

Universidad de Chile
Facultad de Ciencias

Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

Tesis entregada a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas con mención en Ecología y Biología Evolutiva

Patricio Andrés Pliscoff Varas

Directora de Tesis: Dra. Mary Kalin Arroyo

Diciembre, 2002.

INFORME DE APROBACIÓN .	1
AGRADECIMIENTOS .	3
RESUMEN .	5
SUMMARY . .	7
INTRODUCCIÓN .	9
HIPÓTESIS y OBJETIVOS .	13
HIPÓTESIS .	13
OBJETIVOS .	13
MATERIALES Y MÉTODOS .	13
Área de Estudio .	13
Fuentes de información .	15
Fortaleza de la base de datos . .	17
Optimización de la base de datos .	18
Determinación de bloques florísticos y áreas de endemismos .	19
Distribución de la flora arbórea nativa .	20
Clasificación de los cuadrantes . .	24
RESULTADOS . .	27
Base de datos .	27
Fortaleza de la base de datos .	29
Optimización de la base de datos .	32
Bloques florísticos .	37
Áreas de endemismos .	40
Relación entre bloques florísticos, áreas de endemismo y el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) . .	49
Clasificación de cuadrantes . .	53
DISCUSIÓN .	57
CONCLUSIÓN .	63

BIBLIOGRAFÍA .	65
APÉNDICES . .	73
Apéndice 1.- Listado de especies arbóreas .	73
Apéndice 2.- Número de colectas por especie (eje X, identificador de las especies según apéndice 1) .	75
Apéndice 4.-Número de fragmentos, tamaño promedio y superficie remanente por formación vegetacional de Gajardo. .	76
Apéndice 5.- Listado de especies arbóreas por bloque florístico .	80
Apéndice 6.- Sitios de colectas (puntos) y distribución potencial obtenida del método Gap (cuadrantes coloreados). .	84

INFORME DE APROBACIÓN

FACULTAD DE CIENCIAS

UNIVERSIDAD DE CHILE

TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la tesis de magíster presentada por el candidato

PATRICIO ANDRÉS PLISCOFF VARAS

ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas con mención en Ecología y Biología Evolutiva, en el Examen de Defensa de Tesis rendido el día 11 de diciembre de 2002

Directora de Tesis:

Dra. Mary Kalin Arroyo

Comisión de Evaluación de la Tesis

Dr. Javier Simonetti

Dr. Pablo Marquet

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi Familia y a Francisca por su apoyo durante el desarrollo de la tesis.

También debo agradecer a la Dra. Mary Kalin tutora de esta tesis por sus comentarios, y a Juan Armesto, Pablo Becerra, Jorge Crisci, Claudia Hernández, Felipe Hinojosa, Federico Luebert, Andrés Moreira y a Sebastián Tellier por sus comentarios durante el desarrollo de la tesis.

Esta tesis fue parcialmente financiada por la Beca PG/20/01 de la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad de Chile

Esta tesis forma parte de las actividades del Centro de Estudios Avanzados en Ecología e Investigaciones en Biodiversidad, financiado por el proyecto P99-103F-ICM

RESUMEN

Los esfuerzos para la conservación de la biota terrestre siempre estarán limitados por la elección de una muestra representativa de los elementos de la biodiversidad. Maximizar la eficiencia en la protección se transforma entonces, en una tarea crítica debido a la dramática pérdida de diversidad biológica que está experimentando el planeta. Debido a la imposibilidad de conservar todas, las áreas con importancia biológica, se han desarrollado distintas metodologías para optimizar su selección, entre éstas se encuentran los algoritmos de selección de reservas y las metodologías de análisis GAP. En términos amplios, todas estas metodologías buscan maximizar la cantidad de especies protegidas, por unidad de área bajo protección.

La Biogeografía Histórica ha propuesto como herramienta de selección de áreas prioritarias, al Análisis parsimonioso de endemismos (PAE), este es un método que permite reconocer patrones de incongruencia distribucional no aleatoria entre diferentes taxa. Estos patrones entregan información acerca de la diversidad biológica de un territorio, mediante la definición de áreas con una alta riqueza de especies y concentración de endemismos. Se aplicó esta metodología en la zona mediterránea de Chile (32° a 38° S), utilizando las 82 especies arbóreas nativas presentes en el área. El análisis PAE definió tres bloques florísticos separados por las principales unidades de relieve del área (Costa-Andes). Las áreas con mayor importancia para la conservación de la biodiversidad (áreas de endemismos) se ubican en los dos extremos latitudinales del área: la Cordillera de la Costa de las regiones de Valparaíso y Metropolitana (33° S), y la Cordillera de Nahuelbuta (37,5° S). La distribución de los bloques florísticos y de las áreas de endemismos tendría su explicación en el origen histórico de la biota mediterránea.

Estos resultados se relacionaron con los patrones actuales de distribución de la vegetación nativa a través del Catastro de los recursos vegetacionales nativos, observándose que los patrones de fragmentación y pérdida de hábitat son más acentuados en los sectores costeros entre la región de Valparaíso y del Maule. Del mismo modo se evaluó la distribución de las áreas pertenecientes al SNASPE (Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas) en relación a las áreas de endemismos detectadas, lo cual demostró un desbalance en las superficies protegidas. Finalmente, se presenta un marco conceptual para complementar los resultados de la metodología PAE, con los análisis a nivel de paisaje, con el objeto de establecer una priorización espacial del territorio para la planificación de nuevas estrategias de conservación a nivel regional.

SUMMARY

Conservation efforts for the conservation of the terrestrial biota will always be limited by the selection of a representative sample of the biodiversity's elements. Maximizing the efficiency of biological diversity protection becomes a critical task because of the dramatic biodiversity loss that is currently taking place. Due to the difficulty of conserving all areas of biological importance, different methodologies have been developed to optimize their selection, some of which are the *selection reserve algorithms* and *Gap analysis*. In broad terms, the objective of these methodologies is to maximize the quantity of protected species while minimizing the number of protected areas.

Historical Biogeography has proposed the parsimony analysis of endemism (PAE), which is a method that enables recognition of non-aleatory distributional patterns among different taxa. These patterns give information about the biological diversity within a territory, through the definition of areas with high species richness and concentration endemisms. This methodology was applied in the mediterranean area of Chile (32° to 38° S), using the 82 species of trees present in the area. The PAE defined three floristic blocks separated by the main physiographic units of the area (Coast-Andes). The areas with more importance for the conservation of biodiversity (areas of endemism) are located in the two latitudinal extremes of the area: the Coastal mountain range of the regions of Valparaíso and Metropolitan, the Coastal mountain range of Nahuelbuta and the Andes mountain range at 37° and 38° latitude. The distribution of the floristic blocks and the areas of endemism have their explanation in the historical formation of the mediterranean biota.

These results were related to the current distribution patterns of the native vegetation through the Catastro Nacional (National Cadastral) of native vegetational resources, patterns of fragmentation and habitat loss have been observed, mainly in the coastal sectors among the regions of Valparaíso and Maule. Additionally, the PAE results were compared with the SNASPE (National System of Protected Wild Areas), and an imbalance in the amount of protected area between the floristic blocks was found. Finally, a conceptual framework is presented to complement the results of the PAE methodology, and the analyses at landscape level, with the objective of establishing a spatial prioritization in the territory for the new conservation planning strategies at a regional level.

INTRODUCCIÓN

Los esfuerzos para conservar la biota terrestre siempre estarán limitados por la elección de muestras representativas y el conocimiento de los elementos de la biodiversidad, las que deberán representar todo el conjunto de poblaciones, especies, comunidades y ecosistemas que existen dentro de un espacio geográfico determinado. Maximizar la eficiencia en la protección es entonces, una tarea crítica debido a la dramática pérdida de diversidad biológica que está experimentando el planeta (Wilson 1994; Pimm et al. 1995; Purvis y Hector 2000). De gran importancia dentro de este proceso es la comprensión de los patrones regionales de la biodiversidad (Kerr 1997). Estos patrones pueden ser expresados a través de diferentes atributos (riqueza, endemismos, rareza, diversidad filogenética). Los dos primeros (riqueza y endemismos) han sido los más utilizados para caracterizar los patrones espaciales de la diversidad biológica (Prendergast et al. 1993; Townsend y Watson, 1998; Williams et al. 1996).

La definición de las zonas con mayor riqueza de especies o con alta concentración de especies endémicas se ha convertido en uno de los problemas centrales en el desarrollo de la biología de la conservación (Vane Wright et al. 1996), existiendo un debate acerca de cual de los dos criterios es el más indicado para la conservación de la biodiversidad (Kerr 1997, Kerr et al. 2000). La determinación de las zonas donde se concentra la riqueza de especies es una pregunta más relacionada con la Ecología (Kerr 1997), mientras que la definición de áreas de endemismos cae dentro del ámbito de la Biogeografía Histórica (Crisci et al. 2000), la cual la ha tomado como su objetivo central de estudio (Linder 2002). Al parecer, no existiría una regla común aplicable a todos los taxa para la definición de estas áreas de endemismo (Gaston 2000); sólo se ha llegado al

consenso que los “Hotspots” (Reid 1998; Myers et al. 2000), o áreas con una alta riqueza de especies y endemismos asociados a un área con un alto grado de amenaza, y los “Coldspots”, o áreas pobres en especies, raramente coinciden para una diversidad de taxa. Por otro lado, los hotspots y las zonas de concentración de taxa con distribuciones restringidas (endémicos) tenderían a coincidir dentro de una región (Gaston 1996; Prendergast et al. 1993, 1999).

Debido a la imposibilidad de conservar todos los sitios relevantes para la biodiversidad en la superficie terrestre, como también todos los hotspots o las áreas de concentración de endemismos, se han desarrollado distintas metodologías para definir áreas prioritarias de conservación. Esta definición se realiza para evitar el uso de recursos en conservar áreas poco conocidas taxonómicamente, o que no maximizan la presencia de todos los taxa de una región (Pressey et al. 1999). Se pueden mencionar dos grandes enfoques; el primero incluye todos los métodos relacionados a los algoritmos de selección de reservas (Pressey 1994; Pressey et al. 1996, 1997, 1999; Williams 1996; Araujo y Williams 2000), que seleccionan desde un conjunto predeterminado de áreas (cuadrantes o límites administrativos), el conjunto de áreas mínimas que concentren la mayor riqueza o cualquier otra métrica de valor biológico que sea de interés (endemismo por ejemplo). El programa Worldmap (Williams 1996; Williams et al. 1999, 2000) es uno de los más utilizados en la aplicación de los algoritmos de selección de reservas. Worldmap permite incorporar el principio de complementariedad (Nelson y Platnick 1991), a través de la comparación de la distribución de los taxa en las unidades de análisis, maximizando la cantidad de especies protegidas y minimizando el número de áreas a conservar. La Biogeografía Histórica ha entregado una nueva variante para complementar este tipo de análisis, a través de la aplicación de los algoritmos de simplicidad (parsimonia).

El análisis de parsimonia de endemismos (Parsimony Analysis of Endemicity o PAE) es un método de Biogeografía histórica que tiene como objetivo identificar los patrones de distribución de los organismos. Este método clasifica localidades, cuadrantes o áreas (los cuales son análogos a los taxa) en términos de los taxa compartidos (análogos a los caracteres) de acuerdo a la solución más parsimoniosa (Rosen 1988; Rosen y Smith 1988; Morrone 1994; Crisci et al. 2000). Este método originalmente fue propuesto por Rosen (1988), quien utilizó localidades como áreas de estudio, pero con el tiempo se fue adoptando el análisis de cuadrantes como el método más utilizado (Morrone 1994). Craw (1988) y Cracraft (1991) fueron los primeros en realizar una variación a la metodología propuesta por Rosen, utilizando las áreas de endemismo como unidades de estudio para identificar la información jerárquica (cladograma) contenida en la distribución geográfica de los organismos para establecer relaciones de área. El PAE se ha utilizado en los últimos años principalmente para el análisis de la distribución geográfica de diferentes taxas (Myers 1991; Morrone 1994; Morrone y Coscarón 1996; Vargas et al. 1999; Vega et al. 1999; Garcia-Barros et al. 2002; Morrone y Escalante 2002) y la determinación de sitios prioritarios para la conservación (Posadas y Esquivel 1999; Cavieres et al. 2002).

El otro enfoque es el llamado “Análisis de Gap” (Davis y Stoms 1996; Scott et al. 1987, 1993; Scott y Csuti 1997). Este método está diseñado para identificar zonas no cubiertas por un sistema de reservas en una región en particular, las que son

identificadas luego de una sobreposición de diferentes coberturas de información. El conjunto de coberturas mínimo para realizar un análisis de Gap incluye los tipos vegetacionales, los usos del suelo, la red de reservas existentes en el área y las distribuciones de diferentes taxa. Todas éstas coberturas servirán para evaluar el estado en que se encuentra representada la biodiversidad en las reservas. También es de gran utilidad incorporar coberturas de variables topográficas (relieve, exposición, pendiente) para afinar más los resultados. Este método se ha desarrollado en los Estados Unidos (Stoms 2000), pero su puesta en práctica ha tenido resultados dispares (Prendergast 1998; Prendergast et al. 1999), principalmente por las diferencias que han surgido entre los planificadores y los científicos, quienes desarrollan estos métodos pero no los traspasan a los primeros para su puesta en marcha. Esta última idea es extensiva a todos los métodos desarrollados para la definición de áreas de diversidad biológica, y es el principal objetivo a resolver en los nuevos programas de conservación biológica.

Los distintos métodos utilizados para la optimización de áreas para la conservación, están sufriendo un cambio en el foco de su atención (Ferrier 2002). La mayoría de los primeros trabajos en que se aplicaban metodologías para la determinación de sitios prioritarios para la conservación, eran técnicas para maximizar la representatividad de la biodiversidad en las áreas seleccionadas (Pressey et al. 1996; Williams y Gaston, 1998), es decir, se buscaba incluir o representar el mayor número de elementos de la biodiversidad (riqueza, endemismos, rareza). En la actualidad las investigaciones apuntan a expandir las capacidades de las técnicas de optimización de áreas, buscando incorporar la noción de persistencia (Cowling et al. 1999; Araujo y Williams 2000; Margules y Pressey 2000; Williams y Araujo 2002; Araujo et al. 2002). Además de representar la biodiversidad de un área, es necesario mantener esta diversidad en el tiempo. Se han presentado diferentes formas para aumentar la probabilidad de persistencia, entre ellos están; la determinación de tamaños de áreas suficientes (Schwartz 1999), buenos sistemas de conexión o “redes de reservas”, entre las áreas (Rodríguez y Gaston 2001) y la incorporación de procesos abióticos asociados a los procesos ecosistémicos (Cowling et al. 1999).

