

Universidad Nacional de La Plata

Facultad de Ciencias Naturales y Museo



LOS PARIANTES SILVESTRES DE LA PAPA EN EL NOROESTE DE  
ARGENTINA: DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA, AMENAZAS Y CONSERVACIÓN

Tesis presentada para optar al grado de Doctor en Ciencias Naturales de la  
Universidad Nacional de La Plata

Ing. Modesto Jesús Sajama

Director: Francisco Pablo Ortega-Baes

Co-Director: Jorge Víctor Crisci

## **Agradecimientos**

A mi hijo Tomás por ese amor que me transforma los días y la vida cada vez que lo veo, lo escucho, lo siento o lo pienso. A Erika por el amor, la ternura, la opinión sabia de siempre y por ese hijo tan amoroso que tenemos. A Valentina y todo su amor. A mi mamá y mi hermana por estar siempre.

A Pablo, mi director, por haber sido el responsable de que hoy este acá. Gracias por la pasión, visión y generosidad desinteresada que son la chispa que prende el fuego de los que alguna vez tocamos la puerta de su laboratorio buscando aprender.

A mi codirector Jorge Crisci por sus comentarios, observaciones y buena predisposición siempre. A Liliana Katinas por la solidaridad que tuvo con nosotros desde el principio.

A Andrea Clausen y Verónica Ispizúa, del INTA de Balcarce, por haberme brindado ayuda con los registros de colecta, orientado en el reconocimiento de las plantas y por chequear las distribuciones de las especies.

A Gerardo Ceballos por haber aceptado ser el director de mi beca doctoral.

A Dury por haberme dado una mano con el inglés.

A los chicos del laboratorio que me acompañaron en los viajes de campo o en algún momento de la tesis. A María José por ese empuje mutuo que nos dimos siempre y la solidaridad durante todo este proceso.

Al CONICET y las políticas de fomento a la investigación que, de no habernos dado la posibilidad de tener una beca, esto no hubiese sido posible. A la Universidad Nacional de Salta que me abrió las puertas desde que empecé mi carrera de grado.

Al posgrado de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata por haberme ayudado, a pesar de la distancia geográfica, a resolver todos los temas administrativos de mi Tesis, gracias.

A los Doctores Andrea Clausen, Silvia Ferrucci y Abelardo Vegetti por las importantes sugerencias realizadas a la versión original que ayudaron a mejorar la presente tesis.

Resumen .....	1
Abstract.....	3
Introducción.....	5
El cambio en el uso del suelo-----	5
Cambio climático -----	7
Las prioridades de conservación -----	8
Los parientes silvestres de plantas cultivadas-----	10
La papa y sus parientes silvestres-----	11
Hipótesis de trabajo-----	13
Objetivo general-----	14
Objetivos específicos -----	14
Materiales y Métodos .....	16
Datos de ocurrencia y modelos de distribución potencial-----	16
Impacto del cambio en el uso del suelo-----	19
Impacto del cambio climático -----	20
Patrones de riqueza de especies y hotspots-----	21
Identificación de nuevas poblaciones y planificación de la colecta de germoplasma	22
Representatividad en el actual sistema de áreas protegidas y selección de áreas prioritarias-----	22
Resultados.....	25
Distribución geográfica de los parientes silvestres de la papa en Argentina -----	25
Impacto del cambio en el uso del suelo-----	25
Impacto del cambio climático -----	26
Patrones de riqueza de especies y hotspots-----	27
Identificación de nuevas poblaciones y planificación de la colecta de germoplasma	28
Representatividad en el actual sistema de áreas protegidas y selección de áreas prioritarias-----	29
Discusión .....	31

Impacto del cambio en el uso del suelo-----	32
Impacto del cambio climático-----	33
Patrones de riqueza de especies y hotspots-----	35
Identificación de nuevas poblaciones y planificación de la colecta de germoplasma	36
Representatividad en el actual sistema de áreas protegidas y selección de áreas prioritarias-----	37
Consideraciones finales -----	40
Referencias .....	42
Índice de tablas .....	55
Índice de figuras .....	57

## Resumen

La papa cultivada (*Solanum tuberosum*) constituye uno de los cinco cultivos alimenticios más importante del mundo. En la actualidad, hay una demanda de nuevos cultivares y semillas de calidad para que los rendimientos se incrementen, contrarresten los efectos adversos de los factores bióticos y abióticos, disminuyan los costos de producción, mejoren los ingresos de los agricultores y se mitiguen los efectos negativos de los pesticidas sobre la salud humana y el medio ambiente. Frente a este desafío, los Parientes Silvestres de la Papa (PSP) representan una fuente principal de variabilidad genética que pueden ayudar a paliar los problemas que la producción de este cultivo enfrenta, y eventualmente enfrentará. En América existen alrededor de 107 especies de PSP que crecen desde el sur oeste de Estados Unidos hasta el centro-sur de Argentina y Chile. Se ha indicado que la principal amenaza para los PSP es el flujo génico entre estas especies y las cultivadas, aunque no se han evaluado los niveles de amenaza debido al cambio en el uso del suelo y al cambio climático. El propósito principal de esta tesis doctoral fue evaluar el impacto del cambio en el uso del suelo y del cambio climático sobre la diversidad taxonómica de los Parientes Silvestres de la Papa (PSP) que se distribuyen en Argentina, usando los modelos de distribución potencial, generando estrategias de conservación basadas en los principios de la planificación sistemática para conservación. De acuerdo a los resultados, se definieron los rangos geográficos potenciales de las 18 especies de PSP que se distribuyen en Argentina. Algunas de ellas presentan distribuciones amplias en el país, mientras que otras presentaron rareza geográfica. El cambio en el uso del suelo es un factor que amenaza la diversidad taxonómica de los PSP de Argentina, sin embargo, las afecta diferencialmente. Tres especies fueron identificadas como las más amenazadas por este factor, ya que han perdido porciones significativas de su rango geográfico. De igual manera, se ha identificado que este grupo prioritario será afectado por el cambio climático, aunque también los afectará de manera diferencial. Trece especies se verán afectadas por el cambio climático futuro y una se extinguirá en los dos escenarios de cambio climático (*S. maglia*). Si se tienen en cuenta ambos factores de amenaza, cuatro especies emergen como las de máxima prioridad para acciones de conservación. *S. commersonii*, *S. chacoense* y *S. malmeanum*, enfrentan los más altos niveles de amenaza por cambio en el uso del suelo como así también se verán afectadas negativamente en los dos escenarios de cambio climático futuro. La cuarta especie con

prioridad es *S. maglia*. Para estas cuatro especies, deberán realizarse acciones de conservación tanto *in situ* como *ex situ*. Estas últimas, deberán incluir la colecta y evaluación de germoplasma de las poblaciones que se extinguirán en el futuro. En este sentido, los resultados indican que los modelos de distribución pueden ser usados para planificar la colecta de germoplasma de especies focales y al combinarlos con los algoritmos de selección de áreas optimizaran los muestreos que se planifiquen. Un resultado destacado de la presente tesis, es que el Sistema de Áreas Protegidas de Argentina (SAPA) es eficiente en proteger una alta proporción de la diversidad taxonómica de los PSP de Argentina. La expansión, para maximizar los niveles de protección de este grupo de especies, tendrá un costo relativamente bajo de acuerdo a metas cualitativas y alto de acuerdo a metas cuantitativas. Los análisis de selección de áreas complementarias al actual SAPA, en el presente y en el futuro, han mostrado que el número y ubicación espacial de las mismas dependen fuertemente del mapa usado en el proceso de selección. En este sentido, se sugiere que los esquemas de conservación se seleccionen usando los mapas de distribución que incluyen el impacto del cambio en el uso del suelo. En el presente estudio se identificaron 22 áreas de máxima prioridad, ya que son importantes tanto en el presente, como en escenarios climáticos futuros. Finalmente, y dado los resultados, el enfoque de la presente tesis podrá ser usada en el estudio de otros parientes silvestres de plantas cultivadas o de grupos de especies que tienen valor de uso como por ejemplo las de importancia forestal, forrajera, aromática-medicinal y ornamental, que integran la diversidad de plantas nativas de nuestro país.

## Abstract

Cultivated potato (*Solanum tuberosum*) is one of the five most important feeding crops of the world. At present, there is a demand for new quality breeding and seeds to increase the crops, to decrease the adverse effects of biotic and abiotic factors, to diminish production costs, to improve breeders' income and to reduce the negative effects of pesticides on human beings and the environment. The Wild Relative Potatoes (WRP) represent the main source of genetic variability to mitigate the problems that this crop face at present and those it will eventually face. There are about 107 species of WRP in the Americas, which grow from the South West of USA to center-south of Argentina and Chile. It has been indicated that the main threat for WRP is the genetic flow among these species and the cultivated potato, though the levels of threat due to the land use and the climate changes have not been evaluated yet. The focal purpose of this Ph thesis was to evaluate the impact of changes in the land use and the climate changes on the taxonomic diversity of Wild Relative Potatoes (WRP) that are distributed in Argentina, using species potential distribution models, generating conservation strategies based on the systematic planning for conservation. According to the results, the potential geographic ranges of the 18 species of WRP that are distributed in Argentina, were defined. Some of the species are widely distributed in the country, while others presented geographic rarity. The change in the land use threatens the taxonomic diversity of the WRP in Argentina, however, it affects them differentially. Three species were identified as the most threaten by this factor, since they have lost significant portions of their geographic ranges. In the same way, this priority group will also be differentially affected by climate change. Thirteen species will be affected by future climate change and one of them will extinguish under both climatic change scenarios (*S. maglia*). Taking into account both threat factors, four species stand out as maximum priority for conservation actions. *S. commersonii*, *S. chacoense* y *S. malmeanum*, face the highest levels of threat by changes in land use and they will be negatively affected in both scenarios of future climate change, as well. *S. maglia* is the fourth priority specie. For these four species, conservation actions *in situ* and *ex situ* are required. The latter should include collection and evaluation of germplasm of the populations that will extinguish. In this sense, the results show that the distribution models can be used to plan the collections of germplasm of focal species and when combined with area selection algorithms they will improved the surveys planned. A

notable result of this thesis is that the Argentina Protected Area System (APAS) efficiently protect a high proportion of the taxonomic diversity of WRP of Argentina. The expansion to maximize the levels of protections of this group of species will have a relative low cost regarding qualitative targets and a high cost concerning quantitative targets. The analyses of the selection of complementary areas of the present APAS, in the present and in the future, have shown that the number and the spatial location of these areas strongly depend on the map used during the selection process. In this sense, conservation scheme should be selected using distribution maps which include the impact of change in the land use. In this study, 22 maximum priority area were identified that are important at present as well as in future climate scenario. Finally, and taking into account these results, this thesis could be used to study other wild relatives of cultivated plants or of groups of species that are important because of their value as wood, forage, medicine-aromatic and ornament and which are part of the native plant diversity of our country.

## Introducción

Debido a las actividades humanas, una alta proporción de la biodiversidad de nuestro planeta se encuentra amenazada. El cambio en el uso del suelo, la sobreexplotación, la contaminación, las invasiones biológicas y el cambio climático se reconocen en la actualidad como las principales amenazas que la biodiversidad enfrenta. Como consecuencia, muchas especies han restringido su rango geográfico y/o han sufrido declinación poblacional, lo que ha provocado que algunas especies se hayan extinguido a escala global o que muchas se hayan extinguido localmente (Sala et al., 2000; Ceballos y Ehrlich, 2002; Parmesan, 2006). Frente a este panorama, es necesario generar estrategias de conservación, tanto *in situ* como *ex situ*, que permitan el mantenimiento de la diversidad biológica a largo plazo, sobre todo de aquella que tiene valor de uso para nuestra sociedad (Primack, 2008; Sodhi y Ehrlich, 2010).

### ***El cambio en el uso del suelo***

Los sistemas naturales se han modificado como consecuencia de las actividades humanas, aumentando considerablemente la intensidad y la escala de las transformaciones (Watson et al., 1996). A pesar de ello, hacia el 2009 sólo se había cuantificado un incremento de la huella humana de tan solo un 9%, con una intensificación más rápida en zonas con alta diversidad (Venter et al., 2016). Las consecuencias de esas modificaciones al sistema global (sociedad-biosfera-clima) son llamados cambio global (Goldewijk, 2001). Los cambios en el ambiente natural y sus efectos, la transformación del paisaje y la fragmentación del hábitat, se han convertido en los principales temas de investigación en la Biología de la Conservación (Haila, 2002; Foley et al., 2005). Estos efectos son considerados las amenazas más severas que enfrenta la biodiversidad en la actualidad (Sala et al., 2000; Foley et al., 2005). Es necesario tener en cuenta que el cambio en la cobertura de la Tierra y sus efectos varían de acuerdo a los organismos, tipos de hábitat y regiones geográficas (Haila, 2002). Esto implica que son necesarias evaluaciones sobre su impacto para diferentes linajes, grupos de acuerdo a su importancia económica y regiones del planeta. Por lo general, a medida que aumenta la modificación del paisaje, la vegetación nativa se pierde en magnitudes mayores, la intensidad de uso del suelo en zonas modificadas aumenta y los remanentes de vegetación nativa se ven afectados en mayor magnitud por procesos originados en las áreas modificadas (McIntyre y Hobbs,

1999). El impacto de la actividad humana afecta a la vegetación nativa de diferente manera, ya sea generando huecos y subdivisiones, contrayendo o degradando el hábitat que ocupa la misma (Fahrig, 2003; Forman, 2014). En general, la vegetación nativa es extirpada en zonas de alta productividad primaria (Norton et al., 1995; Landsberg, 2000), aunque esta tendencia puede modificarse por aspectos relacionados a la historia del uso del suelo y sus aspectos culturales y jurídicos (Lunt y Spooner, 2005). A pesar de lo que se sabe, es necesario un mayor entendimiento y habilidad para evaluar el impacto del cambio en el uso del suelo y del cambio climático sobre los rangos de distribución de las especies y la diversidad en general (Pimm et al., 2014).

A nivel global, la tasa de deforestación en la última década fue del 0.13% y se ha concentrado en las regiones tropicales y subtropicales, por ejemplo en Sudamérica la tasa fue de 0.46% (FAO, 2011). Según la FAO (2009), la tasa de conversión del paisaje en América Latina por cambio en el uso del suelo significó una reducción del 0.5% anual para los años 2000-2005, un diez por ciento mayor que en la década del 90. En Sudamérica, el Cerrado de Brasil (Morton et al., 2006), los Bosques Chiquitanos en Bolivia (Steininger et al., 2001) y el Gran Chaco en Paraguay, Brasil, y Argentina (Zak et al., 2004; Grau et al., 2005a, b; Boletta et al., 2006), son las ecorregiones que mayor impacto han tenido debido a la conversión de las tierras para actividades humanas. Esta última región ha sido considerada como uno de los tres *hotspots* globales de deforestación, superando incluso a la Cuenca del Amazonas (Hansen et al., 2013). Otros sistemas naturales que han sufrido un impacto significativo de las actividades humanas y que son menos diversos pero menos resilientes son las regiones áridas, que a nivel global se han degradado como consecuencia de la conversión continua del hábitat, el cambio climático, la sobre explotación, la presión del pastoreo, la minería a cielo abierto, el uso inapropiado del suelo y las especies introducidas que han dejado los suelos susceptibles a los efectos erosivos del viento y del agua (Bonkougou y Naimir-Fuller, 2001; Hassan et al., 2005; Davies et al., 2012). En América Latina, la minería a cielo abierto y los cambios en el uso del suelo para agricultura y urbanización son las principales amenazas para estas regiones (Davies et al., 2012), aunque el sobre pastoreo también es importante (Asner et al., 2003).

En Argentina, la ecorregión del Chaco, una de las más afectadas a nivel global, tiene una tasa de deforestación de 0.89% (UMSEF, 2007), mayor que la que existe a nivel país (0.82%), continente (0.51%) y a escala global (0.13%) (FAO, 2011). El Noroeste de

Argentina, durante los últimos 25 años ha tenido una expansión de la agricultura que superó en un 42% lo informado por la FAO para Argentina (FAO, 2011), y por un 127% para América de Sur (Volante et al., 2016). La ley de Bosque Nativo, considerado un instrumento de regulación y control, no ha sido suficiente para disminuir la pérdida de vegetación nativa en esta región (Seghezzo et al., 2011; García Collazo et al., 2013; Volante et al., 2016). La expansión de la agricultura en la región, tiene un efecto contagioso (Kaimowitz et al., 2002; Mertens et al., 2004; Müller et al., 2011) con probabilidades de ocurrir entre 10-25 veces más en distancias menores a un km de otras áreas desmontadas (Volante et al., 2016).

### ***Cambio climático***

El cambio global se ha acelerado en los últimos 30 años (Osborn y Briffa, 2006) y escenarios futuros predicen un calentamiento que probablemente excederá 1.5-2°C para el 2100 si se toma como referencia la era preindustrial (IPCC, 2014). También se predice una tasa de calentamiento global que no fue superada en los últimos 10000 años y hasta incluso mayor a la del último siglo (Watson et al., 1997; Ebi et al., 2006). El clima, debido a que es uno de los mayores factores que gobiernan las distribuciones de los organismos, actúa sobre las restricciones fisiológicas que afectan el crecimiento y la reproducción o de forma indirecta a través de los factores ecológicos tales como la competencia por recursos (Shao y Halpin, 1995). Los cambios en el clima han ocasionado, en muchos casos, cambios de los rangos geográficos de plantas y animales, hacia los polos o hacia zonas de mayor altitud y progresivamente migraciones estacionales y modificaciones en los patrones reproductivos (Walther et al., 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Root et al., 2003; Parmesan, 2006). Thomas et al. (2004), por ejemplo, indica que el cambio climático puede conducir a extinciones a gran escala. Se espera que las especies más vulnerables sean las especialistas, o aquellas especies con una tolerancia ambiental restringida o las que dependen de recursos o interacciones bióticas que serán interrumpidas o afectadas por el cambio climático (Anderson et al., 2011; Larsen et al., 2011). También se predice que las especies de montaña, en especial la cercanas a los trópicos, serán más vulnerables que aquellas que habitan zonas de tierras bajas, ya que el cambio en el clima se dará en forma más intensa a grandes altitudes (Bradley et al., 2006; Vuille et al., 2008).

El cambio climático es considerada la amenaza futura más importante para la biodiversidad, incluida la asociada a las plantas cultivadas (Gregory et al., 2005; Tubiello

y Fischer, 2007; Lobell et al., 2008; Walker y Schulze, 2008). El impacto sobre los cultivos tendrá consecuencias obvias sobre la producción mundial de alimentos (Tubiello y Fischer, 2007; Lobell et al., 2008; Walker y Schulze, 2008). Por lo tanto, deben generarse acciones de conservación para preservar a los parientes silvestres de los mismos, ya que los mismos aportan características que mejoran las variedades de los cultivos respecto a la tolerancia a las condiciones de estrés, tanto abiótico como biótico (Jarvis et al., 2008). Bajo este contexto, es crucial ampliar la base genética de los cultivos modernos, mediante el salvaguardo y uso de los parientes silvestres, para que de esa forma la agricultura pueda adaptarse a los impactos y consecuencias del cambio climático (Sheehy et al., 2005). Además, el cambio climático tendrá efectos, aún desconocidos sobre los parientes silvestres de plantas cultivadas, lo que debería evaluarse a la brevedad a fin de generar estrategias para la conservación de los mismos.

### ***Las prioridades de conservación***

Un principio bien documentado es que la distribución espacial de los organismos sobre la Tierra no es uniforme, es decir, ciertas áreas poseen más especies que otras (Gaston, 2000; Orme et al., 2005). Este patrón en la distribución espacial de la diversidad, más precisamente de la riqueza de especies, el endemismo y la rareza, ha sido tenido en cuenta para identificar los esquemas más efectivos de conservación *in situ*. Así, áreas con una alta diversidad son consideradas prioritarias para acciones de conservación en comparación con otras que presentan una diversidad más baja. A partir de este criterio, se han seleccionado como prioritarias unidades políticas y ambientales (Caldecott et al., 1996; Mittermeier et al., 1997, 1998; Myers et al., 2000; Ortega-Baes y Godínez-Alvarez, 2006) y áreas a escala menor (por ejemplo, celdas de 10,000 km<sup>2</sup>; Ceballos et al., 2005; Orme et al., 2005; Ceballos, 2007).

La selección de un grupo de áreas prioritarias tiene como propósito principal enfocar las acciones de conservación en un número limitado de áreas que tienen un valor especial por el tipo de biodiversidad que ellas contienen (Myers et al., 2000). Conjuntamente con los enfoques basados en el concepto de áreas más diversas (*hotspots*), se han desarrollado una serie de métodos de optimización que tienen como objetivo elegir las áreas con base en la complementariedad que las mismas tienen, seleccionando el número mínimo de áreas para alcanzar una meta de representación específica, un aspecto clave del planeamiento sistemático para la conservación de una región particular. En este sentido Margules y Pressey (2000) han propuesto seis etapas para el planeamiento

sistemático para la conservación: 1) identificación del sustituto de la biodiversidad que será utilizado para planificar el sistema de áreas protegidas de una región, 2) identificación de la meta cuantitativa de conservación para la región a planificar, 3) evaluación de la efectividad de las reservas existentes para dar cumplimiento a las metas preestablecidas, 4) identificación de las áreas complementarias a las ya establecidas que son necesarias para alcanzar la meta cuantitativa establecida *a priori*, 5) implementación de las acciones de conservación en las nuevas reservas seleccionadas y 6) mantenimiento de los valores requeridos en las áreas de conservación seleccionadas.

Un aspecto importante del proceso de planificación es la identificación de la biodiversidad que podría ser usada para planificar el sistema de reservas (Margules y Pressey, 2000). Para muchos grupos de organismos y regiones del planeta, la calidad y la cantidad de información son a menudo insuficientes (Soberón et al., 2007). Este vacío de información puede expresarse en una inadecuada representación de la biodiversidad objeto de conservación. Esto es especialmente importante cuando la atención está concentrada en un grupo de organismos que son identificados como de especial atención para conservación. La información sobre biodiversidad frecuentemente consiste de datos de colecciones de museos y herbarios. Esos registros están sesgados hacia ciertas regiones, particularmente hacia sitios de fácil acceso (Soberón et al., 2007). Un problema muy común de esta información es que el muestreo no siempre ha registrado todas las especies presentes en un sitio. Sin embargo, muestreos intensivos de campo sólo son posibles en regiones donde el esfuerzo de muestreo puede ser realizado en un tiempo relativamente corto. Grandes áreas difícilmente puedan muestrearse de manera intensiva debido a la gran inversión en tiempo y recursos que se necesitarían, lo que atenta con el propósito principal de generar esquemas de conservación con cierta premura.

Frente a este panorama, en los últimos años se han desarrollado modelos que, utilizando los puntos de registros de herbarios y colecciones de museo y variables ambientales, pueden predecir la distribución potencial de una especie con base en el principio del nicho ecológico. Estos modelos han demostrado gran utilidad para construir mapas de distribución de especies que son usados para planificar el esquema de conservación de un área determinada (Anderson y Martínez-Meyer, 2004; Phillips et al., 2006). Estos modelos han sido utilizados en diferentes disciplinas y permiten: 1) conocer la distribución geográfica potencial de una especie tanto actual como futura, 2) identificar el impacto de las actividades humanas sobre el rango geográfico de las especies, 3)

determinar las áreas prioritarias para la conservación y 4) identificar nuevas poblaciones no monitoreadas hasta el momento.

Otro de los problemas a la hora de generar estrategias de conservación es que por sí sola una reserva no es suficiente para la conservación a largo plazo. Por esta razón un sistema de redes de reservas cumple un papel esencial para la persistencia de la biodiversidad (Margules et al., 1994; Williams et al., 1996; Flather et al., 1997; Prendergast et al., 1999; Rodrigues y Gaston, 2001). A pesar de que los sistemas de reservas se han convertido en una estrategia fundamental para la conservación de la biodiversidad, las reservas existentes fueron seleccionadas *ad hoc* y son elegidos por su bajo valor relativo para objetivos comerciales o para hábitat humano, turismo y recreación, valor escénico o la protección histórica contra la caza o el suministro de agua (Pressey et al., 1993; Pressey, 1994). Casi siempre, las reservas son elegidas por razones políticas y económicas más que por su importancia para proteger la biodiversidad (Margules y Pressey, 2000; Kati et al., 2004). En este sentido, evaluaciones sobre la efectividad de los sistemas de áreas protegidas a escala global y regional han indicado que existe una alta proporción de la biodiversidad que no está representada y, en consecuencia, los sistemas de áreas protegidas deberían ser ampliados. Por esta razón, el primer paso es identificar qué proporción de la biodiversidad está siendo protegida y qué áreas, complementarias a las ya establecidas, son necesarias para maximizar la biodiversidad protegida (Margules y Pressey, 2000; Andelman y Willig, 2002, 2003; Brooks et al., 2004; Rodrigues et al., 2004a, b).

### ***Los parientes silvestres de plantas cultivadas***

En la actualidad, la humanidad es dependiente de unas pocas especies cultivadas altamente productivas. La domesticación y el mejoramiento genético en este grupo de plantas cultivadas han llevado a un progresivo estrechamiento de la variabilidad genética de las mismas (Tanksley, 1997). Así, el incremento de la uniformidad genética de las plantas cultivadas, como resultado del uso de variedades modernas de alto rendimiento, aumenta su susceptibilidad al estrés abiótico y biótico. En este sentido, los parientes silvestres de especies cultivadas (PSC, las especies estrechamente relacionadas con las especies cultivadas) constituyen una fuente de genes para hacer frente a problemas vinculados con el rendimiento y los cambios en las condiciones ambientales, siendo un componente fundamental de la seguridad alimentaria de la humanidad (Maxted et al., 2008; Maxted y Kell, 2009). A pesar del empleo de los PSC para programas de mejora

(Hajjar y Hodgkin, 2007), éstos son en general subutilizados en el desarrollo de nuevos cultivares. Esta situación ha llevado a que en varios documentos como el *The second report on the state of the world's plant genetic resources for food and agriculture* (FAO, 2010) y en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 2010) se enfatice en la necesidad de generar acciones de conservación *in situ* y *ex situ* para este grupo prioritario de especies.

La diversidad taxonómica y genética de los PSC está amenazada por el cambio en el uso de la tierra, el impacto de especies invasoras, la sobreexplotación y el cambio climático. A pesar de esta situación, la diversidad de los PSC no está adecuadamente conservada (Maxted et al., 2008). Aun cuando muchos PSC están conservados en bancos de germoplasma, sus colecciones representan una fracción relativamente pequeña de la variabilidad genética presente en las especies que conforman los PSC (Jarvis et al., 2008). En adición, las poblaciones silvestres de PSC, están cambiando constantemente en respuesta a las condiciones ambientales, lo que implica que la variabilidad genética no puede ser protegida sólo a través de conservación *ex situ*, siendo necesario articularlas con estrategias de conservación *in situ* (Maxted y Kell, 2009). Un aspecto importante para esto último es conocer los patrones de diversidad de los grupos focales identificados, por ejemplo los PSC, lo que permitirá seleccionar aquellas áreas que tienen prioridad para acciones de conservación (Pressey et al., 2003; Maxted y Kell, 2009). Aun cuando los PSC serán una importante fuente de genes para la obtención de nuevas variedades para hacer frente a las condiciones de estrés ambiental abiótico que se predicen en función del cambio climático (Hunter y Heywood, 2011), ellos también podrían verse afectados por este factor de amenaza. En este sentido, Jarvis et al. (2008), señalan que para el año 2055 el cambio climático afectará negativamente la diversidad de PSC de los géneros *Solanum*, *Arachis* y *Vigna*, con una extinción predicha de alrededor del 16-22% de las especies y una reducción del rango geográfico del 50%. La importancia que representan para la seguridad alimentaria de nuestra población, las amenazas potenciales que enfrentan y la situación actual de conservación, posicionan a los PSC como uno de los grupos con más alta prioridad para acciones de conservación dentro de las plantas.

### ***La papa y sus parientes silvestres***

La papa cultivada (*Solanum tuberosum*) y otras tres especies tuberosas del género *Solanum* (Spooner et al. 2014), constituyen uno de los cinco cultivos alimenticios más importante del mundo, después de la caña de azúcar, el maíz, el arroz y el trigo

(FAOSTAT, 2016). La papa cultivada, para el año 2014, tuvo una producción mundial de 385 mil toneladas métricas y los países con mayor producción fueron China, India, Rusia, Ucrania y Estados Unidos con el 24, 12, 8, 6 y 5% de la producción mundial, respectivamente (FAOSTAT, 2016). Perú, a pesar de ser el centro de diversidad de la papa, sólo produce un 1.22% de la producción mundial, mientras que Bolivia y Argentina no superan el 0.5%. En la actualidad hay una demanda de nuevos cultivares y semillas de calidad para que los rendimientos se incrementen, se puedan contrarrestar los efectos adversos de los factores bióticos y abióticos, disminuyan los costos de producción, mejoren los ingresos de los agricultores y se mitiguen los efectos negativos de los pesticidas sobre la salud humana y el medio ambiente (Gabriel, 2010). Frente a este desafío, los parientes silvestres de la papa (PSP) representan una fuente principal de variabilidad genética que pueden ayudar a paliar los problemas que enfrenta, y eventualmente enfrentará la producción de este cultivo. Los PSP han sido usado como fuentes de resistencia a plagas y enfermedades que son causadas por bacterias, nemátodos, insectos, hongos y por el estrés abiótico como las heladas y la sequía (Ramos, 2000; Hijmans et al., 2003; Bradshaw y Ramsay, 2005; Bradshaw et al., 2006; Gabriel et al., 2006; Coleman, 2008; Jansky et al., 2008; Jacobs et al., 2009; Spooner et al., 2009; Gabriel, 2010).

Existen alrededor de 107 especies de PSP que crecen desde el sur oeste de Estados Unidos hasta el centro de Argentina y Chile (Spooner et al., 2014). El 90 % de ellas habitan biomas alpinos, en las montañas andinas de Perú, Bolivia, Argentina y México (Redden, 2015). Este grupo de plantas ha sido colectado para contribuir a los bancos de germoplasma y usados en programas de mejoramiento de la papa cultivada (Ross y Fletcher, 1986; Hawkes, 1990; Jansky et al., 2008). Su colecta se debe a que las mismas son útiles para abastecer a los mejoradores para crear nuevas variedades resistentes a enfermedades tales como *Rhizoctonia*, tizón tardío, sarna, la necrosis bacteriana, mosaico, tubérculo de husillo, enrollamiento de la hoja y/o variedades tolerantes al frío (Redden, 2015).

Se ha indicado que la principal amenaza para los PSP es el flujo génico entre las especies de papas silvestres y las cultivadas (Hawkes et al., 1979; Watanabe y Peloquin, 1989; Rabinowitz et al., 1990), sin evidencia de que sus distribuciones estén amenazadas por alteración del hábitat debido a la actividad del hombre (Hijmans y Spooner, 2001). Sin embargo, en los últimos años, contrariamente a lo planteado por Hijmans and Spooner

(2001), se ha señalado evidencia de que algunas especies silvestres de papa están siendo amenazadas por la destrucción del hábitat debido a la actividad del hombre (Cadima et al., 2014) y podrían ser amenazadas por el cambio climático (Jarvis et al., 2008). Por lo tanto, se hace necesario realizar evaluaciones comprensivas sobre el impacto del cambio en el uso del suelo y del cambio climático que permitan establecer estrategias de conservación *in situ* para este grupo prioritario de especies que complementen acciones de conservación *ex situ*. En este último aspecto, un estudio reciente evaluó las especies prioritarias en función de su baja representatividad en los bancos de germoplasma (Castañeda-Álvarez et al., 2015) para las cuáles deberían generarse protocolos específicos para su colecta que permitan incluir la mayor variabilidad posible.

Argentina es uno de los cuatro países (junto con Perú, Bolivia y México) con la mayor diversidad (18 especies; Clausen et al., 2013) y con los sitios con más alta concentración de PSP (Hijmans y Spooner, 2001). Además, es considerado uno de los países con el mayor número de registros para PSP, superando a los países más diversos como Perú. La región noroeste es una de las más diversas del país, con 14 especies registradas de las cuales seis son endémicas del país. Con base en los puntos de colecta, los sitios con la más alta concentración de especies se han identificado en las provincias de Salta y Jujuy, siendo algunos de ellos considerados prioritarios para acciones de conservación (Hijmans y Spooner, 2001). Recientemente, Castañeda-Álvarez et al. (2015), identificaron dos sitios como prioritarios para la colecta de germoplasma de dos especies con alta prioridad dada su baja representatividad en las colecciones *ex situ*. A pesar de la importancia relativa que tienen los PSP de Argentina para la conservación integral del grupo, no se han generado estudios comprensivos que hayan evaluado los patrones de diversidad, el impacto de las amenazas principales y definido prioridades de conservación para este grupo de especies.

### ***Hipótesis de trabajo***

- 1) El cambio en el uso del suelo debido a la expansión de la frontera agropecuaria y la urbanización constituye una amenaza importante para los parientes silvestres de la papa (PSP) que se distribuyen en Argentina, afectando principalmente a las especies que se distribuyen en ecorregiones que tienen un alto valor para la actividad agropecuaria. Por lo tanto, los rangos geográficos de estas especies se han retraído.

- 2) Debido a que el cambio climático es considerado la amenaza más importante que enfrentará la biodiversidad en el futuro, los PSP de Argentina se verán amenazados por este factor. Por lo tanto, los rangos geográficos de estas especies se modificarán en escenarios climáticos futuros, retrayéndose, expandiéndose o desplazándose con relación a su distribución en la actualidad.
- 3) La región noroeste es la que presenta la más alta diversidad de plantas de Argentina. Por lo tanto, los sitios con la más alta concentración (*hotspots*) de PSP se identificarán en esta región del país.
- 4) Los modelos de distribución basados en el nicho ecológico son útiles para identificar poblaciones no conocidas de especies focales que tienen importancia para acciones de conservación. Por lo tanto, la colecta de germoplasma de especies focales de PSP de Argentina puede ser planificada utilizando dichos modelos.
- 5) Debido a que los sistemas de áreas protegidas fueron establecidos *ad hoc*, son inefectivos en proteger la biodiversidad de una región determinada. Por lo tanto, los PSP que se distribuyen en el país están sub-representados en el Sistema de Áreas Protegidas de Argentina (SAPA). En consecuencia, el SAPA debe expandirse para maximizar la protección de este grupo de especies.
- 6) El cambio en el uso del suelo ha provocado la pérdida de áreas prioritarias para acción de conservación debido al retardo en generar estrategias de conservación *in situ*. Por lo tanto, se han perdido áreas con valor de conservación para los PSP de Argentina.
- 7) Debido a que el cambio climático generará cambios en los rangos geográficos de las PSP de Argentina, las áreas prioritarias de conservación en escenarios climáticos futuros tendrán una baja congruencia espacial con las áreas prioritarias identificadas para el presente. En consecuencia, deben identificarse las áreas comunes (en el presente y en el futuro) las que tendrán máxima prioridad de conservación.

### ***Objetivo general***

El propósito principal de esta tesis doctoral fue evaluar el impacto del cambio en el uso del suelo y del cambio climático sobre la diversidad taxonómica de los Parientes Silvestres de la Papa (PSP) que se distribuyen en Argentina, generando estrategias de conservación basadas en los principios de la planificación sistemática para conservación.

### ***Objetivos específicos***

- 1) Construir los mapas de distribución geográfica de los PSP de Argentina con base en el principio del nicho ecológico.
- 2) Evaluar el efecto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de los PSP de Argentina.
- 3) Evaluar el impacto del cambio climático sobre la distribución geográfica de los PSP de Argentina de acuerdo a los escenarios rcp45 y rcp85 para el 2050.
- 4) Evaluar la utilidad de los modelos de distribución de especies, basados en el principio del nicho ecológico, para la identificación de nuevas poblaciones de especies focales de PSP de Argentina.
- 5) Identificar sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones amenazadas por el cambio climático utilizando los modelos de distribución y los algoritmos de optimización.
- 6) Analizar los patrones de riqueza de especies de los PSP de Argentina, identificando los *hotspots* para este grupo de especies.
- 7) Determinar los niveles de representatividad de los PSP de Argentina en el SAPA, de acuerdo a metas de representación cualitativas y cuantitativas.
- 8) Establecer, para el presente, un esquema de conservación *in situ* para los PSP de Argentina, utilizando los principios de la planificación sistemática para conservación y teniendo en cuenta metas de representación cualitativas y cuantitativas.
- 9) Establecer, para escenarios climáticos futuros, un esquema de conservación *in situ* para los PSP de Argentina, utilizando los principios de la planificación sistemática para conservación y teniendo en cuenta metas de representación cuantitativas.
- 10) Analizar los niveles de congruencia espacial entre los diferentes esquemas de conservación diseñados para el presente y el futuro.
- 11) Evaluar la pérdida de áreas con valor de conservación debido al cambio en el uso del suelo.
- 12) Seleccionar sistemas de conservación compactos usando el modificador de uso de fronteras.

## Materiales y Métodos

### *Datos de ocurrencia y modelos de distribución potencial*

El presente estudio se concentró en las 18 especies del género *Solanum* que son parientes silvestres de la papa cultivada y que se distribuyen en Argentina (Hijmans, 2002; Clausen et al., 2013). Esas especies son: *Solanum acaule* Bitter, *S. ×aemulans* Bitter & Wittm., *S. berthaultii* Hawkes, *S. boliviense* Dunal, *S. brevicaule* Bitter, *S. ×brucherii* Correll, *S. chacoense* Bitter, *S. commersonii* Dunal, *S. infundibuliforme* Phil., *S. kurtzianum* Bitter & Wittm., *S. maglia* Schltdl., *S. malmeanum* Bitter, *S. microdontum* Bitter, *S. neorossii* Hawkes & Hjert., *S. palustre* Schltdl., *S. ×rechei* Hawkes & Hjert., *S. venturii* Hawkes & Hjert. y *S. vernei* Bitter & Wittm. De las 18 especies nombradas, siete son endémicas de Argentina (*S. ×aemulans*, *S. ×brucherii*, *S. kurtzianum*, *S. neorossii*, *S. ×rechei*, *S. venturii* y *S. vernei*). Para cada especie se registró el status de distribución (nativa o endémica), el grado de relación con la papa cultivada de acuerdo al concepto de pool génico de Harlan and de Wet (1971) y distribución conocida al presente en Argentina (Clausen et al., 2013; Castañeda-Álvarez et al., 2015; <http://www.cwrdiversity.or>; Tabla 1).

Se usaron puntos de registro provenientes de una base de datos del INTA Balcarce del Banco de Germoplasma de papa de dicha unidad (<http://inta.gob.ar/documentos/banco-activo-de-germoplasma-de-la-eea-balcarce>) que contempla un total de 2234 registros para todas las especies del grupo en el país. Los puntos de presencia se revisaron según Scheldeman y Zonneveld (2010) a través del análisis de la inconsistencia entre coordenadas y datos de departamento. Luego de ello, los registros de colecta fueron revisados manualmente con las localidades extraídas de servicio de datos de acceso libre *Open Street Map* (<https://www.openstreetmap.org/#map=5/51.500/-0.100>) y los datos de localidades y pueblos provista por el Instituto Geográfico Nacional de Argentina (IGN; <http://www.ign.gob.ar/sig>), ambos disponibles en formato ESRI *Shapefile*. Con las mismas se determinaron las inconsistencias espaciales entre los sitios de colecta con las que figuran en las bases. Puntos con errores de georreferenciación fueron relocalizados usando dichas bases de datos y el programa *Google Earth* (disponible en <http://www.google.com/earth/download/ge/>). Los puntos de procedencia dudosa fueron eliminados. Este procedimiento se llevó a cabo para cada una de las 18 especies.

Una vez corregida la base de datos, se rescataron 965 registros de colecta, que son los que se usaron para preparar, seleccionar espacialmente y luego generar los modelos potenciales de distribución (Fig. 1). Para poder llevar a cabo el modelo de distribución de *Solanum maglia* fue necesario complementar la información de la base de datos, con puntos adicionales obtenidos del [www.gbif.org](http://www.gbif.org). Dicha especie sólo es encontrada en Argentina en una quebrada de la Cordillera Frontal de San Carlos (Mendoza) mientras que el resto de la distribución está en el centro y sur de Chile. La misma fue revisada siguiendo los mismos procedimientos descriptos anteriormente.

Para estimar la distribución potencial de las especies, se usó una aproximación basada en los modelos de nicho ecológico (ENM; Peterson, 2011; Anderson, 2012). Estos modelos definen el nicho ecológico mediante el uso de capas ambientales asociado a los puntos de registros, e identifican las áreas con condiciones ambientales similares a las zonas en las que la especie podría potencialmente ocurrir discriminando zonas con ambientes fuera de su nicho ecológico. Para generar la distribución potencial se usó el software Maxent (Phillips et al., 2006; Phillips y Dudík, 2008). Este algoritmo fue elegido debido a su buen desempeño comparado con otros ENM (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006; Aguirre-Gutiérrez et al., 2013). Se utilizaron las 19 variables bioclimáticas provistas por *Worldclim* con una resolución de 30 segundos (~1 km; Hijmans et al., 2005). Solo se emplearon variables climáticas ya que según Bucklin et al. (2015), producen aproximaciones efectivas y eficientes de ambientes habitables.

Es común que los registros de colecta sean el resultado de muestreos realizados en áreas fácilmente accesibles, llevando al agrupamientos geográfico de las localidades de colecta (Hijmans et al., 2000; Reddy y Dávalos, 2003; Kadmon et al., 2004). Esta situación puede causar un sobreajuste de los modelos al sesgo ambiental, limitando la habilidad del modelo para predecir datos de evaluación independientes, pero prediciendo estrechamente los datos con los que se lo calibra (Peterson, 2011; Boria et al., 2014). Eliminar estos agrupamientos espaciales evita que los valores de desempeño del modelo sean exagerados (Veloz, 2009; Hijmans, 2012). Debido a esto, se redujo el sesgo de muestreo filtrando espacialmente los datos de ocurrencia. Para ello, se siguió la metodología propuesta por Boria et al. (2014). Las especies de ambientes con alta heterogeneidad geográfica (especies que viven en zonas de gran altitud) o aquellas con rango restringido en Argentina (por ejemplo, *S maglia* y *S palustre*), fueron filtradas espacialmente a 5km. Las especies de distribución amplia en Argentina fueron filtradas

espacialmente a 10 km de distancia debido a que parte de su rango se encuentra en ambientes de alta heterogeneidad geográfica pero no equivalente a la anterior (por ejemplo, *S. chacoense*). El procedimiento consistió en remover, al azar, aquellos registros que estaban a una distancia inferior a 10 o 5 km uno de otro, dejando el número máximo de localidades posible. Por otro lado, hay situaciones en las que los modelos de distribución pueden ser poco confiables debido a que se cuenta con pocos registros (Gaubert et al., 2006). Debido a esto, para modelar la distribución potencial de las especies se las separó en dos grupos. Por un lado, las especies que tienen menos de 25 registros fueron modeladas siguiendo la metodología propuesta por Shcheglovitova y Anderson (2013). Por otro lado, aquellas con 26 o más datos de ocurrencia se modelaron según lo propuesto por Radosavljevic y Anderson (2014).

Para las especies con bajo número de ocurrencias (EBNO) se crearon grupos a través del método *delete-one jackknife*. Cada grupo de datos jackknife tiene un registro de evaluación y  $n-1$  registros de calibración (donde  $n$  es el número total de registros). El modelo de distribución fue puesto a punto mediante la modificación de dos configuraciones de Maxent: el multiplicador de regularización y la *feature class*. Se crearon modelos para todas las combinaciones de *feature class* y multiplicadores de regularización: L, LQ, H, LQH y LQHPF *feature class*; y 0.5, 0.75, 1.0, 1.25, 1.5, 1.75, y 2.0 multiplicadores de regularización. Se seleccionaron valores de multiplicadores cercanos a los propuestos por defecto, a fin de explorar la posibilidad de cambios pequeños en este parámetro que afecten a las salidas del modelo. El desempeño de cada combinación de configuraciones fue evaluado con la tasa de omisión (TO) y con el área debajo de la curva (AUC). El valor de TO y de AUC obtenido en cada iteración del *jackknife* fue promediado sobre  $n$  iteraciones para cada una de estas configuraciones (donde  $n$  es el tamaño de la muestra). El umbral de corte usado para calcular la TO fue el mínimo valor de presencia. Estos pasos fueron llevados a cabo para cada una de las diez EBNO.

Los modelos para las especies con 26 o más registros fueron configurados de manera similar. Se crearon corridas para las siguientes combinaciones: L, LQ, H, LQH y LQHPF de *feature class* y 0.25, 0.50, 1.00, 1.50, 2.00, 4.00, 6.00, 8.00 y 10.00 multiplicadores de regularización. Los modelos fueron corridos con el enfoque propuesto por Radosavljevic y Anderson (2014), el método de tipo enmascarado, geográficamente estructurado. De esta manera, el área de modelado es dividida en compartimientos de

distinta área, pero con el mismo número de registros (Araujo y Rahbek, 2006; Jiménez-Valverde et al., 2011; Peterson, 2011). Además, debido a su distribución en sentido Norte–Sur, cada uno de los grupos espaciales es organizado latitudinalmente. Esto reduce la auto-correlación entre los datos de calibración y evaluación ya que se hace con datos espacialmente separados y las métricas de evaluación no se exageran (Veloz, 2009; Hijmans, 2012). La evaluación de los modelos se hizo mediante el valor AUC promedio de las tres iteraciones para cada combinación de parámetros (una por cada zona enmascarada geográficamente). También se calculó la diferencia entre el AUC de evaluación (AUCe) y el AUC de calibración (AUCc). Esta diferencia de AUCs se la calculó para toda la región de estudio de cada especie (Radosavljevic y Anderson, 2014). Además de estas dos medidas, se calculó la TO. Para ello, se usó como umbral el percentil 10. Este umbral se utilizó debido a que el mismo no es sensible a localidades particularmente extremas en cuanto a su probabilidad. El mejor modelo fue elegido de acuerdo a: 1) la menor tasa de omisión, 2) el mínimo valor AUCs y 3) el máximo valor observado de AUCe.

Una vez obtenida la mejor combinación de parámetros se realizó, además de la distribución actual, la proyección de la distribución geográfica de cada especie hacia el futuro, bajo dos escenarios de cambio climático, para el año 2050. Las capas climáticas futuras usadas fueron las de la agencia australiana *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization and Bureau of Meteorology* (CSIRO-BOM). Se modeló la distribución potencial bajo dos rutas de concentración representativas (rcp, por sus siglas en inglés, de ahora en adelante escenarios) de gases de efecto invernadero, el escenario rcp45 y el rcp85. El primer escenario, rcp45, asume que la concentración pico de estos gases se da en el año 2040 y a partir de allí decrecen. El otro escenario, el rcp85, asume que las concentraciones de gases efecto invernadero siguen creciendo a lo largo del siglo 21 (IPCC, 2014). Las proyecciones fueron hechas con los parámetros obtenidos para el presente y seleccionando en las configuraciones *clamping*. Las distribuciones finales de las especies, tanto presentes como futuras, una vez validadas como se detalló anteriormente, fueron generadas usando el umbral *minimum training presence* con el objetivo de no dejar afuera de la distribución a ninguno de los puntos de registro de las especies.

