución de ambientes naturales producto del CUCS, podría estar limitando las posibilidades de las especies de establecerse en zonas cuyas condiciones climáticas son propicias, debido a la no disponibilidad de hábitats adecuados. Basándonos en trabajos previos que indican que *L. chaquensis* puede subsistir en ambientes antropizados (Heyer et al. 2004; Peltzer et al. 2005) y la amplia distribución predicha para esta especie, entendemos que el CUCS no sería, a priori, un obstáculo para su persistencia. En conclusión, nuestros resultados sugieren que *L. chaquensis* no vería comprometida su persistencia en territorio uruguayo.

Si bien la información disponible acerca de *M. sanmartini* es escasa, se presume que es una especie que no toleraría grandes alteraciones de hábitat y que se podría ver afectada por plantaciones de especies de árboles exóticos (Lavilla & Langone, 2004). De todas formas, existe evidencia de su presencia en zonas con forestación (Achaval & Olmos, 2007; Canavero et al. 2010). En la actualidad, según el presente modelo, la especie ocupa zonas que ya cuentan con un alto grado de alteración por la forestación y el cultivo de arroz, como ser el Noreste y Este (Brazeiro et al. 2008). Asimismo, está previsto que zonas con condiciones climáticas futuras adecuadas para la especie, experimenten un aumento del CUCS, principalmente debido al desarrollo de la forestación. Esto sugiere que *M. sanmartini* podría verse comprometida a futuro. Teniendo en cuenta su escasa abundancia, endemidad y que el área de distribución proyectada coincide con zonas de elevado CUCS, sería recomendable tomar medidas de manejo orientadas específicamente a asegurar la persistencia de esta especie.

Las áreas protegidas existentes realizan una contribución invaluable para la conservación de especies en todo el mundo (Bruner et al. 2001) y son una herramienta útil para el manejo de las especies ante escenarios de cambio climático (Hannah et al. 2007). Preservan los hábitats acuáticos y terrestres necesarios para los anfibios. El fortalecimiento de las reservas actuales y la expansión de los sistemas de áreas protegidas deben ser dos aspectos prioritarios para la conservación (Young et al. 2004). En Uruguay, cuatro de las áreas protegidas que ya forman parte del SNAP (Valle del Lunarejo, Bosques del Queguay, Chamangá y Esteros de Farrapos) y una en proceso de ingreso (Laureles) albergan parte de la distribución de *L. chaquensis* (Fig. 14). Considerando que esta especie se expandiría prácticamente en todo el Uruguay, casi todas las áreas protegidas ya integrantes del SNAP y aquellas cuya propuesta se encuentra aún en elaboración, coincidirían con la distribución de esta especie. Esto no sólo reafirma el hecho de que el cambio climático no sería perjudicial para esta especie, sino que además en un futuro esta especie quedaría comprendida dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, lo cual incrementaría sus probabilidades de persistencia. Con respecto a *M. sanmartini*, su distribución actual se encuentra comprendida dentro de tres áreas protegidas integrantes del SNAP (Valle del Lunarejo, Quebrada de los Cuervos, Laguna de Rocha) y una en proceso de ingreso (Laureles), y podría coincidir también con otras dos áreas propuestas (Laguna Garzón y Arequita) si efectivamente ingresan al SNAP. Asimismo, la distribución proyectada a futuro de *M. sanmartini* coincidiría con Paso Centurión, área actualmente propuesta para su ingreso al SNAP. En definitiva, las áreas protegidas actuales y proyectadas podrían contribuir a la persistencia de estos anfibios amenazados en Uruguay. Es preciso recordar que si bien las condiciones climáticas serían favorables para la persistencia de la especie, un factor como la ausencia del tipo de ambiente adecuado, podría condicionar el establecimiento de la especie en algunas zonas, como ser Laguna de Rocha y Laguna Garzón.

Para concluir, este tipo de estudio revela la importancia de considerar las proyecciones de cambio climático sobre la biodiversidad, para el diseño de un SNAP eficaz a largo plazo. La modelación predictiva, conjuntamente con otros métodos tales como los algoritmos de selección de reservas, podrían garantizar la efectividad de las redes de reservas y de las medidas de manejo de especies ante escenarios de Cambio Global (Hannah et al. 2007). No en vano la utilización de modelos de distribución de especies ha ido cobrando cada vez mayor importancia, dada su significativa contribución a la biogeografía, ecología, evolución, biología de la conservación e investigación sobre el cambio climático (Guisan & Thuiller, 2005). Por lo tanto, no cabe duda que ésta seguirá siendo una de las herramientas fundamentales para evaluar los efectos potenciales del cambio global en la distribución de las especies y diseñar planes adecuados de manejo y conservación para las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