En Chile, la modelación de los rangos de distribución espacial de la flora vascular nativa ha sido desarrollado en muy pocas investigaciones. Sólo se ha cartografiado la distribución de las principales especies arbóreas de la zona del bosque templado (ver recopilación en CONAF-GTZ, 1999). El principal problema es el escaso número de colectas con ubicación espacial conocida (georeferenciación), lo que no ha permitido llevar a cabo aplicaciones de modelación espacial confiables. Como consecuencia de esto, el tratamiento de las especies nativas en las evaluaciones relacionadas al estado de conservación de la flora nacional, ha sido en términos de localidades individuales más que de entidades biológicas dependientes a un área espacial en particular.

La zona de vegetación con clima mediterráneo que se encuentra entre las Regiones de Valparaíso (32°S) y el límite entre la Región del Biobío y de la Araucanía (38° S) surge como una interesante área donde aplicar las metodologías para la selección de áreas y el modelamiento espacial de las distribuciones de las especies, ya que se han detectado altos niveles de riqueza florística y un gran número endemismos restringidos a esta zona biogeográfica (Arroyo et al. 1995; Cowling et al. 1996; Arroyo y Cavieres 1997; Arroyo,

1999; Arroyo et al. 2000). En esta zona existen alrededor de 2500 especies de plantas vasculares, la mayor riqueza florística de todas las regiones del país, con un alto número de taxa endémicos y monotípicos, alcanzando un 23% (Arroyo y Cavieres 1997; Villagrán 1995). Esto queda más claro al analizar la distribución latitudinal de la flora leñosa, donde se observa una concentración de especies y endemismos entre los 36° y los 40° de latitud Sur (Villagrán y LeQuesne 1996). Esta región ha sido afectada por eventos geomorfológicos de gran escala, tales como el levantamiento de la Cordillera de los Andes, la formación de la Diagonal Árida, además de eventos glaciales en el Cuaternario. Estos últimos por una parte explican la especiación de taxa en los nuevos ambientes y por otra, la formación de refugios y aislamiento de especies relictas (Villagrán y Hinojosa 1997).

Los patrones de distribución señalados anteriormente, se basan principalmente en sitios de colecta sesgados espacialmente, ya que la gran mayoría de los esfuerzos de colecta de flora en Chile, se han realizado en zonas cercanas a caminos o en áreas protegidas (Cavieres et al. 2001), por lo que es necesario desarrollar métodos que permitan evaluar la distribución de la flora con más precisión espacial. Estos métodos servirían para corroborar o rechazar hipótesis biogeográficas tanto históricas como actuales, especialmente en grupos poco colectados o con problemas taxonómicos.

Junto a las particularidades biogeográficas de la biota mediterránea de Chile, en esta zona se presenta un alto y creciente grado de presión de las actividades humanas. Estas perturbaciones tienen una larga historia (Arroyo et al. 1999), lo que ha generado un patrón de fragmentación y pérdida del hábitat nativo en toda la zona, que hace particularmente urgente el implementar nuevas metodologías para fortalecer y garantizar la conservación de la biodiversidad en el ecosistema mediterráneo (Arroyo y Cavieres 1997).

El Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) presenta una baja representatividad en términos de áreas biogeográficas y un desbalance en su distribución regional (Muñoz et al. 1996; Arroyo y Cavieres 1997; Luebert y Becerra 1998; Valencia et al. 1997; Simonetti & Armesto 1991). El origen de estas falencias estaría en que estas áreas han sido establecidas bajo criterios ad hoc: principalmente la protección de especies “carismáticas”, de utilidad para el hombre y el valor escénico (Armesto et al. 1998), además existe una baja disponibilidad de terrenos con propiedad estatal donde situar las áreas. Debido a esto las regiones ubicadas en la zona mediterránea, de gran importancia en términos de biodiversidad, están escasamente representadas en el SNASPE (Arroyo y Cavieres 1997).

En esta tesis se integran las metodologías de análisis de Gap y PAE, determinando las zonas de mayor riqueza de especies y de concentración de endemismos, evaluando su distribución espacial, con el fin de establecer la relación entre estas zonas y la distribución que poseen las actuales áreas silvestres protegidas de Chile mediterráneo. Además estos resultados se relacionan con la cobertura actual de la vegetación nativa, obtenida del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos, con el fin de establecer prioridades para la planificación de la conservación de la biodiversidad en la zona mediterránea.

HIPÓTESIS y OBJETIVOS

HIPÓTESIS

1) Debido a las particularidades biogeográficas de la biota mediterránea de Chile central, la flora arbórea debería presentar áreas de sobreposición de especies con rangos de distribución restringido.

2) La actual ubicación de las unidades del SNASPE no estaría representando la distribución espacial de las áreas de endemismo y por lo tanto no estaría cumpliendo en forma óptima la representación de la flora arbórea nativa para su protección.

OBJETIVOS

1) Determinar las áreas de mayor riqueza de especies y de endemismos, para la flora arbórea en la zona mediterránea de Chile (32°-38° S) empleando la metodología PAE optimizada mediante el análisis GAP.

2) Evaluar la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE) en relación con la ubicación de los bloques florísticos, áreas de endemismo, y la superficie remanente de vegetación nativa.

3) Realizar una clasificación de las unidades de análisis (cuadrantes), según sus niveles de riqueza y endemismos, y la superficie actual de bosque nativo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio corresponde a la zona de vegetación de clima tipo mediterráneo de Chile Central, entre los 32° y los 38° de latitud Sur (Figura 1). Esta zona puede ser caracterizada desde un punto de vista climático, por la presencia de lluvias en la época de invierno y períodos variables de sequía en veranos cálidos (di Castri y Hajek 1976). La presencia de las cuatro principales unidades geomorfológicas de Chile en el área (Planicies Costeras, Cordillera de la Costa, Depresión Intermedia, Cordillera de los Andes), genera una amplia variabilidad climática y topográfica, tanto latitudinalmente como en forma longitudinal. Según di Castri y Hajek (1976) dentro de la zona climática mediterránea se presentan tres subzonas (mediterránea semiárida, subhúmeda y

húmeda). Estas últimas se diferencian por los montos anuales de precipitación y el número de meses áridos. En la subzona semiárida, que correspondería al sector norte de la Figura 1 hasta los 34° de latitud sur, los montos anuales de precipitación varían entre los 400 y los 600 mm, con la presencia de 7 meses áridos. En la subzona mediterránea subhúmeda, ubicada entre los paralelos 34° y 37°, precipita entre 600 y 900 mm y disminuye el número de meses áridos a 5. En la subzona húmeda, desde el paralelo 37° hasta el 38°, se presentan los máximos montos de precipitación (900 a 1700 mm), entre 3 y 5 meses con características áridas (di Castri y Hayek 1976).

La zona central de Chile posee una gran diversidad florística, en relación a su relativamente pequeña superficie (Arroyo et al. 1999). Los principales tipos vegetacionales que se presentan son los de bosques siempreverdes relictos, matorral esclerófilo, el bosque esclerófilo, el bosque caducifolio siempreverde, bosque caducifolio deciduo, bosque esclerófilo montano y los tipos vegetacionales alpinos (Arroyo et al. 1995).

Otra de las principales características, es que en esta área se concentra alrededor del 80% de la población de Chile. Como también los principales centros urbanos, agrícolas, industriales y de servicios (Centro de Análisis de Políticas Públicas 2000).

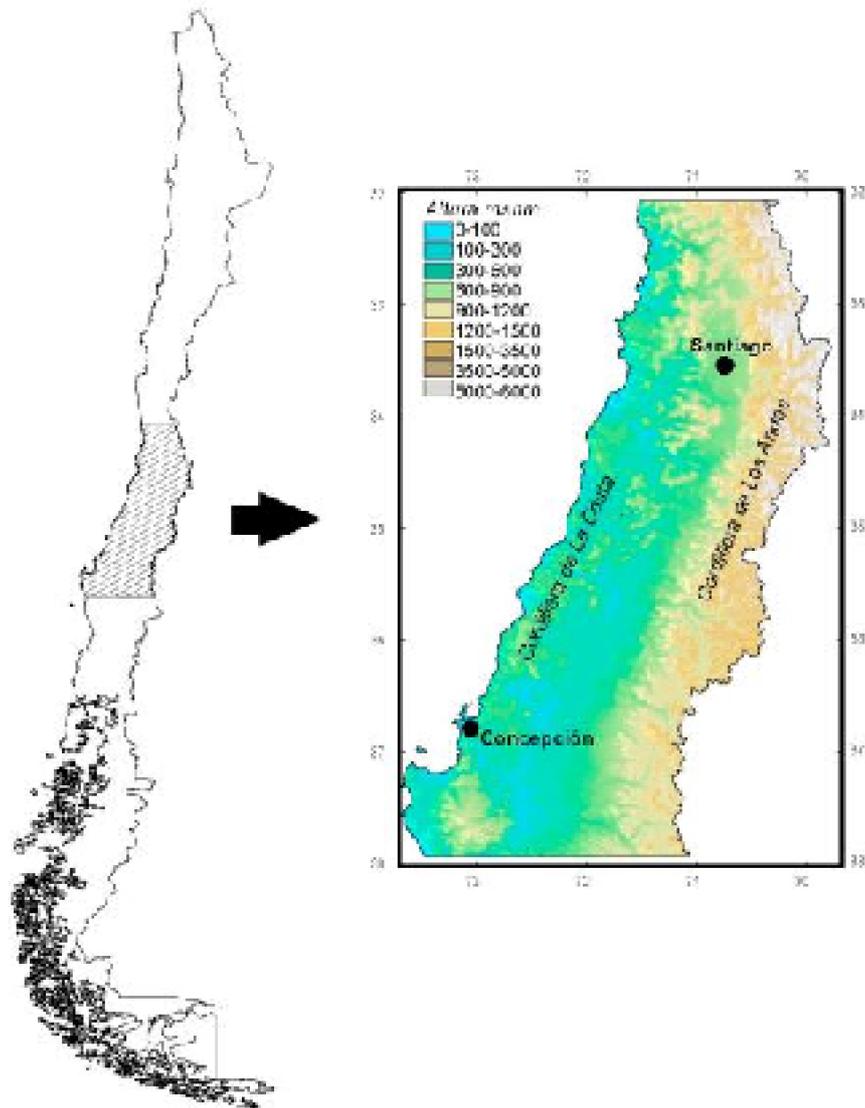


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Fuentes de información

Para efectos del análisis, el área de estudio fue dividida en cuadrantes de $0,5 \times 0,5$ grados de latitud y longitud, como lo sugiere Morrone (1994), obteniendo 58 cuadrantes, los cuales fueron enumerados en sentido sur-norte, iniciando su numeración en la latitud 38° . Para ajustar los cuadrantes longitudinalmente, se decidió iniciar la grilla en el límite oeste del área de estudio (cuadrantes 1 y 7), ya que así se aseguró que los cuadrantes ubicados en sectores costeros tuvieran la mayor superficie terrestre posible (Figura 2).

Luego, se elaboró una base de datos georeferenciada que incluyó los sitios de colecta de las especies de flora arbórea nativa. Para la definición de flora arbórea nativa se tomaron los criterios de Rodríguez, Matthei y Quezada (1983), expuestos en su obra la "Flora Arbórea de Chile". Estos autores señalan como flora arbórea, a todas las especies

Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

de plantas leñosas en su estado adulto que poseen un tronco erecto, no ramificado cerca de la base, con un diámetro a la altura del pecho (DAP), superior a los 10 centímetros y una altura mínima de 3 metros. La base de datos se confeccionó incluyendo los siguientes campos; SP (Nombre de la especie), Fam (Familia), X (Coordenada de latitud), Y (Coordenada de longitud), ALT (Altitud), LOC (Localidad), COL (Colector), ANO (Año de la colecta). Para la georeferenciación, se trabajó con el sistema de referencia geográfico (Lat/Long) en formato decimal.

Los registros de la base de datos provienen de tres fuentes de información (Tabla 1).

Tabla 1. Fuentes de información para la confección de la base de datos georeferenciada.

Fuente	Número de registros aportados
Base de datos de la flora mediterránea (Universidad de Concepción, Museo Nacional de Historia Natural, Universidad de Chile)	4259
Colectas del proyecto Fondecyt N°1980705: Análisis de los patrones de biodiversidad vegetal de la zona de clima mediterráneo de Chile y de sus áreas protegidas	845
Recopilación de la literatura	470
Total registros:	5.574

Existen diferentes modelos de curvas de acumulación para el cálculo de riqueza esperada (Halffter et al. 2001). De acuerdo a las características del grupo taxonómico estudiado, y de la unidad de análisis (cuadrantes de 0,5 x 0,5 grados) se decidió trabajar con el modelo de Clench (Soberón y Llorente 1993; Chadzon et al. 1998). Según este modelo, la probabilidad de encontrar nuevas especies, aumenta conforme más tiempo se tiene para realizar colectas (experiencia de campo). Por lo tanto, se diseñó una curva de acumulación por cuadrante basado en un eje X temporal (años) y un eje Y que presenta el número de especies acumuladas.

El modelo de Clench es asintótico y la asíntota se calcula mediante una relación a/b, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$E(s) = ax/(1+bx)$$

Donde : E(s) = Riqueza esperada por cuadrante.

a = Intercepción en Y. Tasa de incremento.

x = Número acumulativo de muestras.

b = Pendiente de la curva.

No se realizó el cálculo en los cuadrantes correspondientes a las zonas andinas (Cuadrantes 6, 13, 21, 22, 28, 42, 47, 51, 54, 55, 57, 58), ya que el número de especies colectadas es mínimo y el esfuerzo de colectas en el tiempo era muy bajo para realizar un ajuste de curvas. Estos cuadrantes tampoco se utilizaron en los análisis posteriores (Optimización).

Optimización de la base de datos

Se procedió a desarrollar un método para “completar” la distribución espacial de los registros en los cuadrantes. Para esto, se utilizó una modificación de la metodología denominada “Gap Analysis” (Scott et al. 1987,1993; Scott y Wright 1996; Scott y Csuti 1997). Esta metodología se basa en la sobreposición de diferentes capas de información, con el objetivo de encontrar vacíos (gaps) en el estado actual de representación en que se encuentran los diferentes componentes de la biodiversidad, mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Para esta investigación se utilizó el concepto de sobreposición de capas de Gap Analysis, sin llegar a la evaluación de estas sobreposiciones con el Sistema de Áreas Protegidas (Jennings 2000; Jennings et al. 1996; Scott y Jennings 1998). Sólo se establecieron las distribuciones potenciales por especie, con el objetivo de optimizar el análisis parsimonioso de endemismos (PAE).