### ***Impacto del cambio en el uso del suelo***

Para el análisis del impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las 18 PSP que se distribuyen en Argentina, se usó el mapa de coberturas de la Agencia Espacial Europea (ESA, por su sigla en inglés) bajo el nombre *ESA CCI Land Cover project*. Este mapa de cobertura del terreno tiene una resolución de 300 m y fue construido con imágenes del sensor MERIS FR/RR. El periodo que se usó para el análisis fue el comprendido entre 2008 y 2012 (<ftp://geo10.elie.ucl.ac.be/CCI/ESACCI-LC-L4-LCCS-Map-300m-P5Y-2010-v1.6.1.tif.7z>). Este mapa fue cortado para el territorio de Argentina y vectorizado para su uso en sistemas de información geográfica. Las 23 unidades de paisaje identificadas en el país fueron re-categorizadas para el procesamiento posterior (Tabla 2). Las superficies fueron re categorizadas como: 1) área natural no disponible (ANND; superficies con agua, hielo y nieve), 2) área natural disponible (AND; zonas con vegetación natural), 3) área natural no disponible por impacto humano (ANNDH; zonas de cultivos y áreas urbanas), 4) área natural con impacto humano bajo (ANHB; zonas en donde los cultivos representan menos del 50 % del pixel transformado) y 5) área natural con impacto humano alto (ANHA; zonas en donde el grado de transformación del pixel a parcelas de cultivo supera el 50 %). Para obtener la distribución potencial de cada una de las especies silvestres de papa se quitó de la distribución las áreas categorizadas como ANND. De esta manera se eliminaron los cuerpos de agua y zonas de hielo y nieve en donde no habitan estas especies. Para cada distribución potencial resultante (DPR) se determinó la superficie (SDPR), el número de fragmentos (NFDPR), los límites latitudinales y longitudinales. La DPR, fue filtrada por la capa ANNDH determinando así la distribución potencial disponible (DPD). Para cada DPD se determinó la superficie (SDPD) y el número de fragmentos (NFDPD). Con esta información se calculó el porcentaje de distribución geográfica perdida (PDP) y el porcentaje de incremento de los fragmentos (IF) para cada una de las 18 especies de parientes silvestres de papa de Argentina.

### ***Impacto del cambio climático***

Para cada una de las especies, de los dos escenarios de cambio climático resultantes del modelo de distribución potencial de Maxent, se evaluó si el rango geográfico se expandirá o contraerá en el año 2050. Para esto se determinó la superficie de la distribución futura (áreas de expansión y contracción o pérdida) para cada escenario y se lo comparó con la superficie del presente. Se realizó un balance entre el porcentaje de pérdida y el porcentaje de expansión de los rangos de distribución para determinar si, cada especie, aumenta o

disminuye su área de distribución. También, se determinó el número de fragmentos de las distribuciones futuras y se los comparó con el número de fragmentos en el presente. Además, se calculó la dirección y distancia de desplazamiento de los centros de gravedad de los polígonos de las distribuciones con respecto a los del rango actual.

### ***Patrones de riqueza de especies y hotspots***

Para describir los patrones de riqueza de especies para el presente y el futuro, con y sin cambio en el uso del suelo de los PSP de Argentina, se superpusieron los mapas de distribución de cada una de las 18 especies sobre una grilla con celdas hexagonales de 53.11 km<sup>2</sup>. Este tamaño de celda corresponde a la mediana de la superficie que tienen las áreas protegidas en Argentina (de la categoría I a la IV, según IUCN). El uso de celdas hexagonales permite minimizar el efecto borde (Nhancale y Smith, 2011). De esta manera se determinó la riqueza de especies por celda para: 1) el presente sin tener en cuenta lo perdido debido al cambio en el uso del suelo, 2) el presente teniendo en cuenta lo perdido por efecto del cambio en el uso del suelo, 3) el futuro de acuerdo al escenario rcp45, 4) el futuro de acuerdo al escenario rcp85, 5) el futuro de acuerdo al escenario rcp45, teniendo en cuenta lo perdido en el presente por cambio en el uso del suelo y 6) el futuro de acuerdo al escenario rcp85, teniendo en cuenta lo perdido en el presente por cambio en el uso del suelo. Se realizó un ANOVA para comparar la riqueza de especies promedio por celda para estas seis situaciones. Para ello la variable riqueza de especies fue transformada a  $\ln x$ .

Para definir los *hotspots* se usó el estadístico Getis-OrdGi\* (Getis y Ord, 1992; Ord y Getis, 1995) disponible en la herramienta *Hotspots Analysis* (ESRI, 2016a; b) Esta herramienta pone a prueba la hipótesis nula de distribución al azar de los *hotspots*, calculando el estadístico Gi\* de Getis-Ord para cada valor de riqueza, obteniendo valores  $z$  y  $p$  para cada celda. Este análisis busca la riqueza teniendo en cuenta el contexto, es decir la riqueza de las celdas vecinas, ya que una celda con riqueza alta es importante, pero es posible que no sea *hotspot* estadísticamente significativo. Para que un *hotspot* sea estadísticamente significativo debe estar rodeado de valores de riqueza altos. La suma local para una celda con determinado valor de riqueza y sus vecinos se compara proporcionalmente con la suma de todos los valores de riqueza. Cuando la suma local es muy diferente de la esperada, y esa diferencia es demasiado grande como para ser el resultado de una opción aleatoria, se obtiene como consecuencia una puntuación  $z$

estadísticamente significativa. Se configuró el análisis con distancias Euclidianas y el concepto de la distancia inversa al cuadrado y se identificaron los *hotspots* para el presente y el futuro, con y sin efecto del cambio en el uso del suelo. Los *hotspots* fueron definidos con valores  $z \geq 1.96$  y valores  $p$  asociados  $\leq 0.05$ . El concepto de *hotspot* utilizado corresponde a la identificación de celdas especialmente ricas en especies (Orme et al., 2005) y no al concepto tradicional de Myers et al. (2000). Se describió a los hotspots en función a las provincias y las ecoregiones, según Olson et al. (2001), en las que se encontraron.

### ***Identificación de nuevas poblaciones y planificación de la colecta de germoplasma***

A fin de poner a prueba la utilidad del modelo para identificar poblaciones no conocidas de las especies y así poder usarlo para la planificación de colecta de germoplasma en el presente, se llevó a cabo un estudio utilizando como especie modelo a *Solanum microdontum*. Una vez obtenido el modelo de distribución (tal como fue descrito en secciones anteriores), se seleccionaron 60 píxeles al azar dentro de la distribución y luego se determinó el valor de latitud y longitud del centroide de cada uno de ellos. Para facilitar la colecta, los píxeles seleccionados fueron aquellos que se encontraron a 500 m de la red caminera. Con esta información se elaboró un listado de potenciales puntos de colecta para esta especie. Cada punto seleccionado fue evaluado en el campo registrando la presencia-ausencia de la especie. En la (Fig. 2) a se muestra el diagrama conceptual del procedimiento de selección de los puntos que se muestrearon en el campo.

A fin de identificar qué áreas tienen prioridad para la colecta de germoplasma para los PSP en conjunto, se realizó un análisis utilizando las porciones del rango geográfico de las especies que se perderían en los dos escenarios de cambio climático futuro. Para ello, se superpusieron dichas porciones del rango de cada especie sobre la grilla de hexágonos usada previamente para el análisis de los patrones de riqueza de especies y se procedió, utilizando Marxan, a la identificación de las áreas prioritarias para la colecta de germoplasma. La planificación se realizó teniendo en cuenta tres metas de colecta: 1) que cada especie esté colectada al menos en un área (C1), en dos áreas (C2) y en tres áreas distintas (C3).

### ***Representatividad en el actual sistema de áreas protegidas y selección de áreas prioritarias***

Para evaluar la efectividad del actual sistema de áreas protegidas de Argentina (de ahora en más SAPA) se determinó la proporción de especies protegidas en el mismo de acuerdo a los siguientes objetivos de conservación: 1) que las especies estén protegidas al menos una vez en el SAPA (de ahora en más, T1), 2) que las especies estén protegidas al menos dos veces SAPA (de ahora en más, T2) y 3) que esté protegido el 10 % del rango geográfico de cada una de las especies bajo estudio en el SAPA (de ahora en más T10). Las áreas protegidas que forman parte del SAPA fueron aquellas que tienen jurisdicción nacional o provincial y que son clasificadas en las categorías I, II, III o IV (archivos vectoriales disponibles en <http://www.protectedplanet.net/>) por IUCN (Dudley, 2013). De acuerdo a este criterio el SAPA está conformado por 128 áreas protegidas.

Una vez identificado el nivel de protección que tiene la biodiversidad taxonómica del grupo bajo estudio, se seleccionaron las áreas complementarias al actual sistema a fin de maximizar los niveles de protección existentes. Para ello, se utilizó el software Marxan (Ball y Possingham, 2000; Ardron et al., 2010). Este software genera soluciones al problema del conjunto mínimo y tiene como objetivo específico minimizar el costo de la red de reservas, a la vez que cumple con todas las metas cuantitativas de biodiversidad. En este caso, se usaron los hexágonos construidos para los patrones de riqueza de especies y a ellos se les sobrepuso el lugar que ocupan las áreas protegidas. De esta manera cada polígono resultante (área protegida pre-existente o hexágono) es considerado como una potencial Unidad de Planificación (de ahora en más, UP). En total, la superficie de Argentina fue dividida, teniendo en cuenta las áreas de reserva pre-existentes (128 áreas protegidas) y los hexágonos (52219), en 52347 UP, y a cada una de ellas se le asignó un costo igual a uno. Para este análisis, el costo no se consideró como variable por lo que cada UP tiene el mismo peso para el algoritmo. Para correr el algoritmo de priorización, a las áreas protegidas existentes se les asignó *status* 2 para que fueran pre-incluidas como reservas iniciales en el análisis de complementariedad. El resto de las UP (hexágonos) recibieron un valor *status* 0. Se usaron las configuraciones por defecto recomendadas por el manual de Marxan (Ball y Possingham, 2000), tanto para el número de iteraciones como para los tipos de métodos de reservas y temperaturas de enfriamiento. Se plantearon como metas de representación las mismas indicadas previamente (T1, T2 y T10). Si las metas de representación en el SAPA no se encuentran satisfechas, el algoritmo genera un sistema complementario al existente para cumplir con las metas pre-establecidas. Esto se realizó usando los mapas de distribución potencial resultante (DPR) y los mapas de

distribución potencial disponible (DPD), es decir, en este último caso, aquellos que representan la distribución potencial con efecto del cambio en el uso del suelo. Ambos esquemas de conservación se compararon con base en: 1) número de nuevas áreas que complementan el sistema actual para cada meta de representación y 2) la congruencia espacial. Esta última fue definida como el porcentaje de celdas comunes entre los esquemas.

Adicionalmente, se determinó el número de áreas prioritarias que se han perdido como consecuencia del avance de la frontera agropecuaria y la urbanización (pérdida de oportunidades de conservación). Para ello, las áreas seleccionadas como prioritarias y complementarias al actual sistema, usando los mapas DPR fueron superpuestas sobre la capa ANNDH, es decir la que contienen la porción de hábitat no disponible por expansión agrícola y urbana. Aquellos hexágonos con más del 50% de hábitat convertido a cultivo o urbanización fueron considerados perdidos.

Bajo el mismo marco metodológico se seleccionaron los esquemas de conservación para los escenarios futuros. Estos esquemas de conservación tuvieron en cuenta el actual SAPA, la pérdida en el uso del suelo y el cambio climático. Los esquemas de conservación definidos para el futuro con las restricciones indicadas previamente se compararon con el esquema de conservación seleccionado para el presente (teniendo en cuenta los mapas DPD y meta de representación T10) teniendo en cuenta: 1) número de nuevas áreas que complementan el sistema actual y 2) la congruencia espacial. Esta última fue definida como el porcentaje de celdas comunes entre los esquemas comparados.

Finalmente, sólo para la meta de representación T10, para el presente y el futuro, se diseñaron sistemas de reservas compactos y conectados. Para ello, se usó el Modificador de Longitud de Frontera (BLM, por sus siglas en inglés), herramienta que mejora el agrupamiento y la compacidad local de las soluciones individuales (McDonnell et al., 2002; Fischer y Church, 2005). Si bien Marxan no incorpora la conectividad en forma directa, el BLM puede utilizarse para lograr algunas formas de conectividad (Klein et al., 2008). Los esquemas compactos fueron propuestos para el diseño de reservas, tanto actuales como futuras con y sin reservas pre-existentes, utilizando los mapas DPD. Se consideró como mejor sistema a aquel cuyo valor de BLM minimiza el área y la longitud de frontera (Stewart y Possingham, 2005). Se usaron los BLMs 0.01, 0.001, 0.0001, 0.00001, 0.000001 y 0.0000001.

## Resultados

### *Distribución geográfica de los parientes silvestres de la papa en Argentina*

Las distribuciones potenciales de cada una de las 18 especies parientes de la papa (PSP) que se distribuyen en Argentina se muestran en las Fig. 3A-20A, de acuerdo al siguiente detalle: *Solanum acaule* (Fig. 3A), *Solanum ×aemulans* (Fig. 4A), *Solanum berthaultii* (Fig. 5A), *Solanum boliviense* (Fig. 6A), *Solanum brevicaule* (Fig. 7A), *Solanum ×brucherii* (Fig. 8A), *Solanum chacoense* (Fig. 9A), *Solanum commersonii* (Fig. 10A), *Solanum infundibuliforme* (Fig. 11A), *Solanum kurtzianum* (Fig. 12A), *Solanum maglia* (Fig. 13A), *Solanum malmeanum* (Fig. 14A), *Solanum microdontum* (Fig. 15A), *Solanum neorossii* (Fig. 16A), *Solanum palustre* (Fig. 17A), *Solanum ×rechei* (Fig. 18A), *Solanum venturii* (Fig. 19A) y *Solanum vernei* (Fig. 20A). En todos los casos, los modelos tuvieron buen desempeño (Tabla 3). De las especies que se distribuyen en Argentina, el 38.89 % son endémicas del país (Tabla 1). *Solanum chacoense* fue la especie con el mayor rango geográfico de distribución (1677838.6 km<sup>2</sup>), seguida por *S. malmeanum* (285877.64 km<sup>2</sup>) y *S. kurtzianum* (252248.85 km<sup>2</sup>). La especie con el rango geográfico más restringido fue *S. maglia* (35.63 km<sup>2</sup>). El 66.66% de las especies (12) presentaron su distribución norte en el límite político entre Argentina y Bolivia. La especie con la distribución más austral fue *S. palustre* (-42.18 de la latitud Sur; Tabla 4).

### *Impacto del cambio en el uso del suelo*

Las distribuciones geográficas que son consecuencia del cambio en el uso del suelo para los PSP de Argentina, se muestran en las Fig. 3B-20B, de acuerdo al siguiente detalle: *Solanum acaule* (Fig. 3B), *Solanum ×aemulans* (Fig. 4B), *Solanum berthaultii* (Fig. 5B), *Solanum boliviense* (Fig. 6B), *Solanum brevicaule* (Fig. 7B), *Solanum ×brucherii* (Fig. 8B), *Solanum chacoense* (Fig. 9B), *Solanum commersonii* (Fig. 10B), *Solanum infundibuliforme* (Fig. 11B), *Solanum kurtzianum* (Fig. 12B), *Solanum maglia* (Fig. 13B), *Solanum malmeanum* (Fig. 14B), *Solanum microdontum* (Fig. 15B), *Solanum neorossii* (Fig. 16B), *Solanum palustre* (Fig. 17B), *Solanum ×rechei* (Fig. 18B), *Solanum venturii* (Fig. 19B) y *Solanum vernei* (Fig. 20B). Las especies más afectadas, de acuerdo al porcentaje de pérdida de rango geográfico (PDP), fueron *Solanum commersonii* (45.2%), *S. chacoense* (26.35%) y *S. malmeanum* (22.15%). El resto de las especies no superan el 8% de pérdida de rango geográfico (Tabla 5). Las especies que menos impacto tuvieron

por el cambio en el uso del suelo fueron *S. infundibuliforme* (0.69%) y *S. ×brucheri* (0.89%). En cuanto al incremento de la fragmentación (IF), las especies que presentaron mayores niveles de este parámetro fueron *S. chacoense* (3785.77%), *S. commersonii* (1517.25%), *S. malmeanum* (781.75%) y *S. microdontum* (211.8%). En el resto de las especies, el IF no superó el 50% (Tabla 5).

### ***Impacto del cambio climático***

Las distribuciones geográficas potenciales de las 18 especies de PSP de Argentina según los diferentes escenarios de cambio climático considerados, se muestran en las Fig. 21-38, de acuerdo al siguiente detalle: *Solanum acaule* (Fig. 21), *Solanum ×aemulans* (Fig. 22), *Solanum berthaultii* (Fig. 23), *Solanum boliviense* (Fig. 24), *Solanum brevicaulis* (Fig. 25), *Solanum ×brucheri* (Fig. 26), *Solanum chacoense* (Fig. 27), *Solanum commersonii* (Fig. 28), *Solanum infundibuliforme* (Fig. 29), *Solanum kurtzianum* (Fig. 30), *Solanum maglia* (Fig. 31), *Solanum malmeanum* (Fig. 32), *Solanum microdontum* (Fig. 33), *Solanum neorossii* (Fig. 34), *Solanum palustre* (Fig. 35), *Solanum ×rechei* (Fig. 36), *Solanum venturii* (Fig. 37) y *Solanum vernei* (Fig. 38). Para el escenario rcp45, 13 de las 18 especies perderían parte de su distribución debido al cambio climático. Las pérdidas netas estarían comprendidas entre 9.9 y el 100 % del rango geográfico actual. *Solanum maglia* sería la especie que se extinguiría completamente en este escenario. Algunas especies, que se ven afectadas negativamente por este factor (por ejemplo, *S. ×aemulans* y *S. vernei*), presentarían porcentajes de expansión altos, aunque en el balance no superarían los porcentajes de áreas perdidas (Tabla 6). Las especies que expandirían sus rangos de distribución, según este escenario, son *S. berthaultii* (18.7%), *S. ×brucheri* (24.2%), *S. neorossii* (5.2%), *S. ×rechei* (25.7%) y *S. venturii* (1.3%; Tabla 6). Se analizaron las distancias de desplazamiento de los centros de gravedad de las distribuciones con respecto a la actual, y variaron entre 2.3 y 182.7 km, siendo *S. berthaultii* la especie que menos se desplazaría y *S. malmeanum* la que lo haría en mayor medida. Seis especies se desplazarían hacia el Norte, tres hacia el Noreste y sólo una especie se desplazaría hacia el Noroeste. Cuatro especies se desplazarían hacia el Sudoeste, dos hacia el Sur y una lo haría hacia el Este (Tabla 6).

En el segundo escenario de cambio climático (rcp85), 17 de las 18 especies perderían parte de su rango geográfico con respecto al actual, siendo *S. ×brucheri* la única especie que se expandiría. Las pérdidas oscilarían entre el 100 % (*S. maglia*) y el 13.6%

(*S. malmeanum*). En este escenario, también, algunas especies presentarían porcentajes altos de expansión de rango geográfico, aunque no superarían los porcentajes de contracción de los mismos (por ejemplo, *S. malmeanum* y *S. ×rechei*; Tabla 7). Cuando se analizan las distancias de desplazamiento de los centros de gravedad de las distribuciones futuras con respecto a las actuales, estas fueron desde los 8.3 km (*S. ×brucheri*) hasta los 250.5 km (*S. malmeanum*). Siete de las especies se desplazarían hacia el Norte y cinco hacia el Sur. Dos especies lo harían hacia el Noreste, dos hacia el Noroeste y una hacia el Suroeste (Tabla 7).

### ***Patrones de riqueza de especies y hotspots***

La riqueza de especies promedio de los PSP de Argentina, usando los mapas DPR, fue de  $1.29 \pm 1.55$  especies por celda, con un máximo de 12 y un mínimo de 0 especies por celda. Cuando se consideró sólo las celdas que presentaban al menos una especie, la riqueza promedio fue de  $1.88 \pm 1.55$  especies por celda (Fig. 39). Por otro lado, la riqueza de especies promedio de los PSP de Argentina, usando los mapas DPD, fue de  $1.26 \pm 1.57$ , con un máximo de 12 especies y un mínimo de cero especies. Sin tener en cuenta las celdas sin especies, la riqueza de especies promedio fue de  $1.91 \pm 1.58$  (Fig. 40). La riqueza de especies de los PSP de Argentina para el escenario futuro rcp45 tuvo un máximo de 12 especies por celda y el promedio fue de  $0.96 \pm 1.47$ . Cuando no se tuvieron en cuenta aquellas celdas sin especies, el promedio fue  $1.76 \pm 1.59$  (Fig. 41). Para el escenario futuro rcp85, la riqueza de especies tuvo un máximo de 12 especies y en promedio, incluyendo las celdas con cero, fue de  $0.92 \pm 1.33$ . En cambio, sin tener en cuenta las celdas con valor cero, la riqueza de especies promedio fue de  $1.70 \pm 1.40$  (Fig. 42). Para el escenario futuro rcp45, teniendo en cuenta la pérdida actual por cambio en el uso del suelo, la riqueza de especies promedio fue  $0.92 \pm 1.47$ , mientras que sin tener en cuenta las celdas sin especies, el promedio fue de  $1.78 \pm 1.63$  (Fig. 43). La riqueza de especies promedio para el escenario futuro rcp85, teniendo en cuenta las celdas sin especies, fue  $0.88 \pm 1.33$ . Excluyendo las celdas con valor cero, la riqueza de especies promedio fue de  $1.71 \pm 1.43$  (Fig. 44). Se registraron diferencias significativas en la riqueza de especies promedio/celda (sin tener en cuenta las celdas sin presencia de especies) obtenidas usando diferentes mapas de distribución ( $F = 194.82$ ,  $gl = 5$ ,  $p < 0.0001$ ). De acuerdo a la prueba de Duncan la riqueza promedio obtenida para los escenarios climáticos futuros con y sin cambio en el uso del suelo fueron significativamente menores que los obtenidos con los mapas DPR y DPD ( $< 0.05$ ), siendo

significativamente menores para el escenario rcp85 con y sin cambio en el uso del suelo. La riqueza de especies promedio/celda fue significativamente mayor cuando se utilizaron los mapas DPD.

Los *hotspot* para los PSP de Argentina, usando los mapas DPR fueron 2503 celdas (con cinco o más especies), mientras que aquellos en donde se utilizaron los mapas DPD fueron 2502 celdas. El número de *hotspots* identificados para el escenario rcp45 fue de 2402 y no difirió con el mapa de distribución utilizado (potencial o con efecto del cambio en el uso del suelo). El mismo patrón se registró para el escenario rcp85 donde el número de *hotspots* fue de 2247. Para los seis análisis generados (presente potencial y actual, futuros potenciales y futuros con efecto del cambio en el uso del suelo), la mayor concentración de *hotspots* de PSP de Argentina se registró en la región noroeste del país (Fig. 45). Estos *hotspots* se localizaron en las provincias de Jujuy, Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja y San Juan y en las ecorregiones de la Estepa Patagónica Andina, el Chaco Seco, la Puna Central, las Yungas, el Monte Alto y la Puna Central Seca.

#### ***Identificación de nuevas poblaciones y planificación de la colecta de germoplasma***

Teniendo en cuenta el mapa de distribución generado para *S. microdontum* se seleccionaron 60 sitios para evaluar la presencia-ausencia de esta especie con probabilidades que variaban entre un máximo de 0.756 y un mínimo de 0.033. Como resultado de los muestreos en el campo, se registraron 36 sitios con presencia de PSP (60% de los sitios evaluados; Tabla 8 y Fig. 46). En el 31.67% de los sitios se registró a *S. microdontum*, en el 15% a *S. chacoense* y en el 13% a *S. aff. acaule*. En todos los sitios con presencia de PSP, sólo se registró una especie. La presencia de *S. microdontum*, cubrieron todo el espectro de probabilidades evaluadas (0.756 a 0.037).

Para cumplir con el objetivo C1 de prioridades de colecta de germoplasma de los PSP de Argentina, se identificaron seis áreas (Fig. 47). Para C2 serían necesarias 13 áreas (Fig. 48) mientras que para C3, 20 (Fig. 49). En C1, las áreas prioritarias de colecta se ubicaron en las provincias de Buenos Aires, Formosa, Jujuy, La Rioja, Neuquén y Tucumán con sólo una celda en cada una. Las provincias con áreas con prioridad de colecta para la meta C2, se ubicaron en las provincias de Corrientes (2), Entre Ríos (1), Jujuy (2), La Rioja (2), Mendoza (2) y Neuquén (2). Para esta meta dos áreas se ubicaron en la jurisdicción de dos provincias, una entre las provincias de Salta y Jujuy y la otra entre las provincias de Tucumán y Catamarca). Para la meta C3, las áreas se ubicaron en

las provincias de Buenos Aires (1 área), Catamarca (2), Corrientes (3), Jujuy (5), La Rioja (3), Mendoza (3), Neuquén (1) y Río Negro (2).

### ***Representatividad en el actual sistema de áreas protegidas y selección de áreas prioritarias***

De las 18 especies de PSP presentes en Argentina, 16 están representadas en el actual sistema de reservas de acuerdo a las metas de representación T1 y T2. *Solanum maglia* y *S. ×rechei* no están incluidas en las áreas de conservación existentes, siendo esta última la única especie endémica no protegida. La única especie que está representada en el actual SAPA de acuerdo a la meta de representación T10, fue *S. palustre*, con un 43.6% de su rango geográfico representado. Para el resto de las especies, el porcentaje de rango geográfico protegido es inferior al 7.5% (Tabla 9). Por otro lado, si se analiza el número de especies presentes en cada área protegida, las reservas en Argentina protegen en promedio  $2.91 \pm 2.42$  especies, con un máximo de 11 y 10 especies (Parques Nacionales Calilegua y Los Cardones, respectivamente; Tabla 10).

Debido a la falta de protección de *S. maglia* y *S. ×rechei*, se seleccionaron, para todas las metas de representación, las nuevas UP (unidades de planificación) necesarias para incluir a estas especies. Cuando se utilizaron los mapas DPR, se seleccionaron dos nuevas UP de acuerdo a la meta T1 (Fig. 50A), cuatro de acuerdo a la meta T2 (Fig. 50C) y 2898 de acuerdo a la meta T10 (Fig. 50E). Cuando se utilizaron los mapas DPD, se seleccionaron dos nuevas UP para la meta T1 (Fig. 50B), cuatro para la meta T2 (Fig. 50D) y 2071 para la meta T10 (Fig. 50F). Las nuevas UP seleccionadas para la meta T1 y T2, para los esquemas con y sin impacto del cambio en el uso del suelo, se ubicaron en las provincias de Mendoza y La Rioja. Las nuevas UP seleccionadas para cumplir con la meta de representatividad T10, para ambos esquemas, se ubicaron desde el límite Sur de las provincias de Buenos Aires, La Pampa y Mendoza hasta el Norte de Argentina. Para el T1 no hubo congruencia entre las áreas, mientras que para el T2 fue del 0.25. La congruencia para la meta T10 fue del 0.10.

Sólo se perdieron áreas prioritarias para conservación como consecuencia del avance de la frontera agropecuaria y la urbanización (pérdida de oportunidades de conservación) para la meta de representación T10. Para esta meta, el número de áreas prioritarias perdidas fue de 723 (Fig. 51), concentradas principalmente en las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe.

Las nuevas UP seleccionadas usando las distribuciones en escenarios climáticos futuros y considerando el cambio en el uso del suelo en el presente y el SAPA, fueron 1429 para el escenario rcp45 y 1423 para el escenario rcp85. Para ambos esquemas, las UP se ubicaron principalmente en las regiones Noroeste, Cuyo y Litoral (Fig. 52). La congruencia espacial entre los esquemas seleccionados para el presente de acuerdo a la meta T10 con las obtenidas para el escenario rcp45 fue de 0.12 (165 celdas), mientras que fue del 0.13 (186 celdas) con las obtenidas para rcp85. Sólo 22 nuevas UP coinciden entre los dos esquemas de conservación obtenidos para los escenarios de cambio climático y para el presente. Estas áreas se ubicaron en las regiones del noroeste, centro-sur y del litoral (Fig. 53)

En el diseño de reservas compactas, para el presente y el futuro, el valor óptimo de BLM fue 0.0001 (Fig. 54). Para el esquema del presente, se identificaron 470 grupos de UP, para cumplir con la meta T10 (Fig. 55), mientras que para el escenario futuro rcp45 se identificaron 426 grupos (Fig. 56). Para el escenario futuro rcp85 se identificaron 398 grupos de UP (Fig. 57), para cumplir con la meta de representación preestablecida.

## Discusión

Para todas las especies estudiadas, los modelos tuvieron un buen desempeño, confirmando la importancia de Maxent como una herramienta útil para la construcción de mapas de distribución de especies (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006; Aguirre-Gutiérrez et al., 2013). En el presente estudio, se tuvieron en cuenta diferentes aspectos que permiten mejorar el desempeño del modelo, evitando sobre todo la sobrevaloración del AUC y el sobreajuste del modelo (Veloz, 2009; Peterson, 2011; Hijmans, 2012; Boria et al., 2014). De acuerdo a los resultados la especie con el mayor rango de distribución en Argentina fue *Solanum chacoense*, la que se distribuye ampliamente en la región centro-norte del país. Por otra parte, la especie con la distribución más restringida, de acuerdo al presente estudio fue *S. maglia*. Es importante indicar que el nivel de ajuste de estos modelos a la distribución que realmente ocupan estas especies en nuestro país debe hacerse a partir de una muestra independiente de datos, principalmente por validación de campo (*ground validation*; Rebelo y Jones, 2010; Rinnhofer et al., 2012), en diferentes localidades a lo largo del rango probabilístico construido para cada una de las especies. Estas evaluaciones se han realizado al presente, sólo para unas pocas especies focales, sobre todo de animales, entre otras razones debido a que estas evaluaciones necesitan recursos económicos y tiempo para poder realizarse. En las especies cuyas distribuciones han sido evaluadas al presente, se han registrado sitios dónde las mismas no están presentes, aunque el modelo lo predice. Esto puede deberse a que las especies, aun cuando tienen hábitat disponible, no lo han podido colonizar debido a barreras ambientales o al hecho de que no se encuentran en esas localidades otras especies con las que interactúa positivamente. Además, la ausencia de las especies en sitios en los que debería encontrarse, puede deberse a que las mismas han sido extirpada debido al impacto de las actividades humanas, sobre todo cuando las especies presentan una gran sensibilidad al disturbio antrópico. En adición, otra causa por lo que no se encuentran en los sitios en los que se predice su presencia puede ser los limitados esfuerzos de muestreo para su búsqueda, por ejemplo, en especies móviles con un determinado tipo de comportamiento o en el caso de plantas, las especies herbáceas que sólo podrán registrarse durante el período de crecimiento. Aun cuando, en la presente tesis no se han realizado evaluaciones de campo del desempeño de las distribuciones obtenidas, los resultados registrados para la planificación de colecta de germoplasma de *Solanum microdontum* indican que los

modelos de distribución generados para los PSP podrían tener un buen desempeño, ya que se ha registrado la especie en sitios no conocidos predichos por el modelo específico para esta especie. Futuros estudios deberían tener como objetivo realizar la validación del modelo en campo, al menos para algunas de las especies estudiadas aquí, como las raras o aquellas que presentan mayor vulnerabilidad a las amenazas como el cambio en el uso del suelo y por lo tanto deben generarse para las mismas estrategias de conservación *in situ* y *ex situ*.

### ***Impacto del cambio en el uso del suelo***

Tres especies, *S. commersonii*, *S. chacoense* y *S. malmeanum*, fueron las más afectadas por el cambio en el uso del suelo, con pérdidas del rango geográfico superior al 20%, siendo *S. commersonii* la especie con la mayor pérdida de rango geográfico (un poco más del 45%). El resto de las especies presentaron porcentajes de pérdida no superior al 8%. Las tres especies indicadas son a la vez las especies que presentaron los mayores incrementos de fragmentación de sus distribuciones originales. Estos resultados confirman la hipótesis original que el cambio en el uso del suelo es una amenaza importante para los PSP, sobre todo en aquellas especies que se distribuyen en ecorregiones que tienen un especial valor para la expansión de la actividad agropecuaria. Es decir que la amenaza por este factor es diferencial entre los PSP de Argentina. En las especies indicadas anteriormente, sus rangos geográficos predichos, incluyen las ecorregiones con los valores más altos de aptitud para la actividad agrícola en Argentina, como lo son la Pampa Húmeda, el Espinal, el Chaco Seco y Húmedo, entre otras (Paruelo et al., 2006). Dado que algunas de estas ecorregiones poseen una matriz del paisaje con algún grado de heterogeneidad, que hace que no toda su extensión se aproveche para la agricultura extensiva (e.g. áreas serranas), estudios futuros deberían identificar dichas unidades del paisaje para concentrar las acciones de conservación en las mismas. Sin embargo, esto significaría limitar las mismas a sólo fragmentos del paisaje donde aún habitan las especies y donde las potenciales amenazas que provocarían extensión local, son menores. En este sentido, se han registrado poblaciones de *S. commersonii* en ecosistemas serranos de la provincia Buenos Aires (Prieto et al., 2016), donde acciones de conservaciones podrían realizarse para proteger dichas poblaciones en esta porción relictual del rango de distribución de esta especie.

En contraposición, las especies que registraron la menor pérdida del rango geográfico fueron aquellas de distribución principalmente andina, en ecorregiones con valores bajos de aptitud para la agricultura. El uso histórico de ciertas regiones para la actividad agrícola, sumado al incremento de esta actividad en la última década principalmente por cultivo de soja, ha significado un impacto creciente sobre los sistemas naturales de nuestro país (Paruelo et al., 2006; Volante et al., 2016). En este sentido, existen regiones que han sufrido un aumento en la tasa de deforestación por avance de la frontera agropecuaria en la última década. Este es el caso de la región noroeste del país, donde el avance de la frontera agropecuaria, sobre todo en la región chaqueña, ha superado los índices de pérdida que ha experimentado el país (Gasparri y Grau, 2009; Volante et al., 2016). La información obtenida en la presente tesis, con relación a los niveles de amenaza debido al cambio en el uso del suelo, son importantes porque claramente muestran que ésta es una amenaza importante para los PSP de Argentina, y que debido a los niveles de impacto alcanzado por algunas de las especies (*S. commersonii*, *S. chacoense* y *S. malmeanum*), las mismas deberían estar incluidas en algunas categoría de riesgo a la extinción. Complementariamente a esto deberían incrementarse de manera urgente estrategias de conservación *in situ* y *ex situ* para estas especies.

### ***Impacto del cambio climático***

Los resultados de la presente tesis ponen de manifiesto que los PSP de Argentina se verán afectados negativamente por el cambio climático futuro, confirmando así la hipótesis original de que este es un factor de amenaza para este grupo de especies. Resultados similares fueron obtenidos por Jarvis et al. (2008). Sólo una especie (*S. ×brucheri*) expandirá sus rangos de distribución de acuerdo a los dos escenarios, lo que ya ha sido indicado para otras especies de parientes silvestres de la papa (Jarvis et al., 2008). Algunos PSP, tendrán un comportamiento dual, ya que de acuerdo al rcp45, expandirían sus rangos, mientras que de acuerdo al escenario rcp85 perderían parte de sus distribuciones actuales. Comportamientos similares han sido registrados para especies de plantas del género *Banksia* del oeste de Australia (Fitzpatrick et al., 2008) y para especies de plantas del Bosque Atlántico Brasileño (Colombo y Joly, 2010). Estos resultados son importantes porque ponen de manifiesto que un cambio en el comportamiento de nuestra sociedad puede ser clave para algunas especies, en el sentido que no se verán afectadas por el cambio climático futuro.

De acuerdo a lo resultados obtenidos en el presente estudio, algunos PSP son especialmente sensibles al cambio climático, aun cuando el escenario sea el más moderado. Este es el caso de *S. maglia*, una especie de rango geográfico restringido en la actualidad, que se extinguirá en los dos escenarios de cambio climático evaluados. El resultado para esta especie es contrario a los registrado por Jarvis et al. (2008), para el rango geográfico completo de la especie, que además de distribuirse en Argentina lo hace en Chile. La diferencia en la predicción puede deberse a que dicho autor modeló la distribución completa de la especie, lo que implicaría que se expande en la porción chilena de la distribución y se retrae en la porción argentina. Otra diferencia puede deberse a la resolución espacial, que fue de 50 km en Jarvis et al. (2008) y de 1 km en el presente trabajo. Por último, otra posible causa de la diferencia encontrada en las predicciones puede deberse al escenario de cambio climático utilizado por dicho autor, el que ha sido modificado de acuerdo al último informe del IPCC (IPCC, 2014), y que es el que se utilizó en la presente tesis. Estas diferencias metodológicas relativizan las diferencias registradas entre los resultados obtenidos por ese autor y los registrados en la presente tesis, rescatando algunos patrones generales como el hecho de que no todas las especies se van a ver afectadas de igual forma y siempre de manera negativa.

Estudios previos han indicado que dentro de un género pueden registrarse especies que se expanden, que se contraen y que se extinguen frente a escenarios de cambio climático futuro (Fitzpatrick et al., 2008), tal como se ha registrado en la presente tesis. Esto implica que las amenazas más importantes que se han identificado para la biodiversidad, no siempre afectan de manera uniforme a un conjunto de especies que pertenecen a un mismo linaje o se distribuyen en una región particular, lo que sugiere que se deben realizar evaluaciones para identificar claramente cuáles son las especies más afectadas. En el presente caso, y al igual que para la amenaza debida al cambio en el uso del suelo, el efecto del cambio climático es diferencial para los PSP de Argentina, aunque con un impacto más significativo ya que un mayor número de especies se verá afectado negativamente. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la necesidad de realizar acciones de conservación tanto *in situ* como *ex situ* para las especies amenazadas por el cambio climático. Por un lado, seleccionando las áreas que en el futuro seguirán siendo importantes para este grupo de especies y por el otro realizando conservación *ex situ* de la variabilidad que se perderá en el futuro en función de la extinción local de ciertas poblaciones. En este sentido 13 especies (*S. ×aemulans*, *S. boliviense*, *S. brevicaule*, *S.*

*chacoense*, *S. commersonii*, *S. infundibuliforme*, *S. kurtzianum*, *S. maglia*, *S. malmeanum*, *S. microdontum*, *S. palustre* y *S. vernei*), emergen como de alta prioridad de acuerdo a los efectos predichos del cambio climático, una de ellas con la máxima prioridad debido a que se predice su extinción en los dos escenarios de cambio climáticos futuros evaluados (*S. maglia*).

### ***Patrones de riqueza de especies y hotspots***

De acuerdo a los resultados se registraron diferencias significativas en la riqueza de especies promedio entre los seis esquemas que utilizaron diferentes mapas de distribución. Esto implica que el cambio en el uso del suelo, el cambio climático o la combinación de ambos afectan los patrones de riqueza de especies de los PSP de Argentina. Un resultado llamativo fue que la riqueza de especies promedio de PSP aumentó cuando se utilizaron los mapas resultado de filtrar la pérdida de hábitat por cambio en el uso del suelo. Esto puede deberse a que se incrementaron las celdas sin presencia del al menos una especie, lo que afectó de manera directa el cálculo de la riqueza promedio de especies. En los escenarios de cambio climático futuro con y sin cambio en el uso del suelo, la riqueza de especies promedio disminuye, como consecuencia de la pérdida de rango geográfico de las especies, tal como se discutió previamente. Resultados similares fueron registrados por Jarvis et al. (2008) para parientes silvestres de *Solanum*, *Vigna* y *Arachis* y por Fitzpatrick et al. (2008) para las especies del género *Banksia* de Australia. Algunos estudios han indicado que la riqueza de especies puede incrementar o disminuir en algunas regiones como consecuencia del efecto diferencial que el cambio climático tiene en las diferentes ecorregiones (Currie, 2001; Iverson y Prasad, 2001; Albouy et al., 2012), por lo tanto, futuros estudios deberían analizar si la riqueza de especies de PSP, disminuye de manera uniforme a lo largo de Argentina.

En el noroeste de Argentina se registró la mayor concentración de PSP (*hotspots*), lo que es coincidente con lo indicado por Hijmans y Spooner (2001), que realizaron un estudio utilizando sólo los puntos de registro de las especies. El noroeste del país, concentra la mayor diversidad de plantas de Argentina (Juárez et al., 2006; Godoy-Bürki et al., 2014; Ortega-Baes et al., 2015), formando parte de la región de los Andes Centrales, un *hotspot* de biodiversidad de importancia global (Myers et al., 2000). Los Andes Centrales han sido destacados además por albergar una gran diversidad de

parientes silvestres de plantas cultivadas (Hijmans y Spooner, 2001; FAO, 2010; Jimenez et al., 2013; Carrizo García et al., 2016)

### ***Identificación de nuevas poblaciones y planificación de la colecta de germoplasma***

De acuerdo a los resultados, el uso de modelos de distribución basados en el nicho ecológico es útil para planificar la colecta de germoplasma de los PSP de Argentina. El análisis realizado para *S. microdontum*, mostró que en el 60% de los sitios evaluados se registraron poblaciones no conocidas de PSP de Argentina, aunque sólo en el 31.67% de los sitios se registró a la especie estudiada. Otras dos especies fueron observadas en los sitios monitoreados (*S. chacoense* y *S. aff. acaule*). En adición, a esta evaluación, se seleccionaron sitios que tienen prioridad para la colecta de germoplasma ya que se perderán como consecuencia del cambio climático. Para ello, se usaron los modelos de distribución obtenidos con Maxent y los algoritmos de selección de áreas (Marxan). De acuerdo a este análisis se identificaron un número variable de áreas de acuerdo a objetivos de colecta diferentes. De acuerdo al objetivo C3, es decir que se identifiquen al menos tres poblaciones amenazadas por el cambio climático para los PSP de Argentina, se seleccionaron 19 sitios que tienen prioridad para esta acción, los que se encuentran ubicados en las provincias de Buenos Aires, Catamarca, Corrientes, Jujuy, La Rioja, Mendoza, Neuquén y Río Negro. La planificación de colecta de germoplasma con base en modelos de distribución y herramientas que proveen los Sistemas de Información Geográfica (SIG) es cada vez más recomendada a fin de evitar los sesgos que existen en muchas colecciones de germoplasma. Esto permite priorizar áreas con objetivos específicos definidos a priori (por ejemplo, número de poblaciones que se desean monitorear) y de una manera más eficiente. Dado que estas herramientas pueden incluir la heterogeneidad ambiental, se pueden coleccionar muestras más representativas de la variabilidad de un grupo focal de especies, identificando poblaciones no conocidas hasta el presente (Jarvis et al., 2005; Villordon et al., 2006; Parra-Quijano et al., 2012). En virtud de los costos asociados a la colecta de germoplasma, recientemente se ha recomendado, además del uso de los modelos de distribución basados en el nicho, el uso de algoritmos de selección de áreas para hacer más eficiente la colecta, es decir identificar el mayor número de poblaciones con el menor esfuerzo posible (Carvalho et al., 2016). Futuros estudios deberían evaluar la efectividad del uso de estas herramientas combinadas para los PSP de Argentina, analizando si en los sitios identificados en esta tesis se registran estas especies. La confirmación de estos resultados a través de evaluaciones de

campo sería muy útil para planificar la colecta de germoplasma de otros parientes silvestres y de otros grupos de especies nativas que tienen valor de uso y que por lo tanto deben ser incorporados a bancos de germoplasma.

### ***Representatividad en el actual sistema de áreas protegidas y selección de áreas prioritarias***

Los resultados indican que el Sistema de Áreas Protegidas de Argentina (SAPA), es efectivo en conservar la diversidad taxonómica de los parientes silvestres de la papa que se distribuyen en el país, ya que 16 especies (88.89%) estuvieron representados al menos dos veces en el SAPA. Sólo dos especies, *Solanum maglia* y *S. ×rechei* no estuvieron incluidas en las áreas de conservación existentes, siendo esta última la única especie endémica no protegida. Por el contrario, el presente estudio mostró que sólo una especie (*S. palustre*), cumplió con la meta de representación T10, es decir que al menos el 10% del rango geográfico de las especies esté representado en el SAPA. Cadima et al. (2014) han realizado una evaluación sobre los niveles de conservación *in situ* que presentan los parientes silvestres de la papa que son endémicos de Bolivia, registrando que sólo el 33% de dichas especies están representadas en el sistema de áreas protegidas de ese país. Este estudio se realizó teniendo en cuenta sólo metas de representación de presencia-ausencia de las especies; por lo tanto, las especies argentinas de PSP tienen niveles de protección mayor comparado con las especies bolivianas. Estudios previos realizados con diferentes grupos de organismos han indicado que los Sistemas de Áreas Protegidas existentes en diferentes regiones de nuestro planeta son inefectivos en proteger la diversidad objeto de conservación, y por lo tanto esfuerzos extras deben realizarse para maximizar la conservación de la biodiversidad de nuestro planeta (Margules y Pressey, 2000; Andelman y Willig, 2002, 2003; Brooks et al., 2004; Rodrigues et al., 2004a; b).

En este sentido, para cumplir las metas de representación preestablecidas (T1, T2 y T10) es necesario expandir el sistema actual de áreas protegidas para los PSP de Argentina. Para dar cumplimiento a las metas T1 y T2, y así incluir a *S. maglia* y *S. ×rechei* en los esquemas de conservación, fueron necesarias dos y cuatro nuevas áreas, respectivamente. Este esfuerzo de conservación extra fue el mismo, independientemente del tipo de mapa de distribución utilizado para el presente. Las nuevas áreas se ubicaron en las provincias de La Rioja y Mendoza. Dada la alta representatividad de los PSP en el SAPA, este esfuerzo extra es factible de ser cumplido dado el bajo número de áreas que

se requieren para cumplir con estas dos metas. En contraposición, un alto esfuerzo de conservación debe realizarse para dar cumplimiento a la meta de representación T10, ya que sólo una especie cumplió con este objetivo. Estas áreas se distribuyeron ampliamente a lo largo del país desde el centro al norte del mismo. El uso de metas de representación mayores a las que consideran sólo la presencia-ausencia de especies en esquemas de conservación específicos, deben incluir, necesariamente, otros mecanismos de conservación adicionales al establecimiento de reservas (Pompa et al., 2011). Fijar como meta de representación que el 10% del rango geográfico de una especie esté contenido en las áreas seleccionadas como prioritarias, tiene como propósito asegurar la protección de poblaciones viables al proteger porciones de la distribución, lo que no queda asegurado, necesariamente, con las metas cualitativas (Ceballos et al., 2005). En esas áreas pueden establecerse programas de educación ambiental o legislación que regule las actividades humanas que no son compatibles con la persistencia de las poblaciones de especies que se desean proteger.

El análisis realizado para el presente, demuestra que los esquemas de conservación son fuertemente dependientes del tipo de mapa utilizado para establecer las prioridades de conservación. Si bien el número de nuevas áreas necesarias fue el mismo para las metas T1 y T2, la congruencia espacial fue nula para la primera y de solo 0.25 para la segunda. En el caso de la meta T10, sólo se registró una congruencia espacial de 0.10. Por lo tanto, se recomienda que los esquemas de conservación se seleccionen utilizando los mapas de distribución que más se acerquen a la realidad. En este sentido, dado el impacto que el cambio en el uso del suelo tiene en la actualidad sobre la biodiversidad, los mapas de distribución utilizados deberían ser aquellos que son el resultado de filtrar la distribución potencial con una cobertura de uso del suelo. Estos mapas permiten seleccionar áreas de conservación en sitios que no se han perdido por impacto agudo de las actividades humanas. En este sentido, los resultados indican que el retraso en la decisión de generar esquemas de conservación *in situ* para un grupo particular de especies, se expresan en la pérdida de sitios de alto valor para la conservación, lo que es conocido como pérdida de oportunidades de conservación (Sánchez-Cordero et al., 2005; Peterson et al., 2006; Fuller et al., 2007). En el caso particular de los PSP de Argentina esas áreas se ubicaron en las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe.