- Achaval, F. & Olmos, A. (2007) Anfibios y Reptiles del Uruguay. 3ª edición corregida y aumentada. Zonalibro, Montevideo.
- AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation. [Internet]. 2010. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Disponible en: <http://amphibiaweb.org/>. (Acceso: 3 de Junio, 2010).
- Arbeletche, P. & Carballo, C. (2007). Dinámica agrícola y cambios en el paisaje. *Revista Cangüé*, 29, pp.55-59.
- Baeza, S., Paruelo, J.M. & Altesor, A. (2006) Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia*, 31: 382-387.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (Editors) (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment*. IUCN, Gland, Suiza & Cambridge, Reino Unido. xxiv + 191 pp.
- Berger, L., Speare, R. & Hyatt, A. (1999). Chytrid fungi and amphibian declines: Overview, implications and future directions. In: Campbell, A. (Ed.), *Declines and Disappearances of Australian Frogs. Environment Australia*, Canberra: 21-31.
- Bidegain, M. & Caffera, R.M. (1997). Clima del Uruguay y la región [Internet]. Disponible en: <http://www.rau.edu.uy/uruguay/geografia/Uy_c-info.htm>. [Acceso en: 16 de febrero de 2011].
- Borteiro, C., Cruz, J.C., Kolenc, F. Aramburu, A. (2009) Chytridiomycosis in frogs from Uruguay. *Diseases of aquatic organisms*, 84(2), pp.159-162.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Canavero, A., Fagúndez, C., González, E., Grela, I., Lezama, F., Maneyro, R., Barthesagy, L., Camargo, A., Carreira, S., Costa, B., Núñez D., da Rosa, I., Toranza, C. (2008). Prioridades Geográficas para la Conservación de la Biodiversidad Terrestre de Uruguay. Resumen Ejecutivo. Proyecto PDT 32-26. 48pp.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C. & Barthesagui, L. (2008). Potencial impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. En: Volpedo, A.V. & Fernández Reyes, L. (editores) *Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad*: 7-21. Red 406RT0285 del Programa CYTED, Buenos Aires, Argentina.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E. & Fonseca. G.A.B. (2001) Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, 291(5501), pp.125–128.
- Cagnolo, L., Cabido, M. & Valladares, G. (2006). Plant species richness in the Chaco Serrano woodland from central Argentina: ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation*, 132: 510-519.

- Camilloni, I. & Bidegain, M. (2005). Escenarios climáticos para el siglo XXI. En: Barros, V., Menéndez A. y Nagy G. (eds.). El Cambio Climático en el Río de la Plata. Buenos Aires, CIMA-CONICET: 33-39.
- Canavero, A., Carreira, S., Langone, J.A., Achaval, F., Borteiro, C., Camargo, A., Da Rosa, I., Estrades, A., Fallabrino, A., Kolenc, F., López-Mendilaharsu, M.M., Maneyro, R., Meneghel, M., Núñez, D., Prigioni, C., Ziegler, L. Conservation status assessment of the amphibians and reptiles of Uruguay. *Iheringia, Sér. Zool.*, 100(1), pp.5-12.
- Carnaval, A.C.O.Q., Puschendorf, R., Peixoto, O.L., Verdade, V.K. & Rodrigues, M.T. (2006) Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic rain forest. *EcoHealth*, 3: 41-48.
- Chapin, F.S. III, Zaveleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Lavorel, S., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. (2000) Consequences of changing biotic diversity. *Nature*, 405: 234-242.
- Collins, J.P. & Crump, M.L. (2009). Extinction in our times: Global Amphibian Decline. Oxford University Press, Inc. Nueva York.
- Cushman, S.A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), pp.231-240.
- DINAME (Dirección Nacional de Meteorología) (2011). Características Climáticas [Internet]. Disponible desde: <<http://www.meteorologia.gub.uy/index.php/caracteristicas-climaticas>> [Acceso: 16 de febrero de 2011]
- Donnelly, M. A. & Crump, M. L. (1998) Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Climatic Change*, 39: 541–561.
- Driscoll, D.A. (2004). Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications*, 14: 220-240.
- Duellman, W.E. (1999). Global distribution of amphibians: patterns, conservation and future challenges. En: W.E. Duellman (editor), *Patterns of distribution of amphibians: a global perspective*: 1-30. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Duré, M.I., Kehr, A.I., Schaefer, E.F. & Marangoni, F. (2008) Diversity of amphibians in rice fields from northeastern Argentina. *Interciencia*, 33: 523-527.
- Eldredge, N. (1998). Life in the balance: humanity and the biodiversity crisis. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A. T.,

- Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI) (2002) ArcView v3.3. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Foden, W., Mace, G., Vié, J.-C., Angulo, A., Butchart, S., DeVantier, L., Dublin, H., Gutsche, A., Stuart, S. & Turak, E. (2008). Species susceptibility to climate change impacts. In: Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (eds). *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Gland, Switzerland.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., & Snyder, P.K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309 (5734), pp.570-574.
- Fridley, J. (2010) Presence-only modeling with Maxent [Internet]. Disponible desde: <<http://plantecology.syr.edu/fridley/bio793/maxent.html>>. [Acceso 15 de mayo 2010]
- Galbreath, K.E., Hafner, D.J. & Zamudio, K. (2009) When cold is better: climate-driven elevation shifts yield complex patterns of diversification and demography in an alpine specialist (American pika, *Ochotona princeps*). *Evolution*, 63(11), pp.2848-2863.
- Giovanelli, J.G.R., Ferreira de Siqueira, M., Haddad, C.F.B. and Alexandrino, J. (2010) Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: how the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological modeling*, 221: 215-224.
- Gomes Côrtes, L. (2009). *Modelagem De Distribuição De Espécies Como Ferramenta Para A Conservação De Espécies Raras De Anfíbios Do Cerrado*. Tesis de Maestría, Universidade Federal de Goiás.
- Gomes dos Santos, T. & Cechin, S.Z. (2008) Amphibia, Anura, Leptodactylidae, *Leptodactylus chaquensis*: Distribution extension in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, 4(2), pp.142–144.
- Gordon, C., Cooper, C., Senior, C., Banks, H., Gregory, J.M., Johns, T.C., Mitchell, J.F.B. & Wood, R. (2000) The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, 16: 147–168.
- Green R.E., Cornell S.J., Scharlemann J.P.W. & Balmford A. (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709), pp.550-555.

- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.
- Hannah, L., Midgley, G.F., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and Environment*, 5(3), 131–138.
- Hannah, L., Midgley, G.F., Lovejoy, T., Bond, W.J., Bush, M.L., Scott, D. & Woodward, F.I. (2002) Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology*, 16: 11–15.
- Harcourt, A.H. & Doherty, D.A. (2005). Species-area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 630-637.
- Heyer, R., Reichle, S., Silvano, D., Lavilla, E., Di Tada, I. (2004). *Leptodactylus chaquensis*. En: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>. [Acceso 20 Agosto 2009]
- Higgins, P.A.T. (2007) Biodiversity loss under existing land use and climate change: an illustration using northern South America. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 197–204.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, (25), pp.1965-1978.
- International Panel on Climate Change (2002) Climate change and biodiversity. (Gitay, H., Suárez, A., Watson, R.T. & Dokken, D.J., eds.). IPCC, Ginebra, Suiza.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) *The IPCC 4th Assessment Report, Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (Core Writing Team, Pauchauri R.K. & Reisinger A, eds.). IPCC, Ginebra, Suiza.
- IUCN, Conservation International, & NatureServe. (2008). An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List <www.iucnredlist.org/amphibians> [Acceso: 15 de Junio, 2009].
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. (2010) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1. Preparado por: the Standards and Petitions Subcommittee en Marzo, 2010. Disponibles desde: <<http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>>
- Jobbágy, E.G., Vasallo, M., Farley, K.A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Noretto, M.D., Jackson, R.B. & Paruelo, J.M. (2006) Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 10(2), pp.109-124.

- Kumar, S. & Stohlgren, T.J. (2009). Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment*, 1(4), pp.094-098.
- Lai, J. (2009). *Amphibian Species Distribution Modelling in Poland*. Tesis de Maestría, International Institute for Geo-information Science and Earth Observation.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C. & Xu, J. (2001) The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), pp.261-269.
- Langone, J. A.(2002) *Melanophryniscus*, interesantes sapitos uruguayos. Documentos de divulgación del Museo Nacional De Historia Natural Y Antropología. N°4. Montevideo, Uruguay.
- Lavilla, E. & Langone, J. (2004) *Melanophryniscus sanmartini*. En: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. Disponible desde: <www.iucnredlist.org>. Acceso: [20 de agosto de 2010].
- Lawler, J.J., Shafer, S.L., White, D., Kareiva, P., Maurer, E.P., Blaustein, A.R. & Bartlein, P.J. (2009) Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology*, 90(3), pp.588-97.
- Lips K.R., Diffendorfer J., Mendelson J.R. III, Sears M.W. (2008) Riding the Wave: Reconciling the Roles of Disease and Climate Change in Amphibian Declines. *PLoS Biol*, 6(3), e72.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P. & Pearson, R.G. (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 3: 385-393.
- Lobo J.M., Jiménez-Valverde A. & Hortal J. (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, 33(1), pp.103-114.
- Magrin, G., Gay García, C., Cruz Choque, D., Giménez, J.C., Moreno, A.R., Nagy, G.J., Nobre, C. & Villamizar, A. (2007) Latin America. En: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E. (eds.): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge (UK), Cambridge University Press: 581-615.

- Maneyro, R. & A. Kwet. (2008). Amphibians in the border region between Uruguay and Brazil: updated species list with comments on taxonomy and natural history (Part I: Bufonidae). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde (N.S.)*, 1, pp.95-121.
- Mazzoni R, Cunningham AA, Daszak P, Apolo A, Perdomo E, Speranza G (2003) Emerging pathogen of wild amphibians in frogs (*Rana catesbeiana*) farmed for international trade. *Emerging Infect Dis*, 9, pp.995–998.
- MGAP (2000) Censo General Agropecuario. DIEA. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Montevideo, Uruguay. Disponible desde: <<http://www.mgap.gub.uy>>. [Acceso: 16 de febrero de 2011].
- Millennium Ecosystem Assessment (2003) Ecosystems and human well-being. Island Press, Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miller, R.M., Rodriguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gardenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S., Pollock, C. (2007). National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. *Conservation Biology*, 21(3), pp.684-696.
- Núñez, D., Maneyro, R., Langone, J. & De Sá, R.O. (2004). Distribución Geográfica De La Fauna de Anfibios del Uruguay. *Smithsonian Herpetol. Inf. Serv.*, 134: 1-36.
- Ochoa-Ochoa, L., Urbina-Cardona, J.N., Vázquez, L., Flores-Villela, O., & Bezaury-Creel, J. (2009). The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *PLoS ONE*, 4: 1–9.
- Parmesan, C. (2006) Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37(1), pp.637-669.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G, Verón, S.R., Baldi, G & Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en argentina y uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10: 47-61.
- Pearson, R.G. (2007) Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Disponible desde: <http://ncep.amnh.org>.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeo.*, 34: 102-117.