Como primer paso del análisis Gap (Figura 3), se seleccionó los sitios (puntos) de colectas por especie, luego se asociaron a una distribución potencial de tipos vegetacionales. Para este efecto, se utilizó las formaciones vegetacionales de Gajardo (1994), ya que por definición esta clasificación corresponde a áreas potenciales de vegetación natural. Una vez determinado el polígono conformado por las diferentes formaciones vegetacionales, se procedió a limitarlo mediante la restricción altitudinal establecida para cada especie. En el caso de no contar con esta información de la literatura, se establecieron los límites mínimos y máximos con la información de los

registros obtenidos de la base de datos. Finalmente, el área resultante se extrapoló a la unidad de análisis (cuadrantes de 0,5 x 0,5 grados) tomando como criterio para la extrapolación, que si el área obtenida del método Gap ocupaba sobre el 50 % del cuadrante, se supuso que la especie se encontraba presente en el cuadrante.

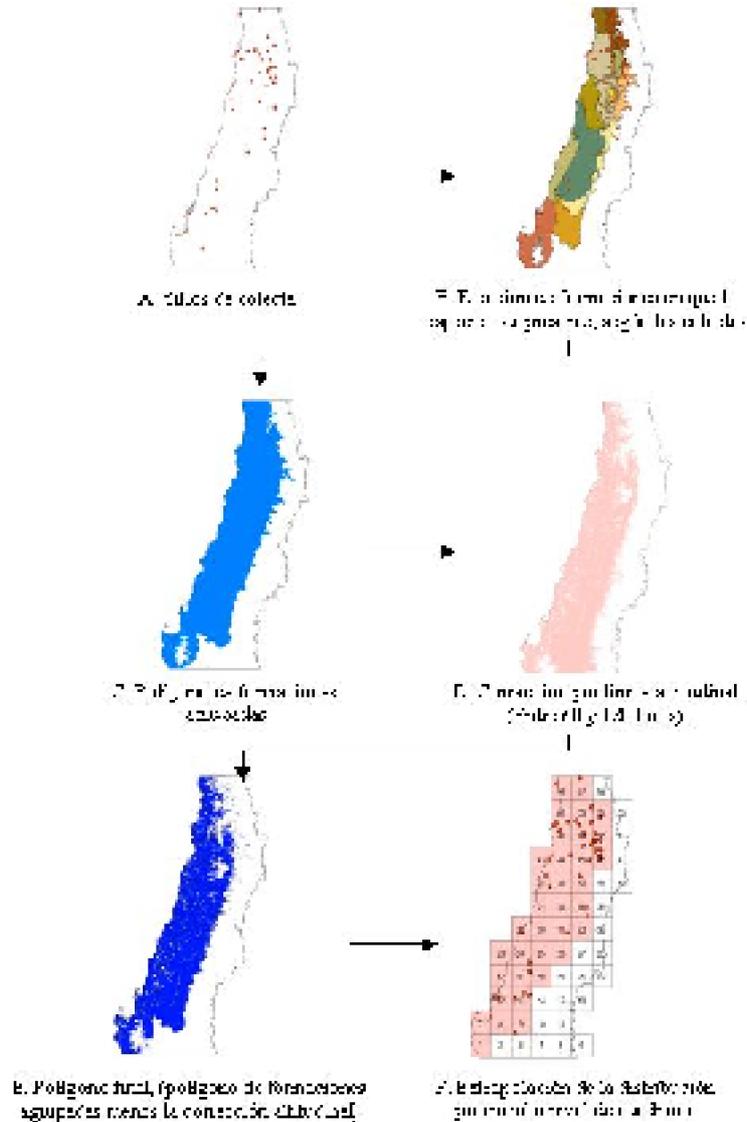


Figura 3. Pasos metodológicos para determinar la distribución potencial de *Acacia caven*.

Determinación de bloques florísticos y áreas de endemismos

Para la realización del análisis parsimonioso de endemismos (PAE), se construyó una matriz de datos (Apéndice 3) obtenida del análisis de optimización, mencionado en el punto anterior. En la matriz de datos, la presencia de una especie en un cuadrante se representa con un 1, y la ausencia con un 0. Las columnas de la matriz de datos representan los cuadrantes, y las filas las especies. En este caso se realizó una matriz de 58 columnas (cuadrantes) y 82 filas (especies). Finalmente, como propone Rosen (1988),

se agregó una primera columna con todos los valores igual a cero, con el objetivo de enraizar el cladograma de áreas final. La matriz se ingresó al software de análisis filogenético Nona 2.0 (Goloboff 1997), y se realizó una búsqueda heurística aleatorizando 100 veces el orden de entrada de las cuadrículas. Con el conjunto de árboles más parsimoniosos, se calculó el árbol de consenso estricto y se representó la ubicación de las especies en el cladograma mediante el software Winclada (Nixon 2000). Para conocer la significancia estadística de los clados resultantes se realizó un análisis Bootstrap (1000 repeticiones), esto es una técnica de re muestreo estadístico de los datos de la matriz, generando nuevas repeticiones de los propios datos, para inferir la variabilidad de las agrupaciones resultantes (Felsenstein, 1985).

La determinación de los bloques florísticos, entendido como un conjunto de especies con una congruencia distribucional, se basó en los clados sustentados por más de dos cuadrantes y para el caso de las áreas de endemismos, se utilizaron las dicotomías terminales de cada bloque (Posadas y Esquivel 1999). Finalmente se hizo una revisión de la presencia de las especies en el cladograma de áreas, con el objetivo de eliminar las inconsistencias de distribución y las repeticiones de taxones, producto del algoritmo de parsimonia (Vargas et al. 1999, Morrone y Escalante 2002).

Distribución de la flora arbórea nativa

Con el fin de evaluar en que estado de conservación se encuentran tanto los bloques florísticos como las áreas de endemismo determinadas por el análisis PAE, se trabajó con el Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos (CONAF-CONAMA-UACH 1999). Debido al nivel de resolución espacial del Catastro (Tamaño mínimo de análisis 6,25 Hectáreas), es posible determinar y calcular en forma confiable las áreas donde podrían encontrarse las especies incluidas en el análisis. Para esto, se seleccionaron mediante el Sistema de Información Geográfica ArcGis (ESRI 2000), cinco categorías pertenecientes a la descripción de uso del suelo del Catastro, las categorías utilizadas fueron las siguientes:

- **Bosque Nativo** : Ecosistema en cual el estrato arbóreo, constituido por especies nativas, tiene una altura superior o igual a 2 m y una cobertura de copas superior o igual a un 25%.
- **Renoval** : Bosque secundario originado después de una perturbación antrópica o natural por medio de semilla y/o reproducción vegetativa, dentro de esta definición se utilizaron las categorías de Renoval Abierto (cobertura de copas entre 25 y 50%), Renoval Semidenso (entre 50 y 75%) y Renoval Denso (entre 75 y 100%).
- **Matorral Arborescente Denso** : Formaciones dominadas por arbustos con presencia de una estrata arbórea que no cumple con los requisitos de cobertura para ser denominada como bosque.

Se eligieron estas categorías, porque tanto las denominadas como Bosque Nativo, como las de Renoval, incluyen las formaciones de Bosque Esclerófilo y Caducifolio, los dos tipos forestales nativos predominantes en esta área (Arroyo et al. 1995). También se

decidió incluir la categoría de Matorral Arborescente Denso. Se sabe que la condición de matorral correspondería a un estado de degradación del Bosque Esclerófilo (Balduzzi et al. 1982) o a la expresión del Bosque Esclerófilo en los sectores más secos.

A modo de validación de las áreas seleccionadas, se procedió a una clasificación de cobertura del suelo a través de Imágenes Satelitales Landsat 7 en dos zonas del área de estudio (sector del Parque Nacional La Campana y de Altos de Cantillana), con el fin de cotejar los resultados obtenidos con el Catastro de Vegetación Nativa. Se utilizó el Software de procesamiento de imágenes Idrisi32 (Eastman 2000), para delimitar las áreas de vegetación nativa, identificando la respuesta espectral y realizando una clasificación no supervisada (Eastman 2001). Se calculó el nivel de correspondencia entre los polígonos seleccionados en el Catastro y los determinados por la clasificación, para esto se determinó el índice de concordancia Kappa (Eastman et al. 2000) entre las dos coberturas rasterizadas. El índice de concordancia Kappa (K), mide el grado de asociación entre las categorías presentes en dos coberturas, es decir, señala cuanto ha cambiado una categoría entre dos coberturas. El rango de valores se ubica entre -1 y 1 , si las categorías en las dos coberturas están en perfecta concordancia (iguales) el valor es 1 y si difieren completamente, el índice es -1 . El índice para cada categoría es calculado usando la siguiente fórmula:

$$K = (P_{ij} - (P_i * P_{ij})) / (P_i - P_i * P_{ij})$$

Donde:

P_{ij} = Es la proporción de la cobertura total en que la categoría i es concordante

P_i = Es la proporción de la cobertura total que posee la categoría i en la cobertura 1

P_{ij} = Es la proporción de la cobertura total que posee la categoría i en la cobertura 2

El resultado nos entrega una alta correspondencia entre las áreas determinadas de las imágenes y las categorías seleccionadas del catastro, tanto para el área de Quillota y Tiltil como para la de Altos de Cantillana (Figura 4).

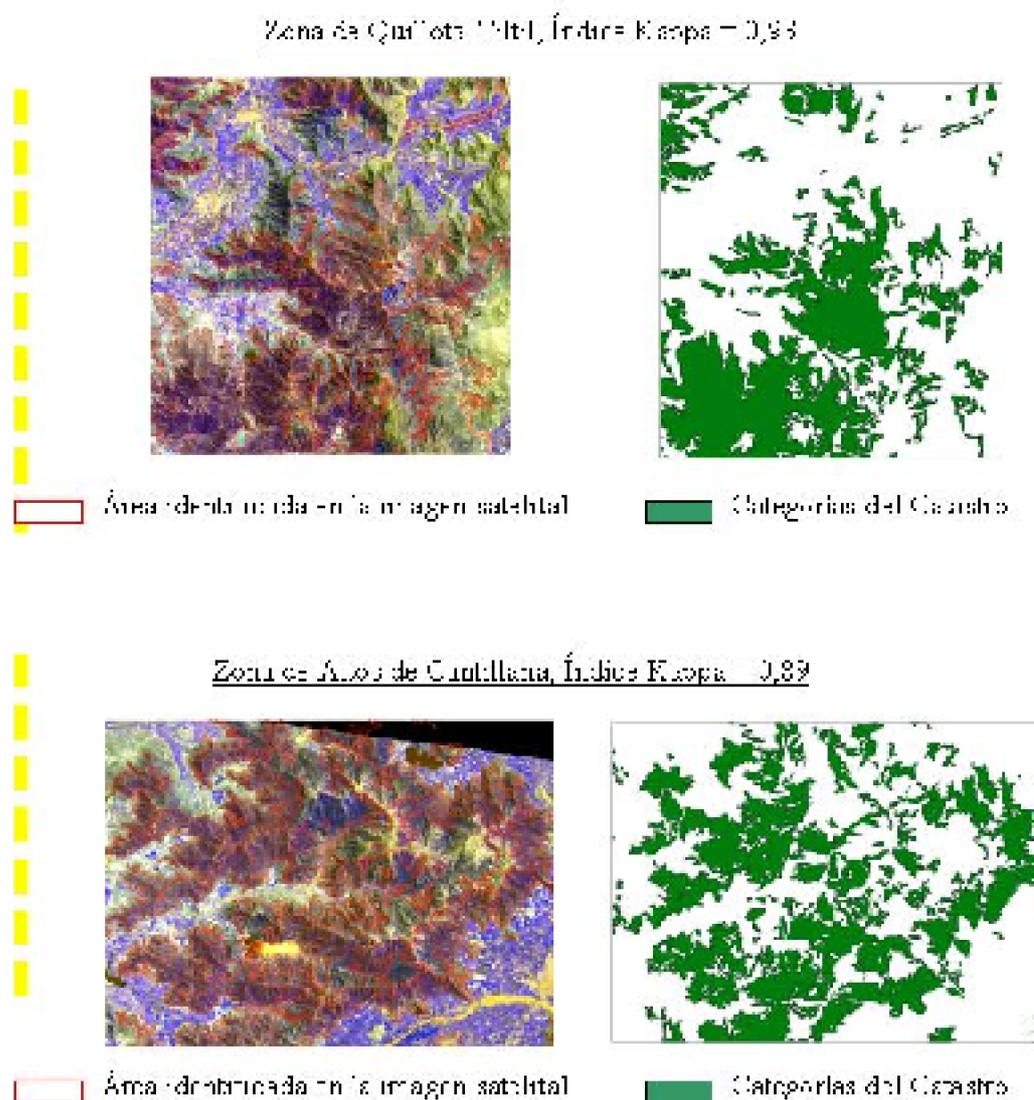


Figura 4. Clasificación de las Imágenes Satelitales Landsat y su correspondencia con las áreas seleccionadas del Catastro.

Luego se analizó la clasificación de formaciones vegetacionales de Gajardo (1994), (Figura 5) utilizándolas como definición de extensión original y relacionándola con los resultados obtenidos de la selección de categorías del Catastro. Esto se realizó mediante el Sistema de Información Geográfica, ArcGis (Esri 2001). Basado en el polígono que limita cada formación vegetacional, se extrajo el área correspondiente a la seleccionada en el Catastro (Figura 6), obteniendo así el área de vegetación remanente. Se eligieron las formaciones que tuvieran una superficie relevante de vegetación nativa, por eso se excluyó del análisis a las formaciones de Estepa Andina y de Matorral Arborescente. Para cada formación se calculó el porcentaje de la superficie remanente en hectáreas, el número de fragmentos de vegetación nativa y el tamaño promedio de los fragmentos (Apéndice 4), con el software de análisis de paisaje Patch Analyst (Carr 1999).