De acuerdo a las distribuciones geográficas que las especies tendrán en escenarios de cambio climático futuro (rcp45 y rcp85), y teniendo en cuenta los niveles de pérdida de porciones del rango geográfico por cambio en el uso del suelo en el presente y el actual sistema de áreas protegidas, se seleccionaron un menor número de nuevas áreas de acuerdo a la meta de representación T10. Estas áreas se ubicaron principalmente en las regiones Noroeste, Cuyo y Litoral. La congruencia espacial entre estos esquemas de conservación *in situ* y los del presente de acuerdo a la meta T10, no superaron el 13%, de las cuales sólo 22 nuevas áreas son coincidentes entre los esquemas de conservación realizados con las distribuciones presentes y futuras. Estos resultados claramente muestran que las prioridades de conservación para el futuro difieren con relación al presente y esto es consecuencia directa del impacto del cambio climático sobre las distribuciones de las especies. Como se indicó previamente las distribuciones de los PSP de Argentina se modificarán en el futuro por extinción, reducción, expansión y desplazamiento. Estos cambios en las prioridades de conservación en el futuro han sido registrados en trabajos previos para algunas regiones y ponen de manifiesto la necesidad de planificar estrategias de conservación en el presente que tengan en cuenta el impacto del cambio climático futuro (Araújo et al., 2004; Hannah et al., 2007; Bitencourt et al., 2016). En este sentido, las 22 áreas identificadas como importantes en el presente y en el futuro deben ser consideradas las áreas con la más alta prioridad para generar estrategias de conservación para los PSP de Argentina. Estas áreas deberían ser evaluadas en el futuro para conocer el estado de las poblaciones de los PSP que se distribuyen en las mismas, analizando los niveles de amenaza a escala local y la posibilidad de instrumentar acciones de conservación tanto *in situ* como *ex situ*.

El análisis para el diseño de reservas compactas usando la herramienta BLM, permitió identificar agrupaciones de áreas con alto valor de conservación tanto para el presente como para los escenarios futuros. Estas agrupaciones se ubicaron para el presente, en el centro, norte y este del país, a excepción de las regiones de alto valor productivo de las provincias de Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba. En el futuro, las agrupaciones de áreas se ubicaron en las mismas regiones, aunque no incluyeron a la región chaqueña. El uso de esta herramienta en el diseño de esquemas de conservación, permite generar sistemas compactos, lo que facilita la conectividad entre las áreas, promoviendo los procesos de dispersión y migración, y evitando los procesos de extinción a escala local debido al aislamiento (Zhang et al., 2016). Usando mapas de distribución

que tienen en cuenta lo que se ha perdido por cambio en el uso del suelo, los sistemas de agrupamiento se hacen teniendo en cuenta el hábitat que está disponible.

### ***Consideraciones finales***

De acuerdo a los resultados de la presente tesis se definieron los rangos geográficos potenciales de todas las especies de PSP reconocidas como válidas en la actualidad. Algunas de ellas presentan distribuciones amplias en el país, mientras que otras presentan rareza geográfica. Tal como se había hipotetizado, el cambio en el uso del suelo es un factor que amenaza la diversidad taxonómica de los PSP de Argentina. Sin embargo, este factor de amenaza afecta diferencialmente a este grupo de especies. Tres PSP fueron identificados como los más afectados por este factor, ya que han perdido porciones significativas de su rango geográfico, que en parte incluye las ecorregiones con mayor aptitud para las actividades agropecuarias en este país. De igual manera, se ha identificado que los PSP que se distribuyen en nuestro país serán afectados por el cambio climático, aunque este también los afectará de manera diferencial. Trece especies se verán afectadas por el cambio climático futuro, con una de ellas extinguiéndose en los escenarios evaluados en el presente trabajo (*S. maglia*). Si se tienen en cuenta ambos factores de amenaza, cuatro especies emergen como las de máxima prioridad para acciones de conservación. Por un lado, las tres especies que enfrentan los más altos niveles de amenaza por cambio en el uso del suelo (*S. commersonii*, *S. chacoense* y *S. malmeanum*), también son especies que se verán afectadas negativamente en los dos escenarios de cambio climático futuro. La cuarta especie con prioridad es *S. maglia*, un PSP nativo de Argentina que se extinguiría en el futuro debido al cambio climático. Para estas cuatro especies, deberán incrementarse acciones de conservación tanto *in situ* como *ex situ*. Estas últimas, deberán incluir si o si la colecta y evaluación de germoplasma de las poblaciones que se extinguirán en el futuro. En este sentido, los resultados indican que los modelos de distribución pueden ser usados para planificar la colecta de germoplasma de especies focales y que combinados con los algoritmos de selección de áreas se pueden optimizar los muestreos que se planifiquen para coleccionar germoplasma de un grupo de especies que tienen prioridad para esta acción, sobre todo de poblaciones que se encuentran amenazadas por el cambio climático. Un resultado destacado de la presente tesis, es que el SAPA es eficiente en proteger la diversidad taxonómica de los PSP de Argentina, ya que una alta proporción se encuentran protegidos en dicho sistema. La expansión, para maximizar los niveles de protección de este grupo de especies tendrá un costo

relativamente bajo de acuerdo a metas cualitativas y alto de acuerdo a metas cuantitativas. Los análisis de selección de áreas complementarias al actual sistema en el presente y en el futuro han mostrado que el número y ubicación espacial de las mismas son fuertemente dependientes del mapa usado en el proceso de selección. Por lo tanto, los esquemas de conservación deben seleccionarse usando los mapas de distribución que son el resultado de filtrar la distribución potencial con una cobertura de uso del suelo. Así, las áreas seleccionadas se ubicarán en sitios en los que aún queda hábitat disponible para las especies. El análisis por el cual se seleccionaron áreas prioritarias de conservación en escenarios de cambio climático futuro, permitió identificar un número reducido de áreas (22) que son importantes tanto en estos escenarios como en el presente. Estas áreas deben considerarse como de máxima prioridad para establecer estrategias de conservación *in situ* para los PSP de Argentina. Finalmente, en la presente tesis se desarrolló un enfoque para un grupo prioritario de especies (los PSP de Argentina), que incluyó: 1) análisis de la distribución geográfica e identificación de nuevas poblaciones, 2) análisis de los patrones de diversidad taxonómica, 3) evaluación del impacto de la amenaza a la biodiversidad más importante en la actualidad (cambio en el uso del suelo) y de la que se estima será la más importante en el futuro (cambio climático) y 4) evaluaciones del actual nivel de protección y selección de nuevas áreas prioritarias. Dado los resultados obtenidos, esta aproximación podrá ser usada en el estudio de otros parientes silvestres de plantas cultivadas o de grupos de especies que tienen valor de uso como por ejemplo las de importancia forestal, forrajera, aromática-medicinal y ornamental, que forman parte de la diversidad de plantas nativas de nuestro país.

## Referencias

- Aguirre-Gutiérrez J, Carvalheiro LG, Polce C, van Loon EE, Raes N, Reemer M, Biesmeijer JC. 2013. Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria – Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS ONE* 8:e63708.
- Albouy C, Guilhaumon F, Araújo MB, Mouillot D, Leprieur F. 2012. Combining projected changes in species richness and composition reveals climate change impacts on coastal Mediterranean fish assemblages. *Global Change Biology* 18:2995–3003.
- Andelman SJ, Willig MR. 2002. Alternative configurations of conservation reserves for Paraguayan bats: considerations of spatial scale. *Conservation Biology* 16:1352–1363.
- Andelman SJ, Willig MR. 2003. Present patterns and future prospects for biodiversity in the Western Hemisphere. *Ecology letters* 6:818–824.
- Anderson EP, Marengo J, Villalba R, Halloy S, Young B, Cordero D, Gast F, Jaimes E, Ruiz D, et al. 2011. Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. SK Herzog, R. Martínez, PM Jørgensen y H. Tiessen (comps.), *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. São José dos Campos y París: Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global y Comité Científico sobre Problemas del Medio Ambiente.
- Anderson RP. 2012. Harnessing the world’s biodiversity data: promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1260:66-80.
- Anderson RP, Martínez-Meyer E. 2004. Modeling species’ geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116:167-179.
- Araújo MB, Cabeza M, Thuiller W, Hannah L, Williams PH. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10:1618-1626.
- Araujo MB, Rahbek C. 2006. How Does Climate Change Affect Biodiversity? *Science* 313:1396-1397.
- Ardron JA, Possingham HP, Klein CJ. 2010. *Marxan Good Practices Handbook, Version 2*. Pacific Marine Analysis and Research Association. Victoria, BC, Canada.
- Asner GP, Borghi CE, Ojeda RA. 2003. Desertification in Central Argentina: Changes in Ecosystem Carbon and Nitrogen from Imaging Spectroscopy. *Ecological Applications* 13:629-648.
- Ball IR, Possingham HP. 2000. *MARXAN (V1. 8.2). Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual*.

- Bitencourt C, Rapini A, Santos Damascena L, De Marco Junior P. 2016. The worrying future of the endemic flora of a tropical mountain range under climate change. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 218:1-10.
- Boletta PE, Ravelo AC, Planchuelo AM, Grilli M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.
- Bonkougou EG, Naimir-Fuller M. 2001. Biodiversity in drylands: Challenges and opportunities for conservation and sustainable use. Challenge Paper. The Global Drylands Initiative, UNDP Drylands Development Centre, Nairobi, Kenya.
- Boria RA, Olson LE, Goodman SM, Anderson RP. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275:73-77.
- Bradley RS, Vuille M, Diaz HF, Vergara W. 2006. Threats to Water Supplies in the Tropical Andes. *Science* 312:1755-1756.
- Bradshaw JE, Bryan GJ, Ramsay G. 2006. Genetic resources (including wild and cultivated *Solanum* species) and progress in their utilisation in potato breeding. *Potato Research* 49:49–65.
- Bradshaw JE, Ramsay G. 2005. Utilisation of the Commonwealth Potato Collection in potato breeding. *Euphytica* 146:9–19.
- Brooks TM, Bakarr MI, Boucher T, Da Fonseca GA, Hilton-Taylor C, Hoekstra JM, Moritz T, Olivieri S, Parrish J, et al. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *BioScience* 54:1081–1091.
- Bucklin DN, Basille M, Benschoter AM, Brandt LA, Mazzotti FJ, Romañach SS, Speroterra C, Watling JI. 2015. Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. *Diversity and Distributions* 21:23-35.
- Cadima X, van Zonneveld M, Scheldeman X, Castañeda N, Patiño F, Beltran M, Van Damme P. 2014. Endemic wild potato (*Solanum* spp.) biodiversity status in Bolivia: Reasons for conservation concerns. *Journal for Nature Conservation* 22:113-131.
- Caldecott JO, Jenkins MD, Johnson TH, Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodivers Conserv* 5:699-727.
- Carrizo García C, Barfuss MHJ, Sehr EM, Barboza GE, Samuel R, Moscone EA, Ehrendorfer F. 2016. Phylogenetic relationships, diversification and expansion of chili peppers (*Capsicum*, *Solanaceae*). *Annals of Botany* 118:35-51.
- Carvalho SB, Gonçalves J, Guisan A, Honrado JP. 2016. Systematic site selection for multispecies monitoring networks. *Journal of Applied Ecology* 53:1305-1316.
- Castañeda-Álvarez NP, de Haan S, Juárez H, Khoury CK, Achicanoy HA, Sosa CC, Bernau V, Salas A, Heider B, et al. 2015. Ex Situ Conservation Priorities for the Wild Relatives of Potato (*Solanum* L. Section *Petota*). *PLOS ONE* 10:e0122599.

- Ceballos G. 2007. Conservation Priorities for Mammals in Megadiverse Mexico: The Efficiency of Reserve Networks. *Ecological Applications* 17:569-578.
- Ceballos G, Ehrlich PR. 2002. Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science* 296:904-907.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Soberón J, Salazar I, Fay JP. 2005. Global Mammal Conservation: What Must We Manage? *Science* 309:603-607.
- Clausen A, Peralta, I., Spooner, D.M. 2013. *Solanum* section *Petota*. En: Zuloaga, F.O., Belgrano, M.J., Anton, A.M.R., editores. Flora vascular de la República Argentina 13: Dicotyledoneae-Solanaceae. 1.<sup>a</sup> ed. Instituto de Botánica Darwinion. p 13:264-289.
- Coleman WK. 2008. Evaluation of wild *Solanum* species for drought resistance: 1. *Solanum* *gandarillasii* Cardenas. *Environmental and Experimental Botany* 62:221-230.
- Colombo AF, Joly CA. 2010. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology* 70:697-708.
- Convention on Biological Diversity (CDB). 2010. Global strategy for plant conservation. Montreal, Quebec, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Currie DJ. 2001. Projected Effects of Climate Change on Patterns of Vertebrate and Tree Species Richness in the Conterminous United States. *Ecosystems* 4:216-225.
- Davies J, Poulsen L, Schulte-Herbrüggen B, MacKinnon K, Crawhall N, Henwood WD, Dudley N, Smith J, Gudka M, et al. 2012. Conserving dryland biodiversity. Nairobi, Kenya: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Dudley N. 2013. Guidelines for applying protected area management categories including IUCN WCPA best practice guidance on recognising protected areas and assigning management categories and governance types. Gland Switzerland: IUCN.
- Ebi KL, Kovats RS, Menne B. 2006. An approach for assessing human health vulnerability and public health interventions to adapt to climate change. *Environmental health perspectives*:1930–1934.
- Elith J, H. Graham\* C, P. Anderson R, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, J. Hijmans R, Huettmann F, R. Leathwick J, et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- ESRI. 2016a. Análisis de punto caliente (Gi\* de Getis-Ord). Available from: <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-statistics-toolbox/hot-spot-analysis.htm>
- ESRI. 2016b. Cómo funciona el Análisis de puntos calientes (Gi\* de Getis-Ord). Available from: <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-statistics-toolbox/h-how-hot-spot-analysis-getis-ord-gi-spatial-stati.htm>

- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.
- FAO. 2009. *State of the World's Forests 2009*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2010. *The second report on the state of the world's plant genetic resources for food and agriculture*. Roma: Food & Agriculture Org.
- FAO. 2011. *State of the World's Forests 2011*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAOSTAT. 2016. FAOSTAT. Available from: <http://fenix.fao.org/faostat/beta/en/#data/QC>
- Fischer DT, Church RL. 2005. The SITES reserve selection system: A critical review. *Environ Model Assess* 10:215-228.
- Fitzpatrick MC, Gove AD, Sanders NJ, Dunn RR. 2008. Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: the *Banksia* (Proteaceae) of Western Australia. *Global Change Biology* 14:1337-1352.
- Flather CH, Wilson KR, Dean DJ, McComb WC. 1997. Identifying Gaps in Conservation Networks: Of Indicators and Uncertainty in Geographic-Based Analyses. *Ecological Applications* 7:531-542.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, et al. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570-574.
- Forman RTT. 2014. Basic Principles for Molding Land Mosaics. En: Ndubisi FO, editor. *The Ecological Design and Planning Reader*. Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics. p 299-319.
- Fuller T, Sánchez-Cordero V, Illoldi-Rangel P, Linaje M, Sarkar S. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134:593–600.
- Gabriel J. 2010. Documento marco: Estrategias y perspectivas del mejoramiento genético de papa (*Solanum tuberosum* L.) en Bolivia.(No. CIDAB-SB211. P8-G3d). Cochabamba (Bolivia): Fundación para la Promoción e Investigación de Productos Andinos.
- Gabriel J, Coca A, Plata G, Parlevliet JE. 2006. Characterization of the resistance to *Phytophthora infestans* in local potato cultivars in Bolivia. *Euphytica* 153:321-328.
- García Collazo MA, Panizza A, Paruelo JM. 2013. Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos: Resultados de la Zonificación realizada por provincias del Norte argentino. *Ecología austral* 23:97–107.
- Gasparri NI, Grau HR. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management* 258:913–921.

- Gaston KJ. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405:220-227.
- Gaubert P, Papeş M, Peterson AT. 2006. Natural history collections and the conservation of poorly known taxa: Ecological niche modeling in central African rainforest genets (*Genetta* spp.). *Biological Conservation* 130:106-117.
- Getis A, Ord JK. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical analysis* 24:189–206.
- Godoy-Bürki AC, Ortega-Baes P, Sajama JM, Aagesen L. 2014. Conservation priorities in the Southern Central Andes: mismatch between endemism and diversity hotspots in the regional flora. *Biodivers Conserv* 23:81-107.
- Goldewijk KK. 2001. Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database. *Global Biogeochem. Cycles* 15:417-433.
- Grau HR, Aide TM, Gasparri NI. 2005a. Globalization and Soybean Expansion into Semiarid Ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34:265-266.
- Grau HR, Gasparri NI, Aide TM. 2005b. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140–148.
- Gregory PJ, Ingram JSI, Brklacich M. 2005. Climate change and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 360:2139-2148.
- Haila Y. 2002. A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography to Landscape Ecology\*. *Ecological Applications* 12:321-334.
- Hajjar R, Hodgkin T. 2007. The use of wild relatives in crop improvement: a survey of developments over the last 20 years. *Euphytica* 156:1-13.
- Hannah L, Midgley G, 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 the Environment* 5:131–138.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, Thau D, Stehman SV, Goetz SJ, et al. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342:850-853.
- Hassan R, Scholes R, Ash N, others. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends, vol 1. Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: Island Press.
- Hawkes JG. 1990. The potato: evolution, biodiversity and genetic resources. Belhaven Press.
- Hawkes JG, Hjerting JP. 1969. The potatoes of Argentina, Brazil, Paraguay and Uruguay. A biosystematic study. The potatoes of Argentina, Brazil, Paraguay and Uruguay. A biosystematic study.

- Hawkes JG, Hjerting JP. 1989. The potatoes of Bolivia: their breeding value and evolutionary relationships. Oxford Science Publications.
- Hawkes JG, Lester RN, Skelding AD. 1979. The biology and taxonomy of the Solanaceae. Linnean Society Symposium Series. New York: Academic Press.
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773–785.
- Hijmans RJ. 2002. Diversity and ecology of the potato: the use of spatial analysis in crop science. Wageningen Univ.
- Hijmans RJ. 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology* 93:679-688.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hijmans RJ, Garrett KA, Huamán Z, Zhang DP, Schreuder M, Bonierbale M. 2000. Assessing the Geographic Representativeness of Genebank Collections: the Case of Bolivian Wild Potatoes. *Conservation Biology* 14:1755-1765.
- Hijmans RJ, Jacobs M, Bamberg JB, Spooner DM. 2003. Frost tolerance in wild potato species: Assessing the predictivity of taxonomic, geographic, and ecological factors. *Euphytica* 130:47-59.
- Hijmans RJ, Spooner DM. 2001. Geographic distribution of wild potato species. *American Journal of Botany* 88:2101–2112.
- Hunter D, Heywood VH. 2011. *Crop Wild Relatives: A Manual of in Situ Conservation*. Earthscan. London: Routledge.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Regional Aspects*. Cambridge University Press.
- Iverson LR, Prasad AM. 2001. Potential Changes in Tree Species Richness and Forest Community Types following Climate Change. *Ecosystems* 4:186-199.
- Jacobs MMJ, Vosman B, Vleeshouwers VGAA, Visser RGF, Henken B, Berg RG van den. 2009. A novel approach to locate *Phytophthora infestans* resistance genes on the potato genetic map. *Theor Appl Genet* 120:785-796.
- Jansky SH, Simon R, Spooner DM. 2008. A test of taxonomic predictivity: Resistance to early blight in wild relatives of cultivated potato. *Phytopathology* 98:680–687.
- Jarvis A, Lane A, Hijmans RJ. 2008. The effect of climate change on crop wild relatives. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126:13-23.
- Jarvis A, Williams K, Williams D, Guarino L, Caballero PJ, Mottram G. 2005. Use of GIS for optimizing a collecting mission for a rare wild pepper (*Capsicum*

- flexuosum Sendtn.) in Paraguay. *Genetic Resources and Crop Evolution* 52:671–682.
- Jimenez FR, Maughan PJ, Alvarez A, Kietlinski KD, Smith SM, Pratt DB, Elzinga DB, Jellen EN. 2013. Assessment of genetic diversity in Peruvian amaranth (*Amaranthus caudatus* and *A. hybridus*) germplasm using single nucleotide polymorphism markers. *Crop Science* 53:532.
- Jiménez-Valverde A, Peterson AT, Soberón J, Overton JM, Aragón P, Lobo JM. 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biol Invasions* 13:2785-2797.
- Juárez A, Ortega-Baes P, Sühling S, Martin W, Galíndez G. 2006. Spatial patterns of dicot diversity in Argentina. En: Hawksworth DL, Bull AT, editores. *Plant Conservation and Biodiversity*. Dordrecht: Springer Netherlands. p 95-103.
- Kadmon R, Farber O, Danin A. 2004. Effect of Roadside Bias on the Accuracy of Predictive Maps Produced by Bioclimatic Models. *Ecological Applications* 14:401-413.
- Kaimowitz D, Mendez P, Puntodewo A, Vanclay JK. 2002. Spatial regression analysis of deforestation in Santa Cruz, Bolivia. *University Press of Florida*:41-65.
- Kati V, Devillers P, Dufrêne M, Legakis A, Vokou D, Lebrun P. 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 120:471-480.
- Klein CJ, Chan A, Kircher L, Cundiff AJ, Gardner N, Hrovat Y, Scholz A, Kendall BE, Airmé S. 2008. Striking a Balance between Biodiversity Conservation and Socioeconomic Viability in the Design of Marine Protected Areas. *Conservation Biology* 22:691-700.
- Landsberg J. 2000. Status of temperate woodlands in the Australian Capital Territory Region. En: Hobbs RJ, Yates CJ, editores. *Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty & Sons Pty.,Ltd.,* p 32-44.
- Larsen TH, Brehm G, Navarrete H, Franco P, Gomez H, Mena JL, Morales V, Argollo J, Blacutt L, et al. 2011. Range shifts and extinctions driven by climate change in the tropical Andes: synthesis and directions. *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes: Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE)*.
- Lobell DB, Burke MB, Tebaldi C, Mastrandrea MD, Falcon WP, Naylor RL. 2008. Prioritizing Climate Change Adaptation Needs for Food Security in 2030. *Science* 319:607-610.
- Lunt ID, Spooner PG. 2005. Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography* 32:1859–1873.

- Margules CR, Cresswell ID, Nicholls AO. 1994. A scientific basis for establishing networks of protected areas. *SYSTEMATICS ASSOCIATION SPECIAL VOLUME 50*:327–327.
- Margules CR, Pressey RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Maxted N, Dulloo E, V Ford-Lloyd B, Iriondo JM, Jarvis A. 2008. Gap analysis: a tool for complementary genetic conservation assessment. *Diversity and Distributions* 14:1018-1030.
- Maxted N, Kell SP. 2009. Establishment of a Global Network for the in situ Conservation of Crop Wild Relatives: Status and Needs. Rome, Italy: FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture.
- McDonnell MD, Possingham HP, Ball IR, Cousins EA. 2002. Mathematical Methods for Spatially Cohesive Reserve Design. *Environmental Modeling & Assessment* 7:107-114.
- McIntyre S, Hobbs R. 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models. *Conservation Biology* 13:1282-1292.
- Mertens B, Kaimowitz D, Puntodewo A, Vanclay J, Mendez P. 2004. Modeling deforestation at distinct geographic scales and time periods in Santa Cruz, Bolivia. *International Regional Science Review* 27:271–296.
- Mittermeier RA, Gil PR, Mittermeier CG. 1997. Meghadiversity. Mexico: CEMEX.
- Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, Da Fonseca GAB, Olivieri S. 1998. Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conservation Biology* 12:516-520.
- Morton DC, DeFries RS, Shimabukuro YE, Anderson LO, Arai E, Espirito-Santo F del B, Freitas R, Morisette J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *PNAS* 103:14637-14641.
- Müller R, Müller D, Schierhorn F, Gerold G. 2011. Spatiotemporal modeling of the expansion of mechanized agriculture in the Bolivian lowland forests. *Applied Geography* 31:631–640.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nhancale BA, Smith RJ. 2011. The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodivers Conserv* 20:1821-1835.
- Norton DA, Hobbs RJ, Atkins L. 1995. Fragmentation, Disturbance, and Plant Distribution: Mistletoes in Woodland Remnants in the Western Australian Wheatbelt. *Conservation Biology* 9:426-438.
- Ochoa CM. 1990. The Potatoes of South America: Bolivia. Cambridge University Press.

- Ochoa CM. 1999. Las papas de Sudamérica: Perú. International Potato Center.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GV, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, et al. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51:933–938.
- Ord JK, Getis A. 1995. Local spatial autocorrelation statistics: distributional issues and an application. *Geographical analysis* 27:286–306.
- Orme CDL, Davies RG, Burgess M, Eigenbrod F, Pickup N, Olson VA, Webster AJ, Ding T-S, Rasmussen PC, et al. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436:1016-1019.
- Ortega-Baes P, Alvarez HG-, Sajama J, Gorostiague P, Sühring S, Galíndez G, Bravo S, Spahr DL-, Pedano MA-, et al. 2015. La familia Cactaceae en Argentina: patrones de diversidad y prioridades políticas para su conservación. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 50:71-78.
- Ortega-Baes P, Godínez-Alvarez H. 2006. Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae. *Biodiversity & Conservation* 15:817–827.
- Osborn TJ, Briffa KR. 2006. The spatial extent of 20th-century warmth in the context of the past 1200 years. *Science* 311:841–844.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637–669.
- Parmesan C, Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42.
- Parra-Quijano M, Iriondo JM, Torres E. 2012. Review. Applications of ecogeography and geographic information systems in conservation and utilization of plant genetic resources. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10:419-429.
- Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G, Jobbágy EG, Verón SR, 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.
- Peterson AT. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton University Press.
- Peterson AT, Sánchez-Cordero V, Martínez-Meyer E, Navarro-Sigüenza AG. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195:229-236.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips SJ, Dudík M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.

- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344:1246752.
- Pompa S, Ehrlich PR, Ceballos G. 2011. Global distribution and conservation of marine mammals. *PNAS* 108:13600-13605.
- Prendergast JR, Quinn RM, Lawton JH. 1999. The Gaps between Theory and Practice in Selecting Nature Reserves. *Conservation Biology* 13:484-492.
- Pressey R I. 1994. Ad Hoc Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? *Conservation Biology* 8:662-668.
- Pressey RL, Cowling RM, Rouget M. 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112:99-127.
- Pressey RL, Humphries CJ, Margules CR, Vane-Wright RI, Williams PH. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8:124-128.
- Prieto A, Ispizúa V, Clausen AM. 2016. Distribución y variabilidad morfológica de poblaciones de *Solanum commersonii* (Solanaceae) en la región pampeana de la Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 51(1):59-71.
- Primack RB. 2008. A primer of conservation biology. Sunderland: Sinauer Associates.
- Rabinowitz D, Linder CR, Ortega R, Begazo D, Murguía H, Douches DS, Quiros CF. 1990. High levels of interspecific hybridization between *Solanum sparsipilum* and *S. stenotomum* in experimental plots in the andes. *American Potato Journal* 67:73-81.
- Radosavljevic A, Anderson RP. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *J. Biogeogr.* 41:629-643.
- Ramos NE. 2000. La biodiversidad en el mejoramiento genético de la papa. Plural editores.
- Rebelo H, Jones G. 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology* 47:410–420.
- Redden RJ ed. 2015. Crop wild relatives and climate change. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
- Reddy S, Dávalos LM. 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography* 30:1719-1727.
- Rinnhofer LJ, Roura-Pascual N, Arthofer W, Dejaco T, Thaler-Knoflach B, Wachter GA, Christian E, Steiner FM, Schlick-Steiner BC. 2012. Iterative species distribution modelling and ground validation in endemism research: an Alpine jumping bristletail example. *Biodiversity and Conservation* 21:2845–2863.

- Rodrigues AS, Akcakaya HR, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Chanson JS, Fishpool LD, Da Fonseca GA, et al. 2004a. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54:1092–1100.
- Rodrigues ASL, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Cowling RM, Fishpool LDC, Da Fonseca GAB, Gaston KJ, et al. 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rodrigues ASL, Gaston KJ. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4:602-609.
- Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57-60.
- Rosenzweig C, Parry ML, others. 1994. Potential impact of climate change on world food supply. *Nature* 367:133–138.
- Ross KG, Fletcher DJ. 1986. Diploid male production—a significant colony mortality factor in the fire ant *Solenopsis invicta* (Hymenoptera: Formicidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 19:283–291.
- Sala OE, Chapin FS, Iii, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, et al. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sánchez-Cordero V, Illoldi-Rangel P, Linaje M, Sarkar S, Peterson AT. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Scheldeman X, Zonneveld M van. 2010. Training manual on spatial analysis of plant diversity and distribution. Rome: Bioersivity International.
- Seghezzo L, Volante JN, Paruelo JM, Somma DJ, Buliubasich EC, Rodríguez HE, Gagnon S, Hufty M. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina): Conflicting Visions of Development. *The Journal of Environment & Development* 20:251-277.
- Shao G, Halpin PN. 1995. Climatic Controls of Eastern North American Coastal Tree and Shrub Distributions. *Journal of Biogeography* 22:1083-1089.
- Shcheglovitova M, Anderson RP. 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: A jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling* 269:9-17.
- Sheehy J, Elmido A, Centeno G, Pablico P. 2005. Searching for new plants for climate change. *Journal of Agricultural Meteorology*, 60:463-468.
- Soberón J, Jiménez R, Golubov J, Koleff P. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography* 30:152–160.
- Sodhi NS, Ehrlich PR. 2010. *Conservation Biology for All*. Oxford University Press.

- Spooner DM, Ghislain M, Simon R, Jansky SH, Gavrilenko T. 2014. Systematics, Diversity, Genetics, and Evolution of Wild and Cultivated Potatoes. *Bot. Rev.* 80:283-383.
- Spooner DM, Jansky SH, Simon R. 2009. Tests of taxonomic and biogeographic predictivity: resistance to disease and insect pests in wild relatives of cultivated potato. *Crop science* 49:1367–1376.
- Steininger MK, Tucker CJ, Townshend JRG, Killeen TJ, Desch A, Bell V, Ersts P. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28:127-134.
- Stewart RR, Possingham HP. 2005. Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environ Model Assess* 10:203-213.
- Tanksley SD. 1997. Seed Banks and Molecular Maps: Unlocking Genetic Potential from the Wild. *Science* 277:1063-1066.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, de Siqueira MF, Grainger A, et al. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Tubiello FN, Fischer G. 2007. Reducing climate change impacts on agriculture: Global and regional effects of mitigation, 2000–2080. *Technological Forecasting and Social Change* 74:1030-1056.
- UMSEF. 2007. Informe sobre deforestación en Argentina. Buenos Aires, Argentina: Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Veloz SD. 2009. Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography* 36:2290-2299.
- Venter O, Sanderson EW, Magrath A, Allan JR, Beher J, Jones KR, Possingham HP, Laurance WF, Wood P, et al. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7:12558.
- Villordon A, Njuguna W, Gichuki S, Ndolo P, Kulembeka H, Jeremiah SC, LaBonte D, Yada B, Tukamuhabwa P, et al. 2006. Using GIS-based tools and distribution modeling to determine sweetpotato germplasm exploration and documentation priorities in sub-Saharan Africa. *HortScience* 41:1377–1381.
- Volante JN, Mosciaro MJ, Gavier-Pizarro GI, Paruelo JM. 2016. Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance. *Land Use Policy* 55:154-165.
- Vuille M, Francou B, Wagnon P, Juen I, Kaser G, Mark BG, Bradley RS. 2008. Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. *Earth-Science Reviews* 89:79-96.

- Walker NJ, Schulze RE. 2008. Climate change impacts on agro-ecosystem sustainability across three climate regions in the maize belt of South Africa. *Agriculture, ecosystems & environment* 124:114–124.
- Walther G-R, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin J-M, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.
- Watanabe K, Peloquin SJ. 1989. Occurrence of 2n pollen and ps gene frequencies in cultivated groups and their related wild species in tuber-bearing *Solanums*. *Theoret. Appl. Genetics* 78:329-336.
- Watson RT, Moss MC, RH Dokken DJ, McCarty JJ, Leary OF, Dokken NA, DJ White KS, Watson RT, Bolin IR, et al. 1997. The regional impacts of climate change: an assessment of vulnerability. Summary for policymakers. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge (RU).
- Watson RT, Zinyowera MC, Moss RH. 1996. Climate Change 1995 impacts, adaptations and mitigation of climate change: Scientific-technical analysis. Cambridge University Press.
- Williams P h., Prance G t., Humphries C j., Edwards K s. 1996. Promise and problems in applying quantitative complementary areas for representing the diversity of some Neotropical plants (families Dichapetalaceae, Lecythydaceae, Caryocaraceae, Chrysobalanaceae and Proteaceae). *Biological Journal of the Linnean Society* 58:125-157.
- Zak MR, Cabido M, Hodgson JG. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.
- Zhang M-G, Slik JWF, Ma K-P. 2016. Priority areas for the conservation of perennial plants in China. *Biological Conservation*.

## Índice de tablas

Tabla 1. Listado de las especies silvestres parientes de la papa cultivada que se distribuyen en Argentina. Para cada especie se indica el status de distribución (nativa o endémica), el grado de relación con la papa cultivada de acuerdo al concepto de pool génico de Harlan and de Wet (1971) y la distribución conocida al presente en Argentina (Castañeda-Álvarez et al. 2015, Clausen et al. 2013, <http://www.cwrdiversity.or>). CABA: Ciudad Autónoma de Buenos Aires. .... 63

Tabla 2. Re-categorización y porcentaje que ocupa cada unidad de paisaje en el país según los mapas de la Agencia Espacial Europea. Las nuevas categorías son: área natural no disponible (ANND; superficies con agua, hielo y nieve), área natural disponible (AND; zonas con vegetación natural), área natural no disponible por impacto humano (ANNDH; zonas de cultivos y áreas urbanas), área natural con impacto humano bajo (ANHB; zonas en donde los cultivos representan menos del 50 % del pixel transformado) y área natural con impacto humano alto (ANHA; zonas en donde el grado de transformación del pixel a parcelas de cultivo supera el 50 %). .... 65

Tabla 3. Parámetros elegidos para correr Maxent (Multiplicador de regularización, transformación de las variables) y estadísticos usados para evaluar los modelos de distribución generados (Tasa de omisión de evaluación, AUC de evaluación, Tasa de omisión de calibración, AUC de calibración y Diferencia entre el AUC de calibración y de evaluación). .... 67

Tabla 4. Superficie, Latitud Sur, Latitud Norte, Longitud Oeste y Longitud Este de la distribución geográfica de cada una de las 18 especies de parientes silvestres de la papa de Argentina. .... 69

Tabla 5. Superficie de la distribución potencial resultante (SDPR), número de fragmentos de la distribución potencial resultante (NFDPR), superficie de la distribución potencial disponible (SDPD), número de fragmentos de la distribución potencial disponible (NFDPD), porcentaje de distribución geográfica perdida (PDP) y incremento de los fragmentos (IF; en %). .... 70

Tabla 6. Modificaciones en los rangos geográficos de las especies parientes silvestres de la papa debido al cambio climático para el escenario rcp45. El Área ganada, perdida y sin cambio se calculó refiriéndola a la superficie del rango en el presente. El

balance se refiere a la diferencia entre lo ganado y lo perdido y se expresa en porcentaje.

.....	71
Tabla 7. Modificaciones en los rangos geográficos de las especies parientes silvestres de la papa debido al cambio climático para el escenario rcp85.....	73
Tabla 8. Puntos evaluados en el campo (longitud y latitud) a partir del modelo de distribución potencial de la especie <i>Solanum microdontum</i> . Se indica la probabilidad de acuerdo al modelo que le correspondía a cada sitio evaluado. PSP: Pariente silvestre de la papa.....	75
Tabla 9. Representatividad potencial de las especies silvestres parientes de la papa en el actual Sistema de Áreas Protegidas de Argentina (SAPA).....	77
Tabla 10. Áreas protegidas de Argentina con su categoría IUCN y el número de especies parientes silvestres de papa que protege. ....	78

## Índice de figuras

Figura 1. Puntos de registro utilizados para modelar la distribución de las especies silvestres parientes de la papa de Argentina.....	83
Figura 2. Diagrama conceptual que muestra los pasos desarrollados para seleccionar puntos de registro que permitirán identificar nuevas poblaciones de <i>Solanum microdontum</i> . 1) Conversión de los píxeles del rango geográfico a puntos de registro, 2) selección de aquellos puntos que se encuentran a menos de 500 m. de la red caminera y 3) puntos seleccionados al azar para muestreo en campo. ....	84
Figura 3. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum acaule</i> en Argentina.....	85
Figura. 4. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum ×aemulans</i> en Argentina. ....	86
Figura 5. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum berthaultii</i> en Argentina. ....	87
Figura 6. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum boliviense</i> en Argentina. ....	88
Figura 7. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum brevicaulae</i> en Argentina. ....	89
Figura 8. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum ×brucherii</i> en Argentina. ....	90
Figura 9. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum chacoense</i> en Argentina.....	91
Figura 10. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum commersonii</i> en Argentina.....	92
Figura 11. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum infundibuliforme</i> en Argentina. ....	93
Figura 12. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum kurtzianum</i> en Argentina. ....	94
Figura 13. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum maglia</i> en Argentina. ....	95
Figura 14. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum malmeanum</i> en Argentina.....	96

Figura 15. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum microdontum</i> en Argentina. ....	97
Figura 16. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum neorossii</i> en Argentina. ....	98
Figura 17. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum palustre</i> en Argentina. ....	99
Figura 18. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum ×rechei</i> en Argentina. ....	100
Figura 19. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum venturii</i> en Argentina. ....	101
Figura 20. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de <i>Solanum vernei</i> en Argentina. ....	102
Figura 21. Distribución de <i>Solanum acaule</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	103
Figura 22. Distribución de <i>Solanum ×aemulans</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	104
Figura 23. Distribución de <i>Solanum berthaultii</i> para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico. ....	105
Figura 24. Distribución de <i>Solanum boliviense</i> para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico. ....	106
Figura 25. Distribución de <i>Solanum brevicaule</i> para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico. ....	107
Figura 26. Distribución de <i>Solanum ×brucherii</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	108

Figura 27. Distribución de <i>Solanum chacoense</i> para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico. ....	109
Figura 28. Distribución de <i>Solanum commersonii</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios y en celeste las áreas de retracción de la distribución. Para esta especie no se registraron áreas de expansión del rango geográfico. ....	110
Figura 29. Distribución de <i>Solanum infundibuliforme</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios y en celeste las áreas de retracción de la distribución. Para esta especie no se registraron áreas de expansión del rango geográfico. ....	111
Figura 30. Distribución de <i>Solanum kurtzianum</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	112
Figura 31. Distribución de <i>Solanum maglia</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En celeste, se representan las áreas de retracción de la distribución. ....	113
Figura 32. Distribución de <i>Solanum malmeanum</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	114
Figura 33. Distribución de <i>Solanum microdontum</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	115
Figura 34. Distribución de <i>Solanum neorossii</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	116
Figura 35. Distribución de <i>Solanum palustre</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios y en celeste las áreas de retracción de la distribución. Para esta especie no se registraron áreas de expansión del rango geográfico. ....	117

Figura 36. Distribución de <i>Solanum ×rechei</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	118
Figura 37. Distribución de <i>Solanum venturii</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	119
Figura 38. Distribución de <i>Solanum vernei</i> para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico. ....	120
Figura 39. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina. ....	121
Figura 40. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina, considerando el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las especies. ....	122
Figura 41. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina considerando la distribución geográfica de las especies en el escenario de cambio climático rcp45 para el año 2050. ....	123
Figura 42. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina considerando la distribución geográfica de las especies en el escenario de cambio climático rcp85 para el año 2050. ....	124
Figura 43. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina, considerando el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las especies y el escenario de cambio climático rcp45 para el año 2050. ....	125
Figura 44. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina, considerando el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las especies y el escenario de cambio climático rcp85 para el año 2050. ....	126
Figura 45. <i>Hotspots</i> de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina. A) Presente potencial, B) presente considerando el cambio en el uso del suelo, C) escenario rcp45, D) escenario rcp45 teniendo en cuenta la pérdida de uso del	

suelo en la actualidad, E) escenario rcp85 y F) escenario rcp85 teniendo en cuenta la pérdida de uso del suelo en la actualidad. ....	127
Figura 46. Nuevas poblaciones identificadas. En círculos negros, se indican los sitios en los que se registró la presencia de <i>Solanum microdontum</i> , en círculos grises se indican los sitios en los que se registraron otros PSP y en círculos blancos aquellos sitios en donde no registró ninguna especie del grupo bajo estudio. ....	128
Figura 47. Sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones de los PSP de Argentina amenazadas por el cambio climático, de acuerdo al objetivo de colecta C1 (que al menos se colecte una población por especie). ....	129
Figura 48. Sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones de los PSP de Argentina amenazadas por el cambio climático, de acuerdo al objetivo de colecta C2 (que al menos se colecten dos poblaciones por especie). ....	130
Figura 49. Sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones de los PSP de Argentina amenazadas por el cambio climático, de acuerdo al objetivo de colecta C3 (que al menos se colecten tres poblaciones por especie). ....	131
Figura 50. Esquemas de conservación usando la distribución potencial resultante (DPR) y la distribución potencial disponible (DPD) para las PSP de Argentina. A) meta T1 usando DPR, B) meta T1 usando DPD, C) meta T2 usando DPR, D) meta T2 usando DPD, E) meta T10 usando DPR y F) meta T10 usando DPD. ....	132
Figura 51. Sitios prioritarios que se han perdido debido al retardo en generar esquemas de conservación (pérdida de oportunidades de conservación) para los PSP de Argentina. ....	133
Figura 52. Esquemas de conservación para escenarios futuros usando la distribución potencial disponible (DPD). A) meta T10 para el escenario rcp45 y B) meta T10 para el escenario rcp85. ....	134
Figura 53. Áreas de máxima prioridad para la conservación de los PSP de Argentina por haber sido seleccionadas para el presente y para los dos escenarios de cambio climático. ....	135
Figura 54. Selección del BLM óptimo donde la longitud de frontera y el área son mínimos. A) esquema basado en el rango actual de distribución y considerando el SAPA, B) esquema basado en el rango de distribución futuro rcp45 y considerando el SAPA y C) esquema basado en el rango de distribución futuro rcp85 y considerando el SAPA. ....	136

Figura 55. Áreas prioritarias de conservación para los PSP de Argentina en el presente usando BLM sobre un escenario con reservas previas y teniendo en cuenta la pérdida por el cambio en el uso del suelo. En verde las reservas pre-existentes y en rojo las complementarias. .... 137

Figura 56. Áreas prioritarias de conservación para los PSP de Argentina en el escenario futuro rcp45 usando BLM sobre un esquema con reservas previas y teniendo en cuenta la pérdida por el cambio en el uso del suelo. En verde las reservas pre-existentes y en rojo las complementarias. .... 138

Figura 57. Áreas prioritarias de conservación para los PSP de Argentina en el escenario futuro rcp85 usando BLM sobre un esquema con reservas previas y teniendo en cuenta la pérdida por el cambio en el uso del suelo. En verde las reservas pre-existentes y en rojo las complementarias. .... 139

Tabla 1. Listado de las especies silvestres parientes de la papa cultivada que se distribuyen en Argentina. Para cada especie se indica el status de distribución (nativa o endémica), el grado de relación con la papa cultivada de acuerdo al concepto de pool génico de Harlan and de Wet (1971) y la distribución conocida al presente en Argentina (Castañeda-Álvarez et al. 2015, Clausen et al. 2013, <http://www.cwrdiversity.or>). CABA: Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Especie	Status	Grado de relación	Distribución conocida al presente en Argentina
<i>Solanum acaule</i>	Nativa	1°	Jujuy, Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Juan
<i>S. ×aemulans</i>	Endémica	-	Jujuy, Salta, La Rioja
<i>S. berthaultii</i>	Nativa	1°	Jujuy, Salta
<i>S. boliviense</i>	Nativa	2°	Catamarca, Jujuy, Salta y Tucumán
<i>S. brevicaule</i>	Nativa	1°	Catamarca, Jujuy, La Rioja, Salta, San Juan, Tucumán
<i>S. ×brucherii</i>	Endémica	-	Jujuy
<i>S. chacoense</i>	Nativa	2°	Buenos Aires, Catamarca, Chaco, Córdoba, Corrientes, Entre Ríos, Formosa, Jujuy, La Pampa, La Rioja, Misiones, Salta, Santiago del Estero, Santa Fe, San Luis, Tucumán, CABA.
<i>S. commersonii</i>	Nativa	3°	Buenos Aires, Chaco, Corrientes, Entre Ríos, Misiones
<i>S. infundibuliforme</i>	Nativa	1°	Jujuy, Salta
<i>S. kurtzianum</i>	Endémica	2°	Catamarca, La Rioja, Mendoza, San Juan
<i>S. maglia</i>	Nativa	2°	Mendoza
<i>S. malmeanum</i>	Nativa	3°	Buenos Aires, Chaco, Entre Ríos, Corrientes, Formosa, Misiones, Santa Fe

<i>S. microdontum</i>	Nativa	2°	Catamarca, Jujuy, La Rioja, Salta, Tucumán
<i>S. neorossii</i>	Endémica	2°	Jujuy, Salta
<i>S. palustre</i>	Nativa	3°	Neuquén, Río Negro
<i>S. ×rechei</i>	Endémica	-	La Rioja
<i>S. venturii</i>	Endémica	2°	Catamarca, Jujuy, La Rioja, Salta, Tucumán
<i>S. vernei</i>	Endémica	1°	Catamarca, Jujuy, Salta, Tucumán

---

Tabla 2. Re-categorización y porcentaje que ocupa cada unidad de paisaje en el país según los mapas de la Agencia Espacial Europea. Las nuevas categorías son: área natural no disponible (ANND; superficies con agua, hielo y nieve), área natural disponible (AND; zonas con vegetación natural), área natural no disponible por impacto humano (ANNDH; zonas de cultivos y áreas urbanas), área natural con impacto humano bajo (ANHB; zonas en donde los cultivos representan menos del 50 % del pixel transformado) y área natural con impacto humano alto (ANHA; zonas en donde el grado de transformación del pixel a parcelas de cultivo supera el 50 %).

Unidades de paisaje	Re categorización	%
Tierras de cultivo a secano	ANNDH	14.59
Cobertura herbácea	ANNDH	0.94
Mosaico de cultivo (> 50%) / vegetación natural (árboles, arbustos, cobertura herbácea) (<50%)	ANHA	5.61
Mosaico de vegetación natural (árboles, arbustos, cobertura herbácea) (> 50%) / tierra cultivada (<50%)	ANHB	2.72
Cobertura arbórea, latifoliadas, perennes, cerrado a abierto (> 15%)	AND	2.66
Cobertura arbórea, latifoliadas, de hojas caducas, cerrado a abierto (> 15%)	AND	7.49
Cobertura arbórea, latifoliadas, de hojas caducas, cerrado (> 40%)	AND	1.94
Cobertura arbórea, latifoliadas, de hojas caducas, cerrado (15-40%)	AND	0.14
Cobertura arbórea, tipo de hoja mixta (latifoliadas y aciculifoliados)	AND	0.08
Mosaico de árboles y arbustos (> 50%) / cobertura herbácea (<50%)	AND	3.35
Mosaico de cobertura herbácea (> 50%) / árboles y arbustos (<50%)	AND	0.02
Matorral	AND	33.9
Matorral caducifolio	AND	0
Pradera	AND	1.13

Escasa vegetación (árboles, arbustos, cobertura herbácea) (<15%)	AND	14.79
Cubertura herbácea escasa (<15%)	AND	0.01
Cobertura arbórea, anegado, agua dulce o salobre	AND	0
Cobertura arbórea, anegado, el agua salina	AND	0.04
Arbustos o herbáceas, anegada, agua dulce / agua salina / agua salobre	AND	2.26
Áreas urbanas	ANNDH	0.67
Área sin cobertura	AND	5.95
Cuerpos de agua	ANND	1.45
Nieve y hielo permanente	ANND	0.24

---

Tabla 3. Parámetros elegidos para correr Maxent (Multiplicador de regularización, transformación de las variables) y estadísticos usados para evaluar los modelos de distribución generados (Tasa de omisión de evaluación, AUC de evaluación, Tasa de omisión de calibración, AUC de calibración y Diferencia entre el AUC de calibración y de evaluación).