- Peltzer P.M., Lajmanovich, R.C., Attademo A. M. & W. Cejas. (2005). Diversidad y conservación de anuros en ecosistemas agrícolas de Argentina: implicancias en el control biológico de plagas. En: Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. INSUGEO, Miscelánea, 14: 263-280. Tucumán.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.
- Phillips, S.J. & Dudik, M. (2008) Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, pp.161-175.
- PNUD (2007) Uruguay: El cambio climático aquí y ahora: Material de divulgación. PNUD, Uruguay, 39pp.
- Rödger D, Kielgast J, Bielby J, Schmidlein, S., Bosch, J., Garner, T.W.J., Veith, M., Walker, S., Fisher, M.C. & Lötters, S. (2009) Global Amphibian Extinction Risk Assessment for the Panzootic Chytrid Fungus. *Diversity*, 1(1), pp.52-66.
- 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 (5459), pp.1770-1774.
- Schwartz, M.W., Iverson, L. R., Prasad, A.M., Matthews, S.N. & O'Connor, R.J. (2006) Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, 87, pp.1611–1615.
- Söderström, B., Kiema, S. & Reid, R.S. (2003) Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99(1-3), pp.113-124.
- Stuart, S.N., Chanson, J. S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D. L. & Waller, R.W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306, pp.1783–1786.
- Turner, B.L. II, Meyer, W.B. & Skole, D.L. (1994) Global land-use/land-cover change: Towards an integrated study. *Ambio*. Stockholm, 23(1), pp.91-95.
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. and Stuart, S.N. (eds.) (2009). *Wildlife in a Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Suiza, UICN. 180 pp.
- Walther G.R., Post E., Convery P., Menzel A., Parmesan C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, pp.389–95.

- WORLDCLIM. 2006. Version 1.4. Disponible desde: <<http://www.worldclim.org/>>. [Acceso: 8 de marzo, 2010].
- Wyman, R.L. (1990) What's happening to amphibians? *Cons. Biol.*, 4(4), pp.350-354.
- Young, B.E., Franke, I., Hernandez, P.A., Herzog, S.K., Paniagua, L., Tovar, C. & Valqui, T. (2009). Using Spatial Models to Predict Areas of Endemism and Gaps in the Protection of Andean Slope Birds. *The Auk*, 126(3), pp.554–565.
- Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibañez, R., Salas, A.W., Cedeño, J.R., Coloma, L.A., Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolaños, F., Chaves, G. & Romo, D. (2001). Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15(5), pp.1213-1223.
- Young, B.E., Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A. & Boucher, T.M. (2004) Disappearing Jewels: The Status of NewWorld Amphibians. *NatureServe*, Arlington, Virginia.

ANEXOS

Anexo 1: *Cambio global y la crisis de la biodiversidad.*

El cambio global es un término que hace referencia a un conjunto de factores, principalmente antropogénicos, que alteran a escala planetaria el ambiente biológico, social e institucional (Alcala & Cadeliña, 2004). La expansión demográfica de la población humana y el consiguiente aumento en la explotación de los recursos naturales, han generado una serie de cambios de considerable magnitud en el Planeta (Steffen et al. 2005), los cuales en su conjunto constituyen el cambio global. Son cuatro los principales componentes del cambio global: (i) cambio en el uso y cobertura del suelo (CUCS), (ii) cambios en la composición atmosférica, (iii) cambio climático y (iv) cambios en la diversidad biológica (Walker & Steffen, 1997). Si bien se reconocen como fenómenos independientes, éstos interactúan y se retroalimentan (Beebee & Griffiths, 2005; Blaustein et al. 2010).

En el pasado, han existido al menos cinco extinciones masivas y se sostiene que actualmente estaríamos ante la fase temprana de un sexto episodio de extinción masiva en la historia de la Tierra (Collins & Crump, 2009). A diferencia de las anteriores grandes extinciones, la extinción actual sería en gran medida producto del impacto de las actividades humanas (Eldredge, 2001). Las actividades de las sociedades humanas, basadas en la agricultura y el desarrollo tecnológico, han derivado en una creciente pérdida de biodiversidad (Eldredge, 1998). Este fenómeno implica entre otros pérdida de la diversidad genética, ecosistémica, interrupción de procesos ecológicos y evolutivos, y pérdida de especies (Collins & Crump, 2009). Trabajos previos han reportado un aumento de la tasas de extinción de especies, estimándose que las tasas de extinción actuales son entre 1000 y 10000 veces mayores que las tasas de extinción basales (May et al. 1995). Si todas las especies que se encuentran actualmente amenazadas se extinguieran durante el siglo XXI, entonces las tasas de extinción serían aún 10 veces mayores que las actuales (Pimm et al. 1995). Dada la magnitud del problema, es claro que los esfuerzos se deben encaminar hacia la implementación de estrategias para la protección de la biodiversidad, sustentadas en evidencias científicas (Hurtado, 2007). Hasta el momento, las evidencias señalan al cambio del uso y cobertura del suelo (Vitousek, 1994; Walker et al., 1999; Sala et al. 2000) y al cambio climático (Pounds & Crump, 1994; Blaustein et al. 2001; Kiesecker et al. 2001; Totten et al. 2003; Thomas et al. 2004) como las principales causas de la actual crisis de la biodiversidad.

Bibliografía

Alcala, A.C. & Cadeliña, A. (2004). Securing protected areas in the face of global change. Lessons learned from the Philippine marine protected areas: Apo-Dauin field learning site. A report by the Ecosystems, Protected Areas, and People Project. World Commission on Protected Areas. IUCN- The World Conservation Union. SUAKCREM, Silliman University, Dumaguete City, Philippines.