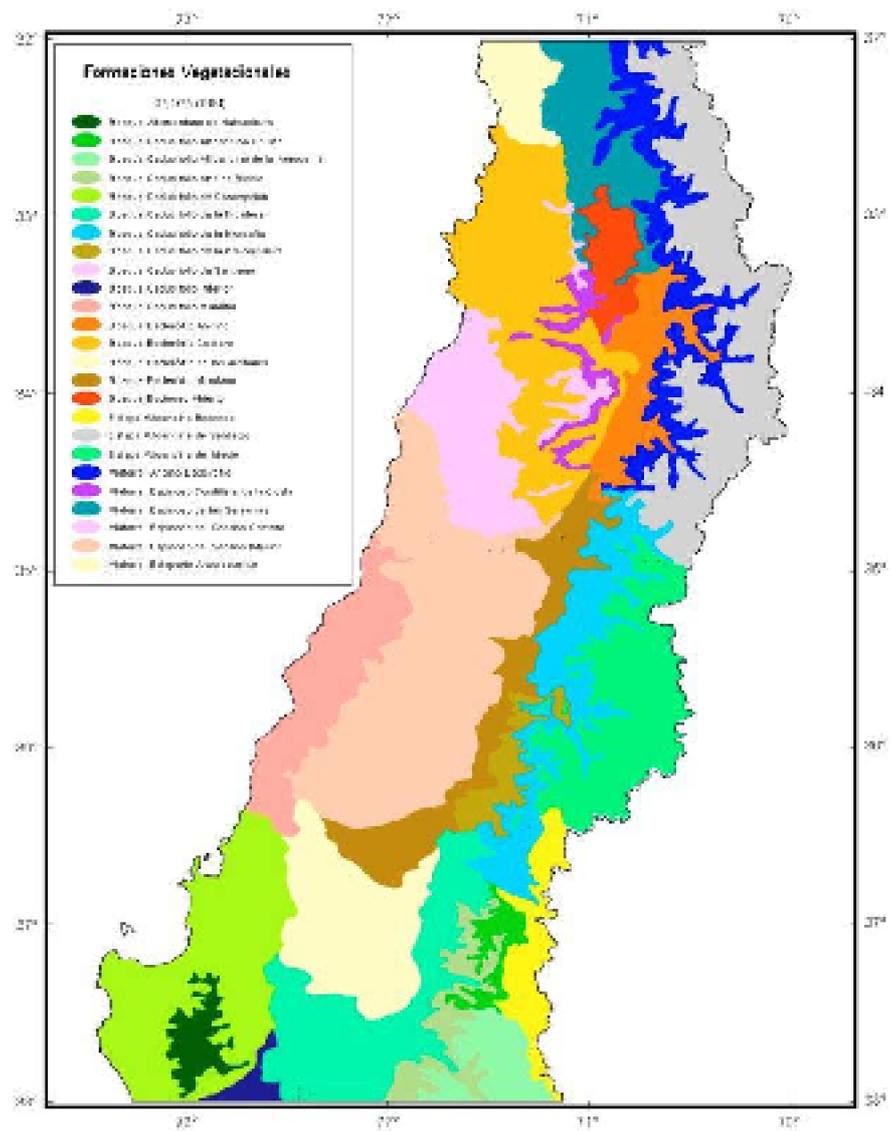


Figura 5. Formaciones vegetacionales potenciales según Gajardo (1994).

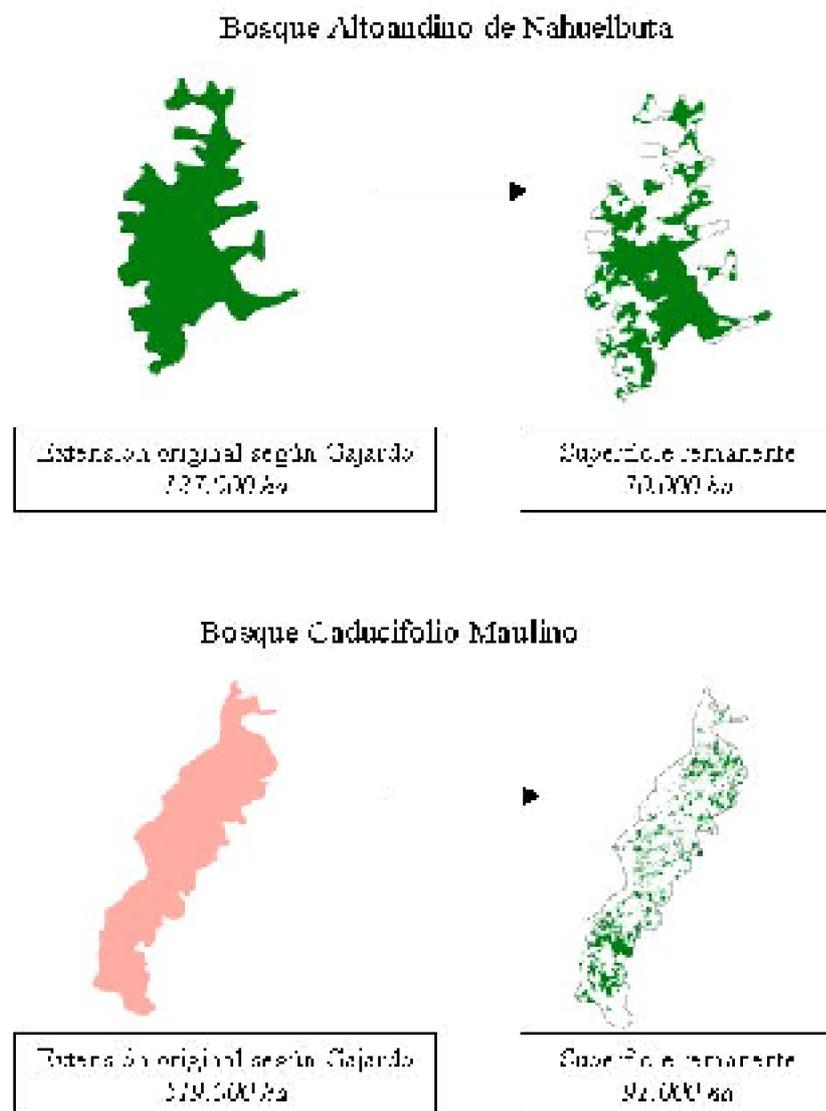


Figura 6. Determinación de la superficie de vegetación remanente.

Clasificación de los cuadrantes

Uno de los mayores desafíos que enfrentan los estudios de conservación de la diversidad biológica, está en que pueden ser utilizados dentro de un marco de planificación regional para la conservación, convirtiéndose así, en un elemento más en la toma de decisiones del nivel político (Soulé y Sanyajan 1998; Noss 1999).

Con este objetivo, se utilizó la metodología planteada por Margules y Pressey (2000) (Figura 7), la cual permite priorizar áreas (cuadrantes) de acuerdo a dos criterios; vulnerabilidad, que se obtiene calculando la diferencia absoluta del total de superficie remanente por cuadrante, por lo tanto a menor superficie remanente, mayor es el valor de vulnerabilidad y el criterio de relevancia biológica, definida como el número de especies por cuadrante o número proporcional de especies endémicas por cuadrante.

Se aplicó esta metodología en dos formas, la primera utilizando la riqueza relativa (porcentaje del número total de especies presentes en el área) por cuadrante, como criterio de relevancia biológica. La segunda forma fue, utilizando como relevancia al endemismo relativo, es decir el porcentaje de especies exclusivas al área de estudio que hay en cada cuadrante en relación al número total de especies del área de estudio.

Esta metodología, propone cuatro categorías de conservación, que se distinguen según la ubicación que toman los cuadrantes de acuerdo a los porcentajes de relevancia y vulnerabilidad. Mediante estas categorías, se definen una serie de acciones concretas, la primera acción la denomina como de urgencia de conservación, áreas que ya han perdido más del 50 por ciento de su superficie original y poseen el mayor número de especies o de endemismos del conjunto de áreas analizadas. La segunda categoría corresponde a la prioridad de conservación, ya que posee una menor vulnerabilidad que la primera (posee más superficie remanente), en esta categoría se propone adicionar nuevas áreas y establecer sistemas de corredores. La tercera y la cuarta categoría, corresponden a situaciones más favorables, con superficie remanente sobre el 50 por ciento. En estas categorías se proponen acciones de monitoreo e idealmente agregar estas áreas a un sistema de reservas.

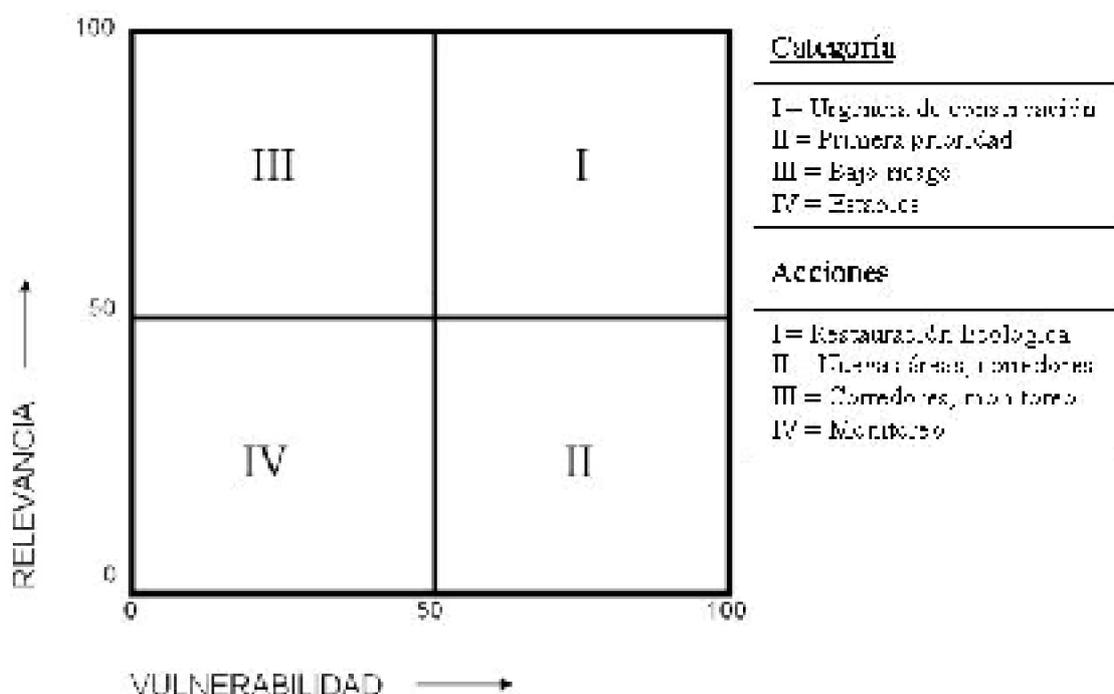


Figura 7. Marco para identificar prioridades de conservación, sobre la base de los cuadrantes que componen los bloques florísticos identificados mediante el análisis PAE optimizado.

RESULTADOS

Base de datos

La base de datos final consta de 5.574 registros ubicados en 1.376 sitios de colecta (Figura 8) correspondientes a 82 especies, pertenecientes a 53 géneros y 32 familias (Apéndice 1 y 2). Se observa una concentración de colectas cerca del área de influencia urbana de las principales ciudades del área de estudio (Concepción, Valparaíso, Santiago), también se aprecia la disminución de sitios de colecta en la zona de la Cordillera de la Costa, entre el sur de la región de Valparaíso y la región del Maule.

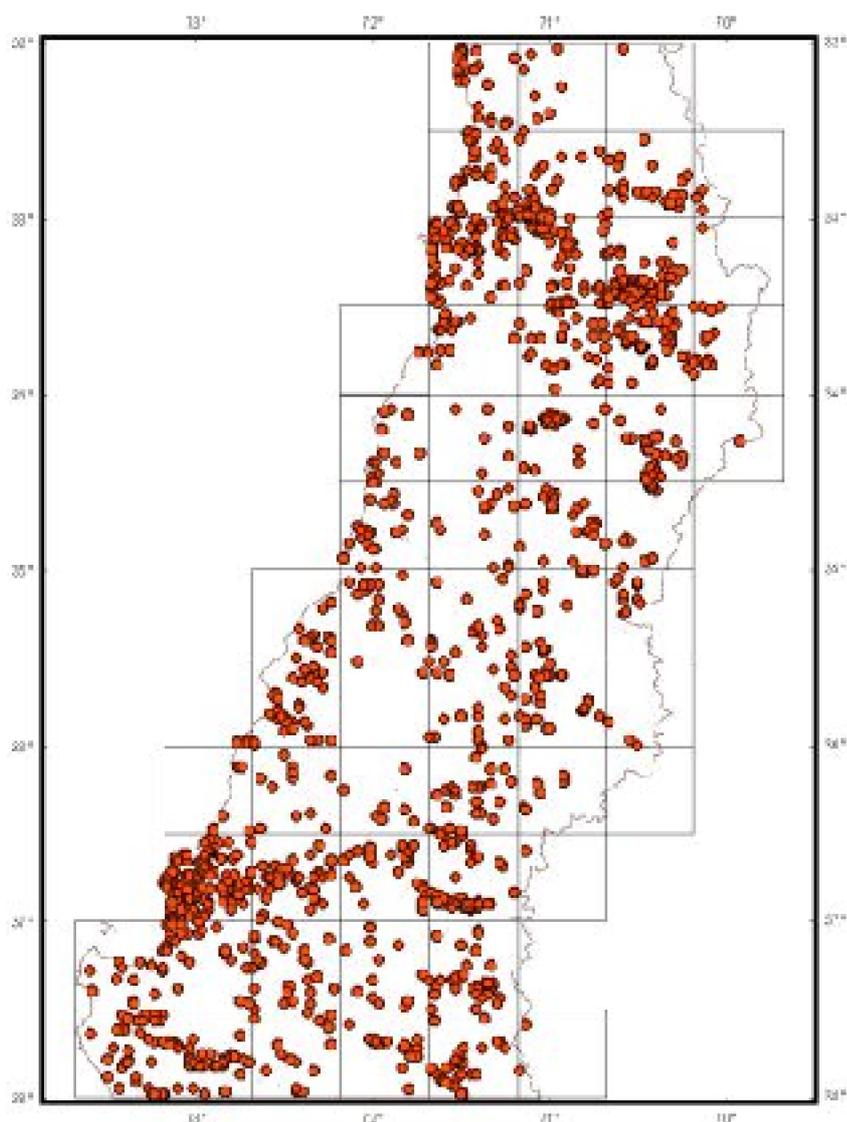


Figura 8. Distribución de los sitios de colecta de flora arbórea en la zona mediterránea de Chile.

Los patrones de distribución del número de especies por cuadrante (Figura 9), señalan que en las zonas costeras de la Región del Maule y del Biobío se presentan los mayores valores de riqueza de especies por cuadrante.