Especie	Multiplicador de regularización	Transformación de la variable	Tasa de omisión de evaluación	AUC de evaluación	Tasa de omisión de calibración	AUC de calibración	Diferencia entre AUC de calibración y AUC de evaluación
<i>Solanum chacoense</i>	6	H	0.23	0.71	0.10	0.86	0.15
<i>S. acaule</i>	4	LQH	0.12	0.86	0.10	0.95	0.08
<i>S. boliviense</i>	2	L	0.18	0.82	0.09	0.92	0.10
<i>S. brevicaule</i>	4	LQHPF	0.08	0.89	0.10	0.93	0.04
<i>S. infundibuliforme</i>	4	L	0.05	0.85	0.09	0.92	0.07
<i>S. kurtzianum</i>	2	LQHPF	0.31	0.76	0.11	0.88	0.12
<i>S. malmeanum</i>	6	L	0.08	0.85	0.08	0.89	0.04
<i>S. microdontum</i>	4	LQH	0.18	0.90	0.10	0.92	0.02
<i>S. maglia</i>	0.25	LQH	0.31	0.72	-	-	-
<i>S. palustre</i>	2	LQHPF	0.02	0.94	-	-	-
<i>S. ×rechei</i>	1.5	LQHPF	0.13	0.84	-	-	-
<i>S. berthaultii</i>	0.5	LQH	0.04	0.94	-	-	-

<i>S. neorossii</i>	2	LQHPF	0.05	0.91	-	-	-
<i>S. vernei</i>	0.25	LQHPF	0.07	0.99			
<i>S. ×brucheri</i>	1.5	LQH	0.11	0.85	-	-	-
<i>S. ×aemulans</i>	0.25	LQHPF	0.06	0.99	-	-	-
<i>S. venturii</i>	0.25	H	0.07	0.98	-	-	-
<i>S. commersonii</i>	1	LQHPF	0.02	0.94	-	-	-

---

Tabla 4. Superficie, Latitud Sur, Latitud Norte, Longitud Oeste y Longitud Este de la distribución geográfica de cada una de las 18 especies de parientes silvestres de la papa de Argentina.

Especie	Superficie (Km <sup>2</sup> )	Latitud Sur	Latitud Norte	Longitud Oeste	Longitud Este
<i>Solanum chacoense</i>	1677838.55	-40.21	-21.78	-69.14	-53.64
<i>S. acaule</i>	187397.65	-31.81	-21.78	-70.58	-64.32
<i>S. boliviense</i>	92400.33	-28.33	-21.78	-67.82	-64.62
<i>S. brevicaule</i>	209665.17	-31.73	-21.78	-70.21	-64.38
<i>S. infundibuliforme</i>	38569.26	-24.83	-21.78	-66.87	-64.81
<i>S. kurtzianum</i>	252248.85	-36.84	-26.31	-70.26	-64.67
<i>S. malmeanum</i>	285877.64	-36.89	-24.98	-61.93	-53.64
<i>S. microdontum</i>	136745.22	-30.82	-21.93	-68.61	-63.72
<i>S. maglia</i>	35.63	-34.04	-33.67	-69.35	-69.26
<i>S. palustre</i>	9449.91	-42.18	-38.76	-71.99	-70.82
<i>S. ×rechei</i>	1001.87	-29.70	-28.58	-67.73	-67.42
<i>S. berthaultii</i>	8213.84	-26.18	-22.08	-66.46	-64.16
<i>S. neorossii</i>	14378.78	-25.36	-22.08	-66.43	-64.72
<i>S. vernei</i>	1149.61	-27.42	-22.08	-66.54	-64.26
<i>S. ×brucherii</i>	14686.51	-23.42	-21.85	-66.29	-64.81
<i>S. ×aemulans</i>	8138.96	-29.93	-21.78	-68.03	-64.75
<i>S. venturii</i>	15025.11	-27.99	-22.25	-67.03	-64.80
<i>S. commersonii</i>	177223.55	-38.90	-26.77	-62.37	-54.77

Tabla 5. Superficie de la distribución potencial resultante (SDPR), número de fragmentos de la distribución potencial resultante (NFDPR), superficie de la distribución potencial disponible (SDPD), número de fragmentos de la distribución potencial disponible (NFDPD), porcentaje de distribución geográfica perdida (PDP) y incremento de los fragmentos (IF; en %).

Especie	SDPR (Km <sup>2</sup> )	NFDPR	SDPD (Km <sup>2</sup> )	NFDPD	PDP	IF
<i>Solanum acaule</i>	187397.65	1248	185354.3	1595	1.09	27.8
<i>S. ×aemulans</i>	8138.96	1667	7992.7	1789	1.8	7.32
<i>S. berthaultii</i>	8213.84	837	7967.2	921	3	10.04
<i>S. boliviense</i>	92400.33	1192	90688.3	1489	1.85	24.92
<i>S. brevicaule</i>	209665.17	932	207074.7	1344	1.24	44.21
<i>S. ×brucherii</i>	14686.51	90	14555.8	101	0.89	12.22
<i>S. chacoense</i>	1677838.55	1890	1235647.6	73441	26.4	3785.8
<i>S. commersonii</i>	177223.55	1600	97127.1	25876	45.2	1517.3
<i>S. infundibuliforme</i>	38569.26	187	38303.6	231	0.69	23.53
<i>S. kurtzianum</i>	252248.85	1522	247311.3	2277	1.96	49.61
<i>S. maglia</i>	35.63	21	35.2	22	1.11	4.76
<i>S. malmeanum</i>	285877.64	1304	222544.9	11498	22.2	781.75
<i>S. microdontum</i>	136745.22	449	130283.7	1400	4.73	211.8
<i>S. neorossii</i>	14378.78	169	13873.1	235	3.52	39.05
<i>S. palustre</i>	9449.91	139	9218.2	204	2.45	46.76
<i>S. ×rechei</i>	1001.87	33	978.1	38	2.37	15.15
<i>S. venturii</i>	15025.11	898	14406.1	1106	4.12	23.16
<i>S. vernei</i>	1149.61	650	1060	724	7.79	11.38

Tabla 6. Modificaciones en los rangos geográficos de las especies parientes silvestres de la papa debido al cambio climático para el escenario rcp45. El Área ganada, perdida y sin cambio se calculó refiriéndola a la superficie del rango en el presente. El balance se refiere a la diferencia entre lo ganado y lo perdido y se expresa en porcentaje.

Especie	Área ganada (%)	Área perdida (%)	Área sin cambio (%)	Balance	Dirección de desplazamiento	Distancia de desplazamiento
<i>Solanum acaule</i>	2.5	33.6	66.4	-31.1	N	67
<i>S. ×aemulans</i>	54.7	80.1	19.9	-25.5	NE	24.4
<i>S. berthaultii</i>	47.1	28.4	71.6	18.7	NE	2.3
<i>S. boliviense</i>	0.4	28.2	71.8	-27.8	NE	23.9
<i>S. brevicaule</i>	4.2	14.2	85.8	-9.9	N	47.9
<i>S. ×brucherii</i>	32.1	7.9	92.1	24.2	SO	8.8
<i>S. chacoense</i>	0.1	26	74	-26	S	92.6
<i>S. commersonii</i>	0.2	82.5	17.5	-82.3	S	72.6
<i>S. infundibuliforme</i>	0.5	25.6	74.4	-25.1	E	16.6
<i>S. kurtzianum</i>	4.9	46	54	-41.1	N	115.2
<i>S. maglia</i>		100		-100		
<i>S. malmeanum</i>	15.8	35.9	64.1	-20.1	SO	182.7
<i>S. microdontum</i>	5.1	31.6	68.4	-26.5	N	64.6
<i>S. neorossii</i>	28.5	23.4	76.6	5.2	SO	10.6

<i>S. palustre</i>	0	62.2	37.8	-62.2	SO	38.8
<i>S. ×rechei</i>	107	81.3	18.7	25.7	NO	15.9
<i>S. venturii</i>	26.8	25.5	74.5	1.3	N	28.4
<i>S. vernei</i>	69.1	95.1	4.9	-26	N	116

---

Tabla 7. Modificaciones en los rangos geográficos de las especies parientes silvestres de la papa debido al cambio climático para el escenario rcp85.

Especie	Área ganada (%)	Área perdida (%)	Área sin cambio (%)	Balance	Dirección de desplazamiento	Distancia de desplazamiento
<i>Solanum acaule</i>	2.6	42.7	57.3	-40	N	79.1
<i>S. ×aemulans</i>	19.8	91.3	8.7	-71.5	S	248
<i>S. berthaultii</i>	9.7	68.8	31.2	-59	N	169
<i>S. boliviense</i>	0.5	43.7	56.3	-43.2	NE	29.8
<i>S. brevicaule</i>	3	22.7	77.3	-19.7	N	74.2
<i>S. ×brucherii</i>	17.3	15.4	84.6	1.8	S	8.3
<i>S. chacoense</i>	0.8	27.1	72.9	-26.4	S	162.2
<i>S. commersonii</i>	0.2	80.3	19.7	-80.2	S	140.8
<i>S. infundibuliforme</i>	0	60.5	39.5	-60.5	NE	36.6
<i>S. kurtzianum</i>	4.7	44.8	55.2	-40.1	NO	80.7
<i>S. maglia</i>		100		-100		
<i>S. malmeanum</i>	29.7	43.3	56.7	-13.6	SO	250.5
<i>S. microdontum</i>	6.1	38.9	61.1	-32.8	N	60
<i>S. neorossii</i>	9.7	36.4	63.6	-26.7	N	14.3
<i>S. palustre</i>	0.1	64.9	35.1	-64.8	S	55.6

<i>S. ×rechei</i>	45.1	100	0	-54.9	NO	26.2
<i>S. venturii</i>	1.3	76.3	23.7	-75	N	65
<i>S. vernei</i>	25.5	99.1	0.9	-73.6	N	125.4

---

Tabla 8. Puntos evaluados en el campo (longitud y latitud) a partir del modelo de distribución potencial de la especie *Solanum microdontum*. Se indica la probabilidad de acuerdo al modelo que le correspondía a cada sitio evaluado. PSP: Pariente silvestre de la papa.

Longitud	Latitud	Probabilidad	PSP registrada
-65.486	-24.62	0.755	<i>S. microdontum</i>
-65.486	-24.166	0.756	<i>S. microdontum</i>
-65.404	-24.172	0.602	<i>S. microdontum</i>
-65.464	-23.924	0.748	<i>S. microdontum</i>
-65.334	-24.507	0.663	<i>S. microdontum</i>
-65.458	-23.966	0.757	<i>S. microdontum</i>
-64.969	-25.543	0.358	<i>S. microdontum</i>
-65.335	-24.183	0.56	<i>S. microdontum</i>
-65.224	-24.132	0.618	<i>S. microdontum</i>
-65.651	-24.907	0.737	<i>S. microdontum</i>
-65.16	-25.844	0.493	<i>S. microdontum</i>
-64.296	-23.136	0.037	<i>S. microdontum</i>
-65.455	-24.182	0.656	<i>S. microdontum</i>
-65.421	-24.08	0.668	<i>S. microdontum</i>
-65.414	-24.724	0.663	<i>S. microdontum</i>
-65.064	-23.923	0.359	<i>S. microdontum</i>
-65.387	-24.264	0.658	<i>S. microdontum</i>
-65.668	-24.899	0.751	<i>S. microdontum</i>
-65.205	-24.1	0.533	<i>S. microdontum</i>
-64.306	-23.972	0.161	<i>S. chacoense</i>
-64.559	-23.043	0.078	<i>S. chacoense</i>
-64.555	-23.025	0.087	<i>S. chacoense</i>
-64.557	-23.028	0.077	<i>S. chacoense</i>
-64.352	-24.008	0.265	<i>S. chacoense</i>
-64.383	-24.095	0.378	<i>S. chacoense</i>
-64.354	-24.056	0.301	<i>S. chacoense</i>
-64.515	-24.321	0.555	<i>S. chacoense</i>
-64.558	-23.039	0.078	<i>S. chacoense</i>
-65.128	-22.215	0.721	<i>S. aff. acaule</i>
-65.119	-22.258	0.716	<i>S. aff. acaule</i>
-65.119	-22.258	0.716	<i>S. aff. acaule</i>
-65.213	-22.207	0.729	<i>S. aff. acaule</i>
-64.966	-22.251	0.726	<i>S. aff. acaule</i>
-65.119	-22.258	0.716	<i>S. aff. acaule</i>
-65.086	-22.272	0.726	<i>S. aff. acaule</i>

-65.259	-22.244	0.729	<i>S. aff. acaule</i>
-65.328	-22.189	0.649	
-64.54	-23.644	0.061	
-65.183	-24.097	0.516	
-65.142	-24.1	0.515	
-64.688	-24.285	0.149	
-65.354	-24.672	0.668	
-65.461	-22.131	0.598	
-65.036	-22.231	0.726	
-64.395	-24.198	0.561	
-65.661	-22.239	0.625	
-64.929	-23.949	0.241	
-64.435	-23.371	0.042	
-64.249	-23.345	0.033	
-65.228	-24.122	0.616	
-64.359	-23.885	0.11	
-65.645	-22.206	0.614	
-65.622	-25.45	0.694	
-65.086	-24.248	0.612	
-65.02	-22.222	0.73	
-65.351	-24.22	0.606	
-64.545	-23.103	0.066	
-64.475	-23.126	0.087	
-64.342	-24.034	0.251	
-64.315	-23.935	0.138	

---

Tabla 9. Representatividad potencial de las especies silvestres parientes de la papa en el actual Sistema de Áreas Protegidas de Argentina (SAPA).

Especie	Endemismo	Rango geográfico protegido (%)	nº de áreas en las que está presente
<i>Solanum acaule</i>		5.82	20
<i>S. ×aemulans</i>	endémica	3.14	9
<i>S. berthaultii</i>		7.41	6
<i>S. boliviense</i>		2.29	15
<i>S. brevicaule</i>		2.74	20
<i>S. ×brucherii</i>	endémica	0.84	2
<i>S. chacoense</i>		1.11	79
<i>S. commersonii</i>		0.33	17
<i>S. infundibuliforme</i>		0.34	3
<i>S. kurtzianum</i>	endémica	3.86	19
<i>S. maglia</i>			
<i>S. malmeanum</i>		1.34	42
<i>S. microdontum</i>		4.52	19
<i>S. neorossii</i>	endémica	1.01	4
<i>S. palustre</i>		43.6	6
<i>S. ×rechei</i>	endémica		
<i>S. venturii</i>	endémica	3.52	9
<i>S. vernei</i>	endémica	7.12	6

Tabla 10. Áreas protegidas de Argentina con su categoría IUCN y el número de especies parientes silvestres de papa que protege.

Tipo	Área protegida	Categoría IUCN	n° especies protegidas
Parque Nacional	Calilegua	II	11
Parque Nacional	Los Cardones	II	10
Parque Nacional	Campo de los Alisos	II	9
Reserva de Fauna Silvestre	Carabajal	IV	9
Parque Provincial	Cumbres Calchaquies	II	9
Parque Provincial	La Florida	Ia	9
Reserva Natural	Quebrada del Portugués	Ia	9
Monumento Natural	Laguna de los Pozuelos	III	8
Monumento Natural	Laguna Leandro	III	8
Monumento Natural	Abra del Acay	III	7
Parque Provincial	Potrero de Yala	II	7
Monumento Natural	Angastaco	III	6
Parque Nacional	Baritú	II	6
Reserva Natural Estricta	La Angostura	Ia	6
Parque Nacional	El Rey	II	5
Parque Provincial	Ischigualasto	II	5
Parque Nacional	Talampaya	II	5

Parque Natural Municipal	Amado Bompland	II	3
Reserva Natural Objetivo Definido Educativo	Arroyo El Durazno	IV	3
Reserva Municipal	Dique Ing. Roggero	IV	3
Parque Nacional	El Palmar	II	3
Parque Nacional	Islas de Santa Fé	II	3
Refugio Provincial	Laguna Brava	IV	3
Refugio de Vida Silvestre	Los Morrillos	Ia	3
Reserva Natural	Otamendi	Ia	3
Parque Natural Municipal	Paraje los Indios	II	3
Reserva Natural Objetivo Definido Educativo	Paraná Guazú	IV	3
Parque Nacional	Pre-Delta	II	3
Reserva Natural Integral Mixta	Punta Lara	Ia	3
Reserva Natural Provincial	Rincón de Santa María	Ia	3
Parque Provincial	Salto Encantado Valle Ao. Cuña Piru	II	3
Parque Nacional	San Guillermo	II	3
Parque Provincial	Sierra Ing Martinez Crovetto	II	3
Parque Provincial	Valle del Arroyo Cuña-Pirú	II	3
Reserva Natural	Aguas Chiquitas	Ia	2
Reserva Natural Mixta de Objetivo Definido Botánico	Barranca Norte	IV	2
Parque Nacional	Campos del Tuyú	II	2

Parque Provincial	Cañadón de Profundidad	II	2
Parque Natural Provincial	Cayastá	II	2
Reserva Natural Educativa	Colonia Benítez	Ia	2
Parque Provincial	Cruce Caballero	II	2
Parque Natural Provincial	Del Medio - Los Caballos	II	2
Reserva Natural	Divisadero Largo	Ia	2
Parque Provincial	Ernesto Tornquist	II	2
Parque Provincial	Esmeralda	II	2
Parque Provincial	Esperanza	II	2
Parque Provincial	Fachinal	II	2
Parque Provincial	Guaramboca	II	2
Parque Provincial	Guardaparque Horacio Foerster	II	2
Reserva Natural Munic de Objetivos Definidos	Guardia del Juncal	IV	2
Parque Nacional	Iguazú	II	2
Parque Provincial	Ing. Agr. Roberto Cametti	II	2
Parque Provincial	Isla Del Cerrito	IV	2
Monumento Natural	Isla Palacios	III	2
Parque Nacional	Mburucuyá	II	2
Parque Provincial	Moconá	II	2
Parque Provincial	Piñalito	II	2

Parque Provincial	Puerto Peninsula	II	2
Reserva Natural Integral	Rincón de Ajó	IV	2
Parque Nacional	Río Pilcomayo	II	2
Reserva Natural Estricta	San Antonio	Ia	2
Parque Nacional	Sierra de las Quijadas	II	2
Parque Universitaria	Sierra de San Javier	II	2
Parque Provincial	Teyú Cuare	II	2
Refugio Privada	Timbó Gigante	Ia	2
Parque Provincial	Urugua-í	II	2
Parque Provincial	Uruzu	II	2
Parque Provincial	Yacuy	II	2
Reserva Privada Vida Silvestre	Yaguarundi	II	2
Parque Provincial	Azul	II	1
Parque Provincial	Cerro Aconcagua	II	1
Monumento Natural	Cerro Alcazar	III	1
Parque Nacional	Chaco	II	1
Reserva Natural Objetivos Definidos Mixtos	Chasico	IV	1
Parque Nacional	Copo	II	1
Parque Provincial	Cordón del Plata	II	1
Fauna Silvestre Reserva Privada	El Bagual	Ia	1

Parque Nacional	El Leoncito	II	1
Reserva Natural	Formosa	Ia	1
Parque Provincial	Fuerte Esperanza	II	1
Parque Provincial	Grupo de la Isla	II	1
Reserva Total	La Payunia	Ia	1
Parque Nacional	Lago Puelo	II	1
Reserva Natural	Laguna del Diamante	II	1
Parque Provincial	Laguna Pintascayo	II	1
Parque Nacional	Lanín	II	1
Parque Nacional	Lihué Calel	II	1
Reserva Provincial	Loro Hablador	IV	1
Parque Nacional	Los Arrayanes	II	1
Parque Nacional	Nahuel Huapi	II	1
Parque Natural	Pampa del Indio	II	1
Reserva Natural de Objetivos Definidos	Pehén Co-Monte Hermoso	IV	1
Parque Nacional	Quebrada del Condorito	II	1
Parque Provincial / Reserva Forestal	Río Turbio	II	1
Parque Provincial	Volcán Tupungato	II	1

---

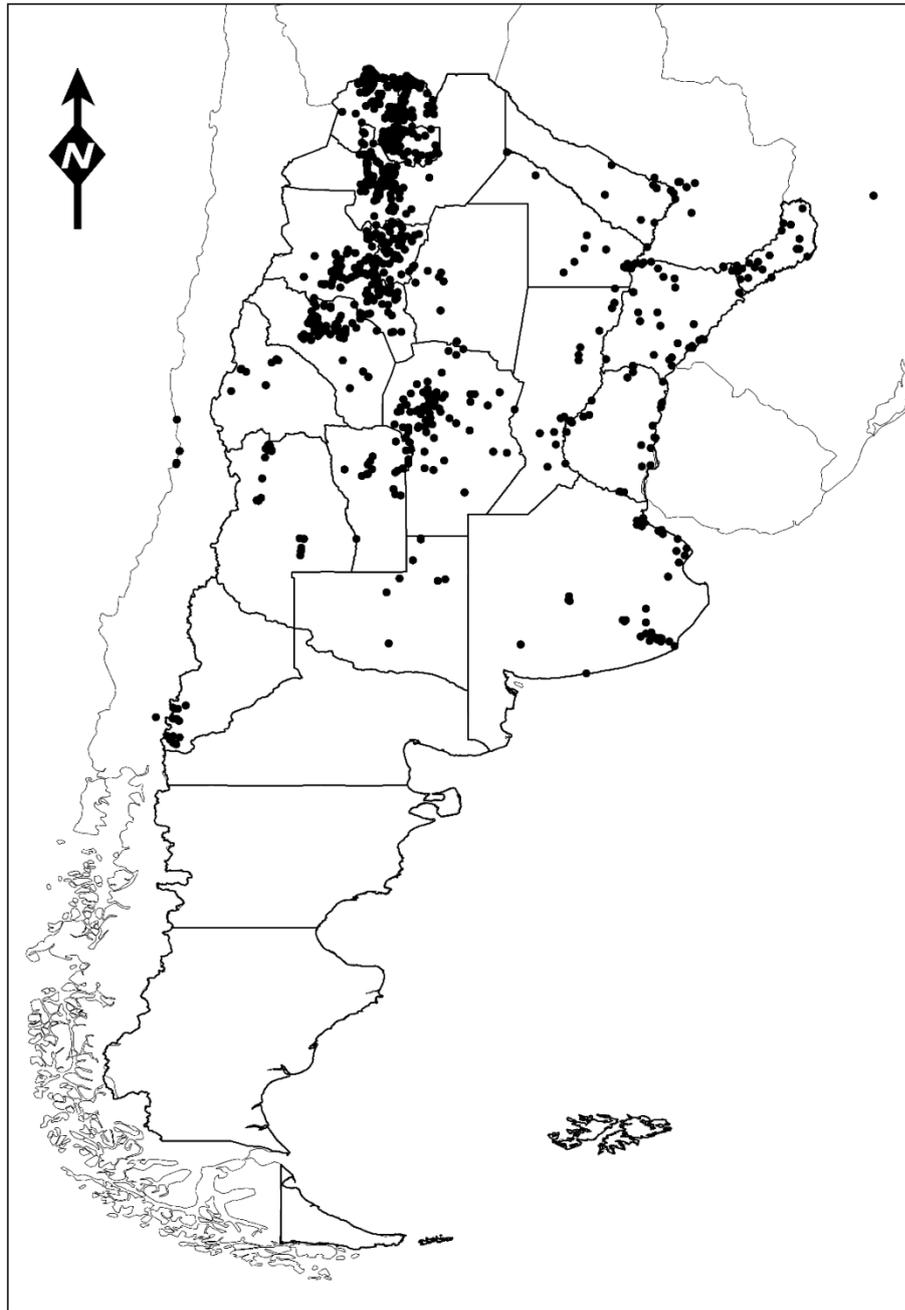


Figura 1. Puntos de registro utilizados para modelar la distribución de las especies silvestres parientes de la papa de Argentina.

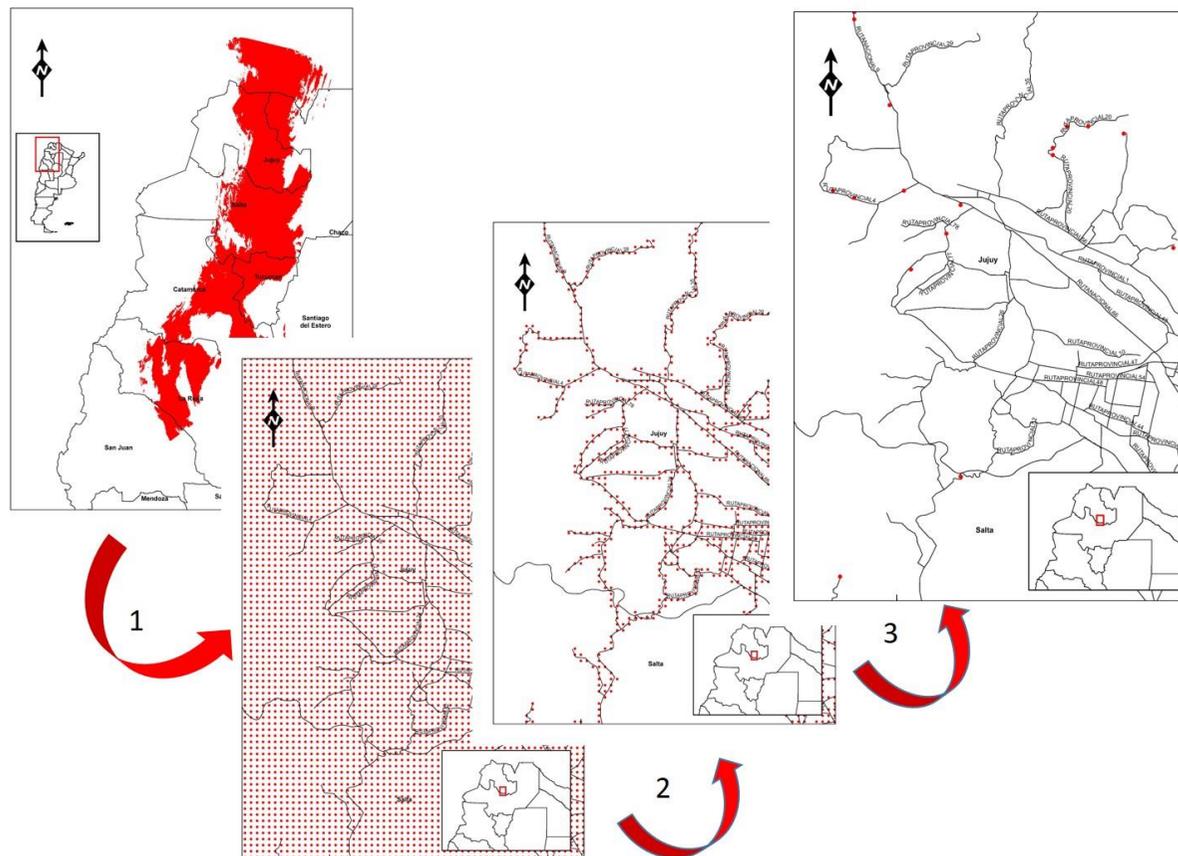


Figura 2. Diagrama conceptual que muestra los pasos desarrollados para seleccionar puntos de registro que permitirán identificar nuevas poblaciones de *Solanum microdontum*. 1) Conversión de los píxeles del rango geográfico a puntos de registro, 2) selección de aquellos puntos que se encuentran a menos de 500 m. de la red caminera y 3) puntos seleccionados al azar para muestreo en campo.

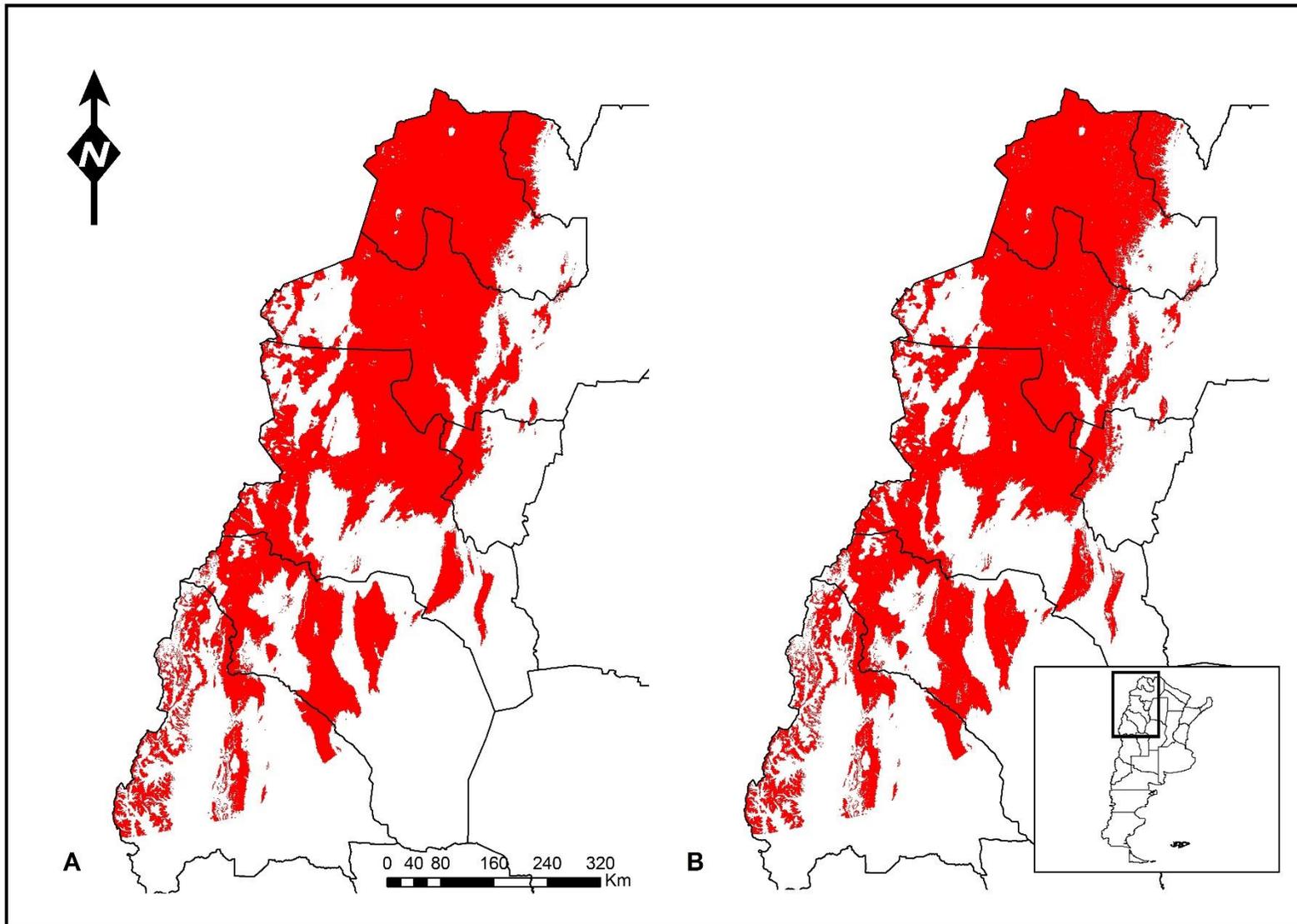


Figura 3. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum acaule* en Argentina.

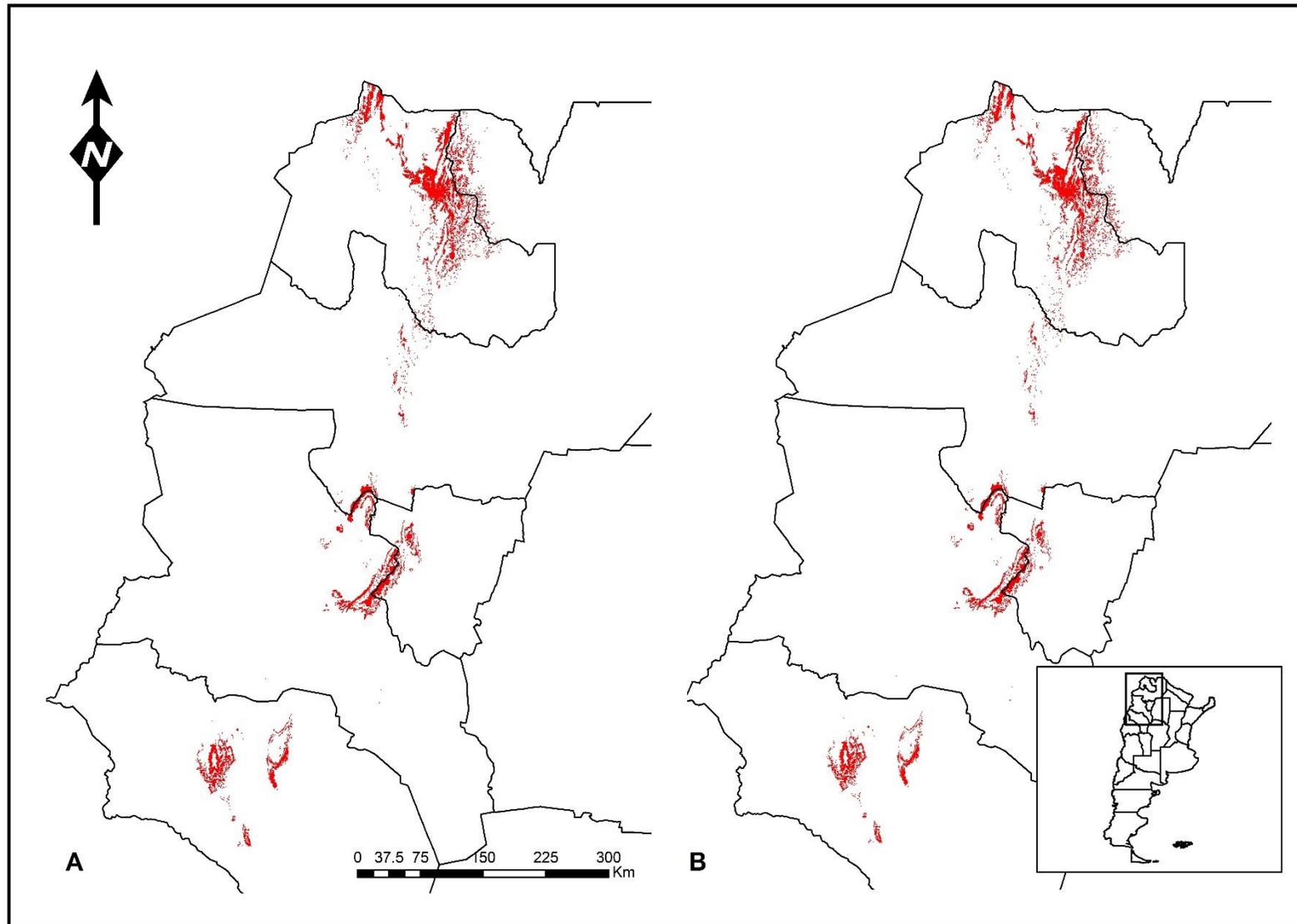


Figura. 4. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum x aemulans* en Argentina.

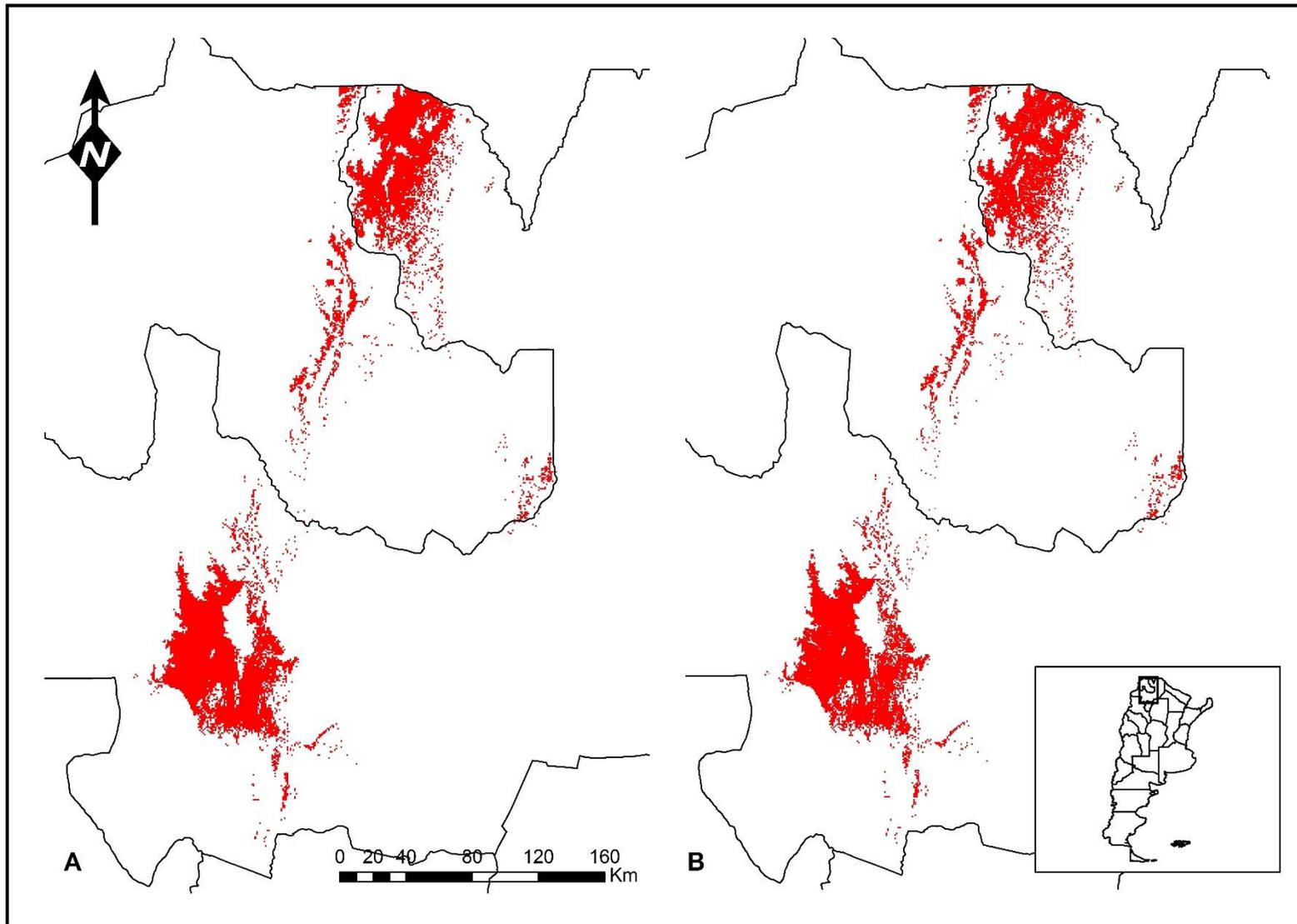


Figura 5. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum berthaultii* en Argentina.

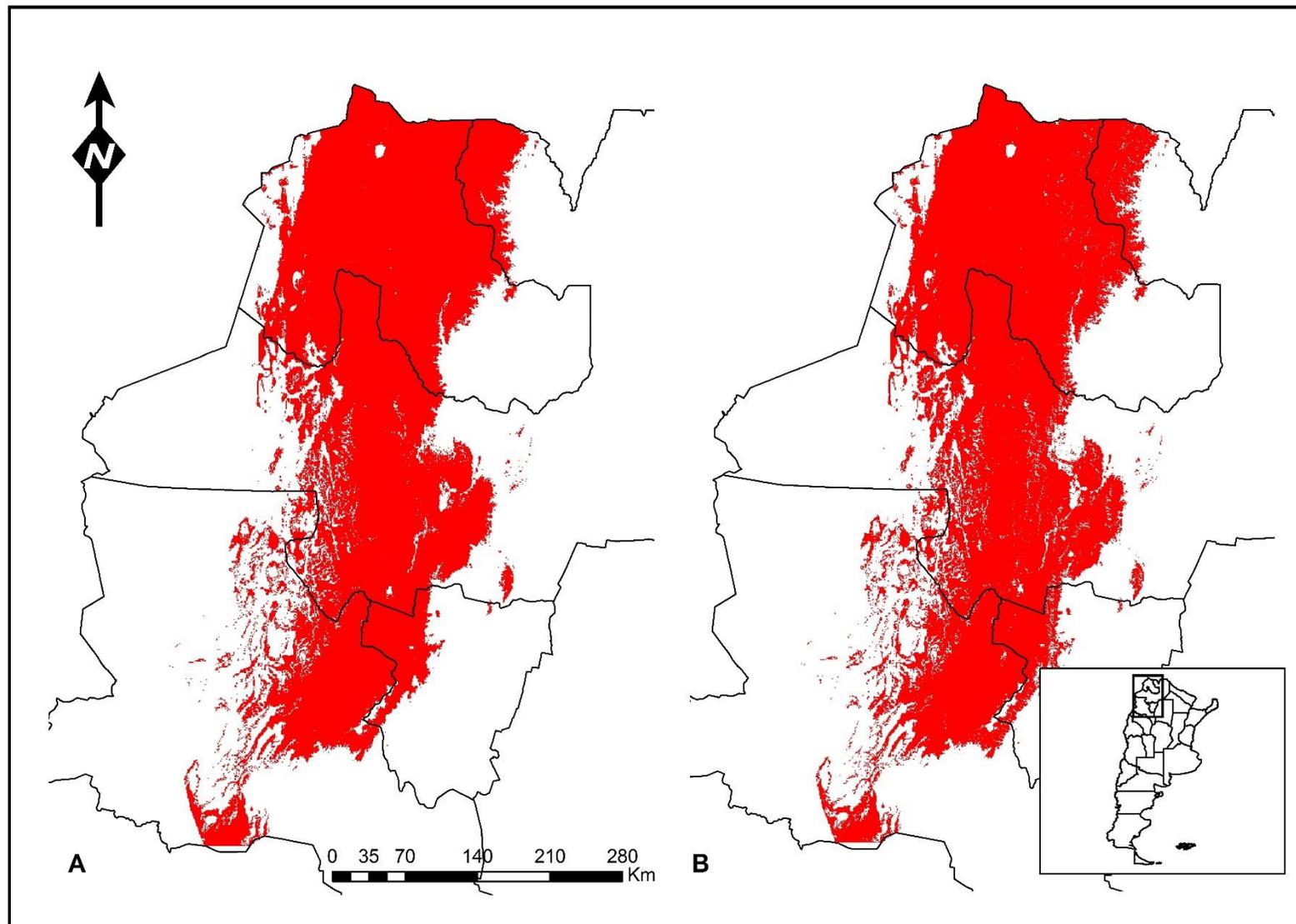


Figura 6. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum boliviense* en Argentina.

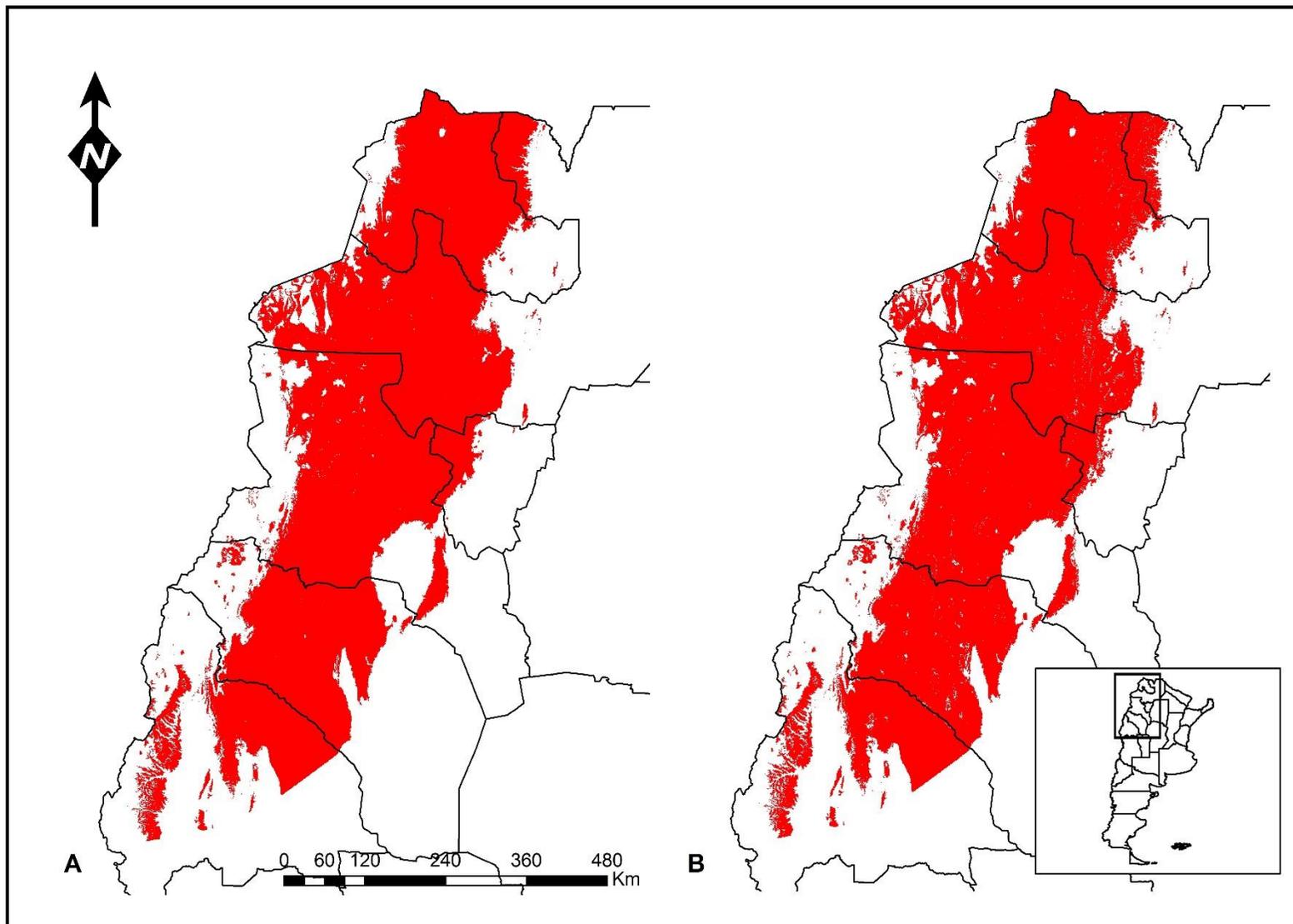


Figura 7. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum brevicaule* en Argentina.