- Beebee T.J.C. & Griffiths R.A. (2005) The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biol Conserv*, 125, pp.271–285.
- Blaustein, A.R., Belden, L.K., Olson, D.H., Green, D.M., Root, T.L. & Kiesecker, J.M. (2001) Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology*, 15, 1804–1809.
- Blaustein A.R., Walls S.C., Bancroft B.A., Lawler, J.J., Searle, C.L. & Gervasi, S.S. (2010) Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. *Diversity*, 2(2), pp.281-313.
- Collins, J.P. & Crump, M.L. (2009). *Extinction in our times: Global Amphibian Decline*. Oxford University Press, Inc. Nueva York.
- Eldredge, N. (1998). *Life in the balance: humanity and the biodiversity crisis*. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey.
- Eldredge, N. (2001) The Sixth Extinction [Internet]. Disponible desde: <<http://www.actionbioscience.org/newfrontiers/eldredge2.html>>. [Acceso 17 de febrero de 2011].
- Hurtado Aguilar, C.A. (2007). *Uso De Modelos De Predicción Como Herramienta Para Estimar El Área De Distribución Potencial De La Especie Aniba Perutilis Hemsley (Comino Crespo) En El Departamento Del Valle Del Cauca*. Tesis De Pregrado, Fundación Universitaria De Popayán, Facultad De Ciencias Naturales.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R. & Belden, L.K. (2001). Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410(6829), pp.681-684.
- May, R.M., Lawton, R.H. & Stork, N.E. (1995). Assessing extinction rates. En: J.H. Lawton & R.M. May (editores), *Extinction Rates*: 1-24. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. (1995) The future of biodiversity. *Science*, 269, pp.347- 350.
- Pounds, J.A. & Crump, M.L. (1994). Amphibian declines and climate disturbance: The case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology*, 8(1), pp.72-85.
- 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 (5459), pp.1770-1774.
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L. & Wasson, R.J. (2005) *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure (Global Change - The IGBP Series)*. 2ª ed. Springer Verlag, Berlin.
- 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, pp.145-148.
- Totten, M., Pandya, S.I., & Janson-Smith, T. (2003). Biodiversity, climate, and the Kyoto Protocol: Risks and opportunities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, pp.262–270.
- Vitousek, P.M. (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75, pp.1861– 1876.
- Walker, B., & Steffen, W. (1997). An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. *Conservation Ecology* [online],1(2): 2. Disponible desde: <<http://www.consecol.org/vol1/iss2/art2/>> [Acceso 10 de diciembre, 2010].
- Walker, B. (ed.), Steffen, W. (ed.), Canadell, J. (ed.) & Ingram, J. (ed.). (1999) *The Terrestrial Biosphere and Global Change: Implications for Natural and Managed Ecosystems*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K.

Anexo 2: Características climáticas de Uruguay

En cuánto al clima, las temperaturas medias diarias en Uruguay decrecen de noroeste a sureste, tal cual lo muestra el mapa de isotermas (Fig. 2a). La temperatura media global del país es $17,5^{\circ}\text{C}$, con una isoterma máxima de $19,0^{\circ}\text{C}$ sobre Artigas y una mínima de $16,0^{\circ}\text{C}$ sobre la costa atlántica en Rocha. Las amplitudes térmicas aumentan conforme nos alejamos de la zona costera (DINAME, 2011).

Con respecto a las precipitaciones, se observa un decrecimiento de las isoyetas de noreste a suroeste. Las precipitación media anual acumulada para todo el país es de 1300 mm, con una isoyeta máxima de 1600 mm en Rivera y una mínima de 1100 mm en la costa del Río de la Plata (Ver figura) (DINAME, 2011). Si bien las condiciones climáticas exhiben cierta variabilidad geográfica, todo el territorio se enmarca en una única región climática (Bidegain & Caffera, 1997). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen, Uruguay presenta un tipo climático “Cfa”, caracterizado por ser templado y húmedo, con precipitaciones todo el año, y temperatura del mes más cálido superior a 22°C .

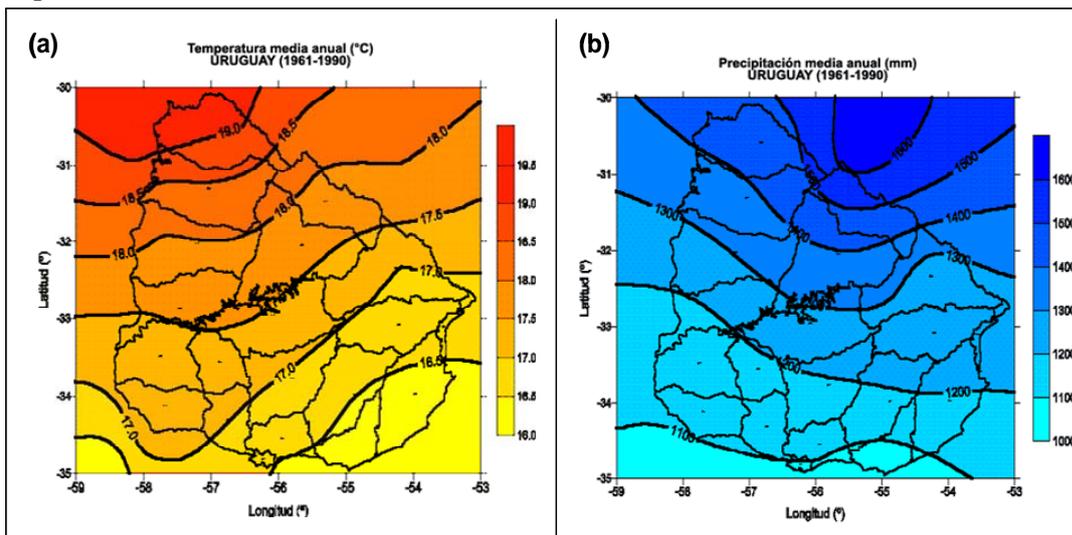


Figura. Representación de (a) las isotermas y (b) las isoyetas de Uruguay. Fuente: Dirección Nacional de Meteorología (DINAME).