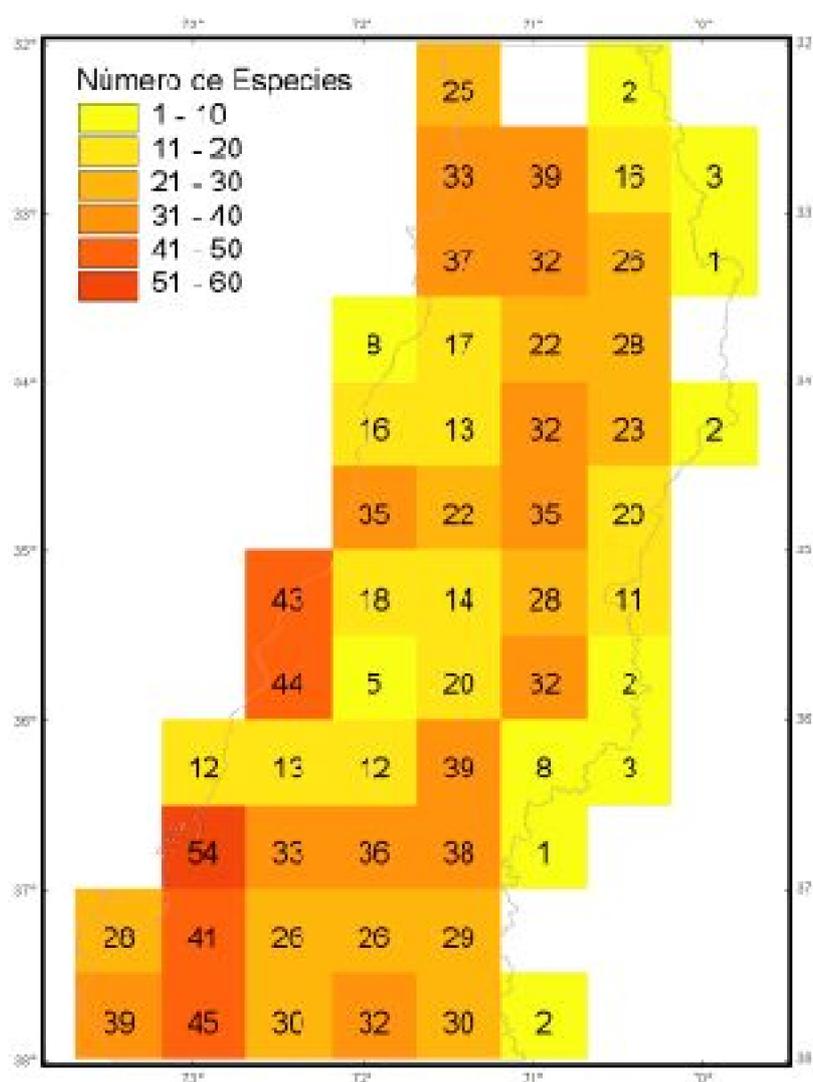


Figura 9. Número de especies por cuadrantes obtenido de la Base de datos georeferenciada.

Fortaleza de la base de datos

La aplicación del cálculo de riqueza esperada mediante la función de Clench, pudo ser calculada para la gran mayoría de los cuadrantes, obteniéndose altos valores de significancia estadística (Tabla 2). Sólo en los cuadrantes 19 y 25 no se pudo calcular el valor de la asíntota en el ajuste de curva, debido a que estos cuadrantes presentaban un esfuerzo de colecta muy irregular en el tiempo (Figura 10).

En los cuadrantes 4,7 y 8 la función entrega valores superiores al total de especies presentes en el área (82), lo que se podría interpretar de dos maneras: por una parte que

estas áreas estarían poco colectadas y que se esperaría la presencia de nuevas especies con un esfuerzo de colecta mayor. La otra alternativa podría ser un efecto de la función de Clench, ya que ésta tiende a sobreestimar los valores de riqueza en colecciones con un reducido número total de especies (Halffter 2001).

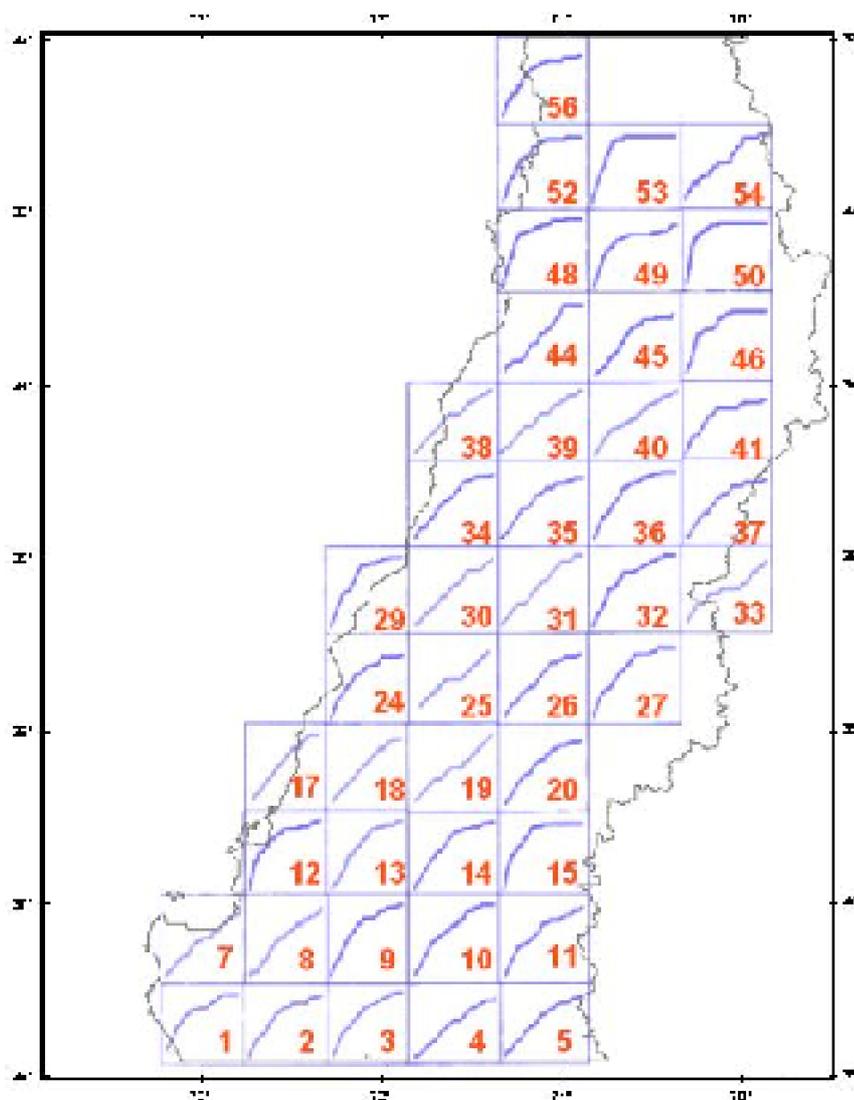


Figura 10. Curvas de acumulación de especies por cuadrante. Se ordenaron las colectas en forma histórica, acumulando el número de especies cada diez colectas consecutivas en la base de datos.

Cuadrante	Número de especies según Clench (aprox.)	a	b	c	varianza explicada %
1	53.68	1.06062	0.010	0.99370	99.0
2	59.07	1.18007	1.115	0.99707	99.9
3	50.40	1.00900	0.026	0.99000	99.3
4	123.47	0.79070	0.00703	0.99027	99.7
5	30.20	0.60750	0.10327	0.99700	99.3
6	30.07	0.75242	0.00750	0.99647	99.0
8	17.14	1.40914	1.11444	1.99977	99.1
11	4.12	1.91003	1.12745	1.99648	99.3
13	48.27	1.20080	0.02930	0.99860	99.7
14	41.63	1.16134	0.02430	0.99844	99.7
15	57.73	1.16969	1.10477	0.99848	99.1
16	51.09	1.11797	1.11378	0.99147	99.3
17	59.70	1.17909	1.1199	1.0043	99.9
18	73.88	1.13240	1.10104	0.99810	99.5
19	19.83	1.40909	1.10398	0.99777	99.5
20	70.07	1.07077	0.01957	0.99640	99.0
23			0.18089		
24	71.82	0.70910	0.10970	0.9900	99.2
25	30.80	1.06065	0.01613	0.9907	99.1
26			0.19042		
28	52.98	1.09808	0.01860	0.99100	99.3
29	50.86	1.13960	0.02297	0.99367	99.7
30	66.57	1.19122	0.02700	0.99000	99.1
31	4.7	1.94497	1.10430	1.99999	99.3
32	2.117	1.11003	0.14447	1.99377	99.6
33	49.64	1.14791	1.12378	1.99987	99.7
34	2.118	1.91001	1.13167	1.99847	99.1
35	72.44	0.77065	0.01216	0.99110	99.2
36	15.87	1.10907	0.02257	0.99702	99.0
38	57.46	1.09701	1.10870	0.99700	99.5
39	2.110	1.99889	1.10894	0.99104	99.7
40	44.00	1.26091	0.02050	0.99974	99.9
42	50.82	0.61614	0.01995	0.99940	99.9
43	33.40	0.61490	0.0084	0.99900	99.0
44	30.00	0.99672	0.020	0.99204	99.4
45	95.00	0.61684	0.00407	0.99200	99.3
46	47.90	1.27140	0.11670	1.99300	99.3
48	35.90	0.82700	0.02900	0.99847	99.7
49	48.98	0.81700	0.01880	0.99207	99.5
50	37.54	1.10900	0.01000	0.99900	99.0
51	33.07	1.00010	1.10600	0.99800	99.5
52	17.14	1.18007	1.10870	0.99640	99.1
53	19.03	1.14687	1.10640	0.99140	99.7
54	29.44	1.14687	1.10898	0.99770	99.5
55	39.00	1.32670	0.01100	0.99700	99.1

Tabla 2. Resultados de la aplicación de la función de Clench, valores de los términos a y b, R² y porcentaje de la varianza explicada.

Se realizó el cálculo de un cociente (fortaleza) entre el número de especies colectadas y el número de especies estimadas en el modelo de Clench (Figura 11). Este cálculo permite conocer los cuadrantes mejor colectados (cerca de un valor 1) y los con déficit de colectas (cerca de un valor cero). Esta figura muestra una zona correspondiente a la Cordillera de la Costa y Depresión Intermedia de las regiones de O'Higgins y del Maule con valores más cercanos a cero, es decir una diferencia muy grande entre lo estimado del modelo y lo colectado para estos cuadrantes.

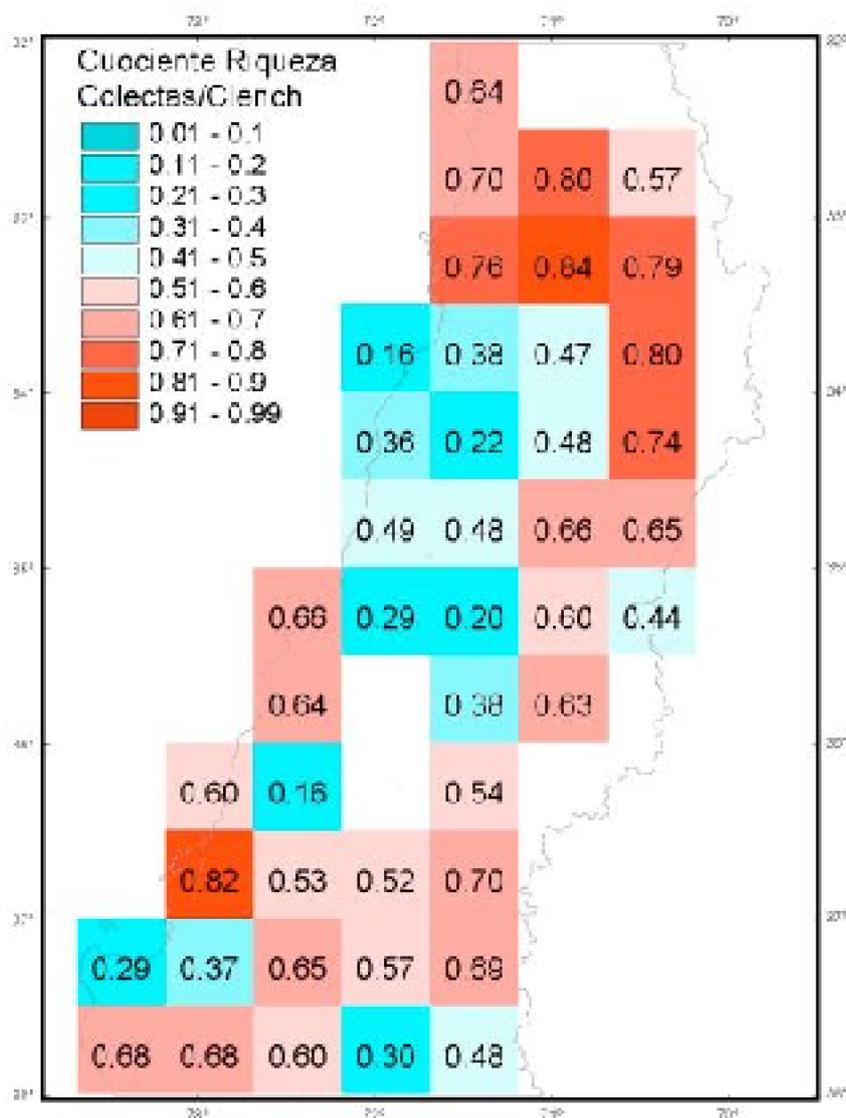


Figura 11. Cuocientes entre la riqueza esperada (Clench) y la colectada. Los tonos rojos indican un nivel de colectas relativamente bueno; los tonos azules indican “gaps” de información por la falta de colectas.

Optimización de la base de datos

Se aplicó el método GAP para completar los cuadrantes en las 82 especies de flora arbórea (Anexo 6). Al observar los resultados del número de especies obtenida por cuadrante mediante este método (Figura 12), se observa un patrón distinto al de los valores entregados por las colectas (base de datos) y el calculo de la función Clench (Figura 13, Tabla 3).

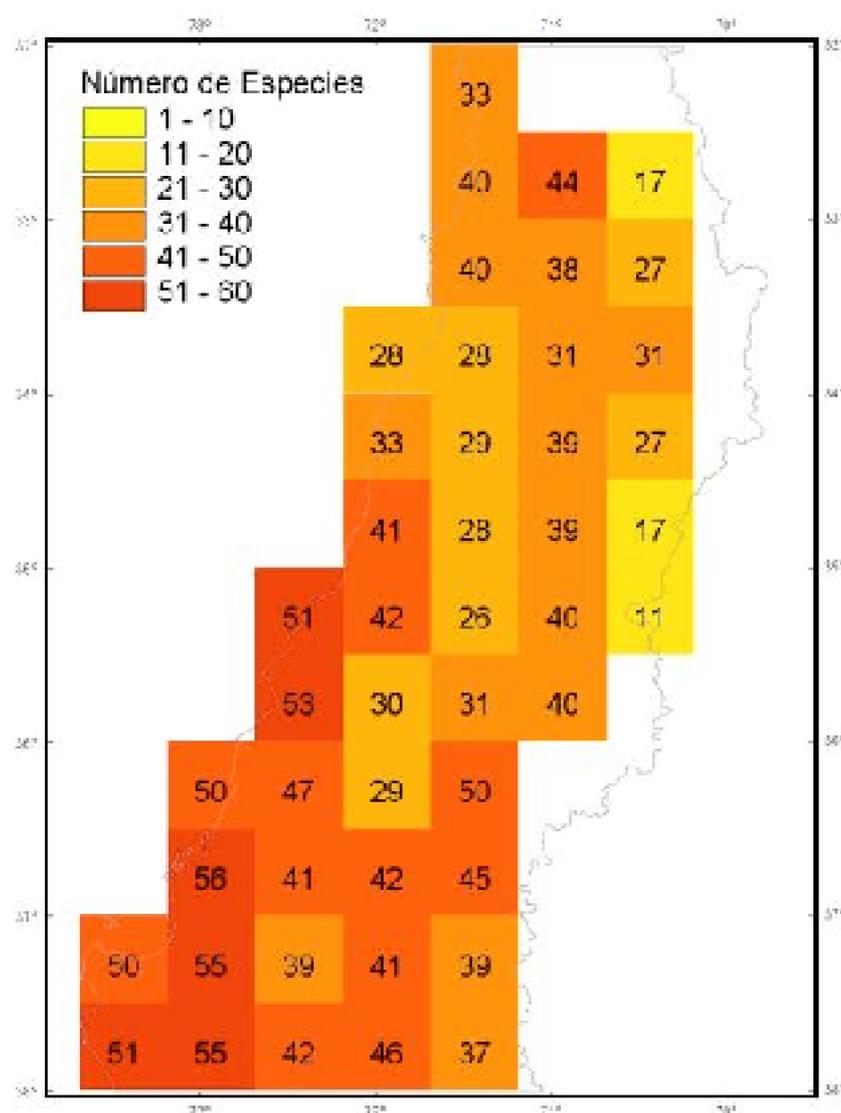


Figura 12. Número de especies por cuadrantes obtenido de la optimización.

Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

N.º estudio	N.º áreas de especies nativas (según método)	N.º áreas de especies nativas (según método de estudio)	N.º áreas de especies nativas (según método de estudio)
1	27	27	6
2	48	55	66
3	30	50	42
4	30	30	38
5	30	50	37
6	30	30	30
7	30	30	30
8	44	41	35
9	39	55	38
10	39	55	4
11	24	42	39
12	34	33	30
13	32	31	47
14	32	32	42
15	32	32	30
16	4	3	30
17	11	11	30
18	13	13	47
19	13	13	30
20	30	21	30
21	33	33	30
22	33	33	30
23	33	33	30
24	47	30	38
25	30	30	30
26	30	30	40
27	30	30	30
28	45	35	6
29	30	30	47
30	30	30	30
31	30	30	30
32	30	30	30
33	30	30	30
34	30	30	30
35	30	30	30
36	30	30	30
37	30	30	30
38	30	30	30
39	30	30	30
40	30	30	30
41	30	30	30
42	30	30	30
43	30	30	30
44	30	30	30
45	30	30	30
46	30	30	30
47	30	30	30
48	30	30	30
49	30	30	30
50	30	30	30
51	30	30	30
52	30	30	30
53	30	30	30
54	30	30	30
55	30	30	30
56	30	30	30
57	30	30	30
58	30	30	30
59	30	30	30
60	30	30	30
61	30	30	30
62	30	30	30
63	30	30	30
64	30	30	30
65	30	30	30
66	30	30	30
67	30	30	30
68	30	30	30
69	30	30	30
70	30	30	30
71	30	30	30
72	30	30	30
73	30	30	30
74	30	30	30
75	30	30	30
76	30	30	30
77	30	30	30
78	30	30	30
79	30	30	30
80	30	30	30
81	30	30	30
82	30	30	30
83	30	30	30
84	30	30	30
85	30	30	30
86	30	30	30
87	30	30	30
88	30	30	30
89	30	30	30
90	30	30	30
91	30	30	30
92	30	30	30
93	30	30	30
94	30	30	30
95	30	30	30
96	30	30	30
97	30	30	30
98	30	30	30
99	30	30	30
100	30	30	30

Tabla 3. Comparación de resultados obtenidos entre los tres métodos.



Figura 13. Número de especies por cuadrante según los resultados de las colectas (base de datos), Clench (riqueza esperada) y metodología GAP (optimización).

Finalmente para saber si el método de optimización fue útil en el objetivo de completar los cuadrantes con bajo esfuerzo de colecta del área de estudio, se realizó el mismo calculo para establecer la fortaleza de la base de datos, pero esta vez reemplazando los valores de lo colectado por lo obtenido de la optimización. Los resultados (Figura 14) muestran que se cumplió con el objetivo, ya que la mayoría de los cuadrantes presentan valores cercanos a 1.

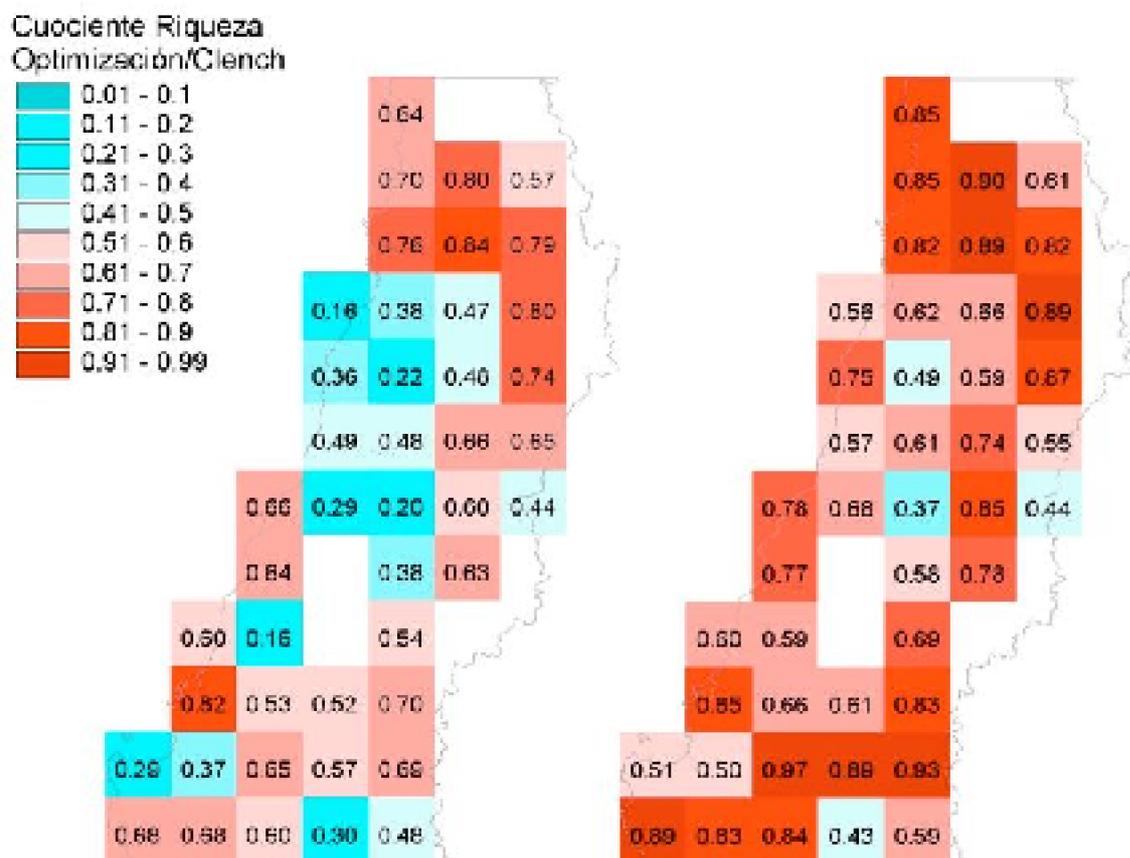


Figura 14. Resultado de la aplicación del cuociente entre Colectas-Clench (izquierda) y Optimización-Clench (derecha).

Para saber si los resultados obtenidos por la optimización no fueron influenciados por el esfuerzo de colecta, y por lo tanto no completaban los cuadrantes mal muestreados determinados por la aplicación de la función de Clench, se realizó una prueba de heterogeneidad de Chi cuadrado (Zar 1984), entre los valores de números de especies por cuadrante (colectas) y del método Gap (optimización). Este análisis permite determinar el valor o conjunto de valores (cuadrantes) que están determinando una diferencia estadística entre las dos muestras, por lo que consiste en ir removiendo sistemáticamente los valores con mayor diferencia hasta llegar a obtener un valor de probabilidad significativa. En este caso se tuvo que remover 8 cuadrantes (Fig.15) para obtener una probabilidad que indicara que no existe diferencia significativa (Valor de $\chi^2 = 38,2$; g.l. = 28; $p > 0.052$).

ubicados en la zona costera de la región de Valparaíso y en las estribaciones de la Cordillera de la Costa ubicadas entre la región de Valparaíso y Metropolitana (Figura 17). Este bloque esta compuesto por 46 especies, de las cuales cuatro tienen una distribución exclusiva dentro del bloque (Tabla 4) (*Adesmia resinosa*, *Porlieria chilensis*, *Pouteria splendens*, *Prosopis chilensis*). Desde un punto de vista fitogeográfico, se podría relacionar a este bloque con la predominancia del elemento fitogeográfico Neotropical (Villagrán y Hinojosa 1997), a diferencia de los otros dos más relacionados al elemento Austral-antártico (Figura 18).

El segundo bloque corresponde al Sur-centro-costa, abarca toda la extensión de la zona costera y de la Cordillera de la Costa desde la región de O'Higgins hasta el sector de Nahuelbuta en el límite de la región de Biobío con la región de la Araucanía. Es el bloque que posee el mayor número total de especies (73), como también el mayor número de especies exclusivas, llegando a siete (*Eucryphia cordifolia*, *Gomortega keule*, *Laureliopsis philippiana*, *Myrceugenia planipes*, *Nothofagus alessandrii*, *Persea meyeniana*, *Pitavia punctata*). A diferencia del bloque Norte-costa, este tiene más elementos Austral-antárticos y el mayor número de elementos endémicos a Chile, así como también de elementos endémicos subantárticos.

El tercer bloque abarca la Precordillera y la Cordillera de los Andes desde la región de O'Higgins a la región de Biobío, posee 64 especies, de las cuales 3 son exclusivas (*Adesmia viscosa*, *Kageneckia angustifolia*, *Legrandia concinna*). En cuanto a su caracterización fitogeográfica, es muy similar al bloque Sur-centro-costa, pero posee un menor número de elementos endémicos.

Tabla 4. Listado de especies exclusivas presentes en cada bloque florístico

	Norte-costa		Sur-centro-costa		Andes
1	<i>Adesmia resinosa</i>	1	<i>Eucryphia cordifolia</i>	1	<i>Adesmia viscosa</i>
2	<i>Porlieria chilensis</i>	2	<i>Gomortega keule</i>	2	<i>Kageneckia angustifolia</i>
3	<i>Pouteria splendens</i>	3	<i>Laureliopsis philippiana</i>	3	<i>Legrandia concinna</i>
4	<i>Prosopis chilensis</i>	4	<i>Myrceugenia planipes</i>		
		5	<i>Nothofagus alessandrii</i>		
		6	<i>Pitavia punctata</i>		

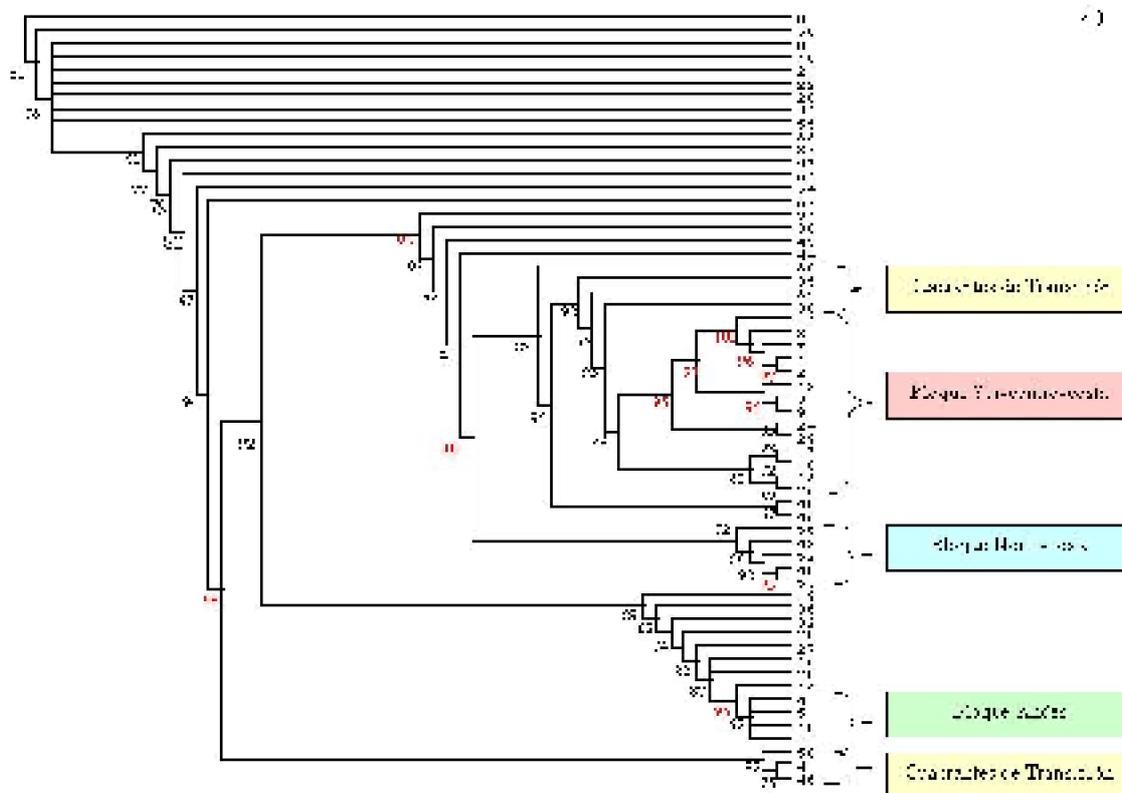


Figura 16. Cladograma de áreas obtenido con el análisis PAE optimizado (Índice de Consistencia = 0,16; Índice de Retención = 0,66). En color rojo se observan los valores obtenidos del análisis Bootstrap.