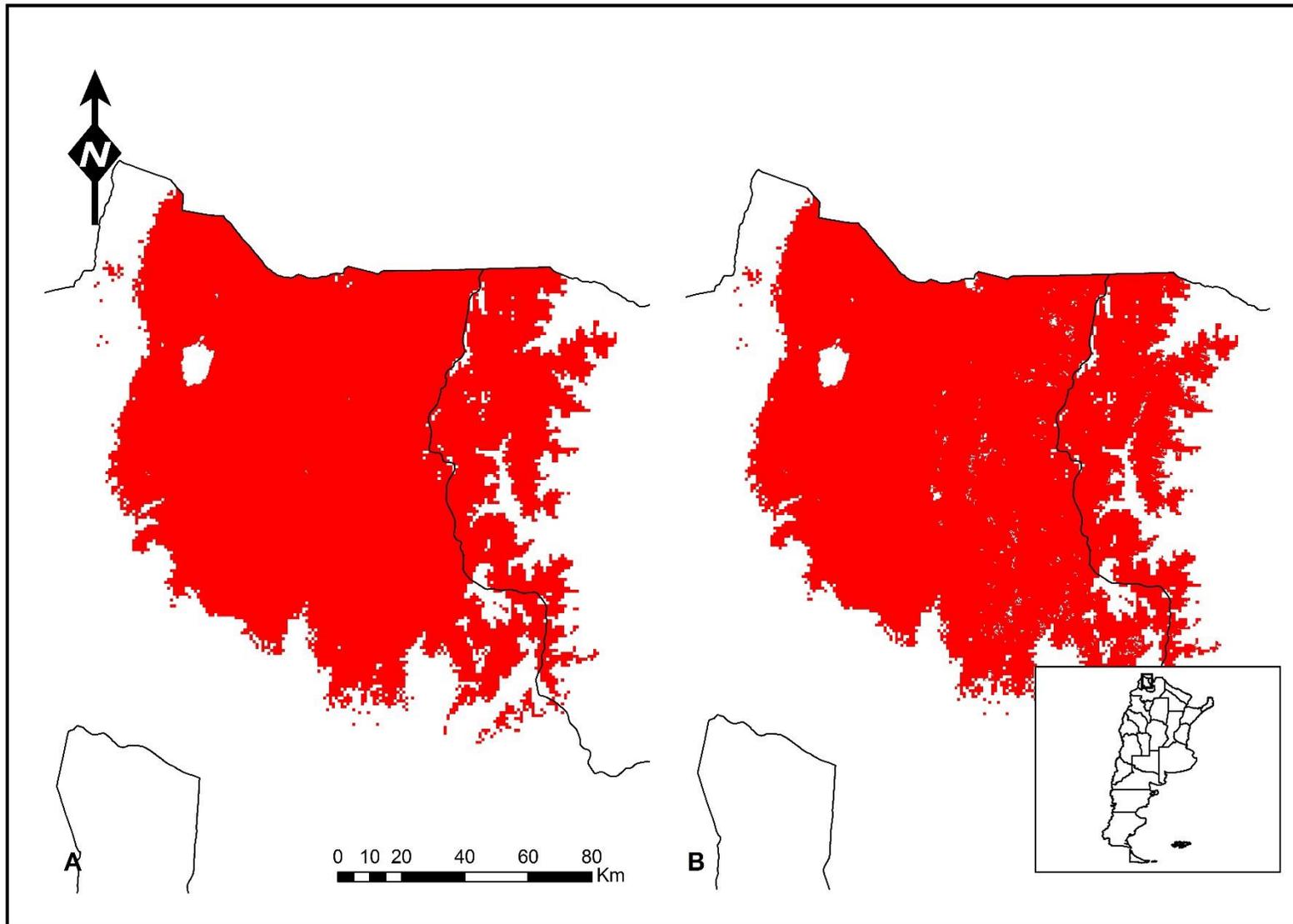


Figura 8. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum ×brucheri* en Argentina.

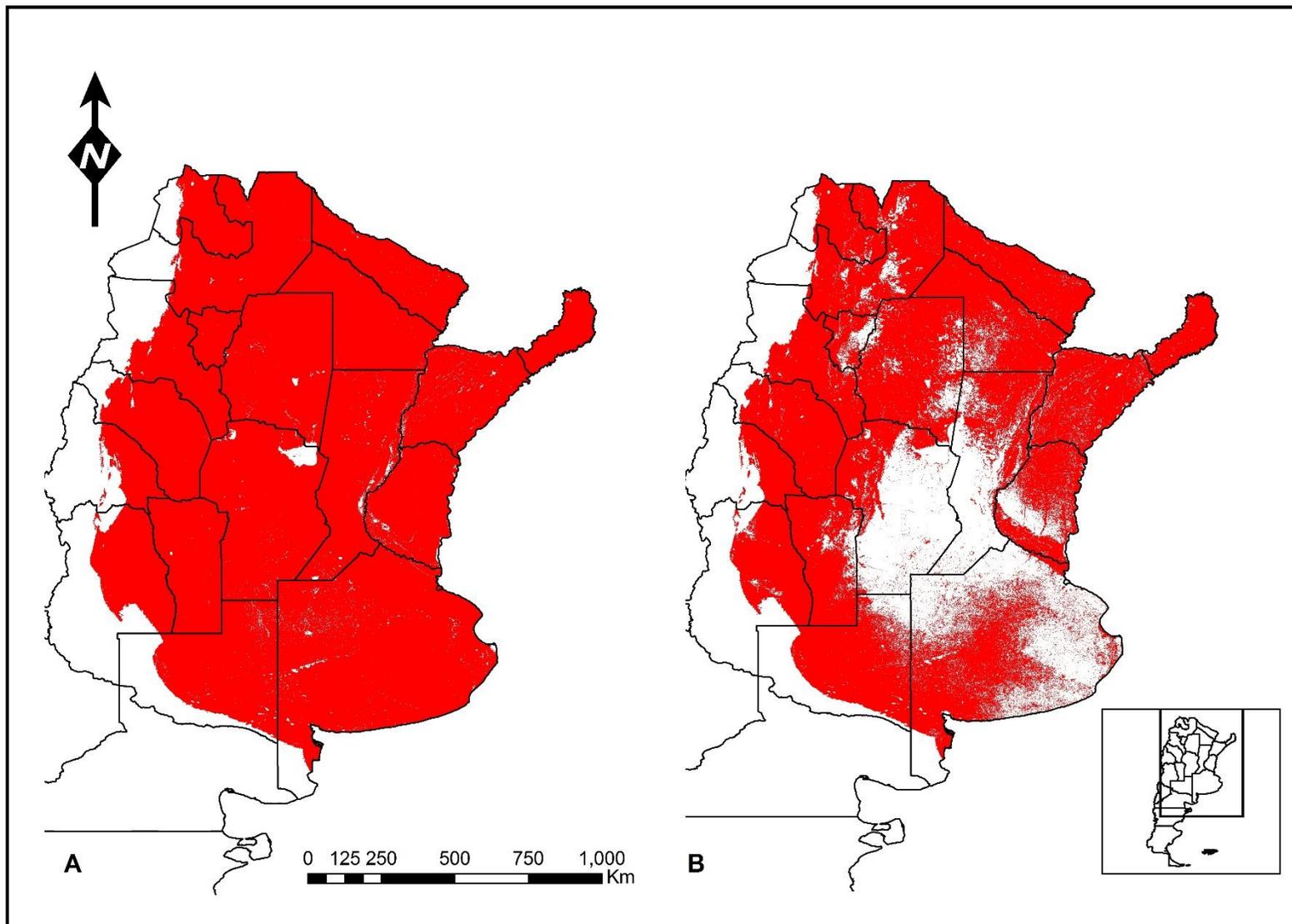


Figura 9. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum chacoense* en Argentina.

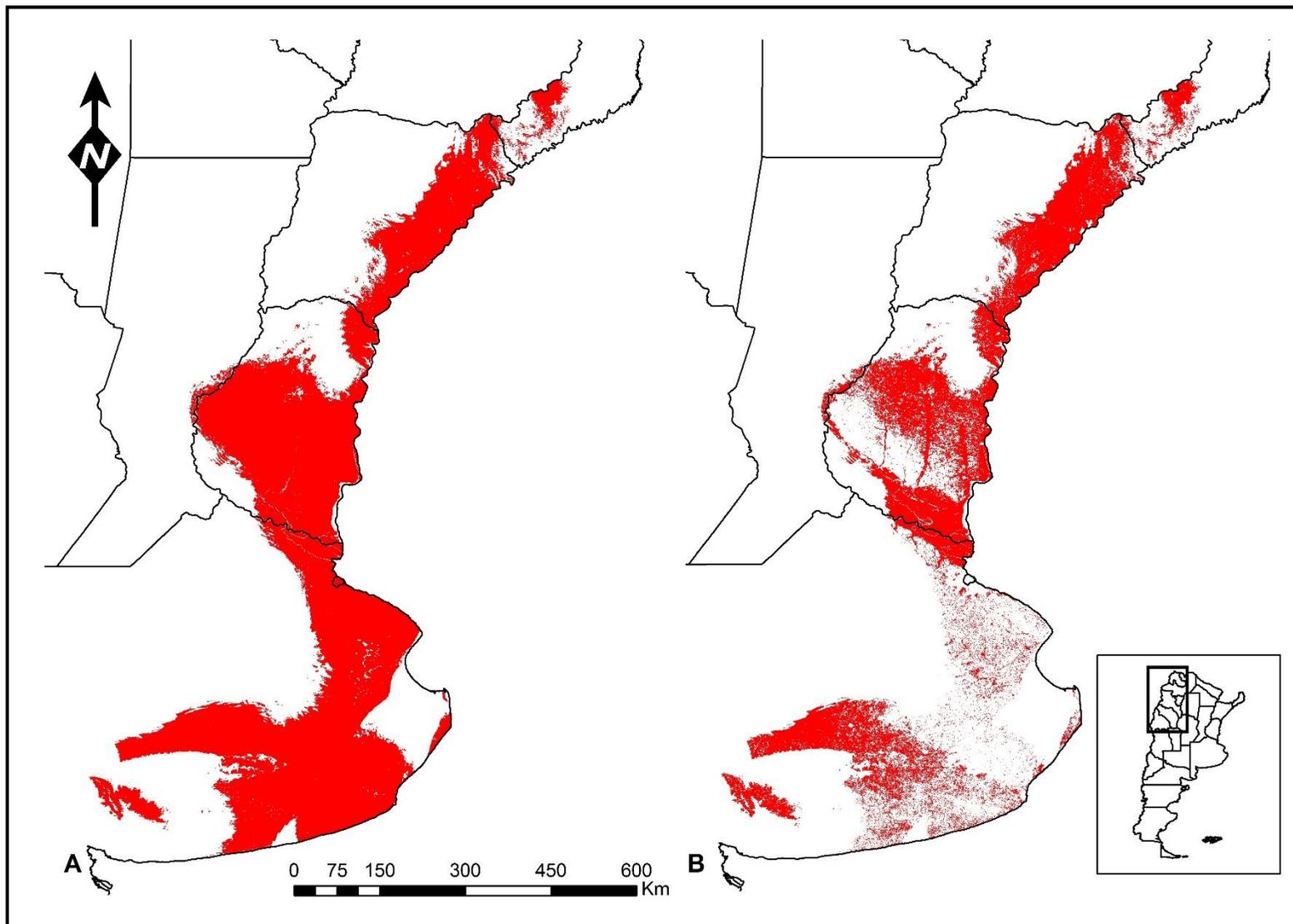


Figura 10. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum commersonii* en Argentina.

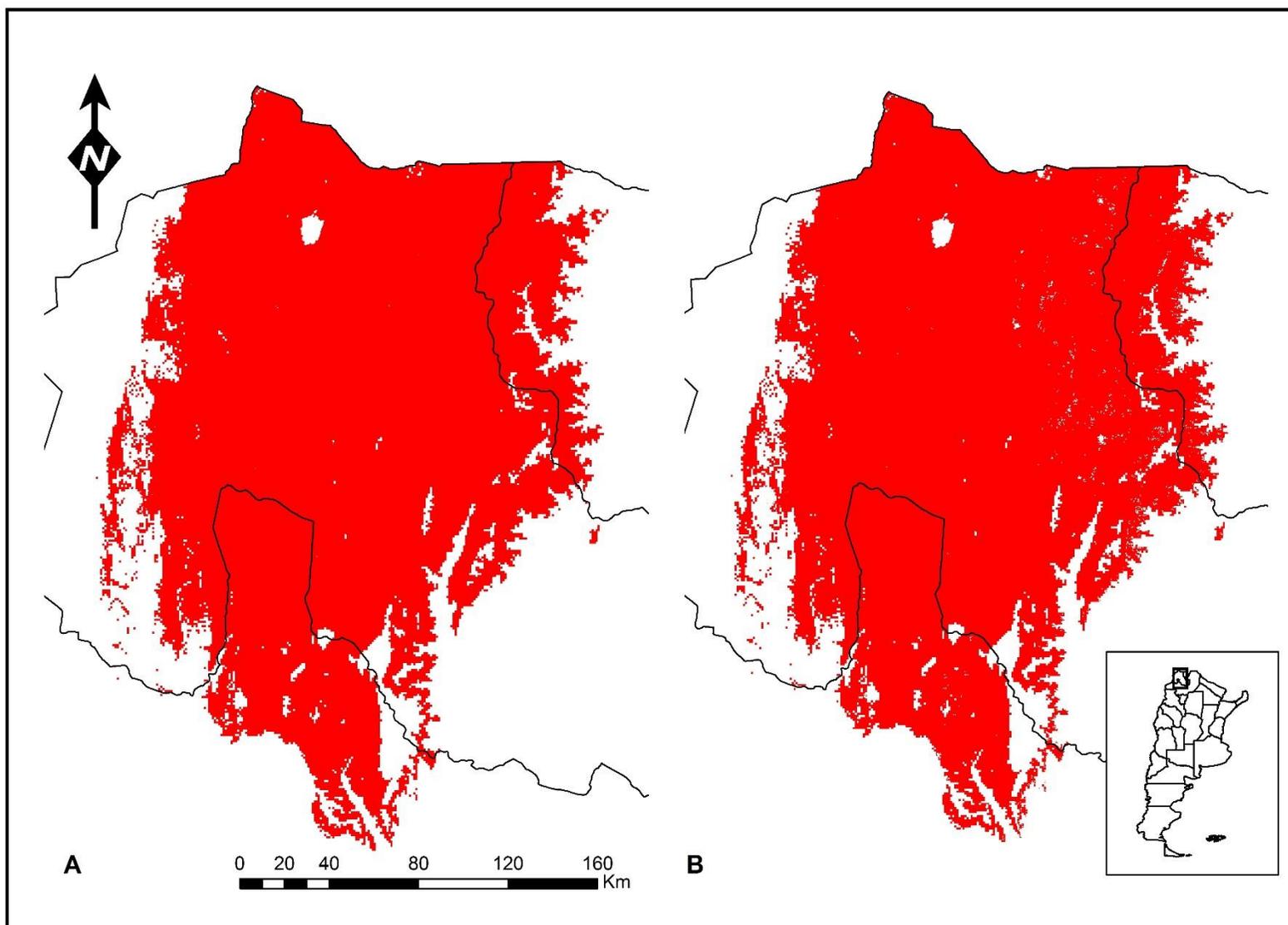


Figura 11. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum infundibuliforme* en Argentina.

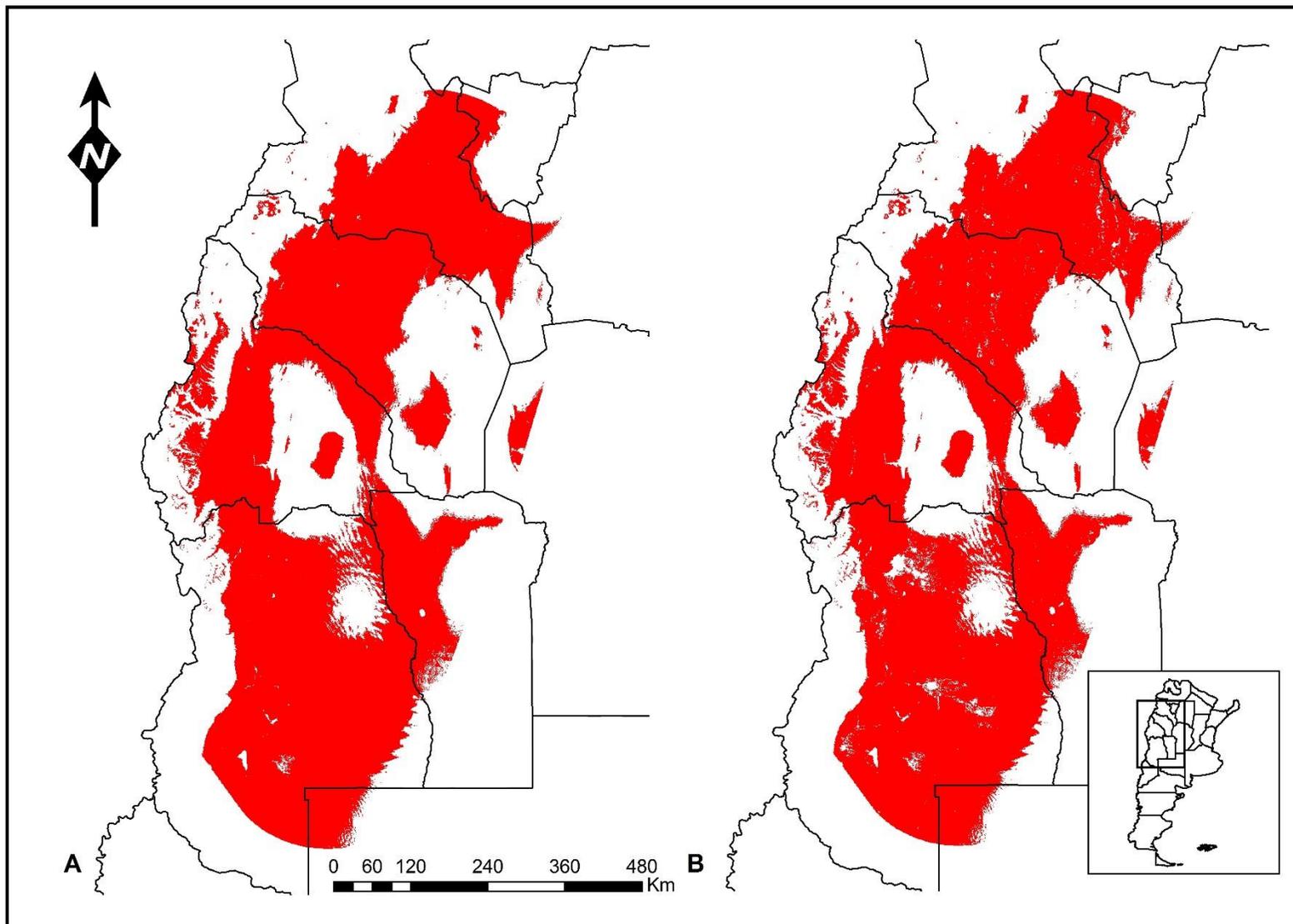


Figura 12. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum kurtzianum* en Argentina.

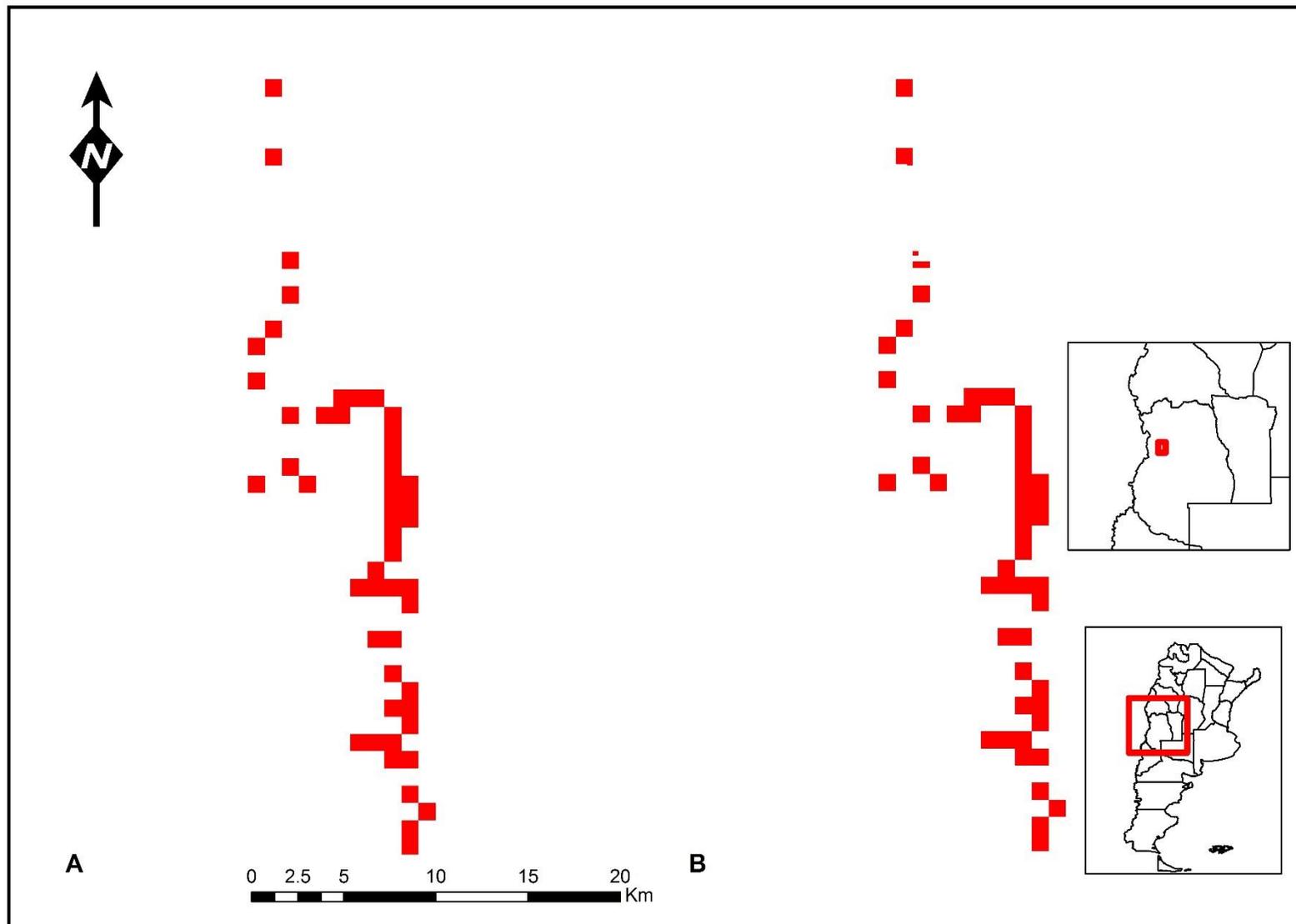


Figura 13. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum maglia* en Argentina.

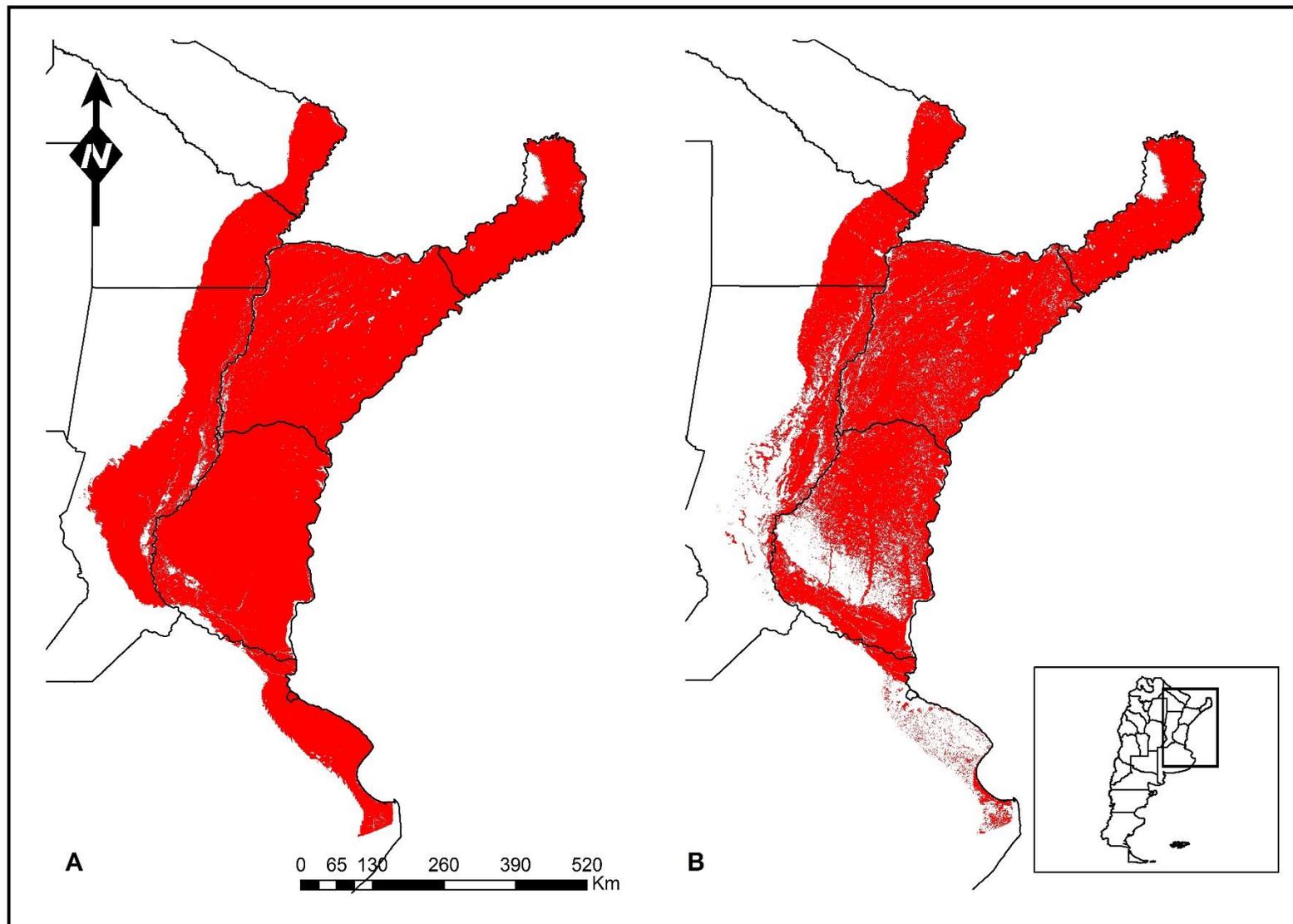


Figura 14. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum malmeanum* en Argentina.

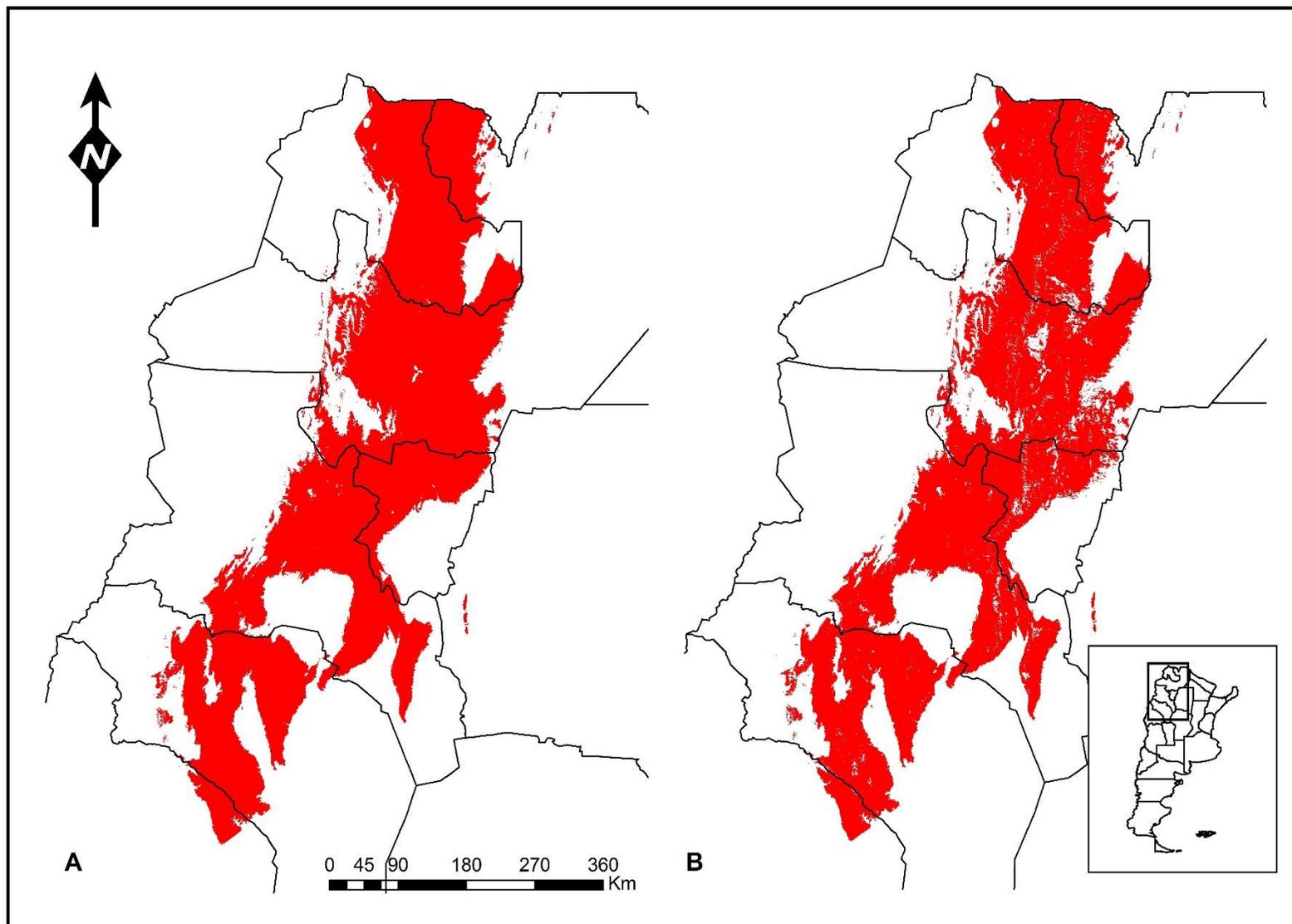


Figura 15. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum microdontum* en Argentina.

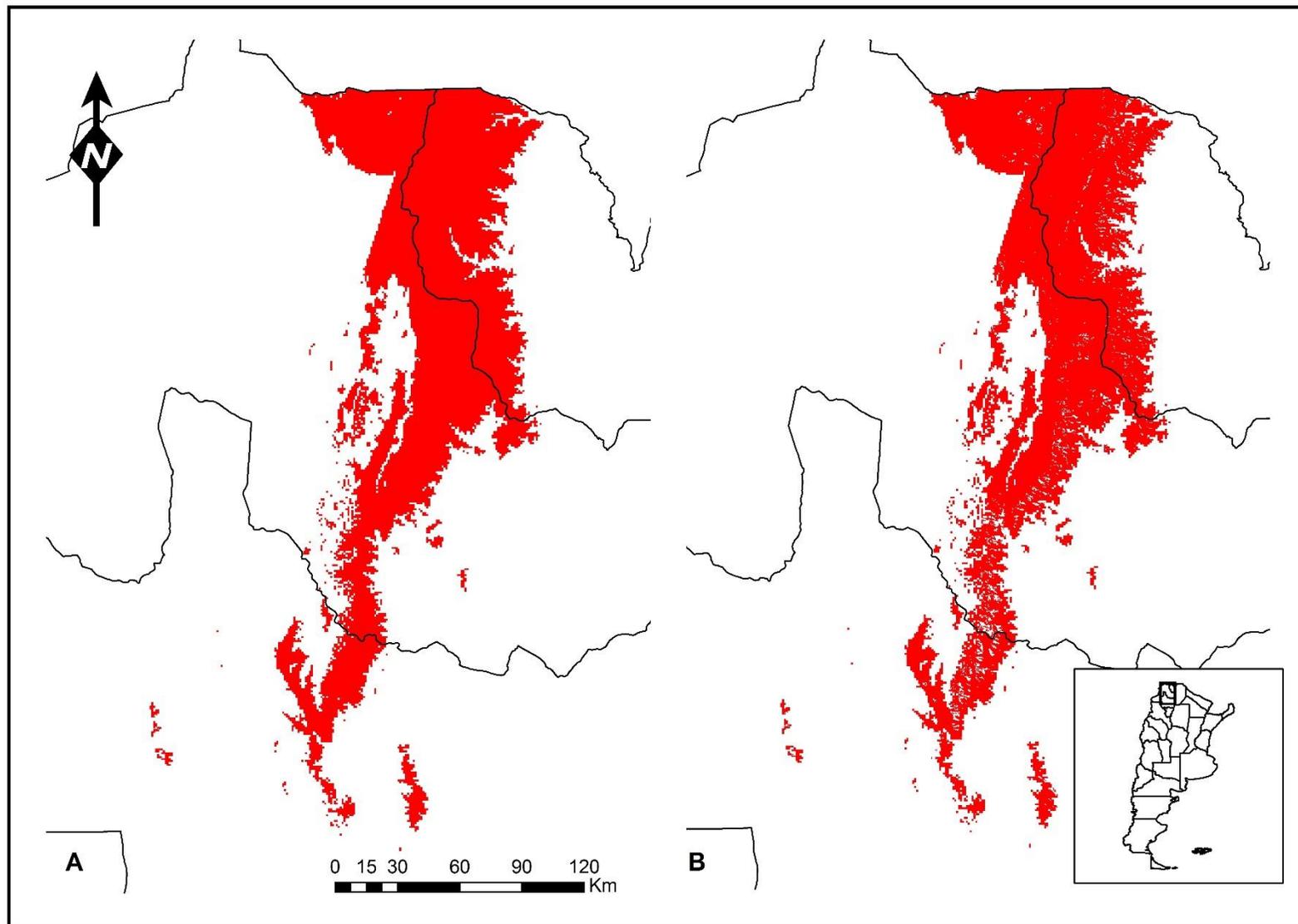


Figura 16. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum neorossii* en Argentina.

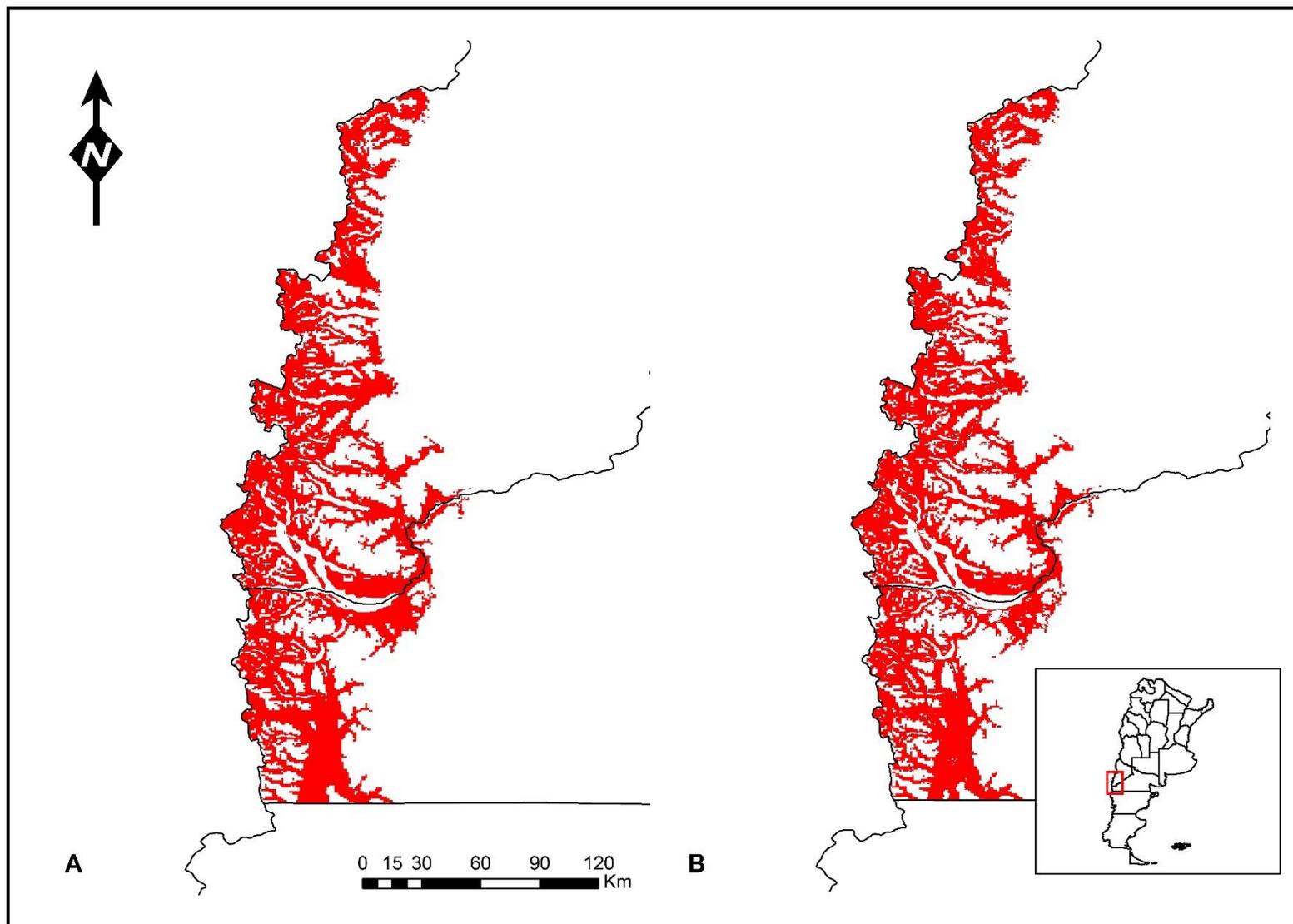


Figura 17. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum palustre* en Argentina.

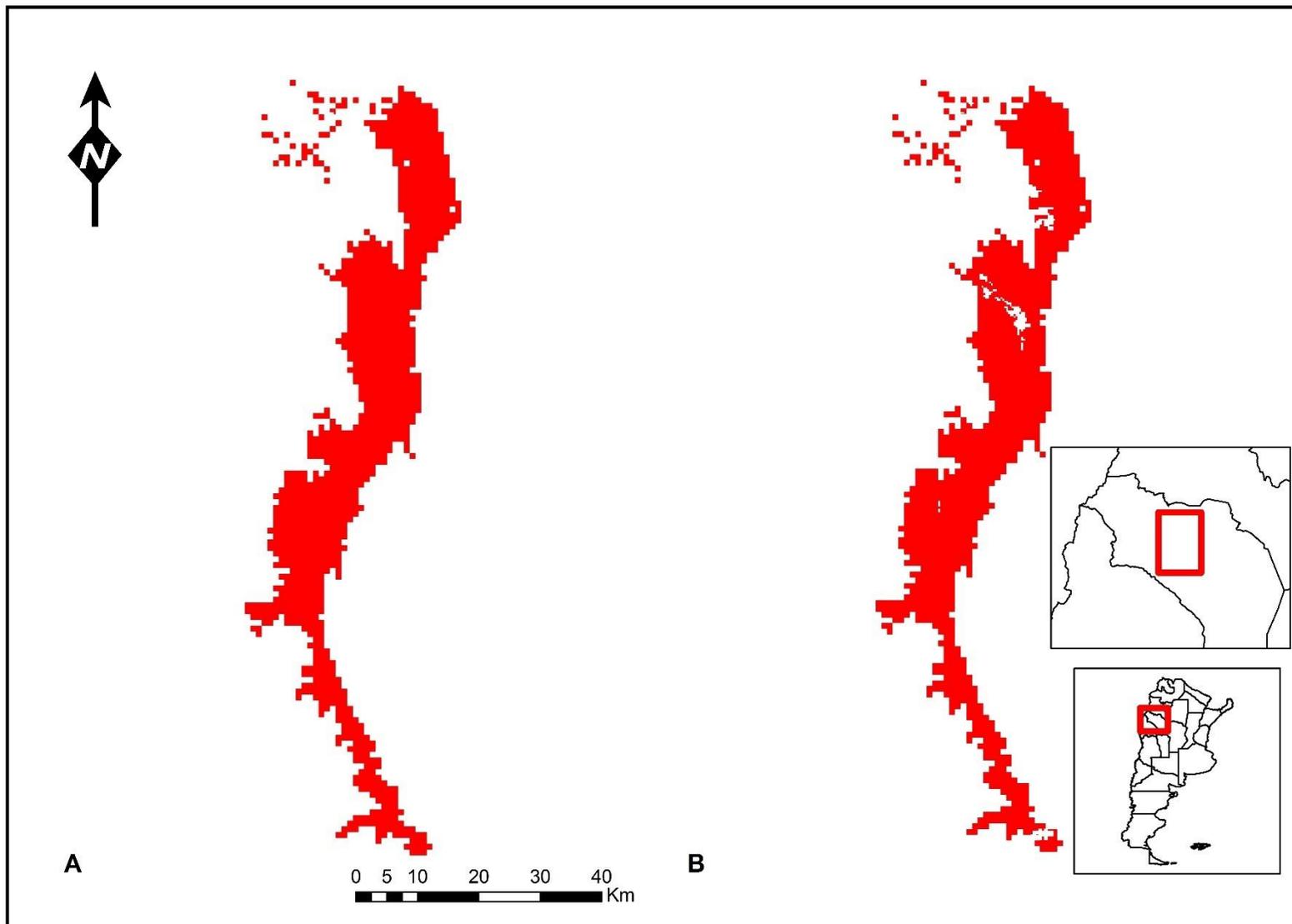


Figura 18. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum xrechei* en Argentina.

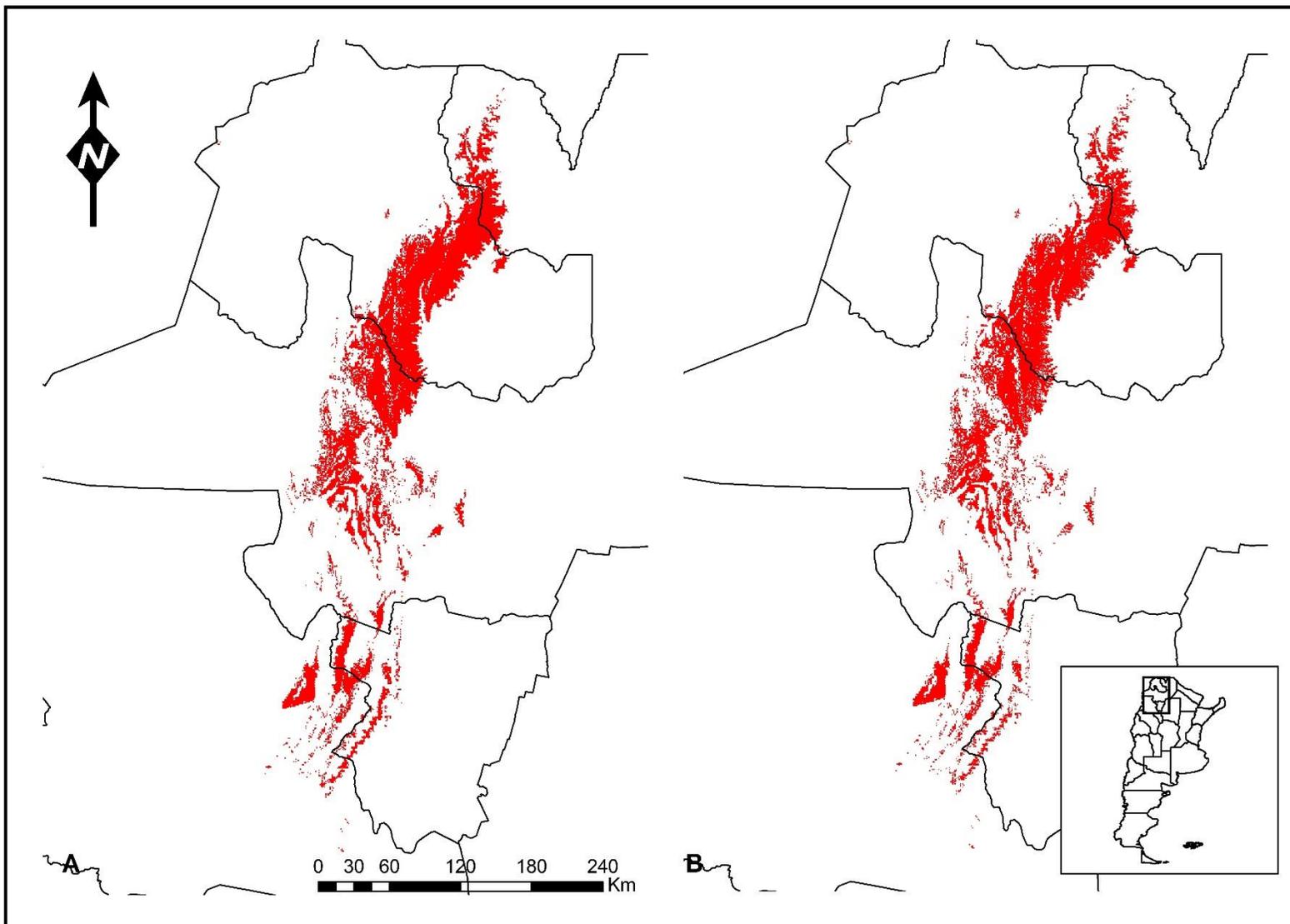


Figura 19. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum venturii* en Argentina.

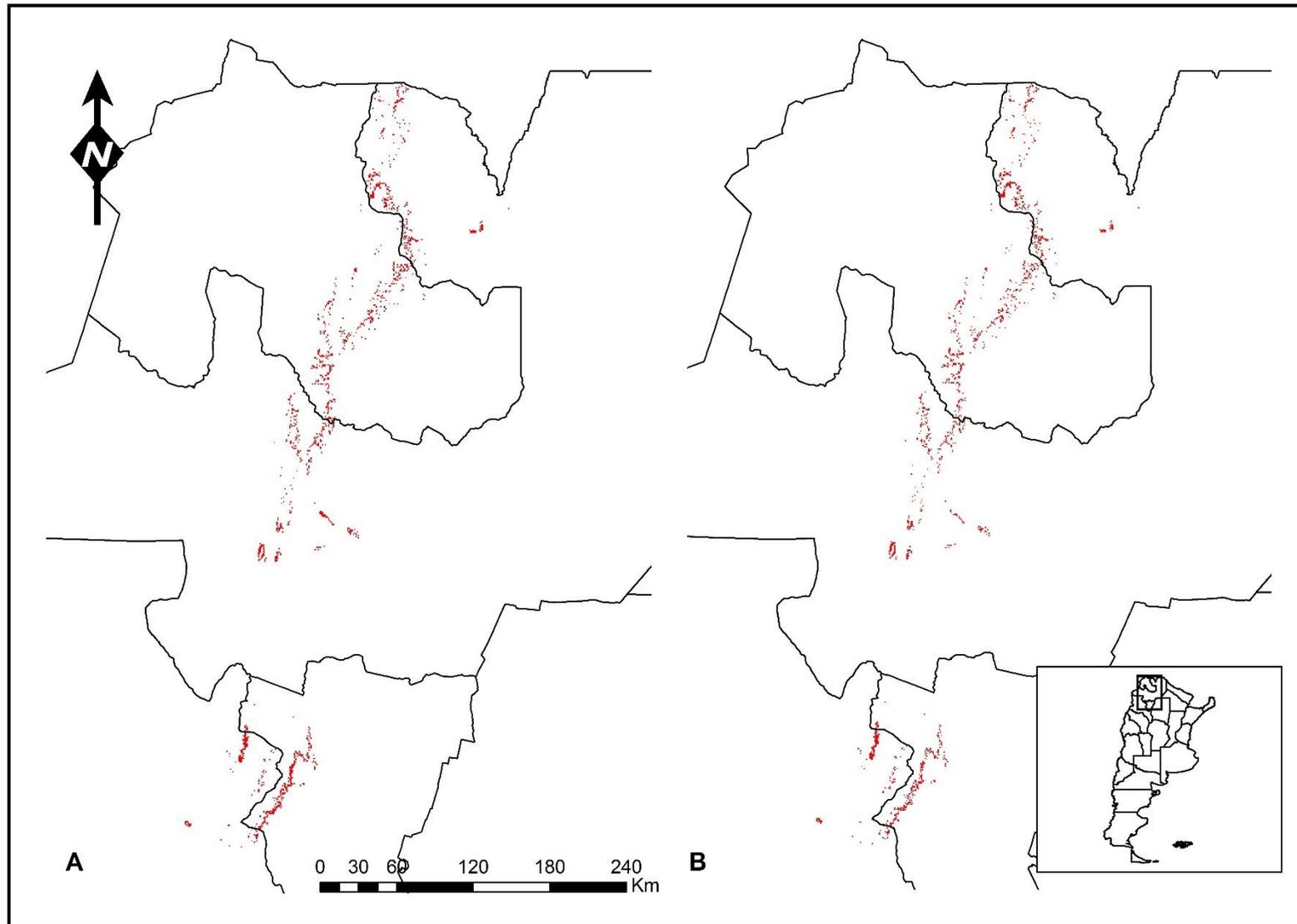


Figura 20. Distribución potencial resultante (A) y potencial disponible (B) de *Solanum vernei* en Argentina.