Anexo 3: Registros de ocurrencia de *L. chaquensis* en Sudamérica descargados del portal Global Biodiversity Information Facility (GBIF – <http://data.gbif.org>) pertenecen a las siguientes fuentes:

Vertebrate specimens, <http://data.gbif.org/datasets/resource/541>

Museum of Southwestern Biology, Division of Amphibians and Reptiles database, <http://data.gbif.org/datasets/resource/576>

MCZ Herpetology Collection - Amphibian Database, <http://data.gbif.org/datasets/resource/577>

Herp specimens, <http://data.gbif.org/datasets/resource/659>

NRM-Herpetology, <http://data.gbif.org/datasets/resource/1036>

Muséum d'Histoire naturelle de la Ville de Genève, <http://data.gbif.org/datasets/resource/1608>

FMNH Herps Collections, <http://data.gbif.org/datasets/resource/183>

Fonoteca Zoológica, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid: FZ_AMPHIBIA, <http://data.gbif.org/datasets/resource/270>

Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Colección de Tejidos y ADN, <http://data.gbif.org/datasets/resource/289>

CAS Herpetology Collection Catalog, <http://data.gbif.org/datasets/resource/161>

Colección Nacional de Herpetología - Museo Argentino de Ciencias Naturales 'Bernardino Rivadavia', <http://data.gbif.org/datasets/resource/9114>

Reptiles and Amphibians of the Gothenburg Natural History Museum, <http://data.gbif.org/datasets/resource/1535>

Peabody Herpetology DiGIR Service, <http://data.gbif.org/datasets/resource/1825>

NMNH Vertebrate Zoology Herpetology Collections, <http://data.gbif.org/datasets/resource/1838>

Herpetology Collection, <http://data.gbif.org/datasets/resource/982>

TCWC Vertebrate Collections, <http://data.gbif.org/datasets/resource/8962>

TCWC Herpetology Collection, <http://data.gbif.org/datasets/resource/8964>

Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid: MNCN_Herpeto, <http://data.gbif.org/datasets/resource/8443>

Ressources fongiques, <http://data.gbif.org/datasets/resource/9154>

Registros biológicos en áreas protegidas obtenidos de documentos impresos,
<http://data.gbif.org/datasets/resource/10869>

MVZ Herps Specimens, <http://data.gbif.org/datasets/resource/8123>

Vertebrate specimens, <http://data.gbif.org/datasets/resource/1795>)

UAM Herpetology Specimens, <http://data.gbif.org/datasets/resource/977>)

Rapid Assessment Program (RAP) Biodiversity Survey Database,
<http://data.gbif.org/datasets/resource/8076>).

Anexo 4: Modelación de distribución de especies

Durante los últimos años, se han desarrollado diversos modelos para convertir información de las especies en mapas predictivos (Kadmon et al. 2003). Los modelos de distribución de especies examinan asociaciones entre características general ambientales y la información existente sobre la ocurrencia de las especies (Tognelli et al. 2009). La posibilidad de usar información sobre la ocurrencia de especies exclusivamente permite que estas técnicas sean aplicadas en la mayoría de las especies, y no sólo las que están bien estudiadas (Peterson, 2003).

Según Guisan & Thuiller, 2005, los primeros ejemplos del uso de técnicas de modelación que utilizan correlaciones, datan del año 1924, mientras que los primeros modelos predictivos computarizados se habrían originado a mediados de la década del 70'. Desde entonces, surgieron otros trabajos que integraban la modelación predictiva de especies, pero es a partir de la década del 90', paralelamente con el desarrollo de las ciencias computacionales y estadísticas, que se incrementó notoriamente el número de publicaciones. En la última década, se han desarrollado numerosos métodos y herramientas de modelación (Guisan & Thuiller, 2005), entre los cuales se puede distinguir aquellos que utilizan sólo datos de presencia de la especie y aquellos que utilizan datos de presencia-absencia (Tognelli et al. 2009).

En los últimos años, la modelación de distribución de especies se ha estado utilizando en forma creciente para resolver cuestiones vinculadas a la ciencia básica y aplicada (Elith & Graham, 2009). Existen diversas aplicaciones de estos modelos, como ser: ecología, biogeografía, evolución, biología de la conservación y estudio de especies invasoras (Tognelli et al. 2009). Además, la modelación predictiva se ha estado utilizando para predecir los impactos del cambio climático en la biodiversidad (Araújo et al. 2005), integrando registros de ocurrencia de especies y variables ambientales mediante un algoritmo que identifica las condiciones asociadas a la presencia de la especie, para luego arrojar un mapa con la distribución predicha de la misma (Pearson, 2007). Una gran cantidad de estudios ha intentado predecir los rangos futuros de distribución, generalmente con el objetivo de estimar las tasas de extinción inducidas por el clima (Lawler et al. 2006). Los algoritmos utilizados han sido diversos, y algunos trabajos incluso, han utilizado más de un algoritmo (Pearson, 2007).

Si bien existen limitaciones en la capacidad predictiva de los modelos bioclimáticos, debido a la exclusión de factores como las interacciones bióticas, cambios evolutivos y habilidad dispersiva de las especies, estos modelos ofrecen grandes ventajas: proveen una herramienta para un rápido análisis para un gran número de especies individuales y permiten la identificación de los factores principales que determinan la distribución de las especies; dan una visión sobre los efectos potenciales del calentamiento global sobre las especies cuando poco se sabe de los factores fisiológicos limitantes de la especie y además, los modelos de especies individuales proveen proyecciones más precisas y realistas que aquellas ofrecidas por modelos de conjuntos de especies (Heikkinen et al. 2006). Por último, la capacidad predictiva ya ha

sido exitosamente probada en distintos estudios, entre ellos, estudios en el campo de la biología de la conservación (Rodríguez et al. 2007).