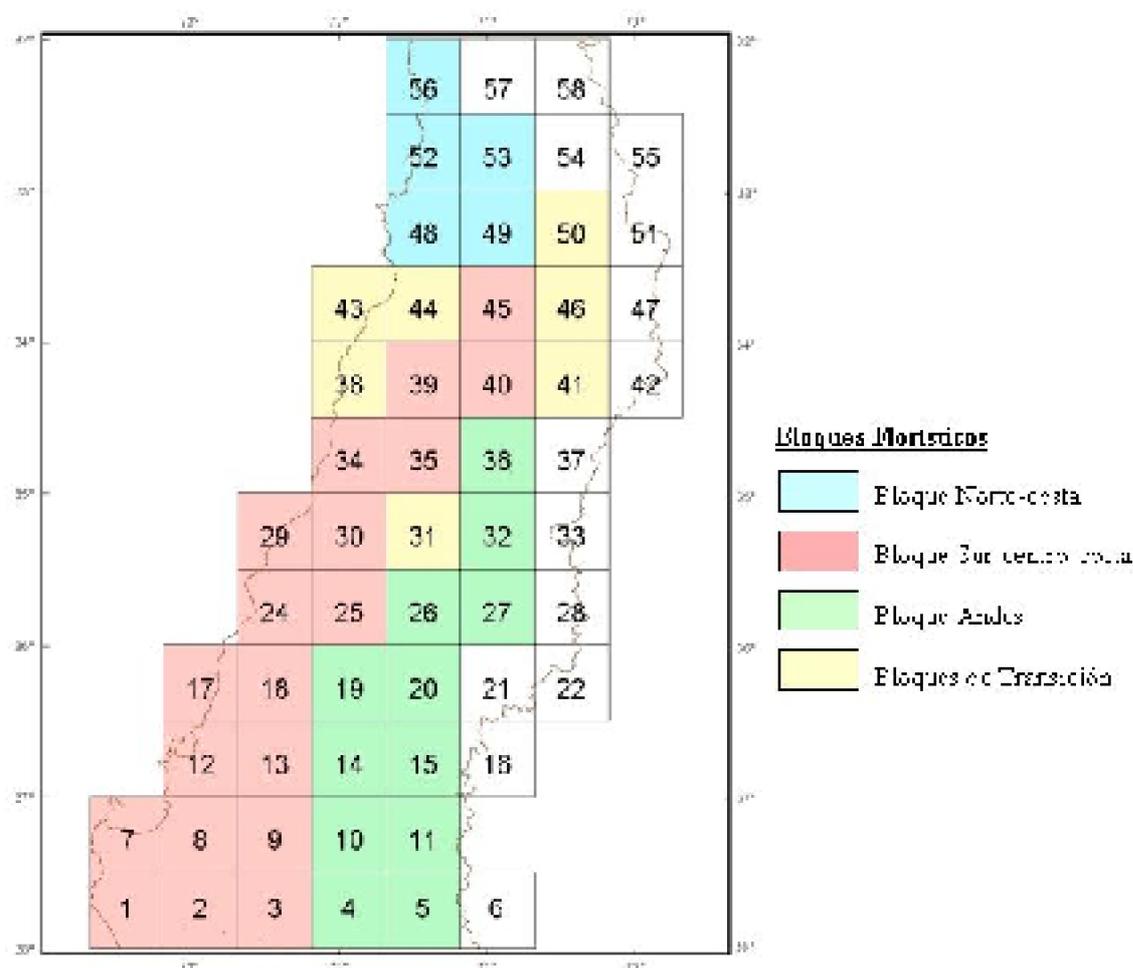


Figura 17. Distribución de los bloques florísticos según el análisis PAE optimizado.

Figura 18. Elementos fitogeográficos por bloque florístico, eje Y número de especies. Clave eje X; ech = Endémicos a Chile; ebs = Endémicos a los bosques subantárticos; n = Neotropical; na = Neotropical amplio; aa = Austral Antártico; at = Australasiano templado cálido; p = Pantropical; a = Amplio.

Áreas de endemismos

Entendiendo como área de endemismo, las áreas (cuadrantes) de congruencia de los patrones de distribución de dos o más taxa, que pueden estar relacionados o no desde un punto de vista filogenético o ecológico (Posadas 1996), se determinó la ubicación de estas áreas dentro de cada bloque florístico a través de la metodología PAE. Los

resultados entregaron un área de endemismo para cada bloque florístico (Figura 19). Para el bloque Norte-costa, el área de endemismo corresponde a los cuadrantes 49 y 53 que corresponden al sector de la Cordillera de la Costa compartido por las regiones de Valparaíso y Metropolitana, teniendo por la vertiente oeste presencia del Bosque Esclerófilo bajo condiciones de exposición sur; y sobre la vertiente oriente, principalmente formaciones esclerófilas más xerófilas (Bosque Espinoso Abierto). Del grupo de especies exclusivas al bloque todas tienen parte de su rango de distribución dentro de esta área, con la excepción de *Pouteria splendens* que se encuentra sólo en los sectores costeros de la región de Valparaíso.

El área de endemismo del bloque Sur-centro-costa, se encuentra ubicada en el límite sur del área de estudio, correspondiente al sector de la Cordillera de Nahuelbuta (cuadrantes 1 y 2). De las seis especies exclusivas del bloque, cuatro se encuentran dentro del área de endemismo. En este sector además se presentan especies que poseen rangos de distribución disjuntos con el sector cordillerano (*Araucaria araucana*, *Austrocedrus chilensis*, *Nothofagus pumilio*, *Prumnopitys andina*).

Finalmente, el área de endemismo del bloque cordillerano se encuentra ubicada latitudinalmente entre los 37° y 38° grados, siendo el área de mayor extensión de las tres áreas de endemismo obtenidas del análisis PAE optimizado, ya que cuatro cuadrantes (4, 5, 10, 11) se encuentran dentro de esta definición.

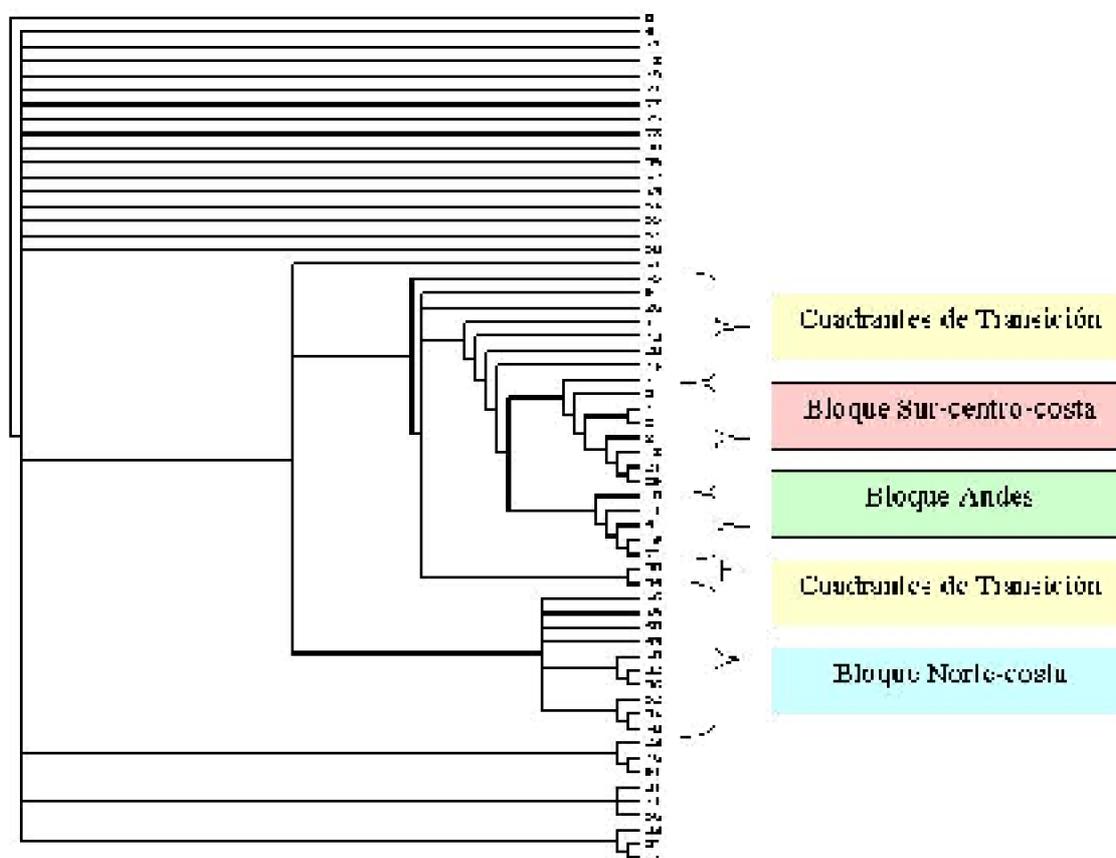


Figura 20. Cladograma de áreas, para el análisis PAE basado en colectas (Índice de Consistencia = 0,12; Índice de Retención = 0,49).

Estas diferencias también se aprecian al observar las áreas de endemismos resultantes del análisis PAE basado en colectas (Figura 21), donde estas áreas para los tres bloques se ubican hacia el centro del área; al contrario del PAE optimizado donde se ubican en los extremos del área de estudio. La explicación de estas diferencias estaría en dos causas; primero, el efecto que produce el bajo número de colectas en la zona de la Cordillera de la Costa entre la región de O'Higgins y la del Maule, "aislando" la flora que se encuentra en los cuadrantes 24, 29 y 34. Y segundo, en el centro del área donde se ubican las áreas de endemismos del PAE basado en colectas, se ubican varias áreas protegidas y por ende un mayor esfuerzo en el número de colectas.

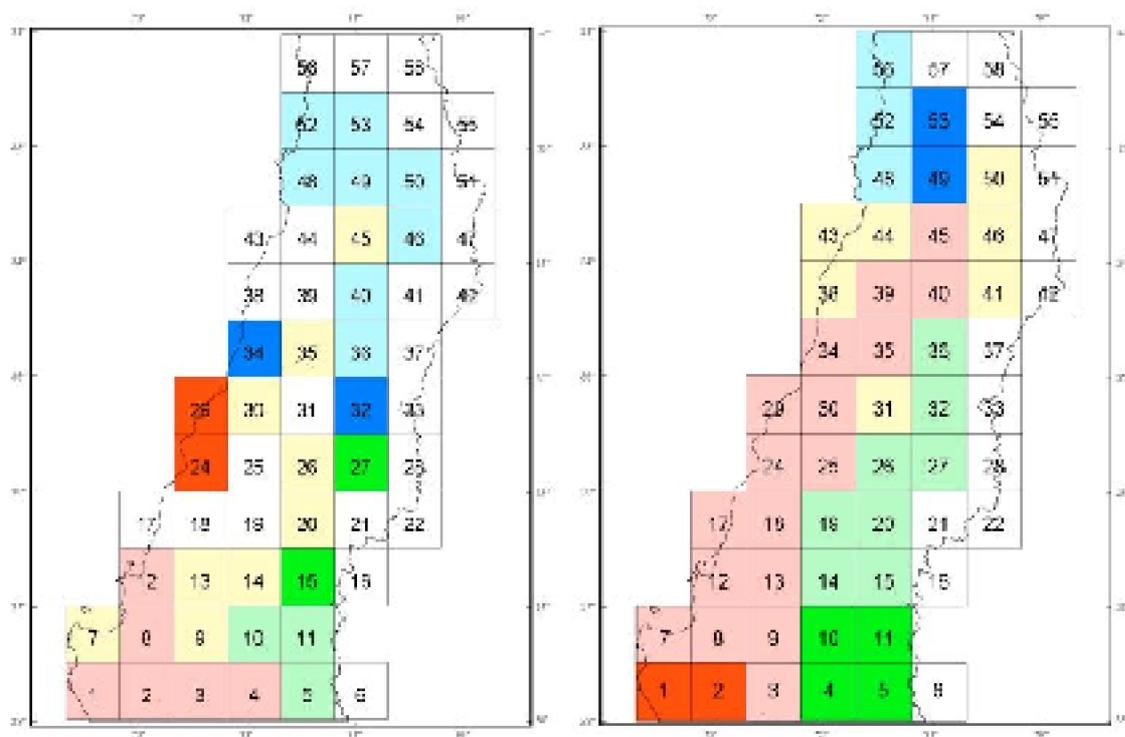


Figura 21. Comparación de los resultados obtenidos por el análisis PAE basado en colectas y el análisis PAE optimizado.

Finalmente se hizo una prueba estadística de contraste de hipótesis (Zar 1984), para saber si el esfuerzo de colecta por cuadrante fue un factor que influenció en la determinación de las áreas de endemismos. Se aplicó una prueba *t* de Student, estableciendo como hipótesis nula la existencia de diferencias entre los números de colectas presente en los cuadrantes definidos como áreas de endemismos de acuerdo al método GAP y el resto de los cuadrantes analizados (Tabla N°4). El resultado de la prueba entrega un valor de $p > 0,10$ por lo que se rechaza la hipótesis nula y por lo tanto no se presentarían diferencias entre el número de colectas de los cuadrantes clasificados como áreas de endemismos y el resto de los cuadrantes.

Número de cuadrante	Tipo de cuadrante	Número de colectas
1	E	147
2	E	177
3	NE	79
4	E	53
5	E	74
6	NF	11
7	NE	57
8	NE	135
9	NE	106
10	E	63
11	E	65
12	NF	521
13	NE	94
14	NE	85
15	NE	345
16	NE	15
17	NE	11
18	NF	17
19	NE	19
20	NE	115
21	NE	24
22	NE	25
23	NE	26
24	NF	157
25	NE	29
26	NE	48

Tabla 4. Comparación del número de colectas entre los cuadrantes clasificados como área de endemismo según la optimización (E) y el resto de los cuadrantes (NE).

Número de cuadrante	Tipo de cuadrante	Número de colectas
27	NE	11E
28	NE	11E
29	NE	13E
30	NE	27
31	NE	27
32	NE	137
33	NE	39
34	NE	84
35	NE	55
36	NE	13E
37	NE	44
38	NE	26
39	NE	25
40	NE	132
41	NE	11E
42	NE	11E
43	NE	56
44	NE	46
45	NE	73
46	NE	251
47	NE	251
48	NE	43E
49	F	71F
50	NE	23E
51	NE	23E
52	NE	23E
53	F	31F
54	NE	11E
55	NE	11E
56	NE	11C

Relación entre bloques florísticos, áreas de endemismo y superficie de vegetación remanente

Los bloques florísticos obtenidos del análisis PAE optimizado, fueron evaluados de acuerdo a la superficie de vegetación natural remanente extraída del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos (CONAF, CONAMA, UACH, 1999), y a las formaciones vegetacionales de Gajardo (1994). Los resultados muestran diferentes patrones de pérdida de hábitat y fragmentación (Figura 22). El bloque Sur-centro-costa, muestra el mayor grado de pérdida de hábitat y de fragmentación (Tabla 5), siendo más patente el efecto de fragmentación en el área del bloque ubicada en los sectores costeros y de la Cordillera de la Costa de las regiones de O'Higgins y del Maule (Figura 23). Estas áreas, corresponden según Gajardo (1994), a las formaciones vegetacionales del Bosque Caducifolio Maulino y de Matorral Espinoso del Secano Interior. La ubicación de las áreas de endemismos en este bloque no coincide con las zonas más fragmentadas, puesto que los cuadrantes 1 y 2 estarían representando la formación de Bosque Caducifolio de Nahuelbuta, y el límite sur del Bosque Caducifolio de Concepción.