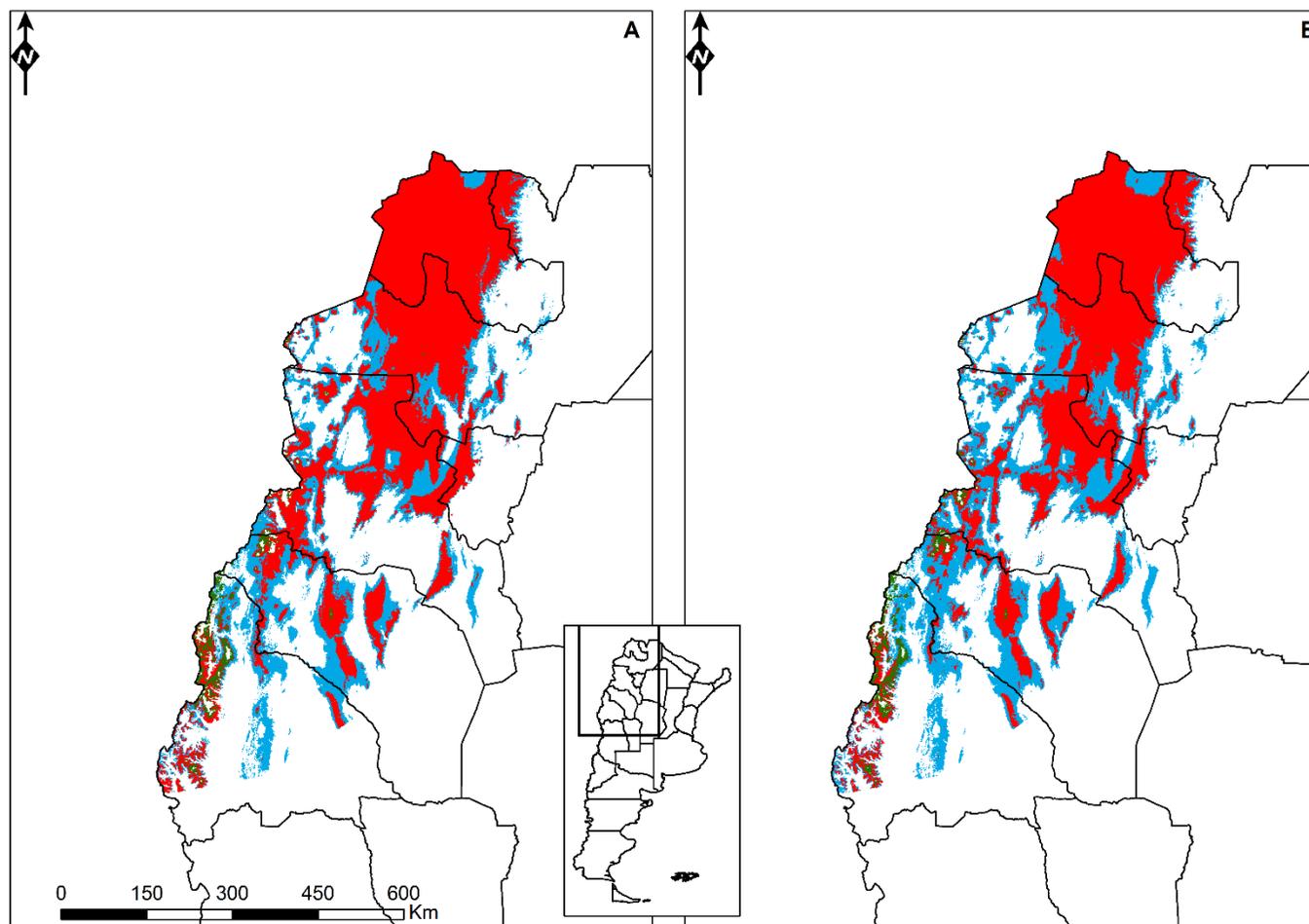


Figura 21. Distribución de *Solanum acaule* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

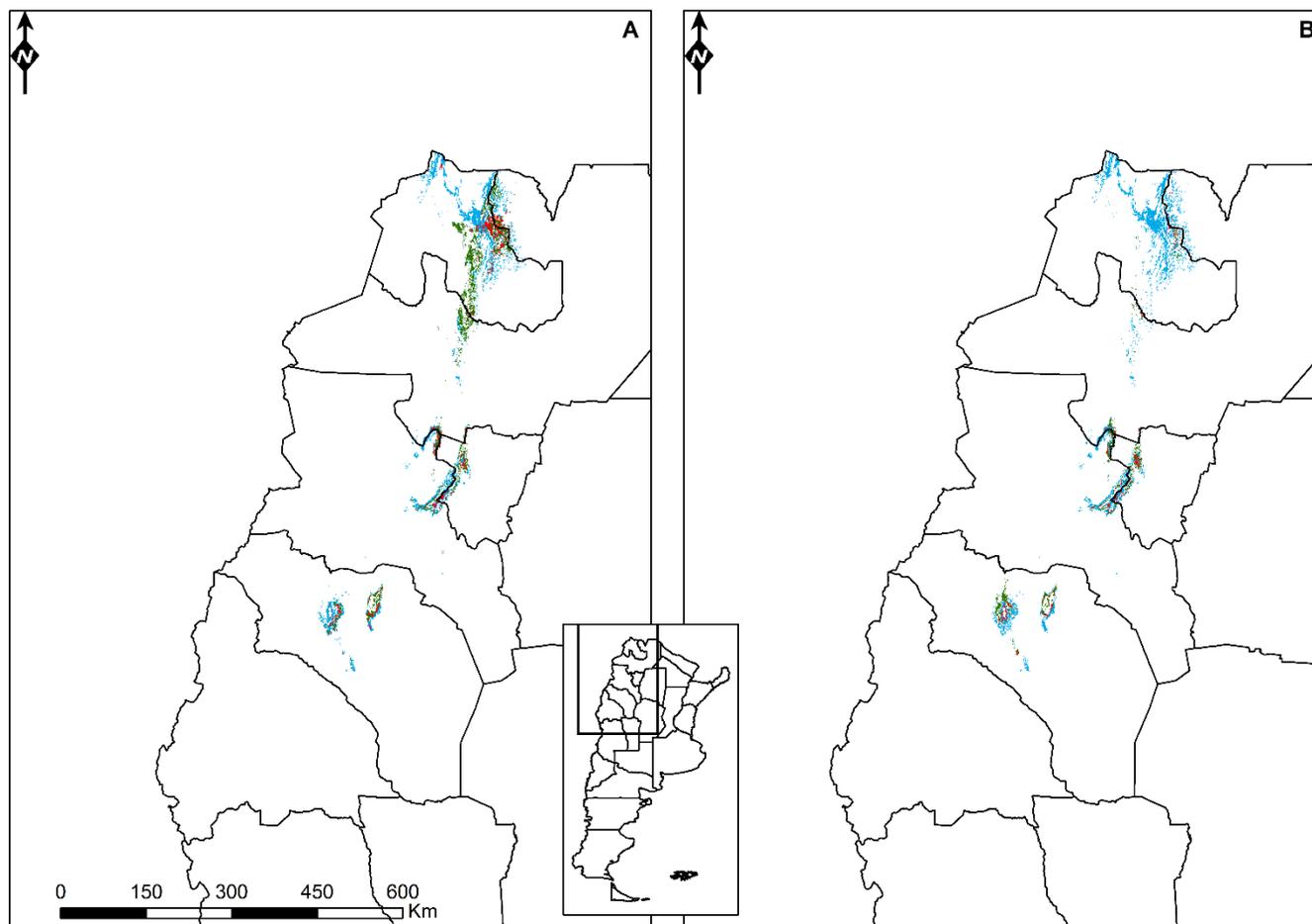


Figura 22. Distribución de *Solanum x aemulans* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

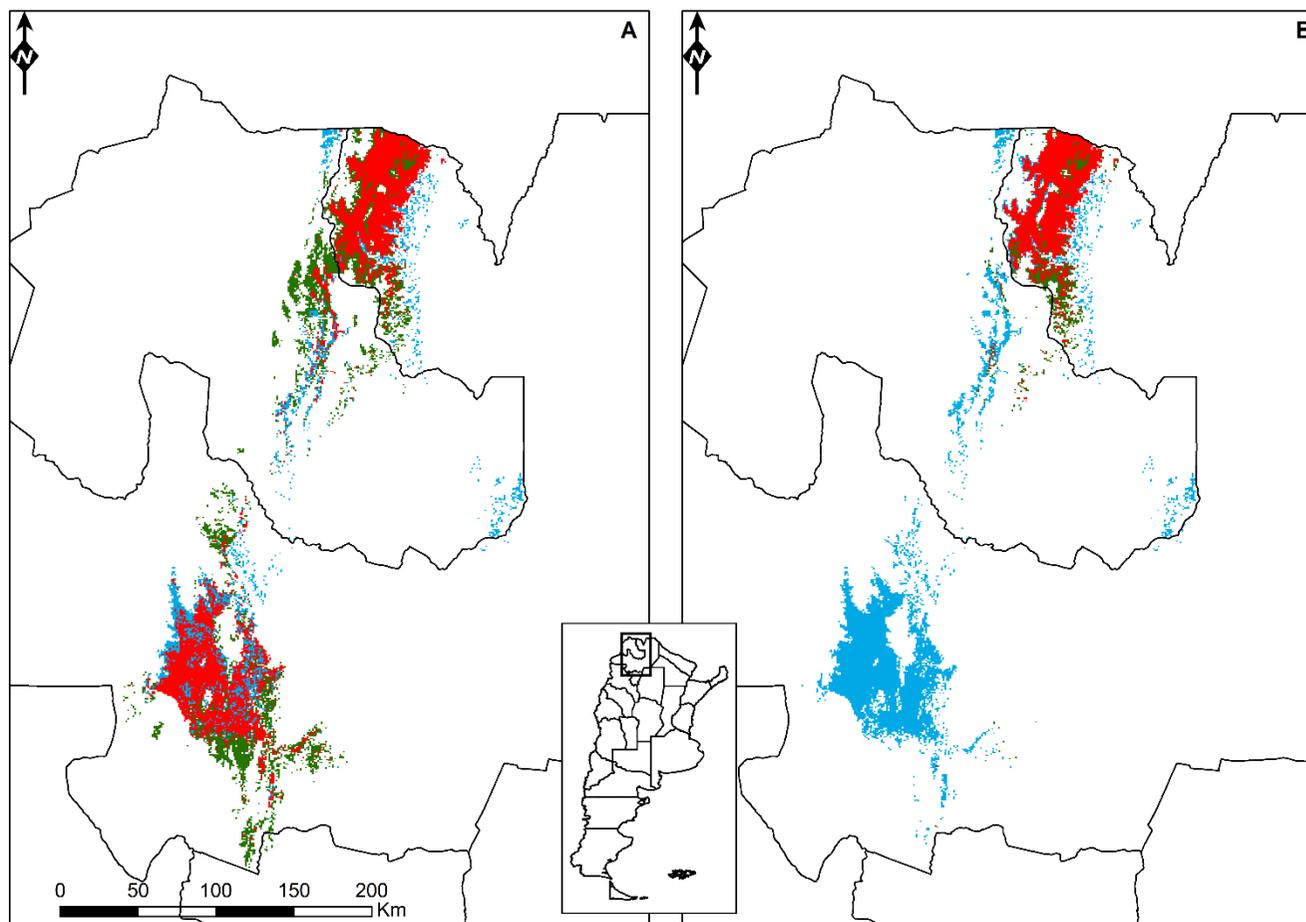


Figura 23. Distribución de *Solanum berthaultii* para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico.

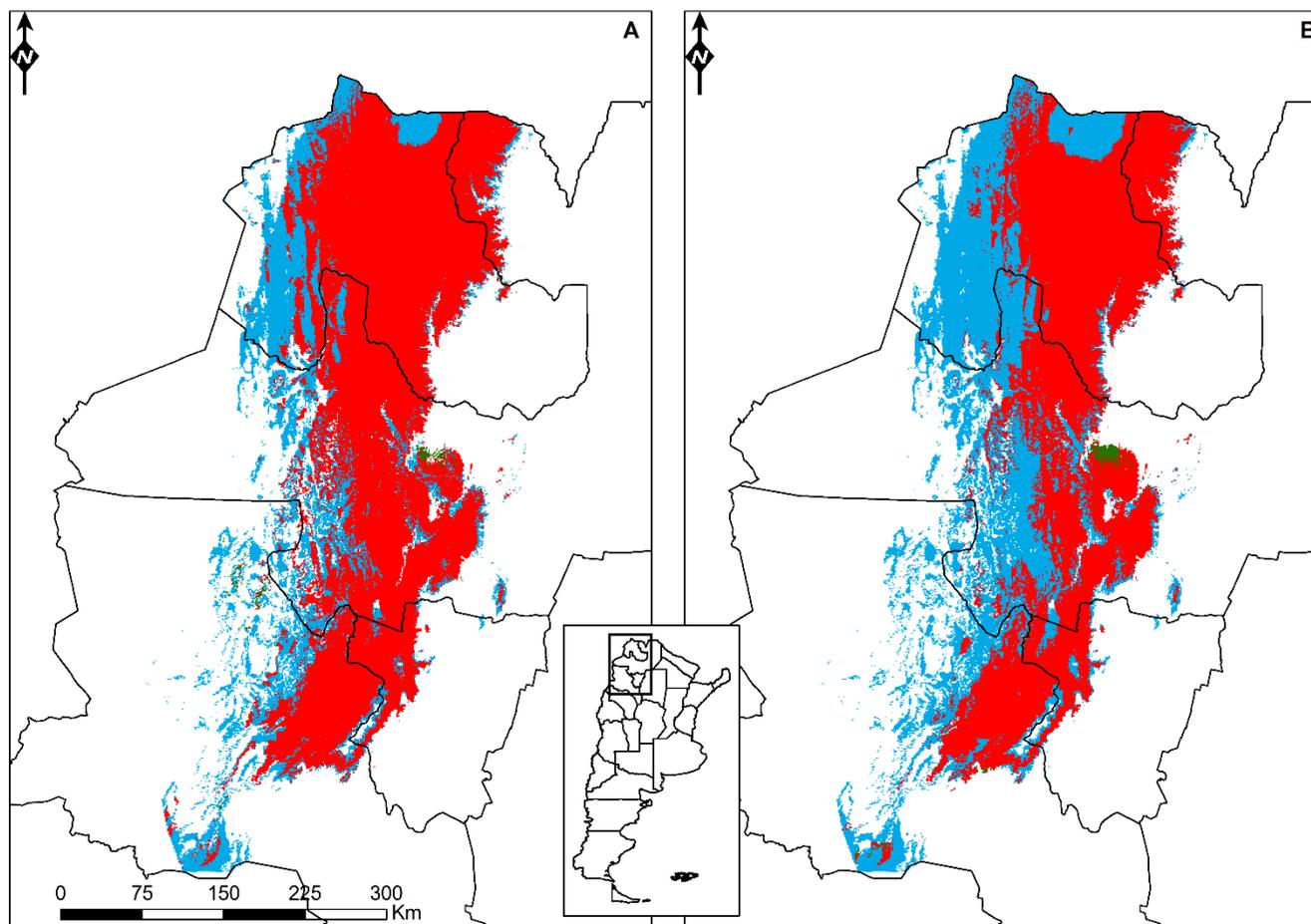


Figura 24. Distribución de *Solanum boliviense* para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico.

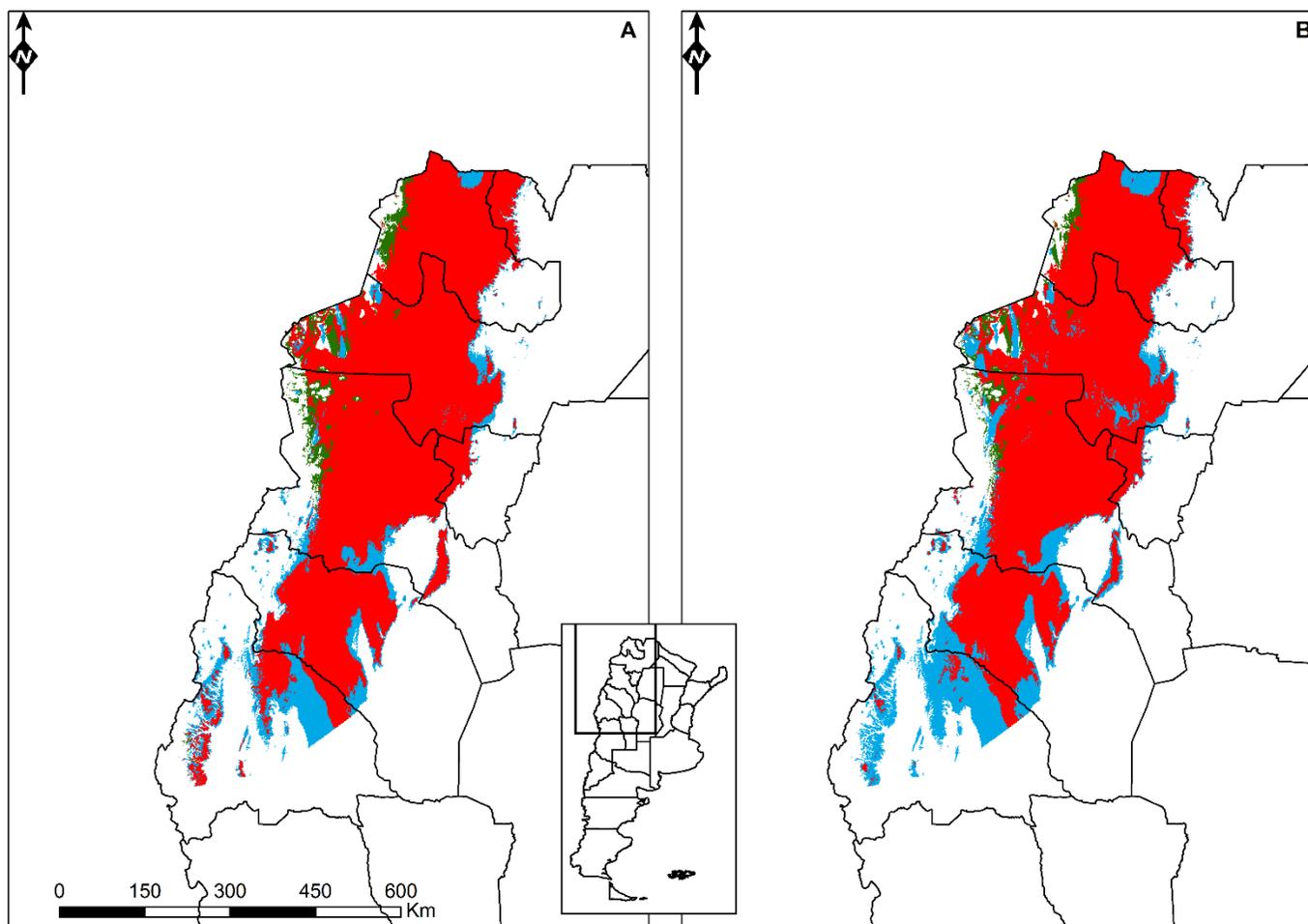


Figura 25. Distribución de *Solanum brevicaule* para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico.

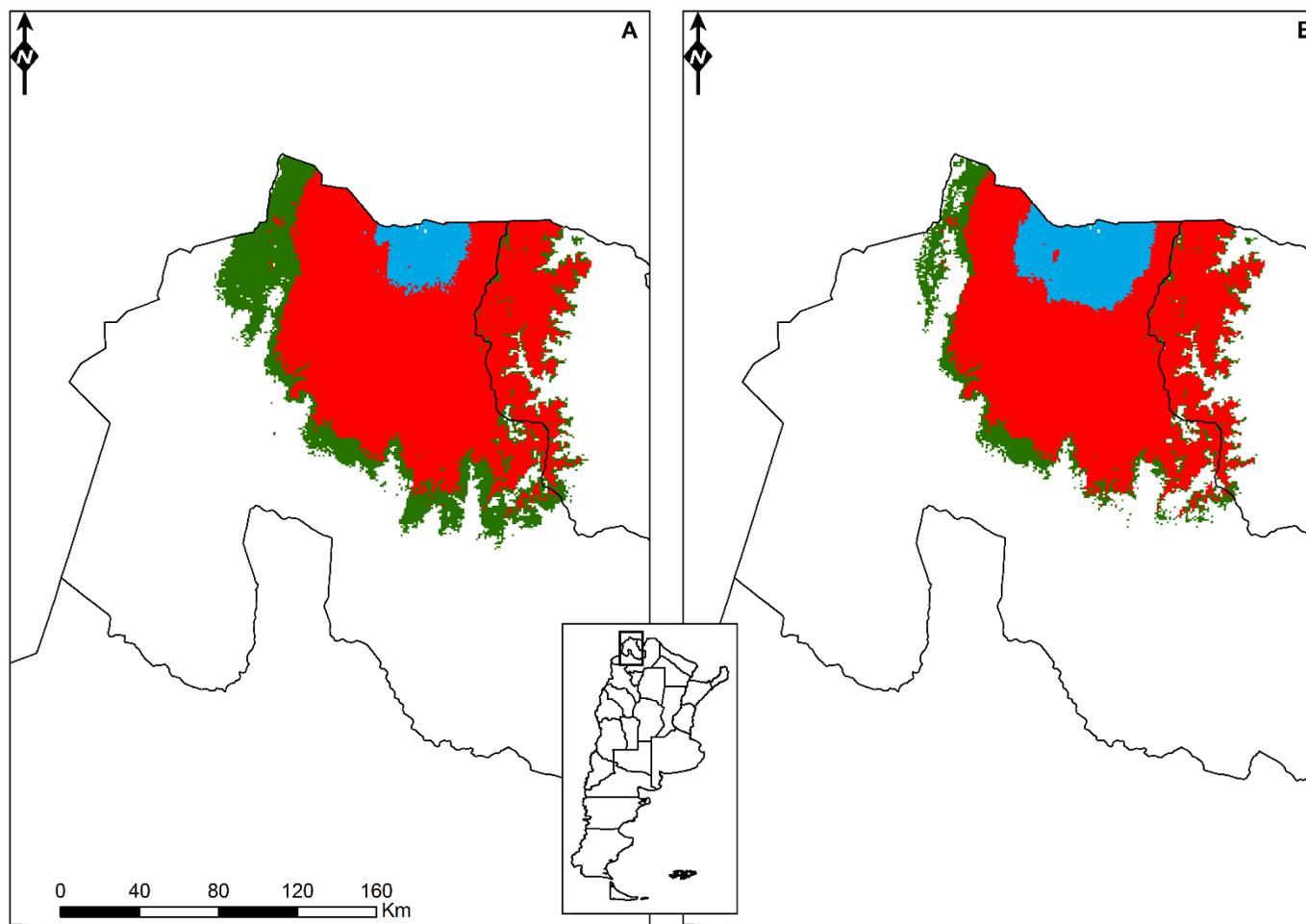


Figura 26. Distribución de *Solanum ×brucherii* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

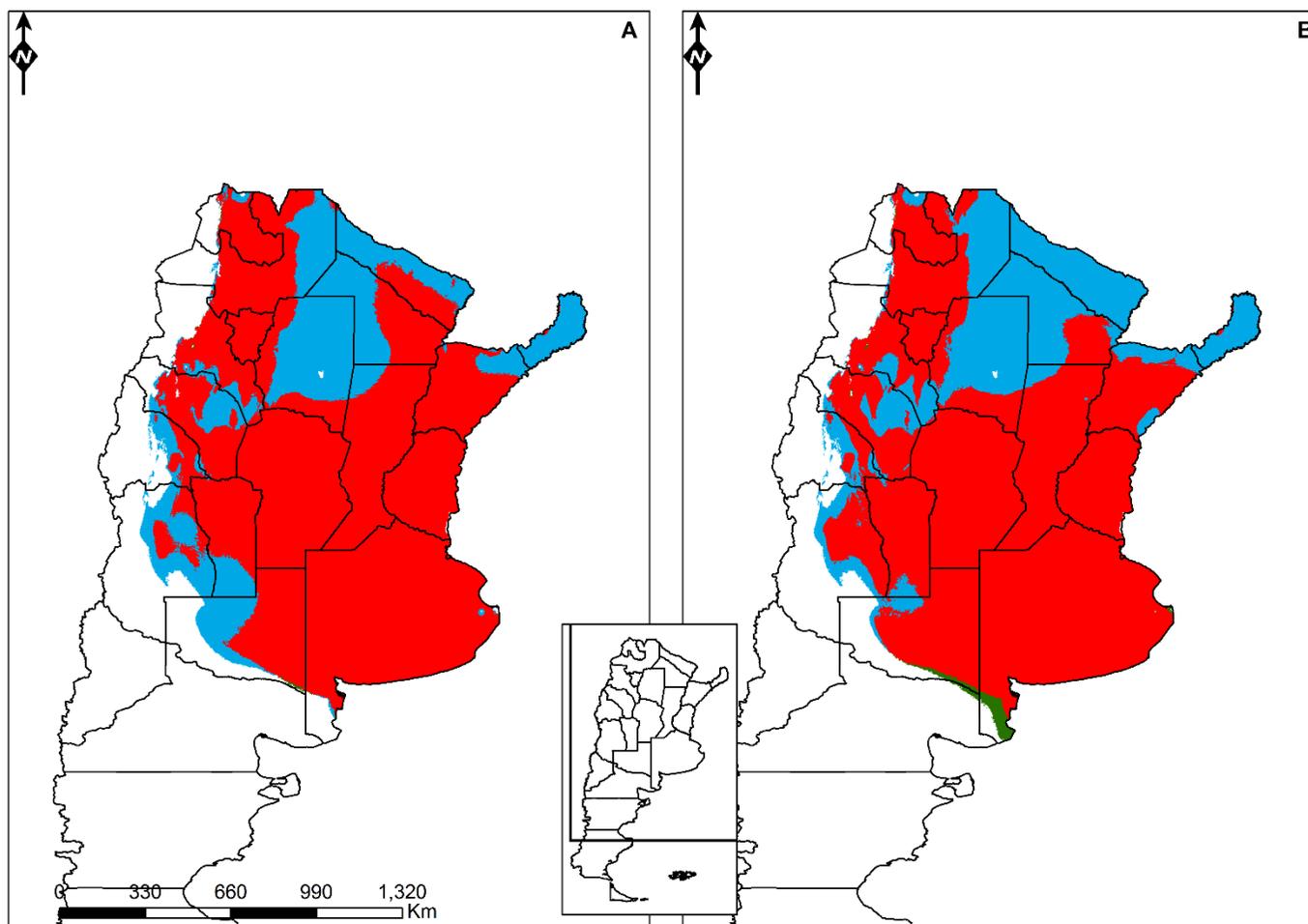


Figura 27. Distribución de *Solanum chacoense* para el escenario A) rcp45 y B) rcp85. En rojo las áreas que no presentan cambios, en celeste las zonas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión de rango geográfico.

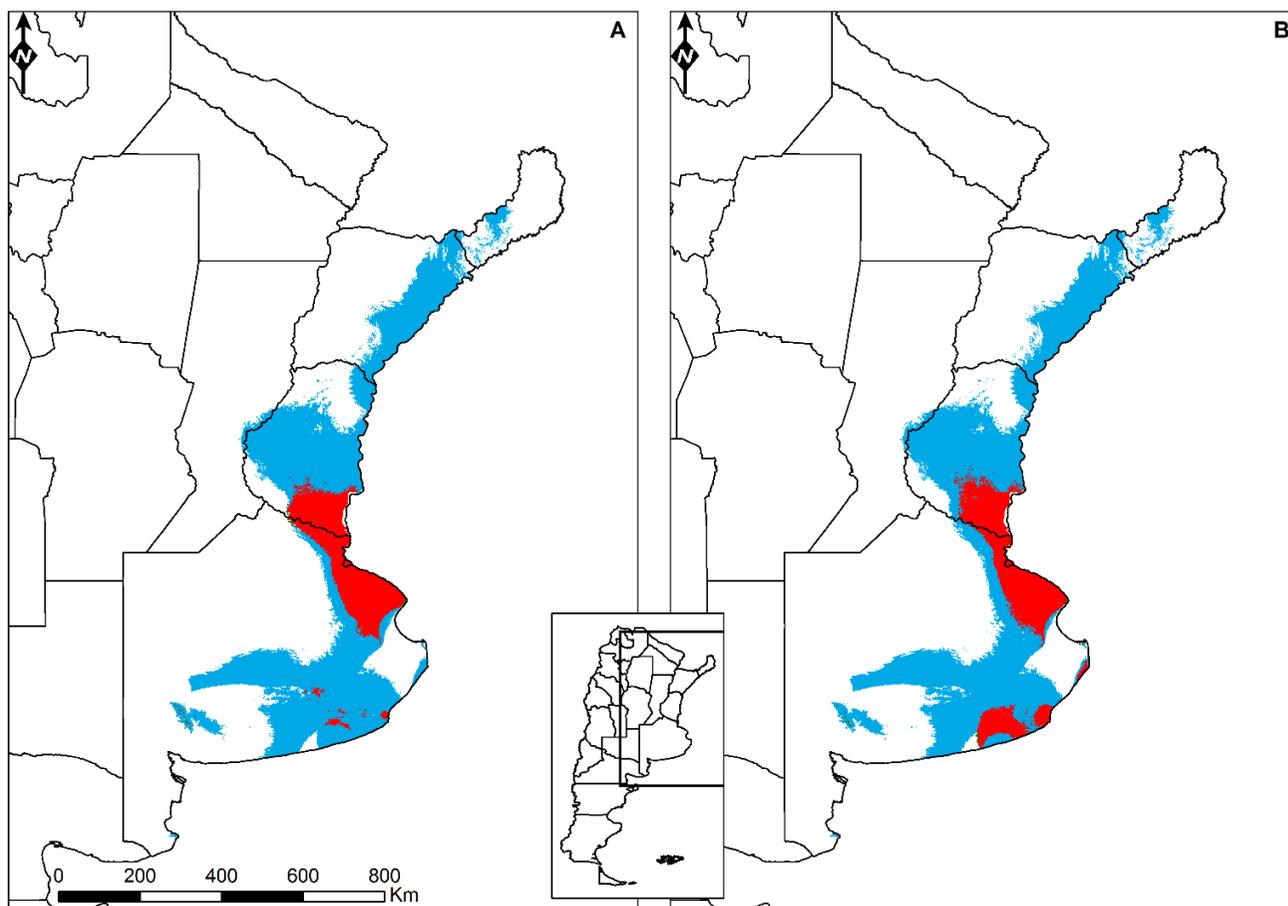


Figura 28. Distribución de *Solanum commersonii* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios y en celeste las áreas de retracción de la distribución. Para esta especie no se registraron áreas de expansión del rango geográfico.

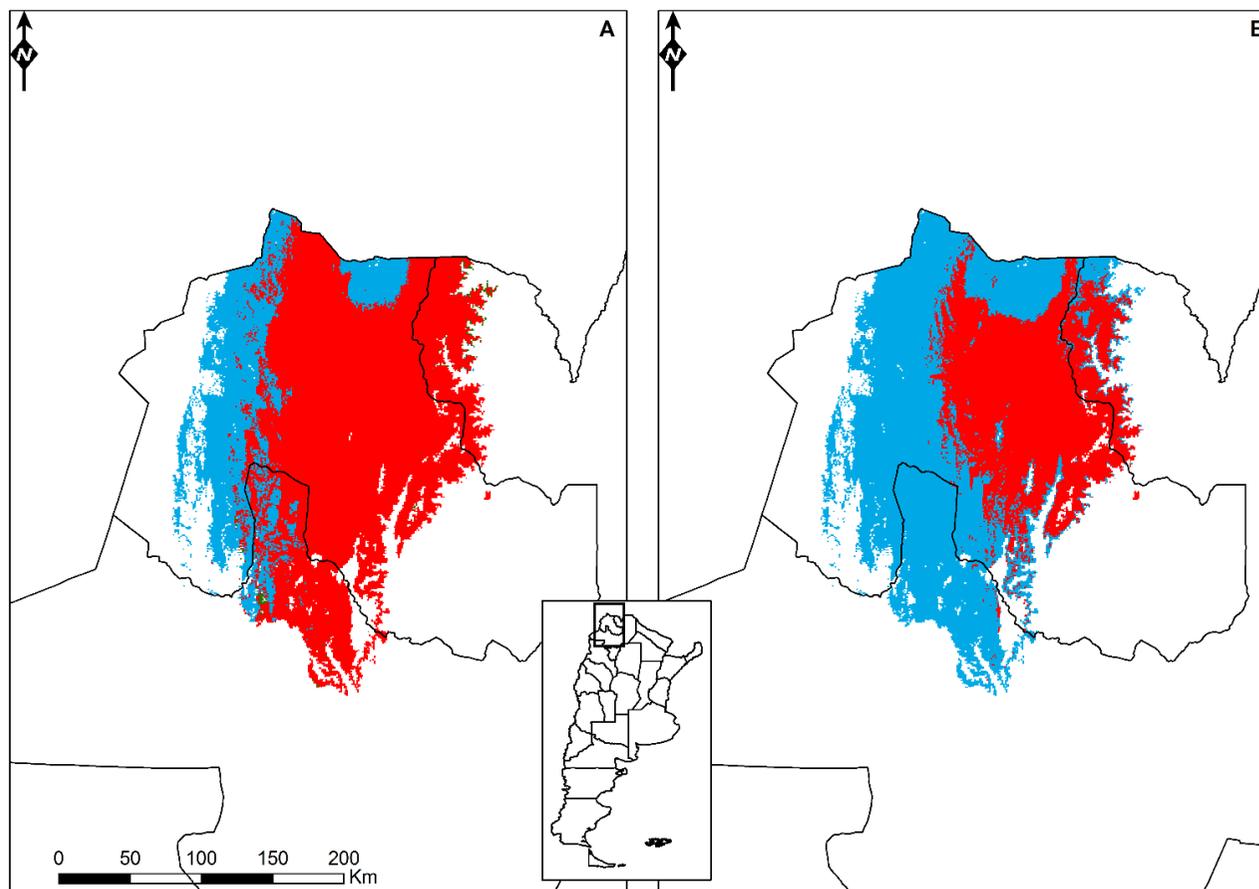


Figura 29. Distribución de *Solanum infundibuliforme* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios y en celeste las áreas de retracción de la distribución. Para esta especie no se registraron áreas de expansión del rango geográfico.

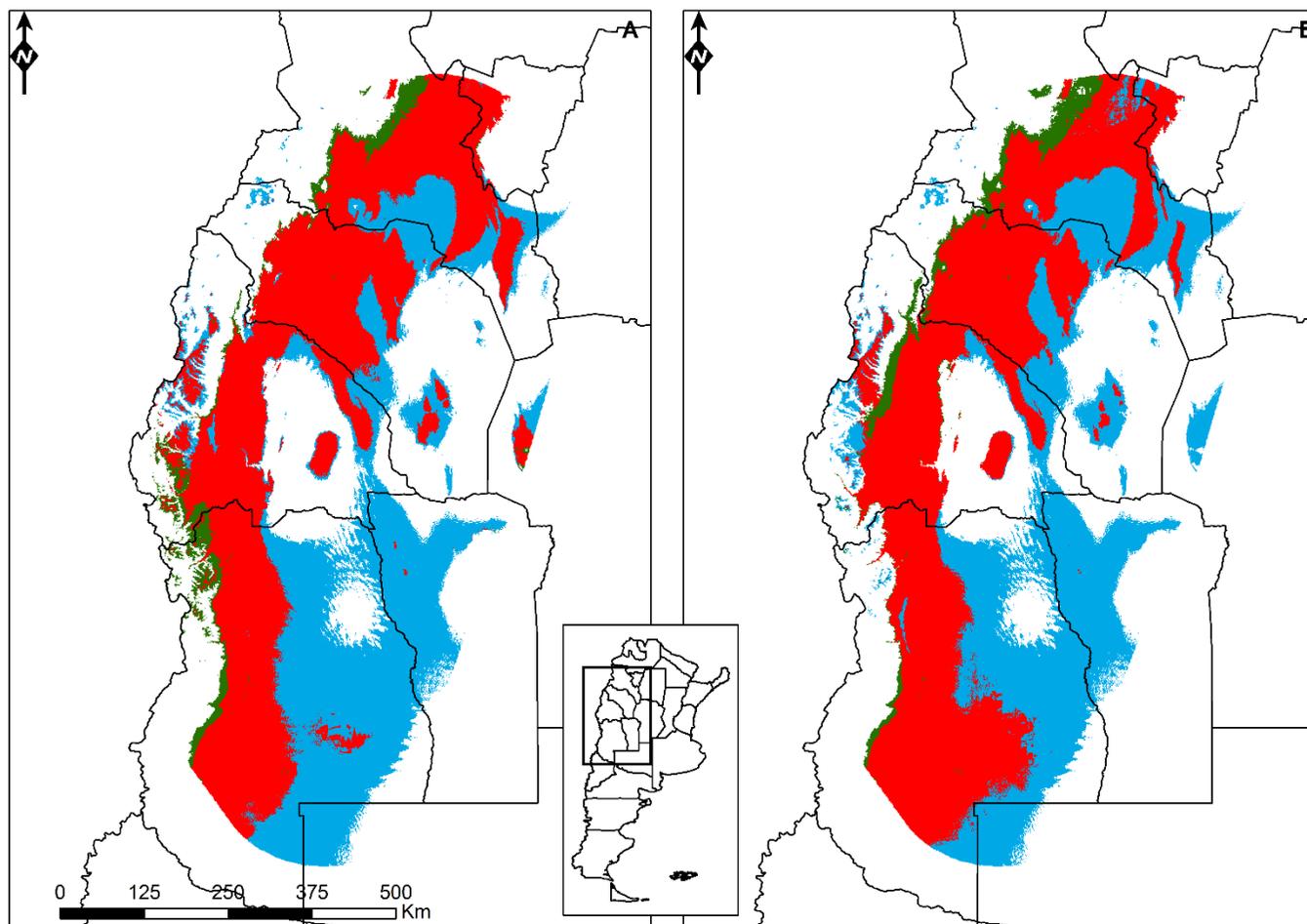


Figura 30. Distribución de *Solanum kurtzianum* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

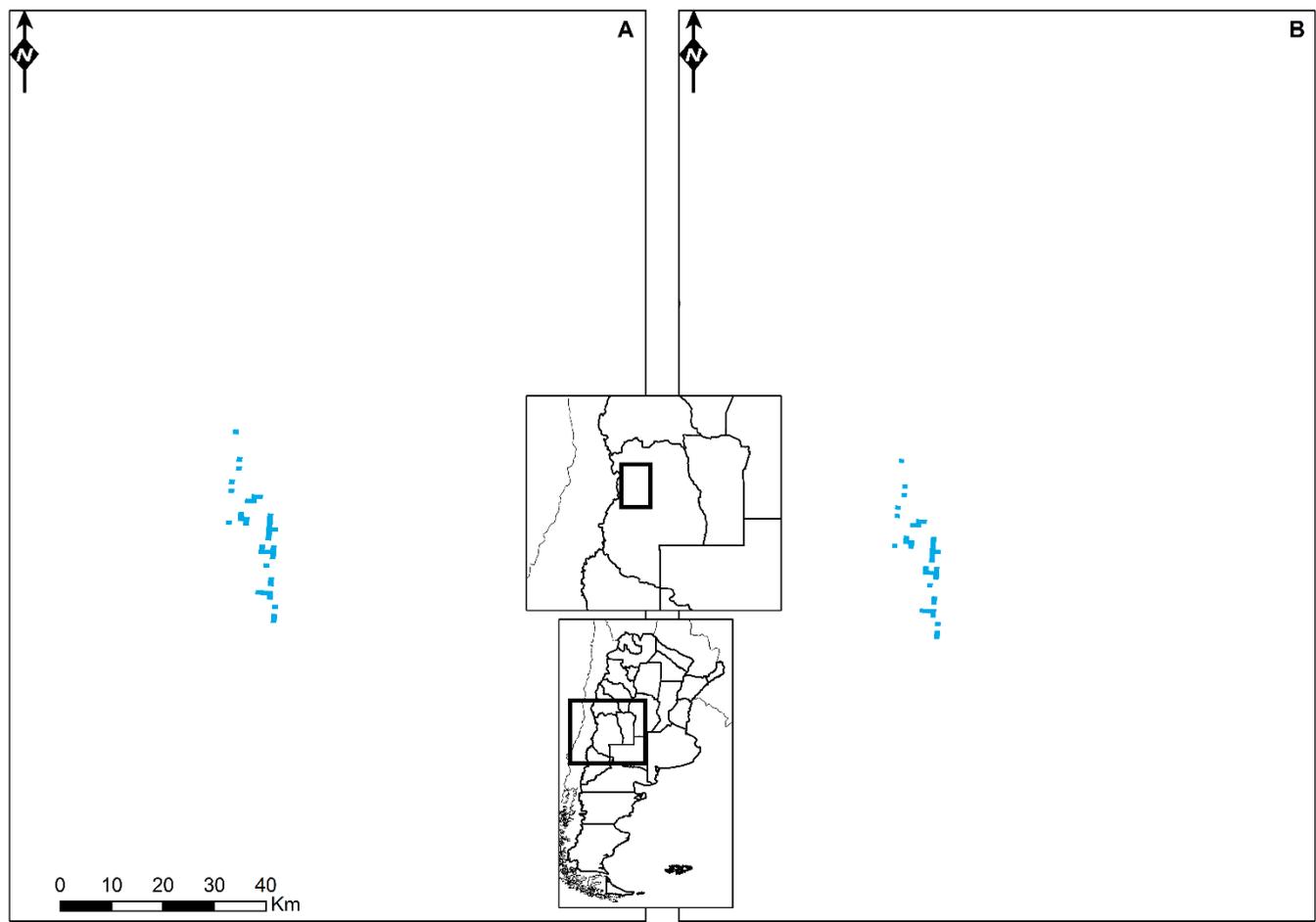


Figura 31. Distribución de *Solanum maglia* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En celeste, se representan las áreas de retracción de la distribución.