Nuestro trabajo se basó en la aplicación de modelos de “envoltura climática” (en inglés: Climate envelope models). Los mismos establecen una correlación entre los registros de ocurrencia de las especies y las condiciones ambientales de las localidades donde cada especie fue hallada. Para ello utilizamos el software libre Maxent versión 3.3.2 (<http://www.cs.princeton.edu/%7Eeschapire/maxent/>), basado en el principio de distribución de máxima entropía, el cual ha sido reconocido como el método que ha tenido mejores desempeños respecto de otros métodos comparables (Elith et al. 2006, Kumar & Stohlgren, 2009). Maxent estima la probabilidad de distribución de ocurrencia de una especie basada en restricciones ambientales. Una de las ventajas que presenta este método, es que requiere únicamente datos de presencia, pudiendo trabajar con variables ambientales discretas o continuas (Phillips et al, 2006). Otra ventaja que presenta este programa es que su diseño permite ser integrado con software GIS, lo cual facilita el manejo de información que se ingresa y se obtiene del programa (Fridley, 2010). Asimismo, el Maxent brinda la posibilidad de evaluar la contribución de cada variable a la distribución modelada, mediante un procedimiento denominado “jackknife”. El mismo excluye una única variable ambiental por vez, y crea un modelo usando las variables restantes. Este procedimiento evalúa cuán importante es cada variable para explicar la distribución de la especie y cuánta información exclusiva aporta cada variable (Balwin, 2009). También genera un modelo utilizando únicamente la variable excluida inicialmente. Como resultado, estima la contribución de cada variable a la ganancia total del modelo (Lai, 2009).

En el Maxent, las opciones seleccionadas pueden afectar la precisión del modelo, al determinar el tipo y complejidad de relación con el ambiente que Maxent intenta ajustar. Estas relaciones de dependencia son descritas por funciones simples derivadas de las variables ambientales, llamadas “características” (o Features). Las “características” más complejas permiten el ajuste de relaciones más complejas, pero requieren más datos. Uno de los factores del cual dependerá la complejidad de las relaciones es la elección de las “características” (Phillips & Dudík, 2008). Siguiendo otras publicaciones, se usaron las funciones lineales, cuadráticas y producto (Phillips et al. 2006). La función lineal establece la relación lineal con las variables ambientales, la función cuadrática incluye relaciones no lineales con dichas variables y la función producto, la cual representa la interacción entre variables, equivale al producto de pares de variables ambientales (Phillips & Dudík, 2008). Para las 2 especies se utilizaron las opciones predeterminadas por Maxent (500 iteraciones; eliminación de registros duplicados, el parámetro de regularización β). Como opciones de salida se obtuvieron las curvas de respuesta para las variables, las imágenes de las predicciones y se realizó jackknife para medir la importancia de las variables. Al realizar los modelos, se introdujo en el programa los datos climáticos futuros para obtener los mapas de distribución potencial para ambos horizontes temporales (2050 y 2080).

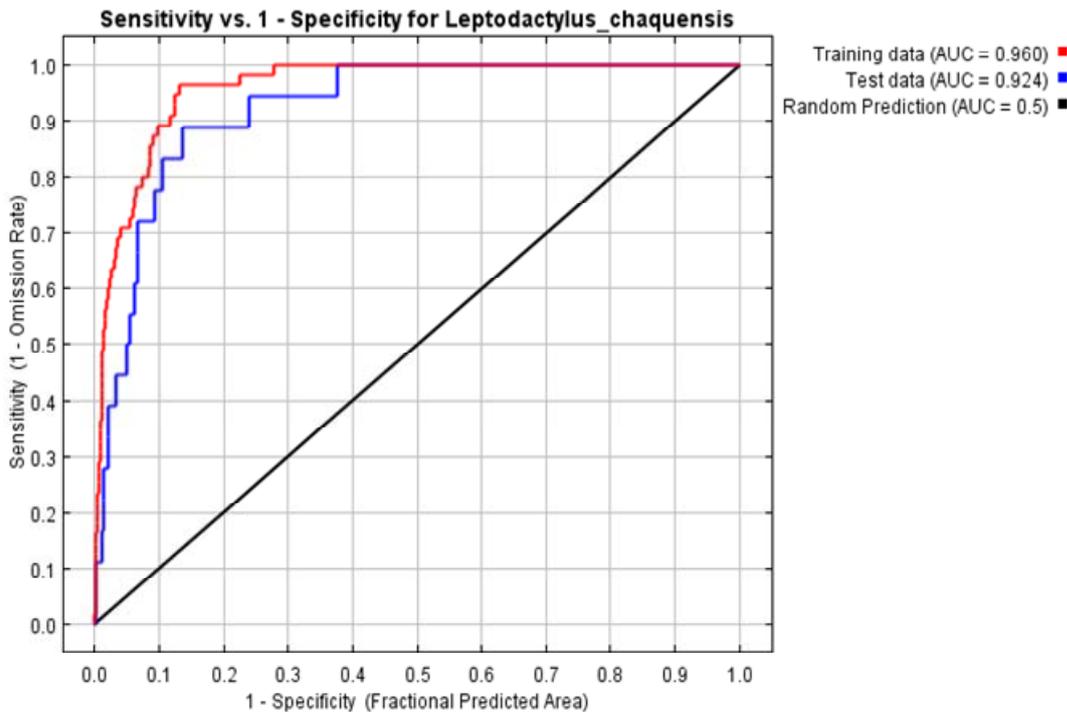
Bibliografía

- Araújo, M.B., Pearson, R.G. & Thuiller, W. (2005) Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11, pp.1–10.
- Baldwin, R.A. (2009) Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy*, 11, pp.854–866.
- Elith J, Graham CH (2009) Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32, pp.66–77.
- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, pp.993–1009.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. & Sykes, M.T. (2006) Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, 30(6), pp.1–27.
- Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. (2003) A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications*, 13(3), pp.853–867.
- Lawler, J.J., White, D., Neilson, R.P. & Blaustein, A.R. (2006). Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. *Global Change Biology*, 12, pp.1568–1584.
- Pearson, R.G. (2007) Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Disponible desde: <http://ncep.amnh.org>.
- Peterson, A.T. (2003). Predicting the geography of species invasions via ecological niche modeling. *Q. Rev. Biol.*, 78, pp.419–433.
- Rodríguez, J.P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. (2007) The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 13, pp.243–251.
- Tognelli, M.F., Roig-Juñent, S.A., Marvaldi, A.E., Flores, G.E. & Lobo, J.M. (2009) An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, pp.347–360.

Anexo 5: Curvas ROC

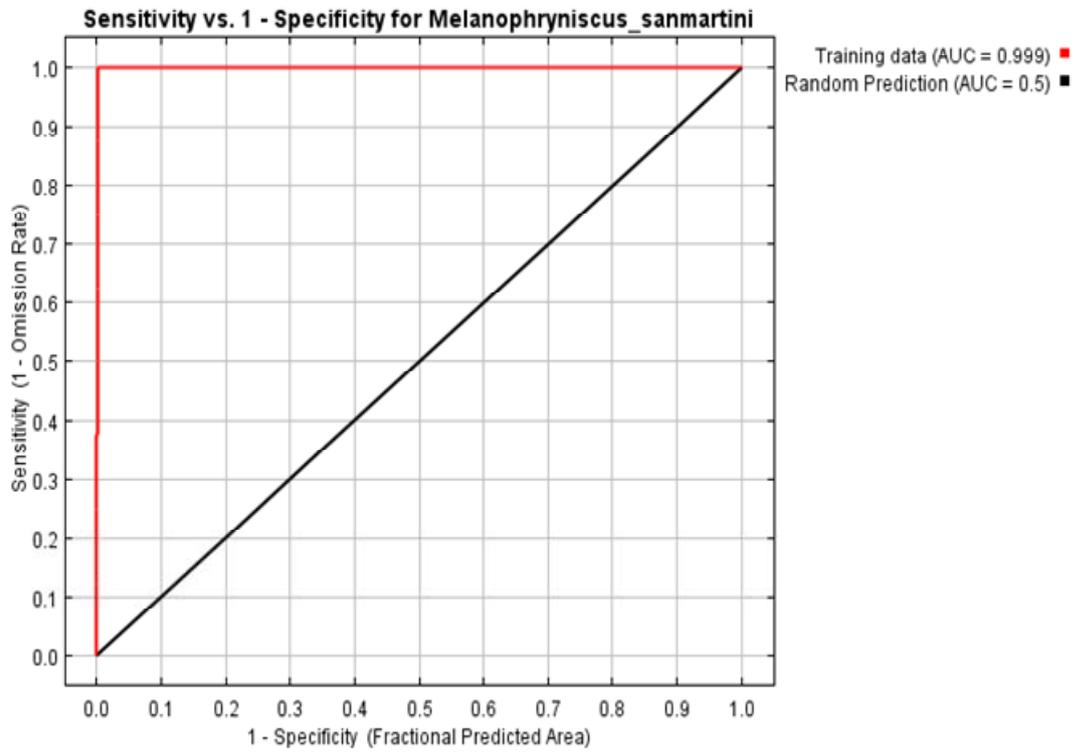
Las figuras presentadas a continuación, muestran la curva “Característica Operativa del Receptor” o curva ROC (por su sigla en inglés) de las especies estudiadas. Las curvas ROC son una representación gráfica de la robustez de un modelo estadístico. El principal valor estadístico que se desprende de la curva ROC es el área por debajo de la misma o AUC (por su sigla en inglés) cuyos valores están comprendidos entre 0,5 y 1. Un valor de 0,5 significa que el modelo equivale a una predicción aleatoria. En cambio si el AUC es igual a 1, el modelo presenta un ajuste perfecto. La curva ROC surge de la gráfica de la “sensitividad” en función de (1 – “especificidad”). La sensitividad corresponde a los “verdaderos positivos”, es decir, la fracción de individuos “positivos” que son correctamente identificados como tales. La especificidad corresponde a los “verdaderos negativos”, es decir, la fracción de individuos “negativos” que son correctamente identificados como tales. En este contexto, la sensitividad correspondería a las presencias correctamente predichas, y la especificidad correspondería a las ausencias correctamente predichas.

i. *Leptodactylus chaquensis*



Curva ROC del modelo. $AUC_{\text{entrenamiento}} = 0.960$; $AUC_{\text{prueba}} = 0.924$.

ii. *Melanophryniscus sanmartini*



Curva ROC del modelo. $AUC_{\text{entrenamiento}} = 0.999$.