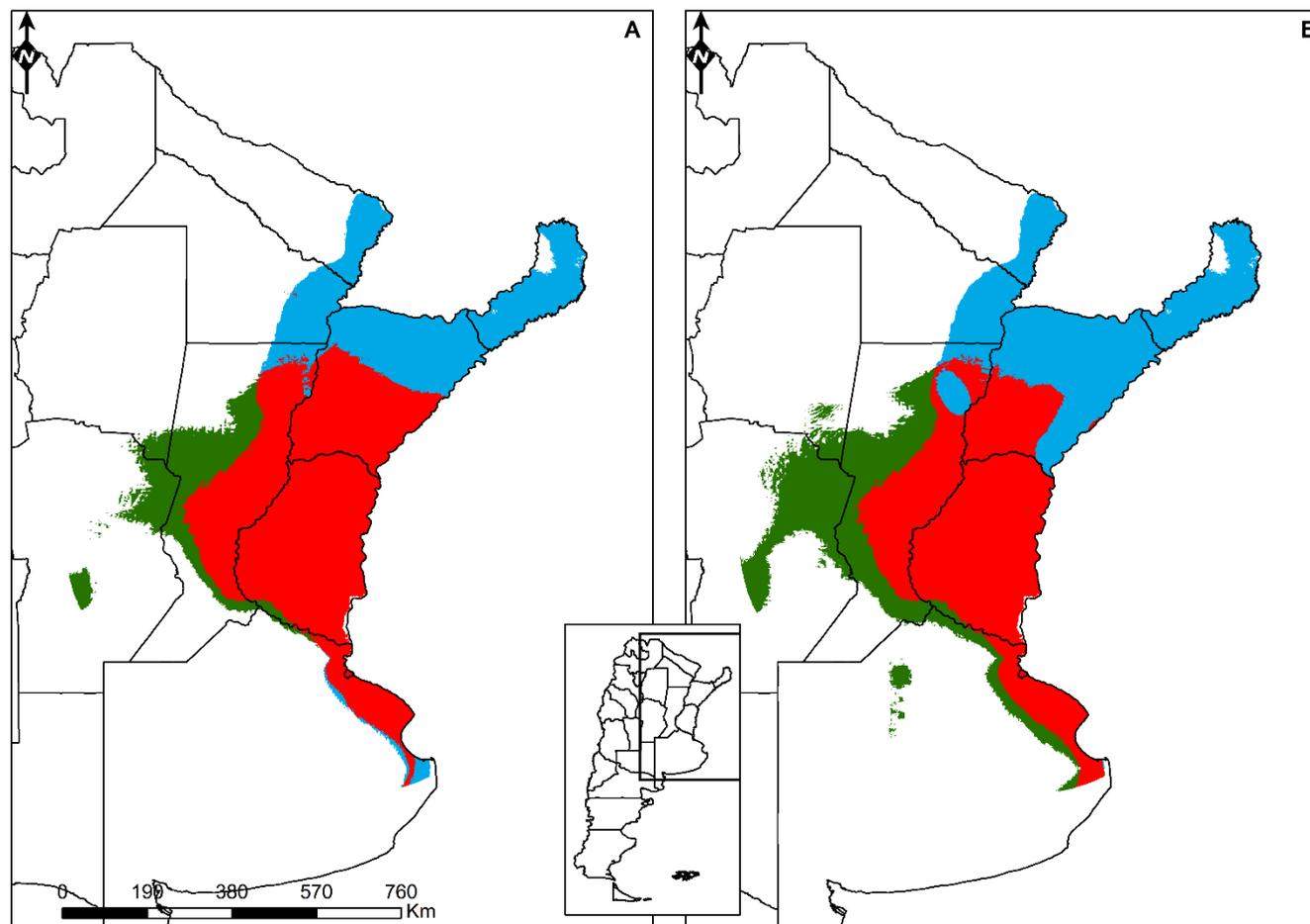


Figura 32. Distribución de *Solanum malmeanum* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

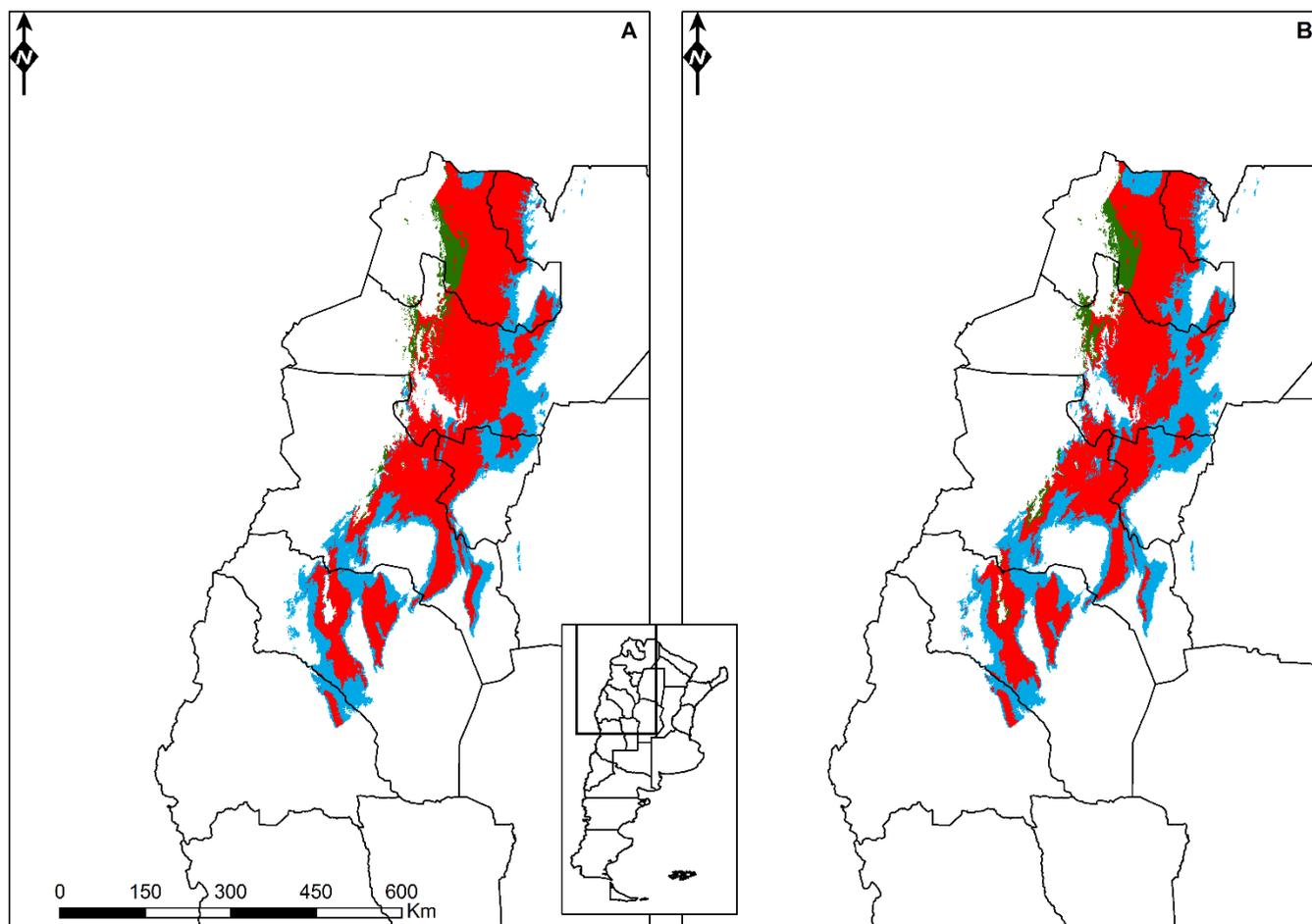


Figura 33. Distribución de *Solanum microdontum* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

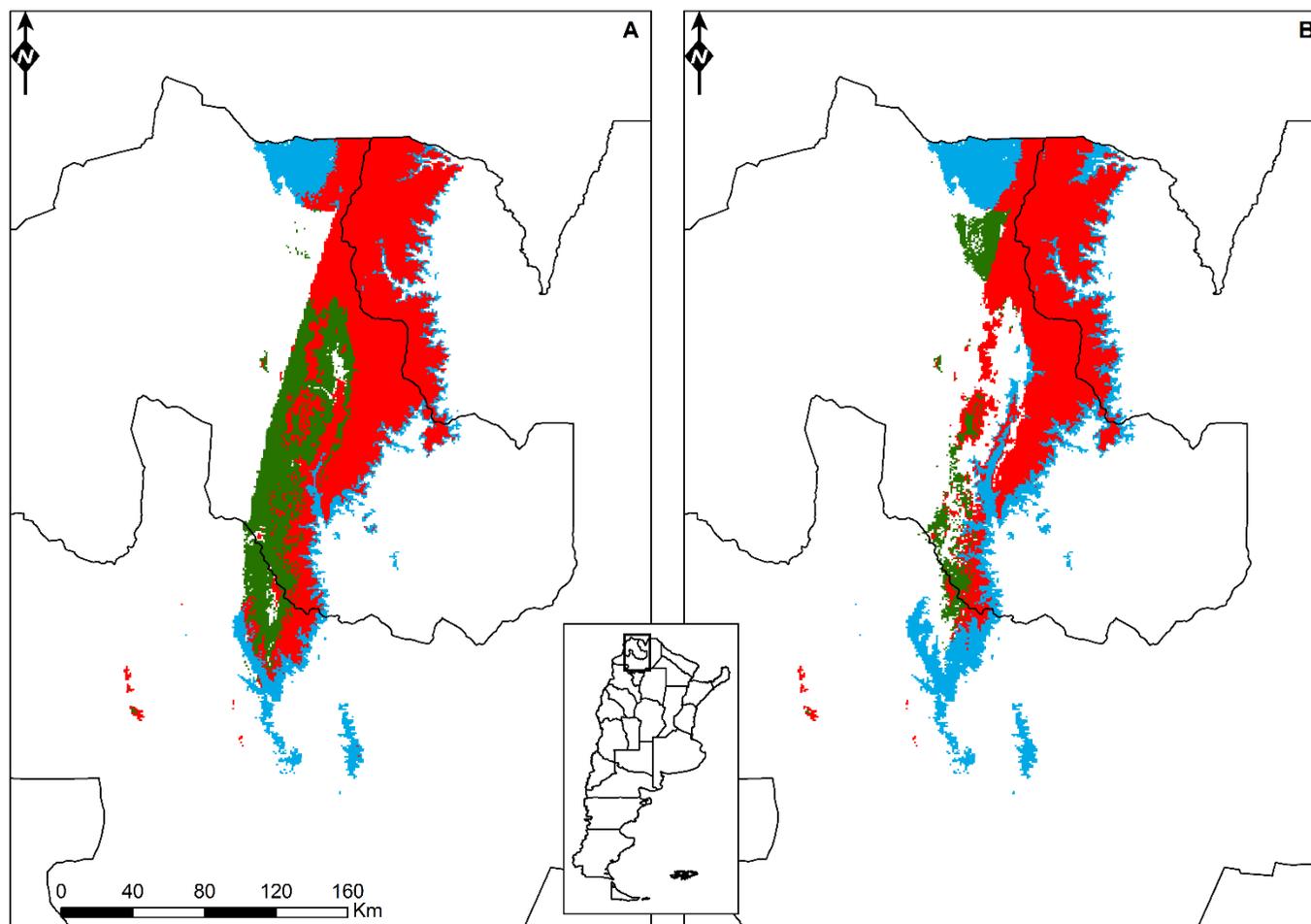


Figura 34. Distribución de *Solanum neorossii* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

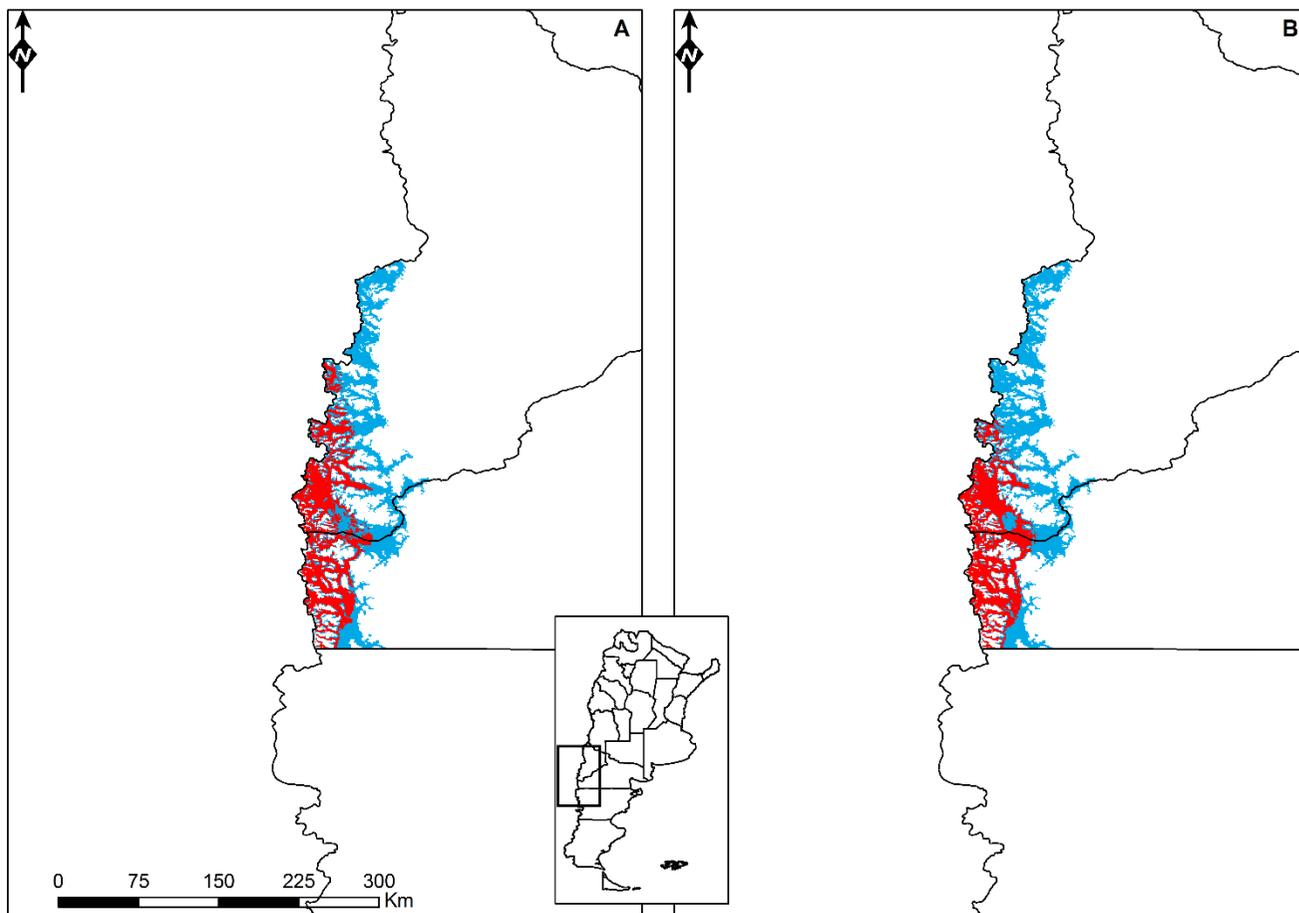


Figura 35. Distribución de *Solanum palustre* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios y en celeste las áreas de retracción de la distribución. Para esta especie no se registraron áreas de expansión del rango geográfico.

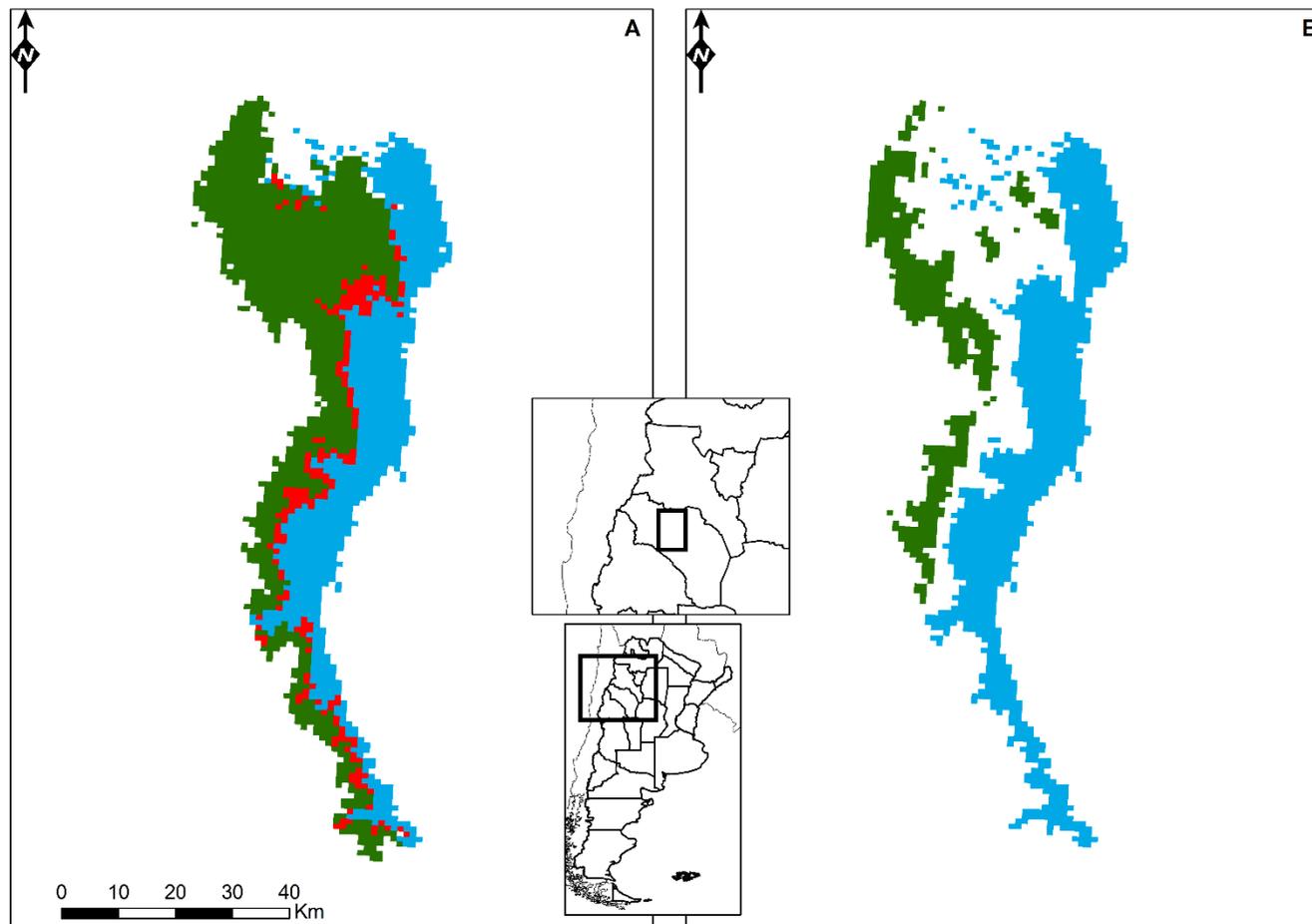


Figura 36. Distribución de *Solanum xrechei* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

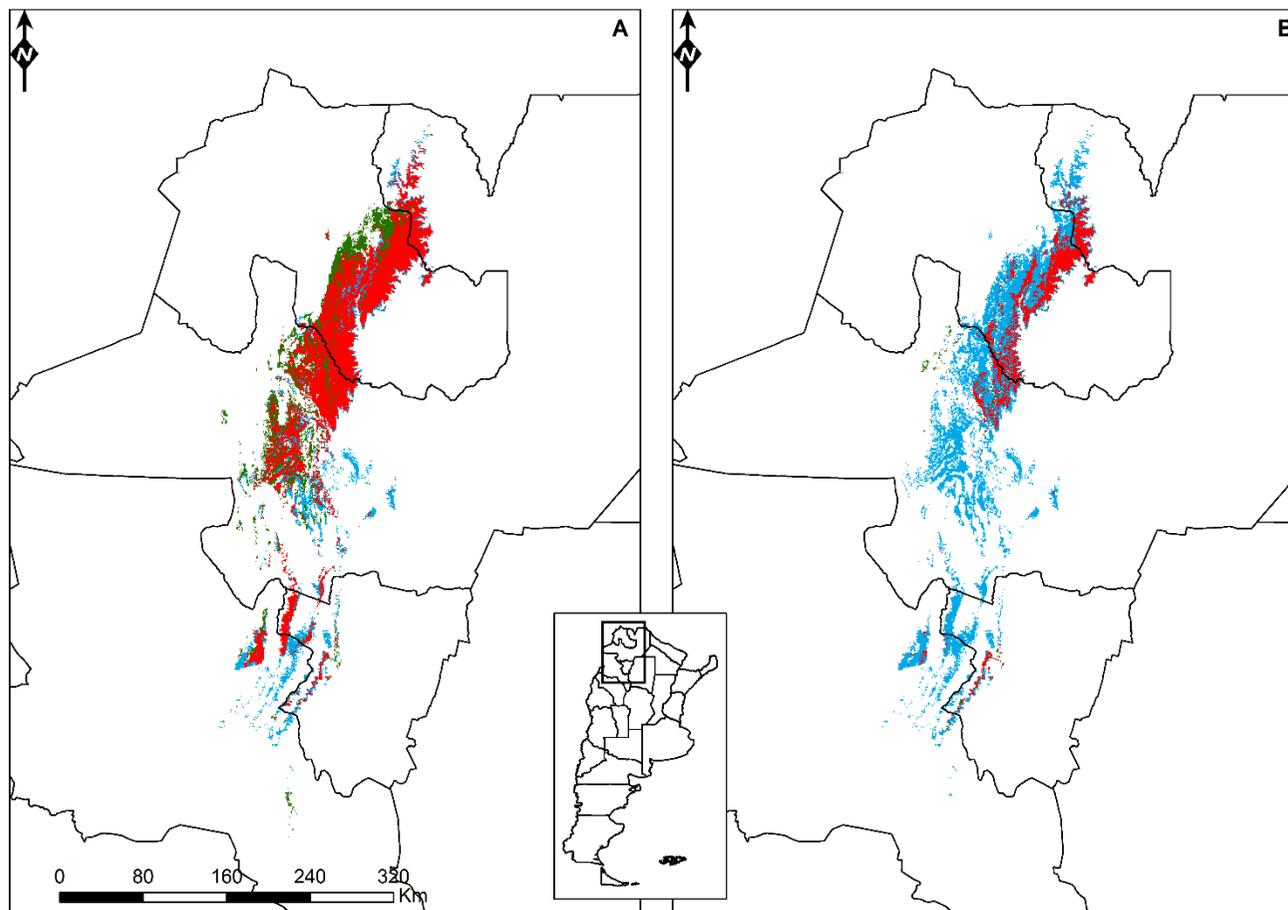


Figura 37. Distribución de *Solanum venturii* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

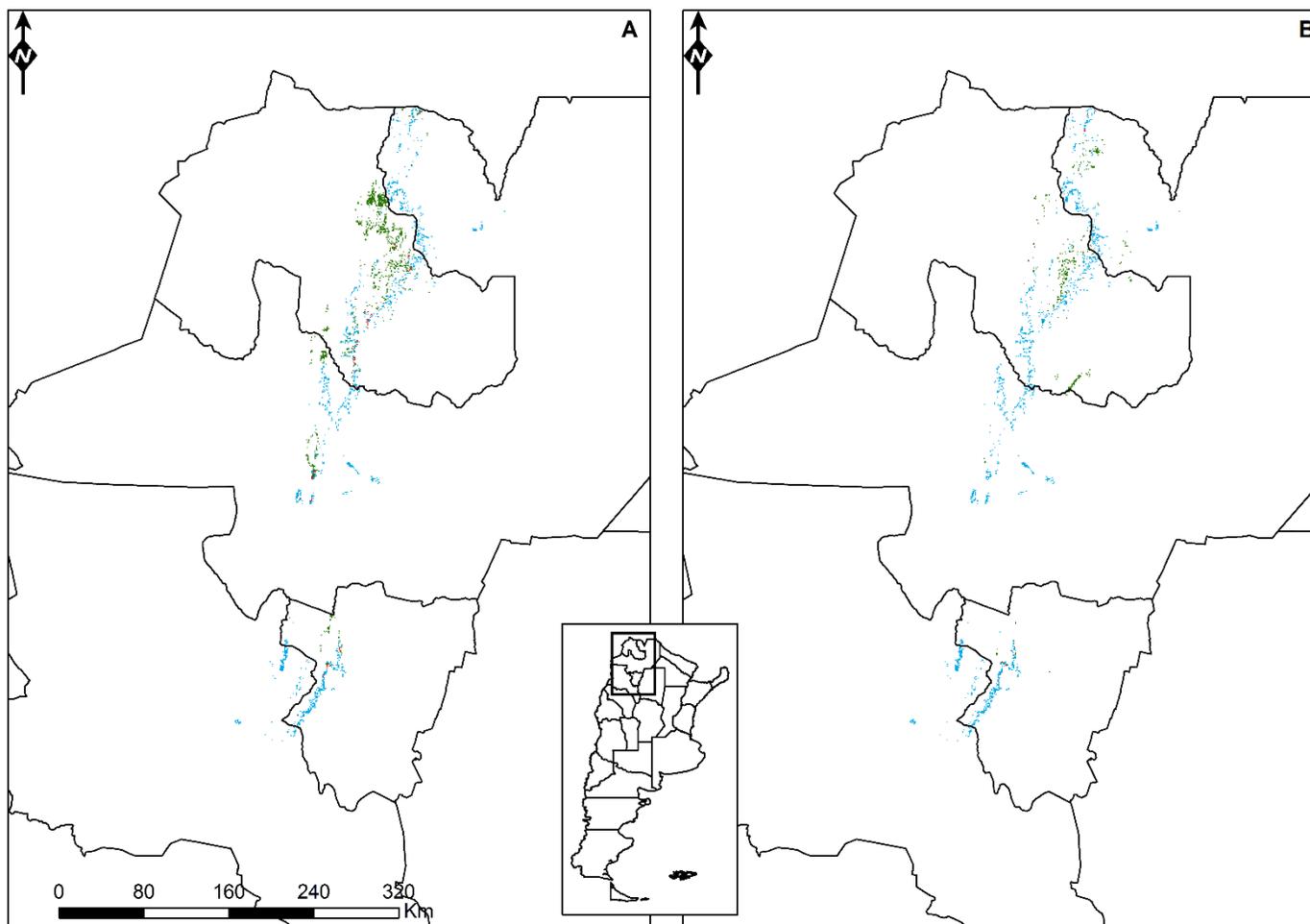


Figura 38. Distribución de *Solanum vernei* para el año 2050 de acuerdo al escenario rcp45 (A) y rcp85 (B). En rojo se indican las áreas que no presentan cambios, en celeste las áreas de retracción de la distribución y en verde las áreas de expansión del rango geográfico.

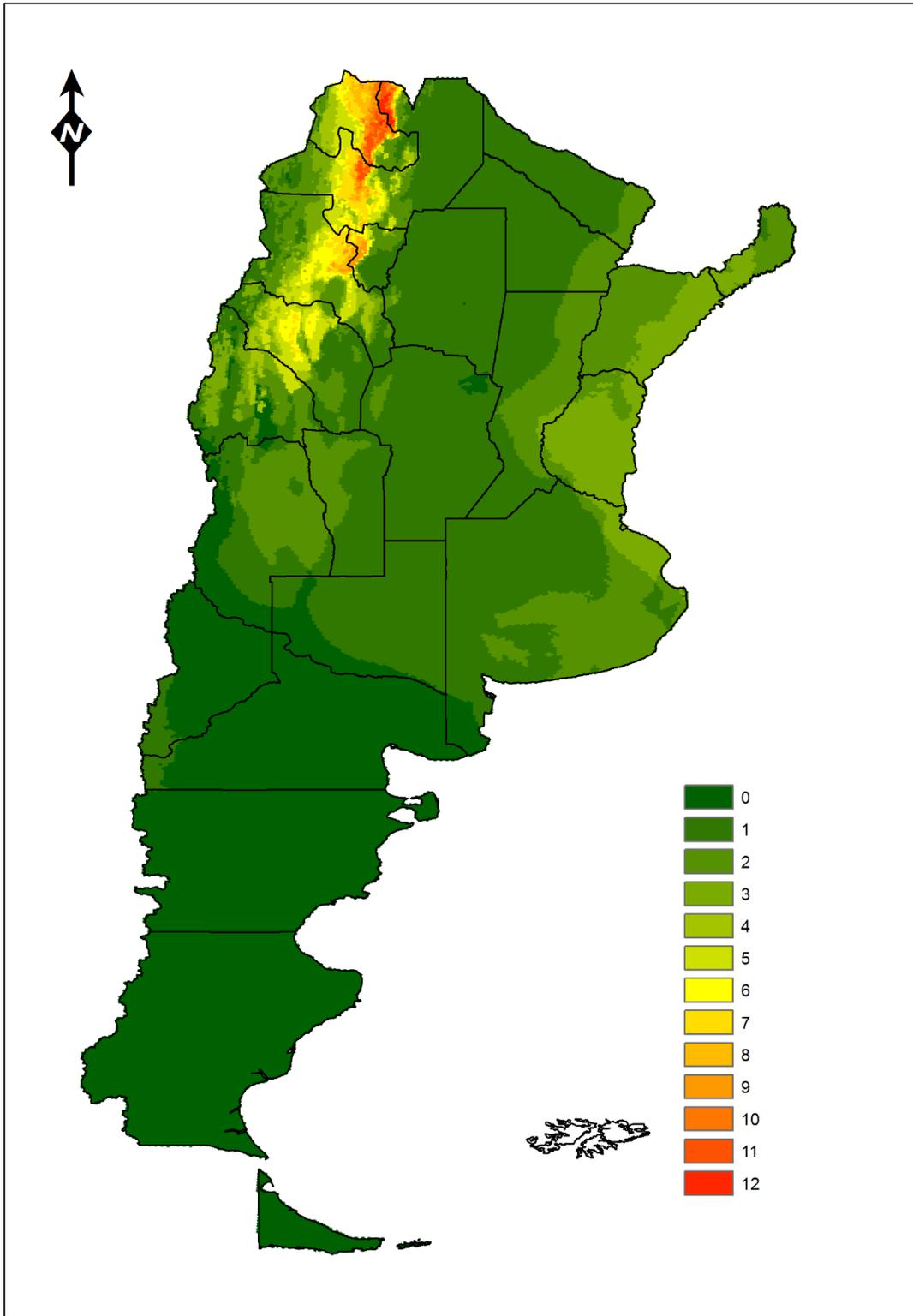


Figura 39. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina.

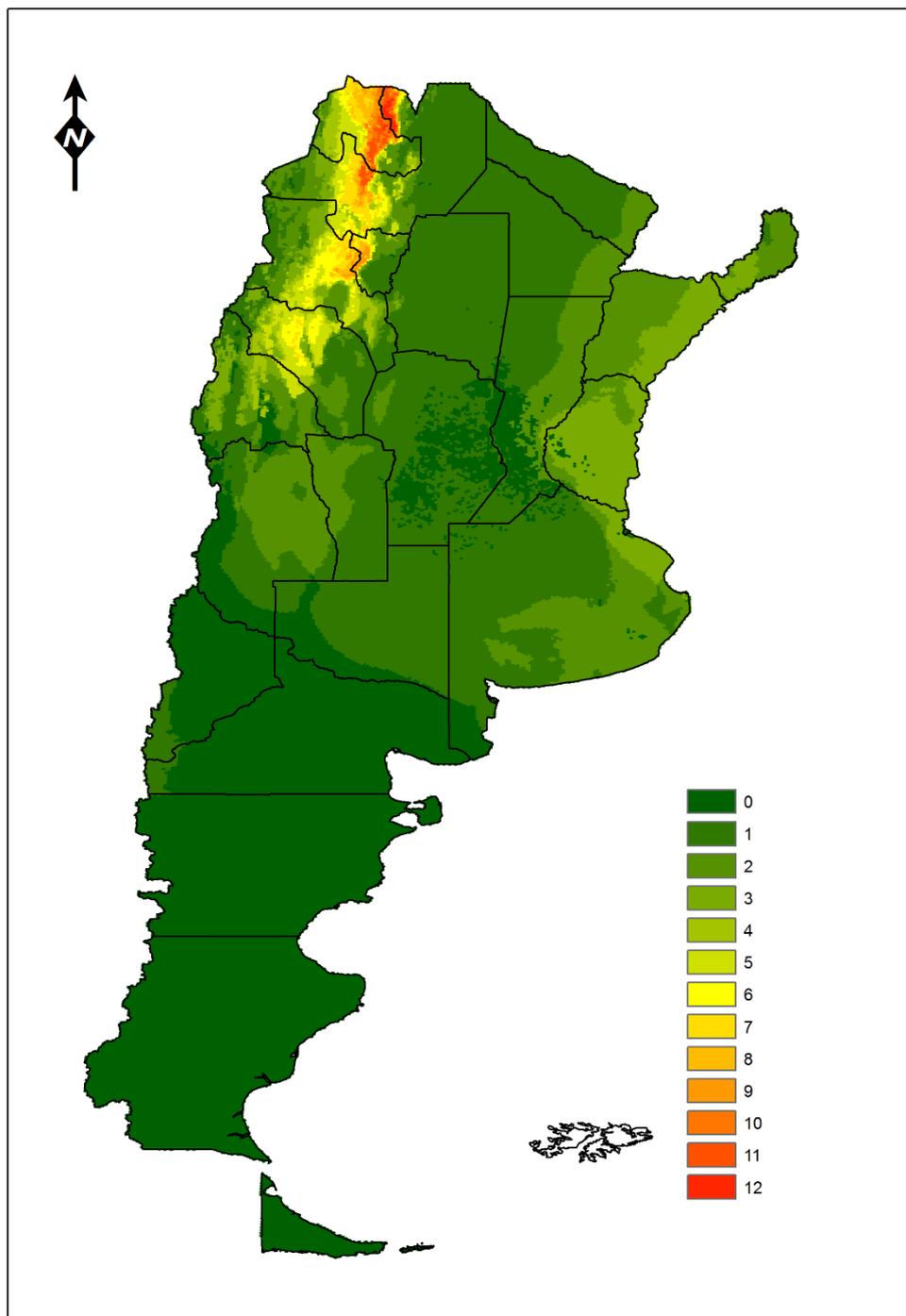


Figura 40. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina, considerando el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las especies.

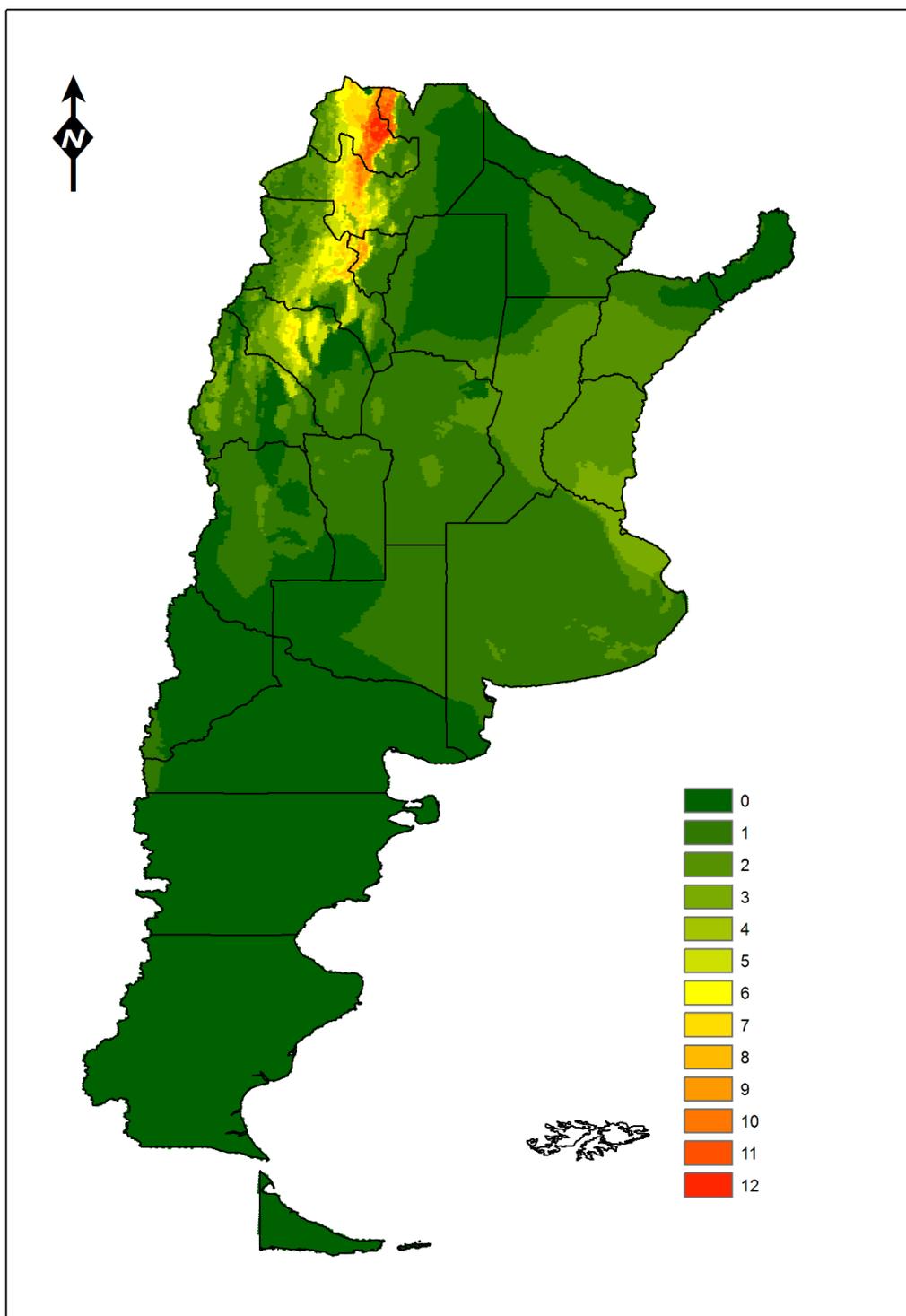


Figura 41. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina considerando la distribución geográfica de las especies en el escenario de cambio climático rcp45 para el año 2050.

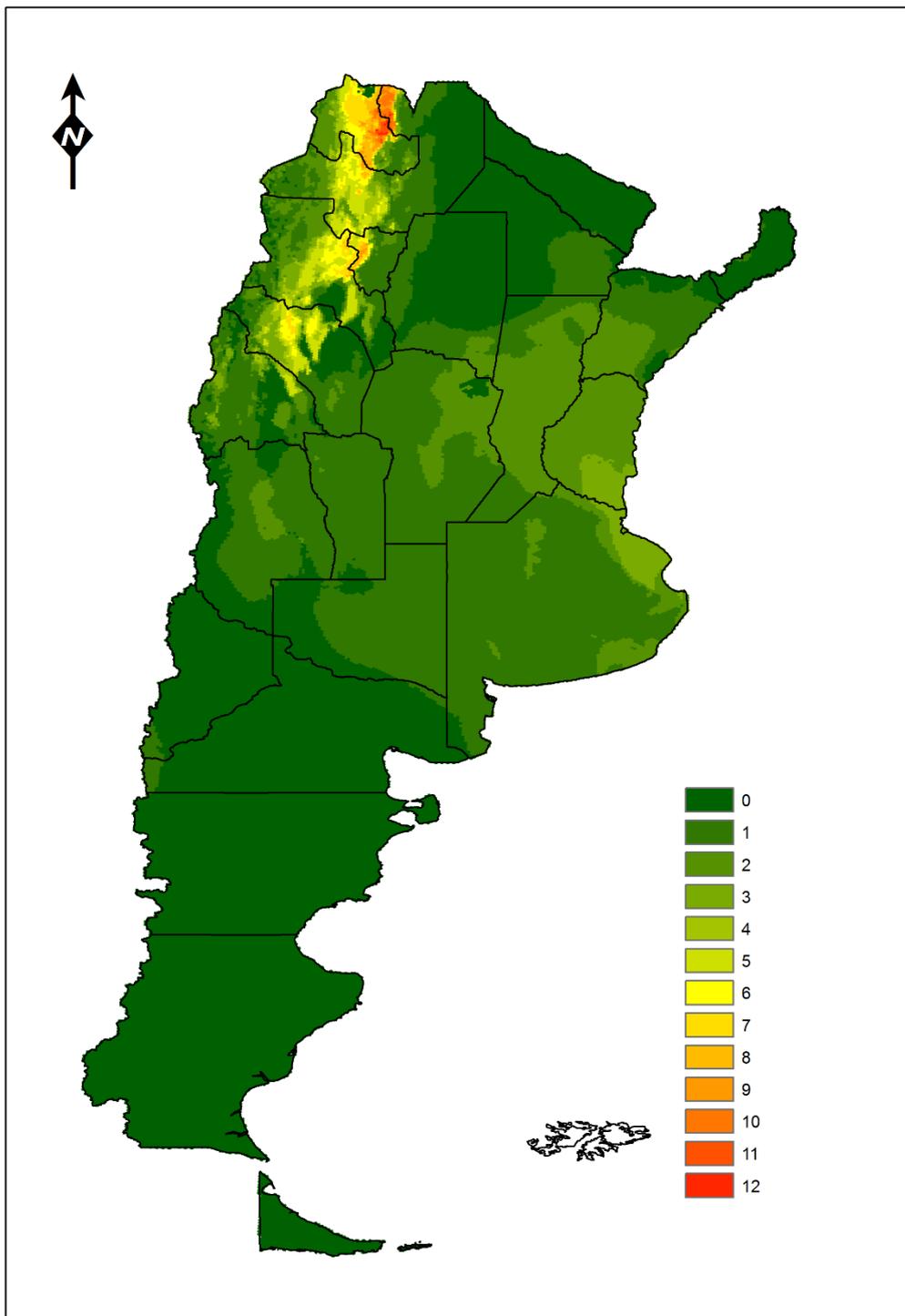


Figura 42. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina considerando la distribución geográfica de las especies en el escenario de cambio climático rcp85 para el año 2050.

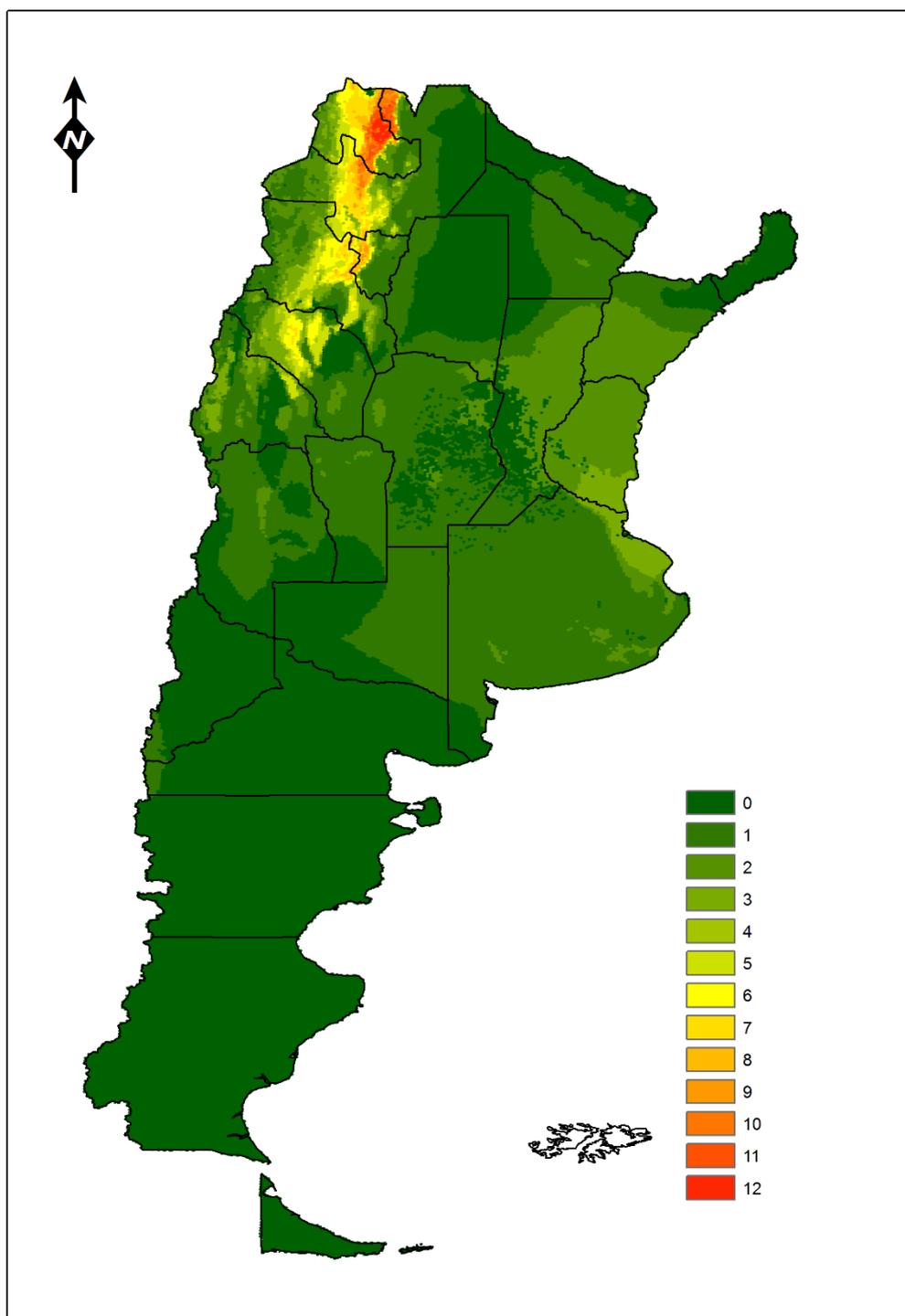


Figura 43. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina, considerando el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las especies y el escenario de cambio climático rcp45 para el año 2050.

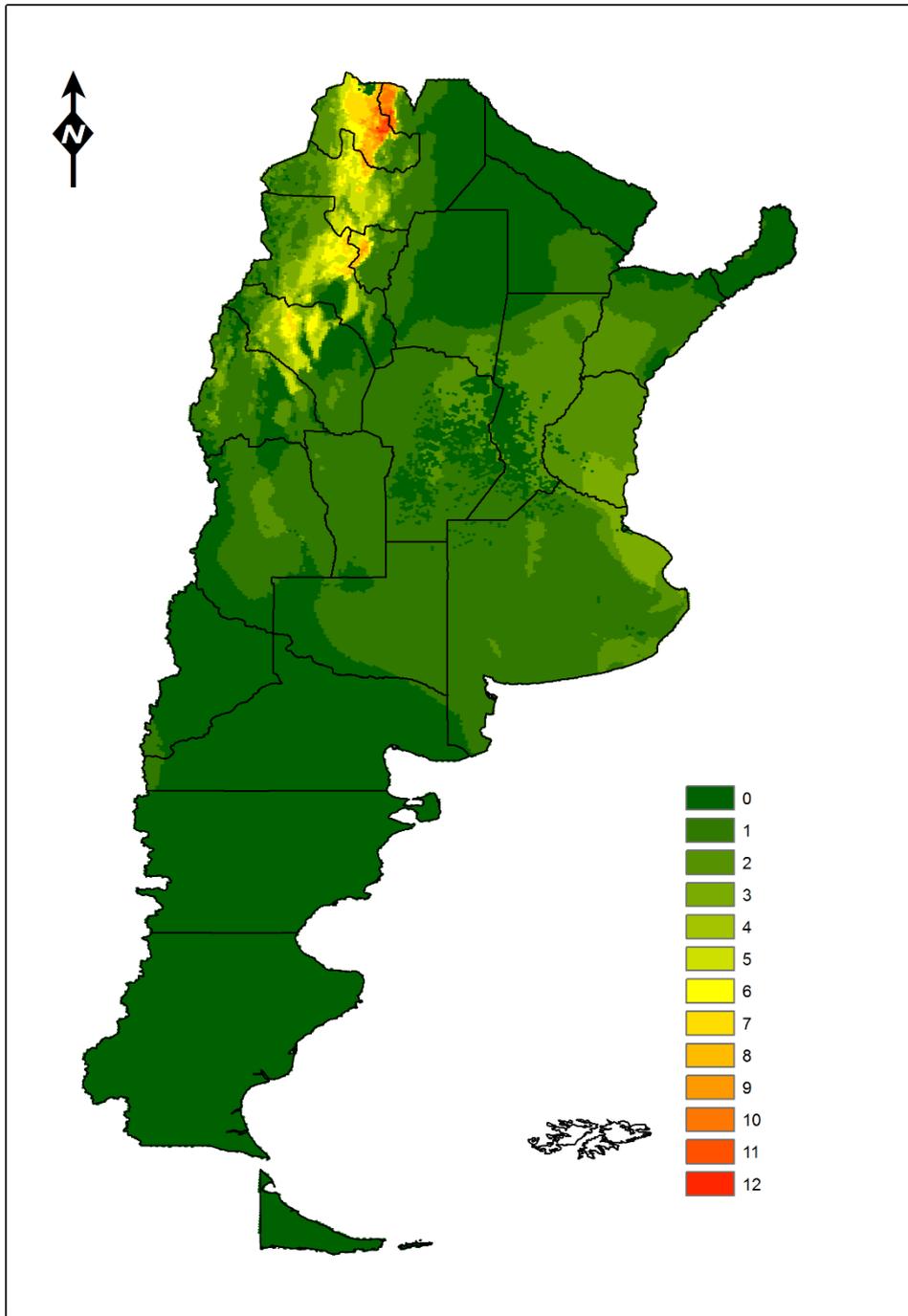


Figura 44. Patrones de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina, considerando el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la distribución geográfica de las especies y el escenario de cambio climático rcp85 para el año 2050.

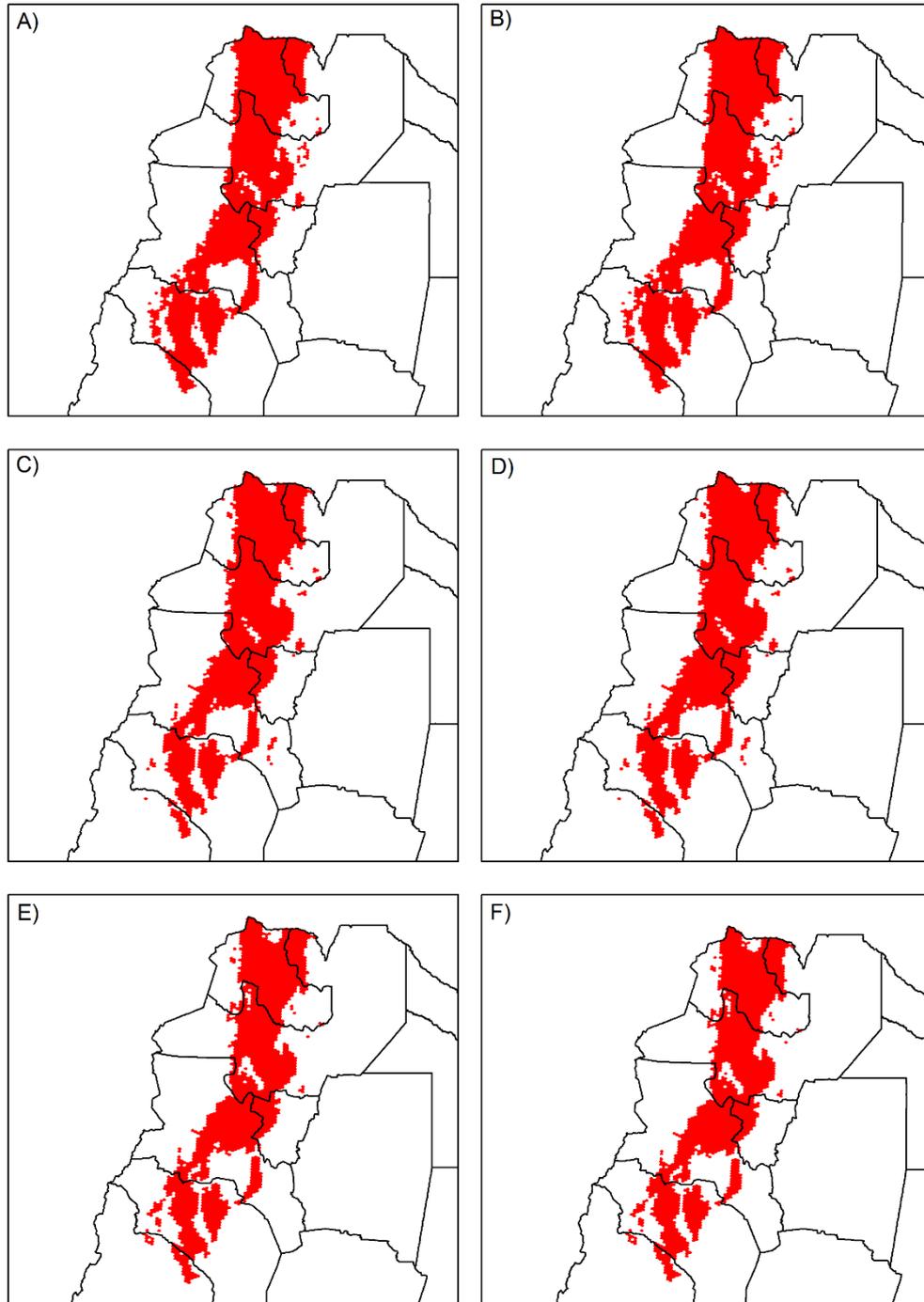


Figura 45. *Hotspots* de riqueza de especies de los parientes silvestres de la papa de Argentina. A) Presente potencial, B) presente considerando el cambio en el uso del suelo, C) escenario rcp45, D) escenario rcp45 teniendo en cuenta la pérdida de uso del suelo en la actualidad, E) escenario rcp85 y F) escenario rcp85 teniendo en cuenta la pérdida de uso del suelo en la actualidad.

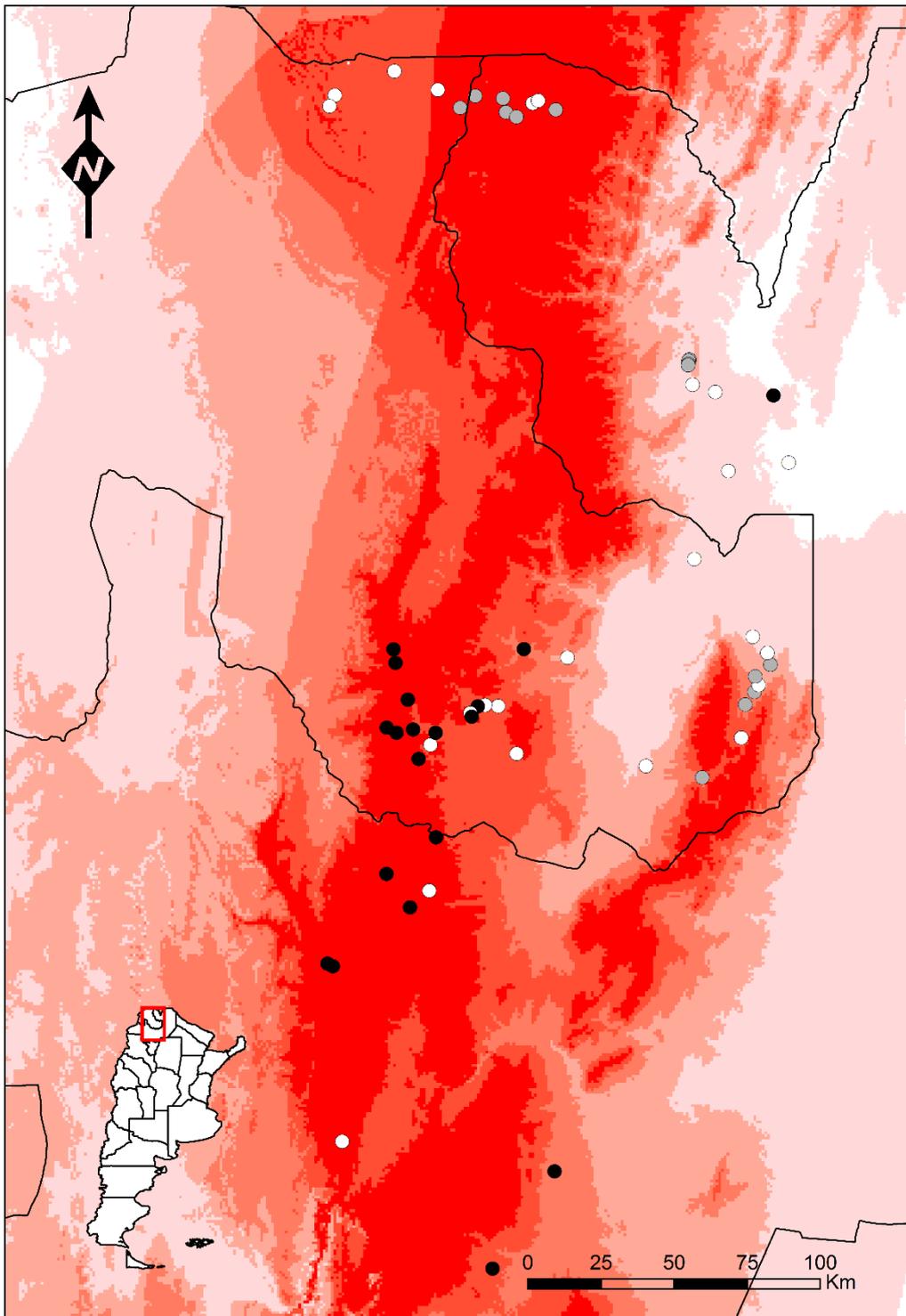


Figura 46. Nuevas poblaciones identificadas. En círculos negros, se indican los sitios en los que se registró la presencia de *Solanum microdontum*, en círculos grises se indican los sitios en los que se registraron otros PSP y en círculos blancos aquellos sitios en donde no registró ninguna especie del grupo bajo estudio.

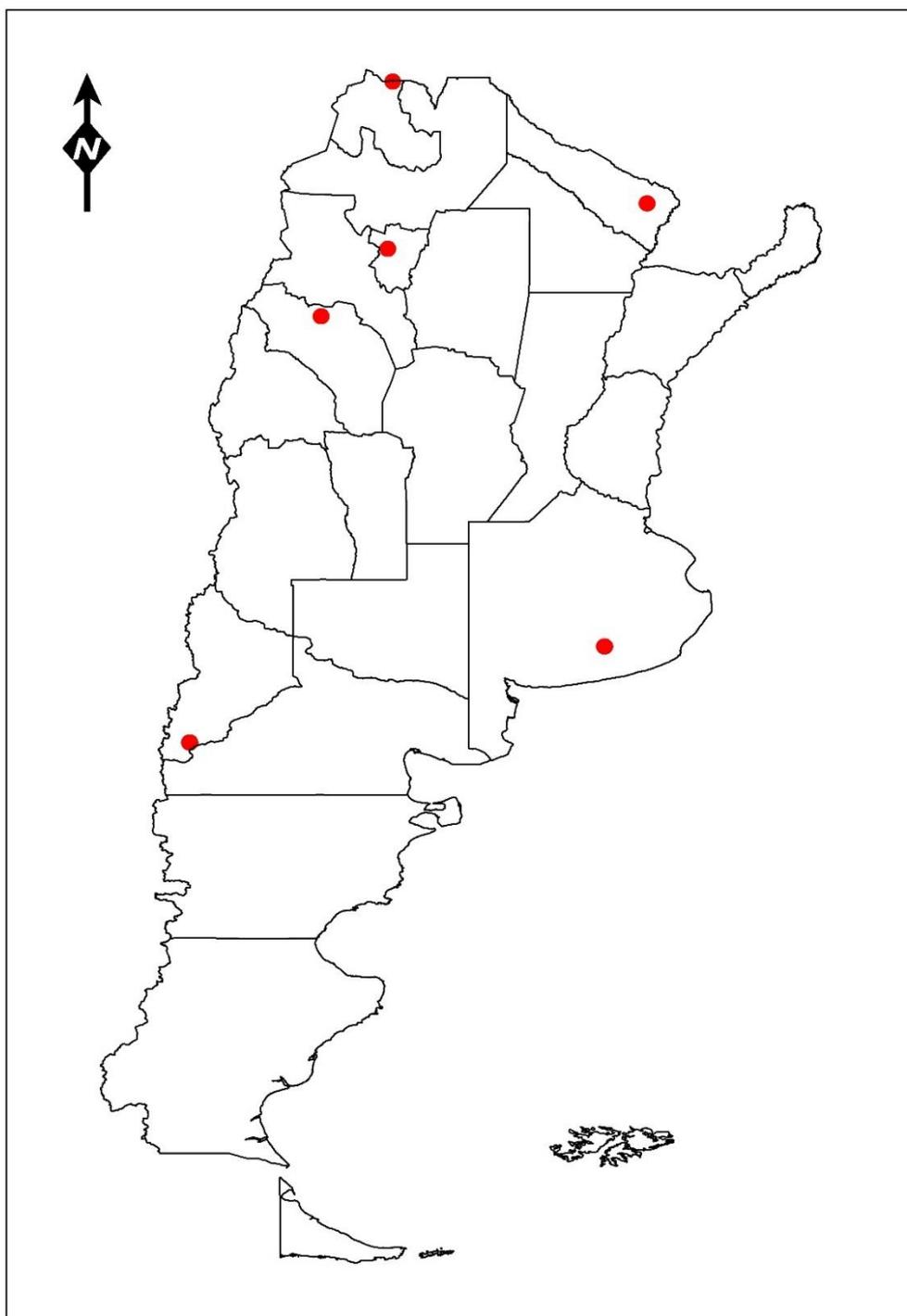


Figura 47. Sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones de los PSP de Argentina amenazadas por el cambio climático, de acuerdo al objetivo de colecta C1 (que al menos se colecte una población por especie).

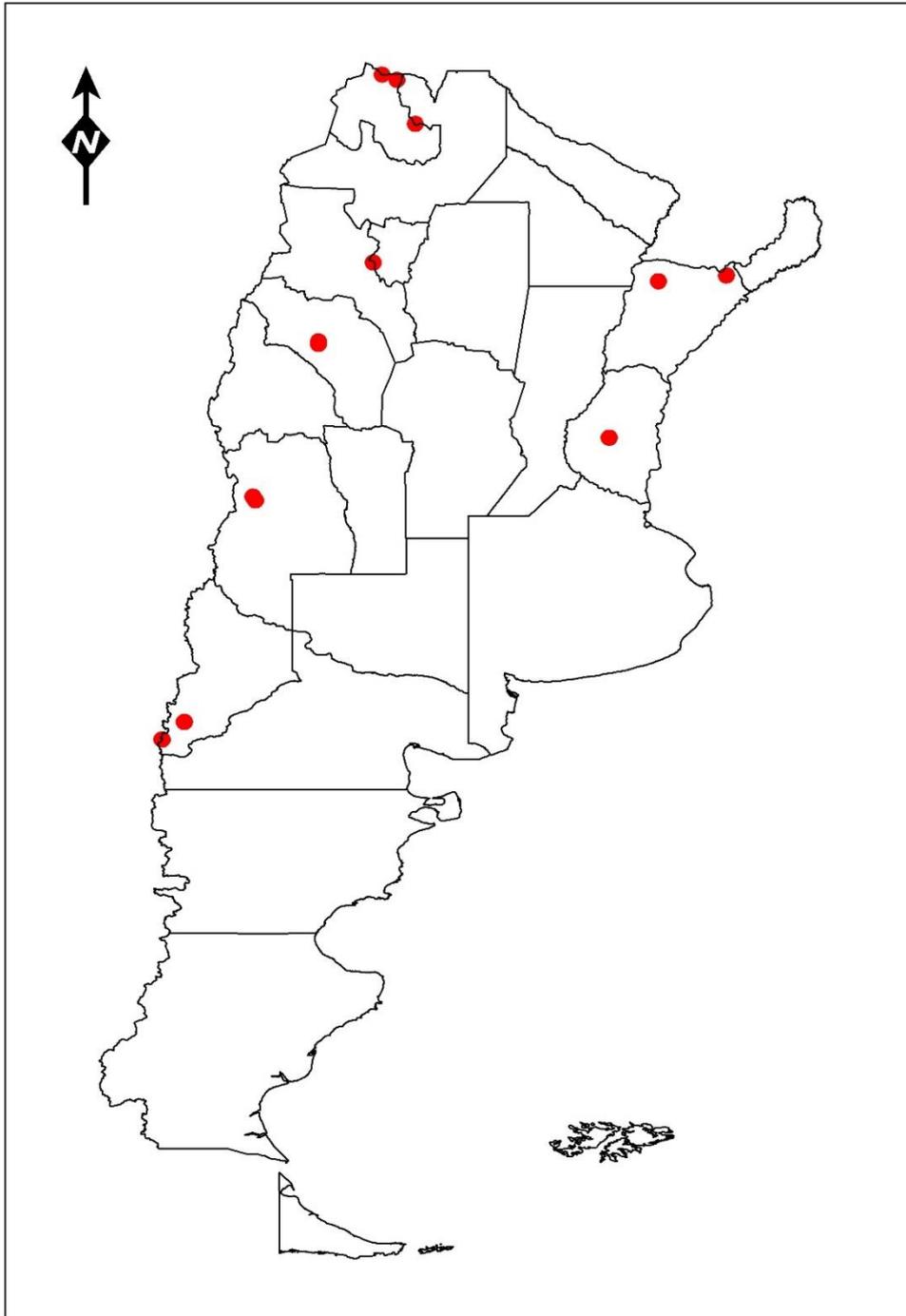


Figura 48. Sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones de los PSP de Argentina amenazadas por el cambio climático, de acuerdo al objetivo de colecta C2 (que al menos se colecten dos poblaciones por especie).

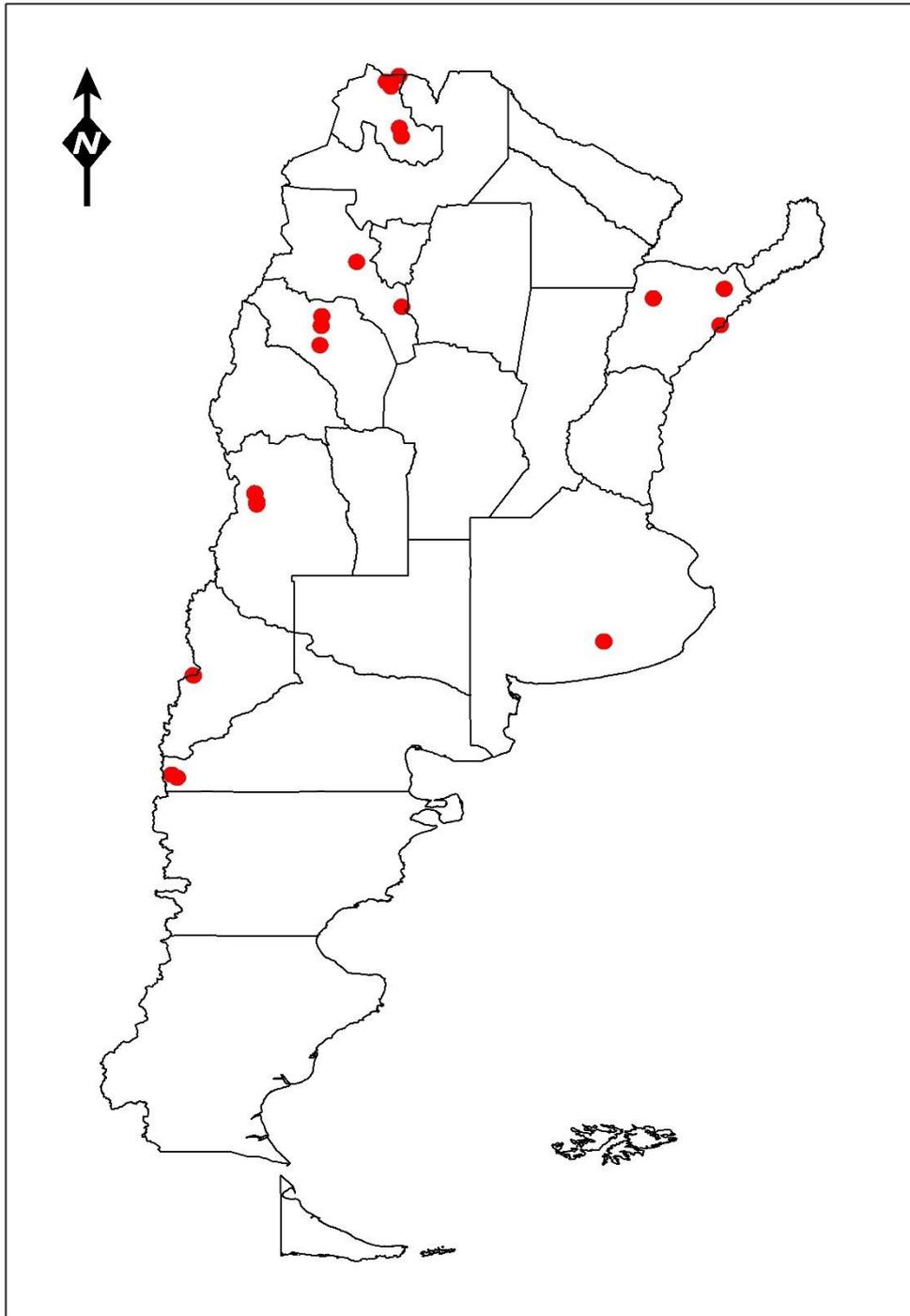


Figura 49. Sitios prioritarios para la colecta de germoplasma de poblaciones de los PSP de Argentina amenazadas por el cambio climático, de acuerdo al objetivo de colecta C3 (que al menos se colecten tres poblaciones por especie).

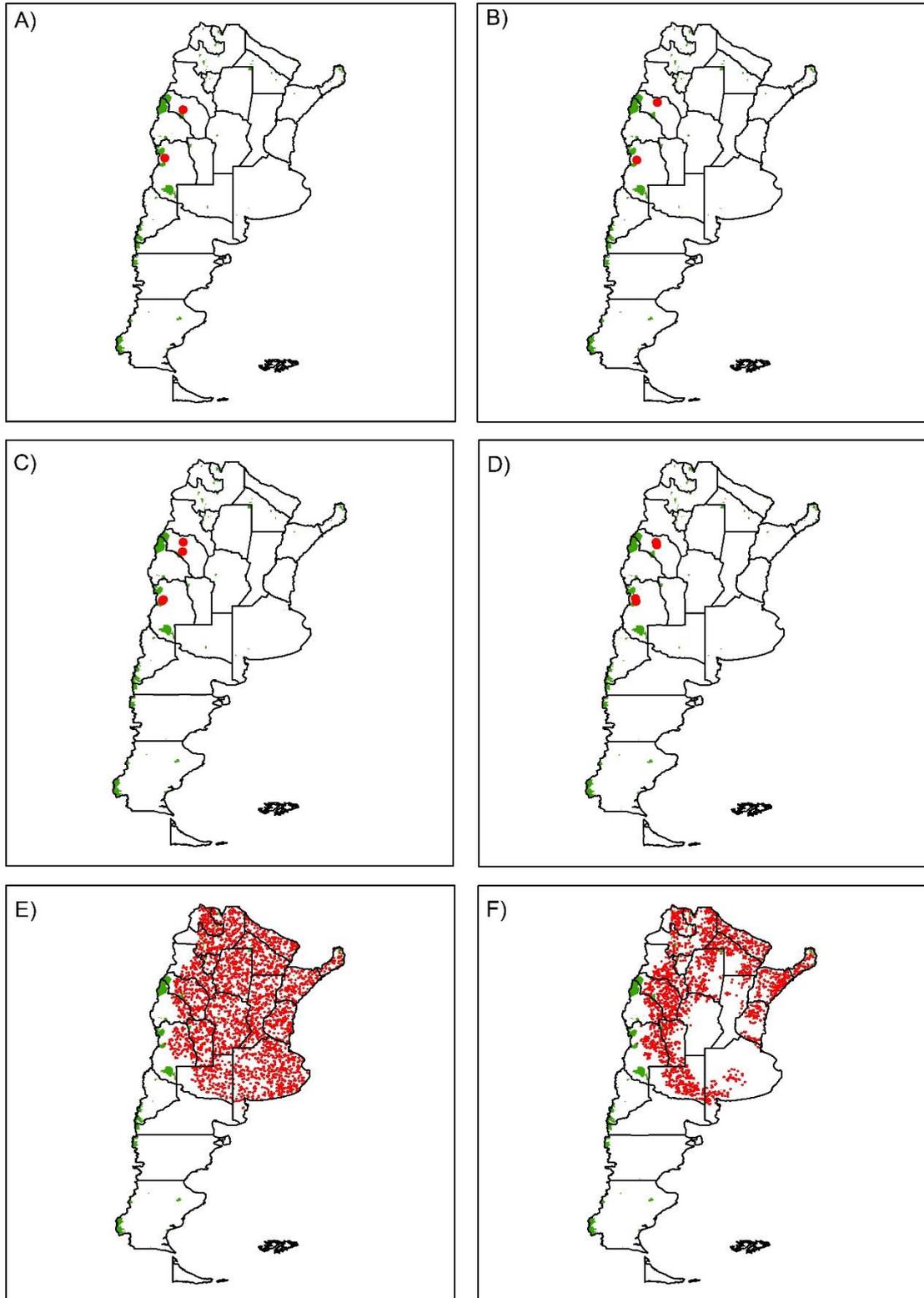


Figura 50. Esquemas de conservación usando la distribución potencial resultante (DPR) y la distribución potencial disponible (DPD) para las PSP de Argentina. A) meta T1 usando DPR, B) meta T1 usando DPD, C) meta T2 usando DPR, D) meta T2 usando DPD, E) meta T10 usando DPR y F) meta T10 usando DPD.

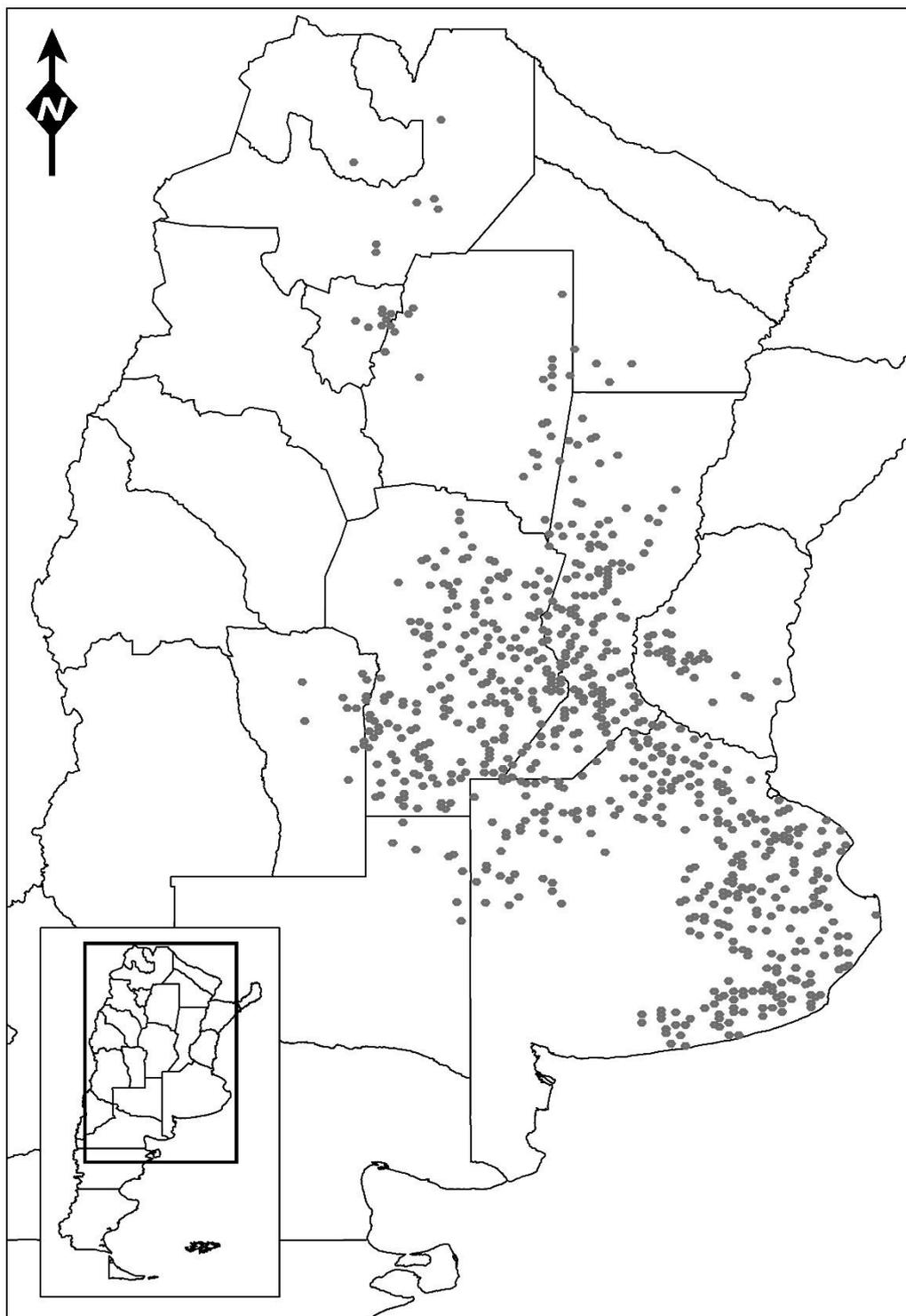


Figura 51. Sitios prioritarios que se han perdido debido al retardo en generar esquemas de conservación (pérdida de oportunidades de conservación) para los PSP de Argentina.

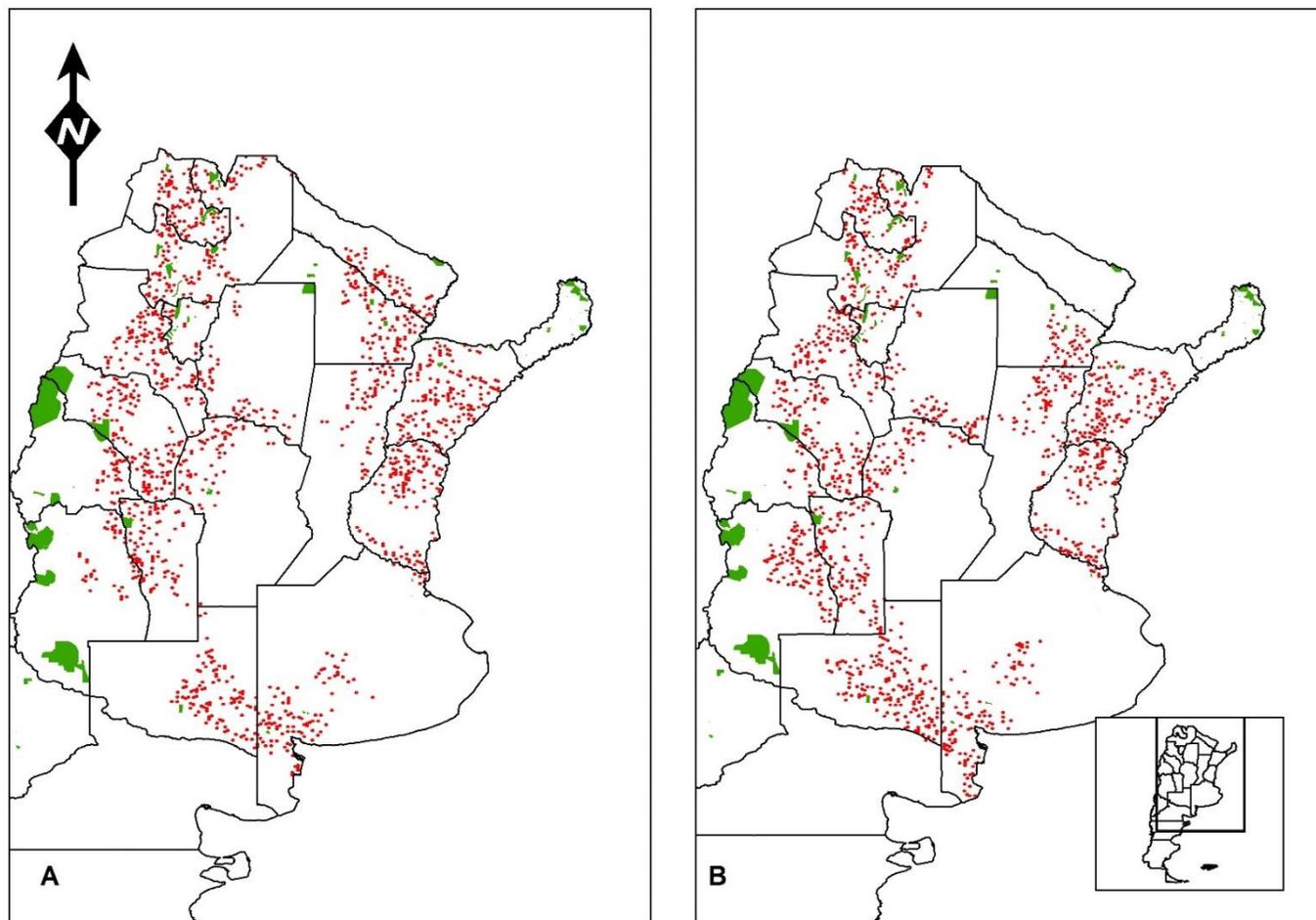


Figura 52. Esquemas de conservación para escenarios futuros usando la distribución potencial disponible (DPD). A) meta T10 para el escenario rcp45 y B) meta T10 para el escenario rcp85.

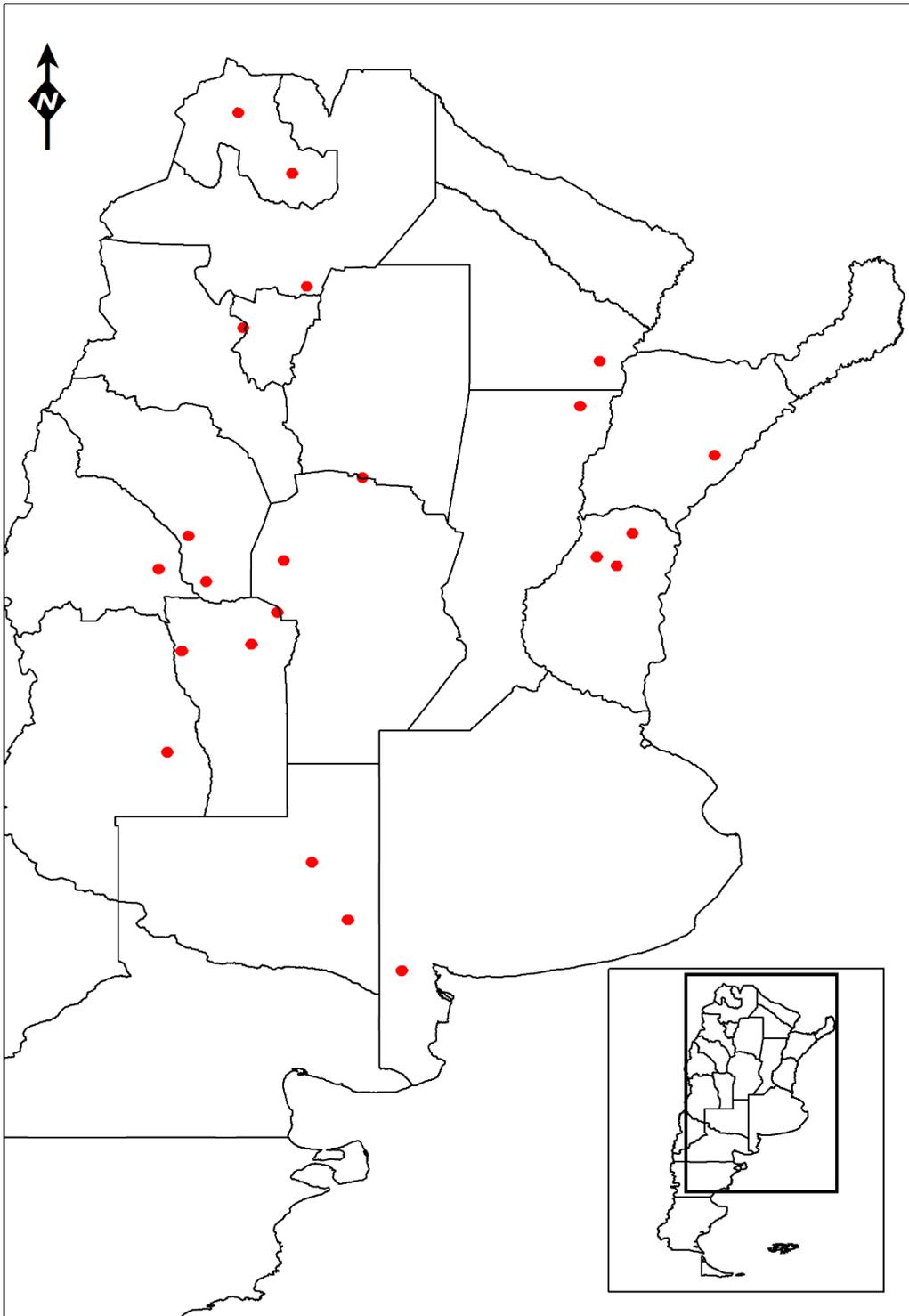


Figura 53. Áreas de máxima prioridad para la conservación de los PSP de Argentina por haber sido seleccionadas para el presente y para los dos escenarios de cambio climático.

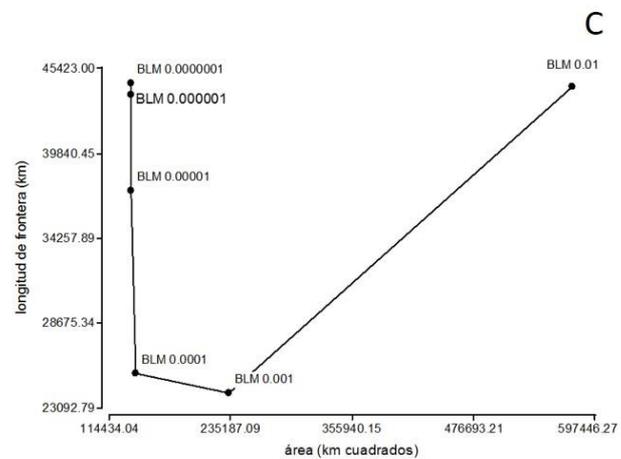
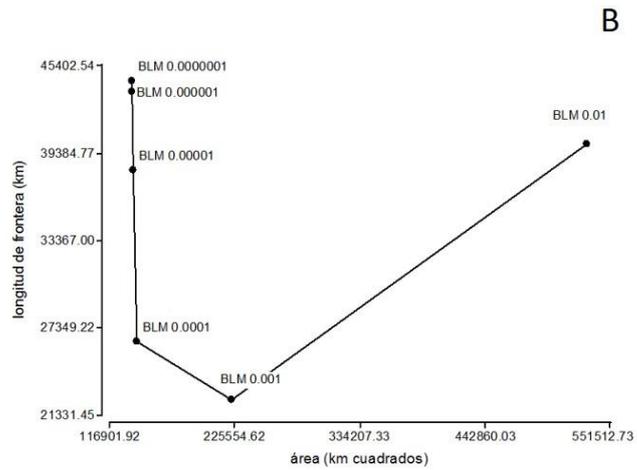
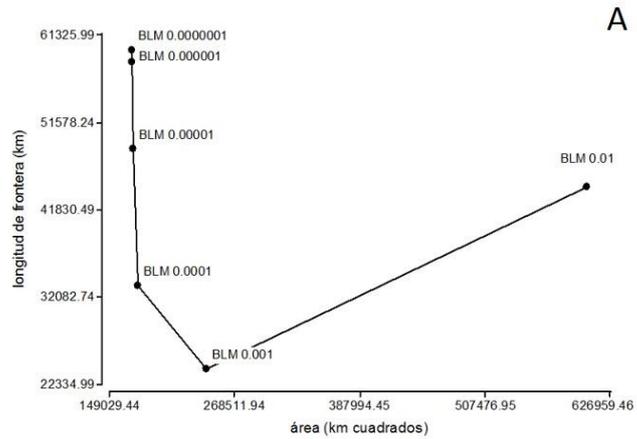


Figura 54. Selección del BLM óptimo donde la longitud de frontera y el área son mínimos. A) esquema basado en el rango actual de distribución y considerando el SAPA, B) esquema basado en el rango de distribución futuro rcp45 y considerando el SAPA y C) esquema basado en el rango de distribución futuro rcp85 y considerando el SAPA.

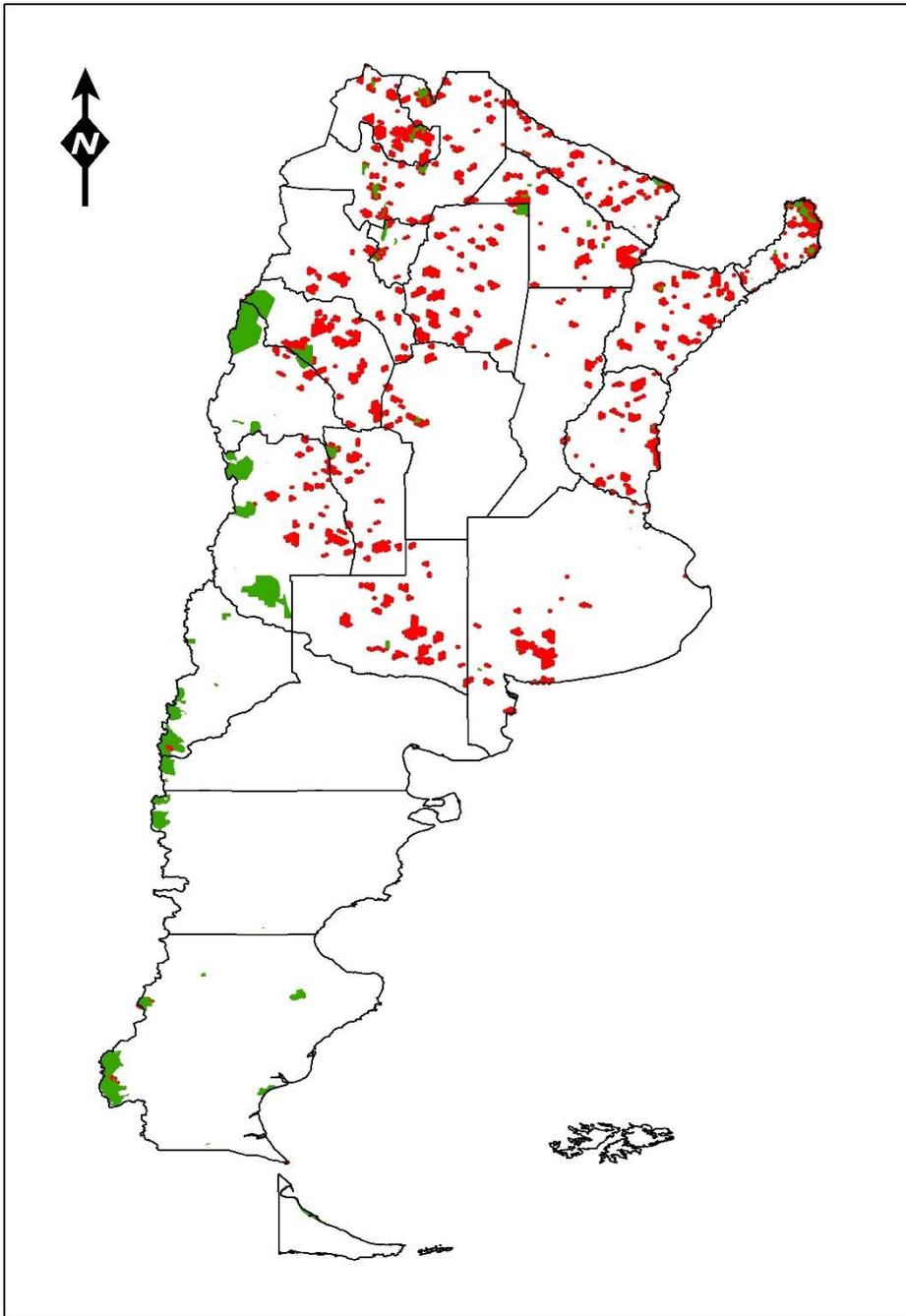


Figura 55. Áreas prioritarias de conservación para los PSP de Argentina en el presente usando BLM sobre un escenario con reservas previas y teniendo en cuenta la pérdida por el cambio en el uso del suelo. En verde las reservas pre-existentes y en rojo las complementarias.

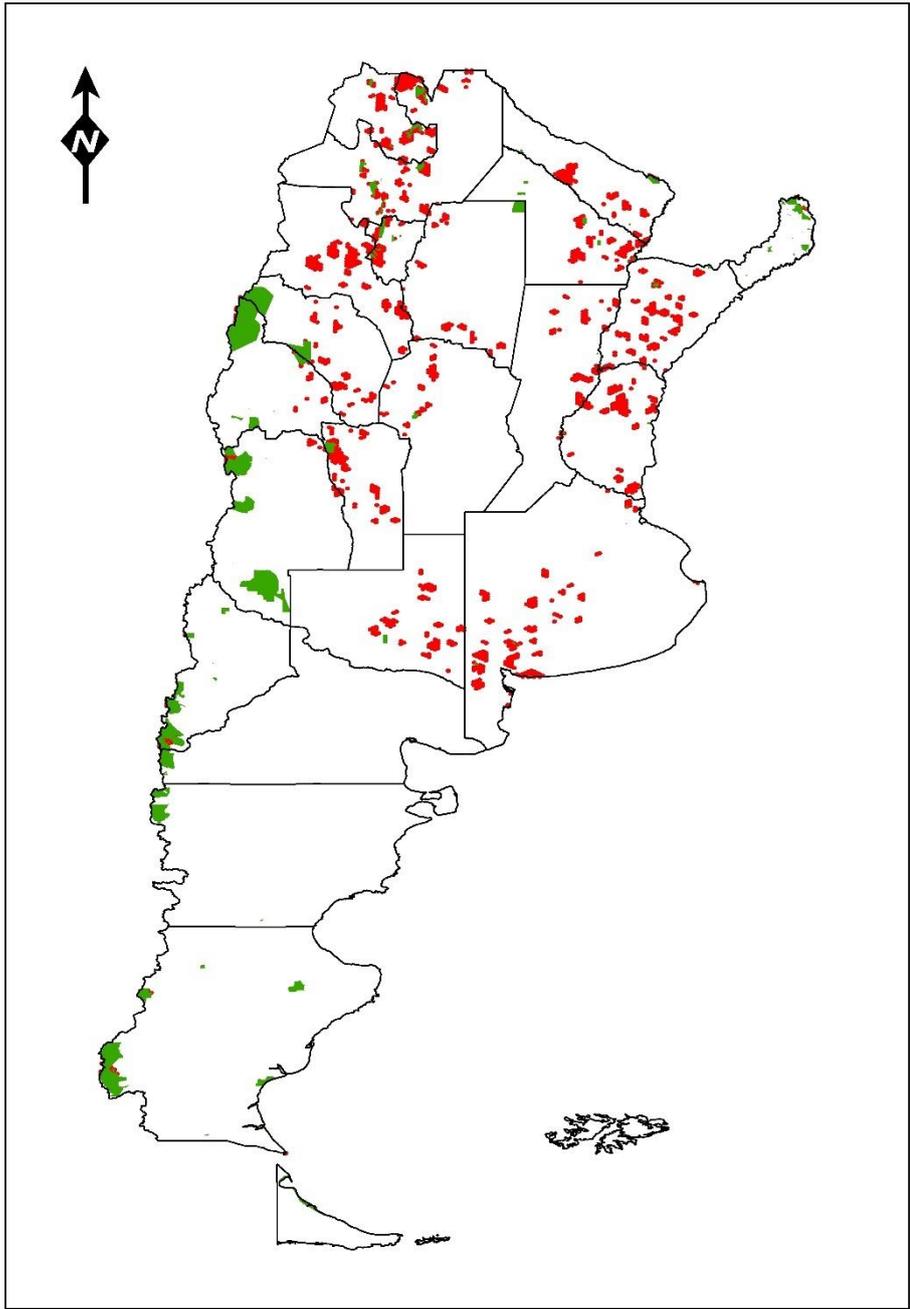


Figura 56. Áreas prioritarias de conservación para los PSP de Argentina en el escenario futuro rcp45 usando BLM sobre un esquema con reservas previas y teniendo en cuenta la pérdida por el cambio en el uso del suelo. En verde las reservas pre-existentes y en rojo las complementarias.

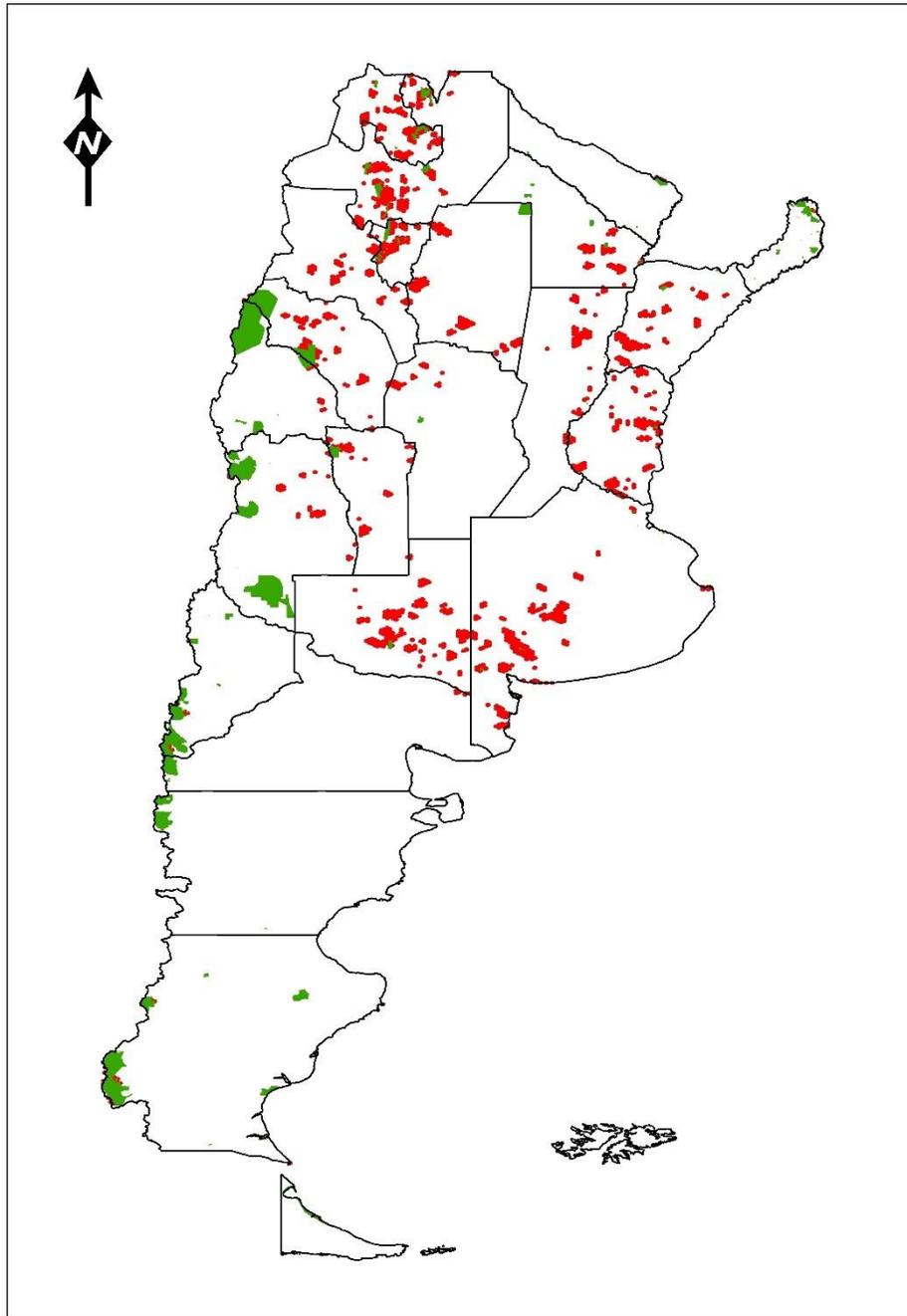


Figura 57. Áreas prioritarias de conservación para los PSP de Argentina en el escenario futuro rcp85 usando BLM sobre un esquema con reservas previas y teniendo en cuenta la pérdida por el cambio en el uso del suelo. En verde las reservas pre-existentes y en rojo las complementarias.