El área de endemismo del bloque Norte-costa (cuadrantes 49 y 53) involucra las formaciones de Bosque Esclerófilo Costero, Bosque Caducifolio de Santiago, Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa, Matorral Espinoso de las Serranías y de Bosque Espinoso Abierto. En términos de superficie remanente, presenta un alto grado de fragmentación influenciado tanto por la sustitución de la cobertura vegetal nativa, como por el relieve, ya que involucra las dos vertientes del cordón de la Cordillera de la Costa ubicado entre el valle de Aconcagua y el valle del Maipo.

En el bloque Andes, se presenta la situación más favorable para la viabilidad del bosque nativo, ya que se extiende un solo gran fragmento de vegetación que recorre el bloque longitudinalmente, con situaciones de fragmentación en las formaciones que tienen mayor cercanía con el valle central. En aquellas ubicadas en sectores Precordilleranos, se observa una disminución sur a norte, influenciada por el aumento de la elevación de la Cordillera de los Andes y por ende en altura del límite arbóreo. El área de endemismo se encuentra en el sector sur del bloque, siendo el área con mayor superficie remanente de las tres determinadas por el análisis PAE en el área de estudio.

Tabla 5. Superficie remanente (ha), número de fragmentos y tamaño promedio de los fragmentos (ha) por bloque florístico y área de endemismo

Bloques Florísticos	Superficie Remanente (ha)	Porcentaje de la Superficie total	Número de fragmentos	Tamaño promedio de fragmentos (ha)
Norte-costa	276755,59	25,4	520	532,22
Área de endemismo	113444,90	21,89	203	558,84
Sur-centro-costa	932439,22	22,6	1483	628,75
Área de endemismo	176844,13	39,55	47	3762,64
Andes	1149135,03	38,49	659	1743,76
Área de endemismo	500286,10	50,94	63	7941,05

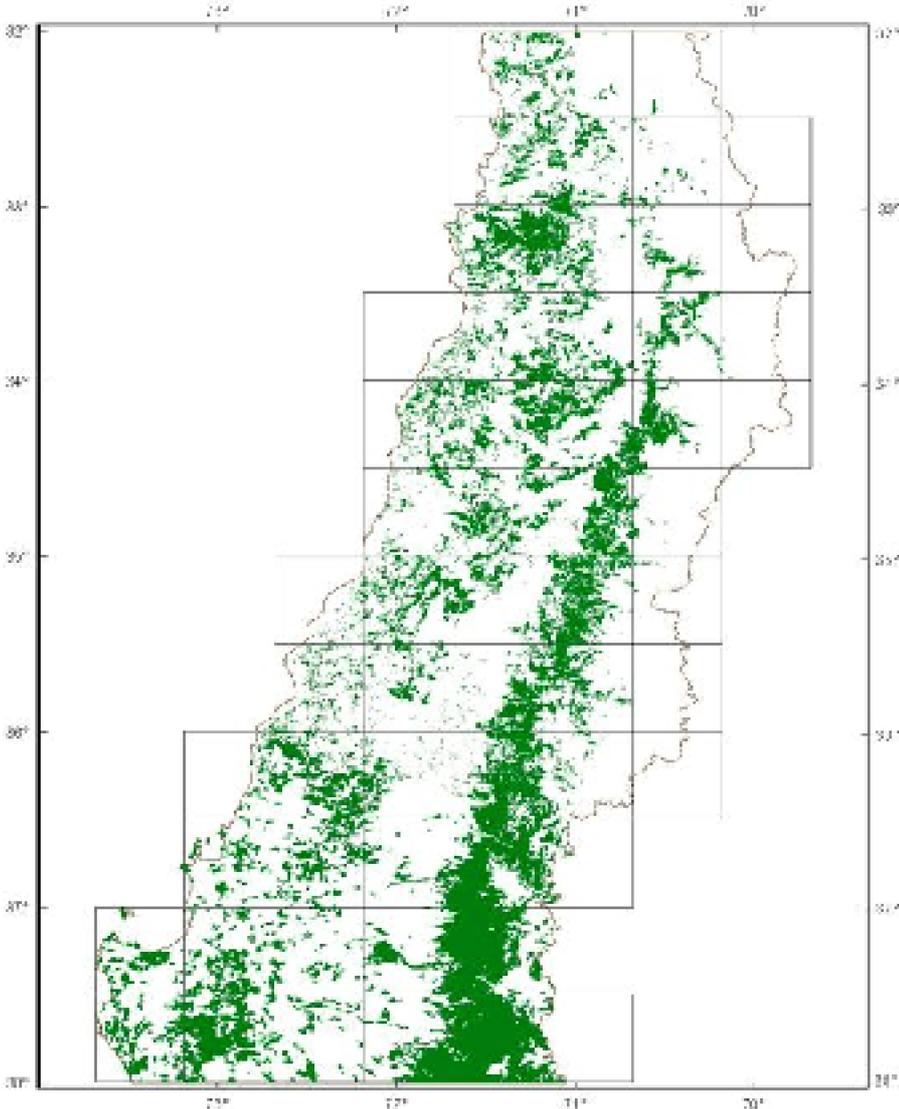


Figura 22. Distribución de las formaciones boscosas actuales, extraído del Catastro CONAF.

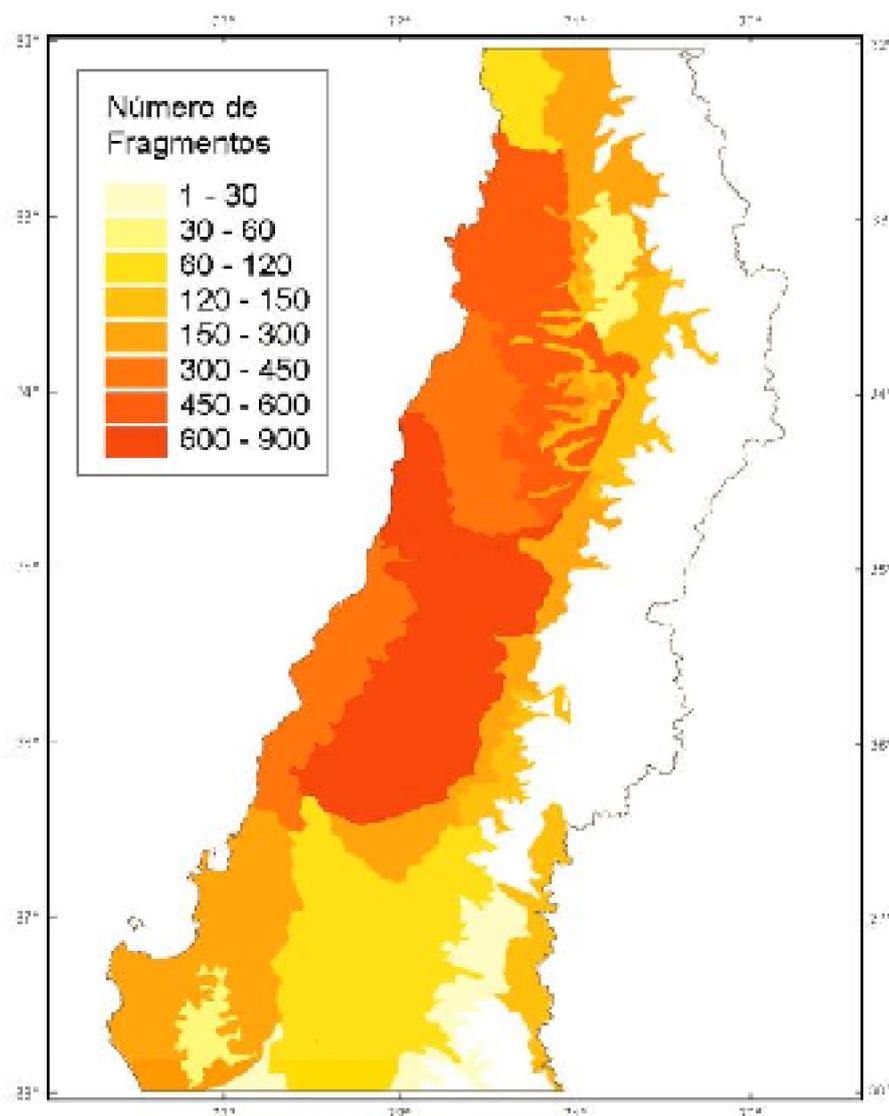


Figura 23. Estado de fragmentación de las formaciones vegetacionales boscosas de Gajardo (1994) de acuerdo a la superficie remanente extraído del Catastro CONAF.

Relación entre bloques florísticos, áreas de endemismo y el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE)

En la zona mediterránea entre los 32° y los 38° S, se encuentran 22 áreas pertenecientes al SNASPE (Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado), considerando las categorías de Parques Nacionales y de Reservas, excluyendo las tipificadas como Monumento Natural.

El conjunto de áreas protegidas, presenta una distribución desigual entre los tres bloques florísticos identificados (Tabla 6, Figura 24). El bloque Andes es el más representado con siete áreas, luego el bloque Sur-centro-costa con seis áreas y finalmente el bloque Norte-costa con sólo tres. Donde se observa un mayor grado de desequilibrio, es en la distribución de las áreas en términos de superficie. El área total protegida en el bloque Andes, es muy superior (Figura 25) al que se presenta en el bloque Sur-centro-costa, teniendo este último una extensión mucho mayor, y como se observó de los análisis anteriores, presenta el mayor grado de alteración y posee la mayor cantidad de endemismos. Si se analiza la superficie total de áreas protegidas, en proporción a la superficie remanente con vegetación nativa de cada bloque florístico (Figura 26), el Bloque Sur-centro-costa, sólo tiene protegido el 1,7% de su superficie; el bloque Norte-costa, protege en tres áreas el 5,5% y el Bloque Andes el 8,7 %. Tanto para el bloque Norte-costa como para el Andes, la situación podría ser más favorable ya que existen otras áreas protegidas que estarían dentro de sus límites, pero el análisis PAE no las incluyó al presentar un bajo número de especies arbóreas. Si se realiza este mismo método con especies leñosas, la Reserva Nacional Clarillo se debería agregar al bloque Norte-costa, por la similitud de su flora, así como también la Reserva Nacional Río Cipreses. En el caso de las áreas de endemismos, las tres áreas identificadas estarían cubiertas por al menos un área (Tabla 7), el Parque Nacional La Campana en el bloque Norte-costa, el Parque Nacional Nahuelbuta en el bloque Sur-centro-costa y el Parque Nacional Laguna del Laja junto a la , Reserva Ralco en el Bloque Andes.

Tabla 6. Listado de áreas protegidas por bloques florísticos

		Región	Área (ha)
Bloque Norte-costa			
1	La Campana	V	8.000
2	Lago Peñuelas	V	9.094
			17.614
Bloque Sur-centro-costa			
1	Nahuelbuta	IX	6.832
2	Los Queules	VII	147
3	Los RUILes	VII	45
4	Laguna Torca	VII	604
5	Federico Albert	VII	145
6	Las Palmas de Cocalán	VI	3.709
7	Roblería del Cobre de Loncha	VI	5.870
			17.352
Bloque Andes			
1	Altos de Lircay	VII	12.163
2	Radal Siete Tazas	VII	5.148
3	Laguna del Laja	VIII	11.600
4	Ñuble	VIII	55.948
5	Los Huemules de Niblinto	VIII	2.021
6	Ralco	VIII	12.421
7	Los Bellotos del Melado	VII	417
			99.718

Tabla 7. Listado de áreas protegidas por áreas de endemismos

		Región	Área (Héct.)
Bloque Norte-costa			
1	La Campana	V	8.000
			8.000
Bloque Sur-centro-costa			
1	Nahuelbuta	IX	6.832
			6.832
Bloque Andes			
1	Laguna del Laja	VIII	11.600
2	Ralco	VIII	12.421
			14.021

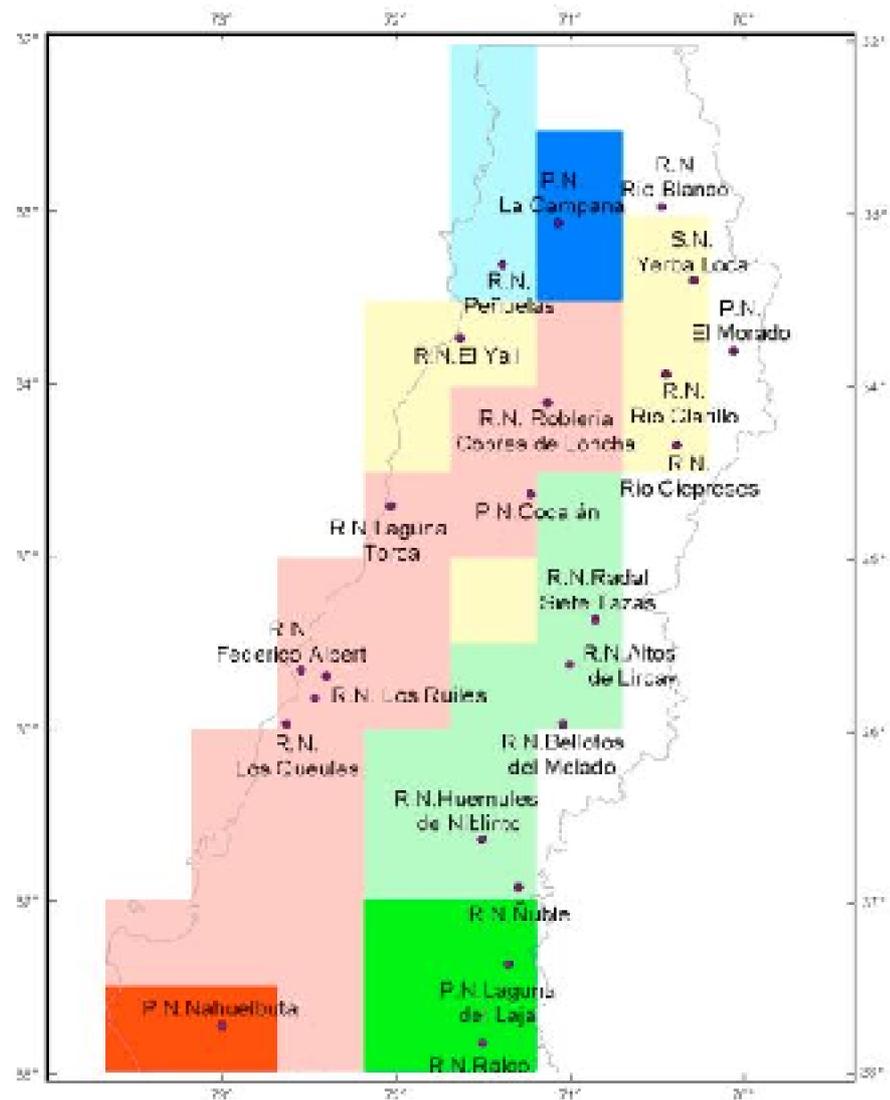


Figura 24. Ubicación de las áreas SNASPE, dentro de los bloques florísticos y las áreas de endemismos detectadas por el análisis PAE optimizado.

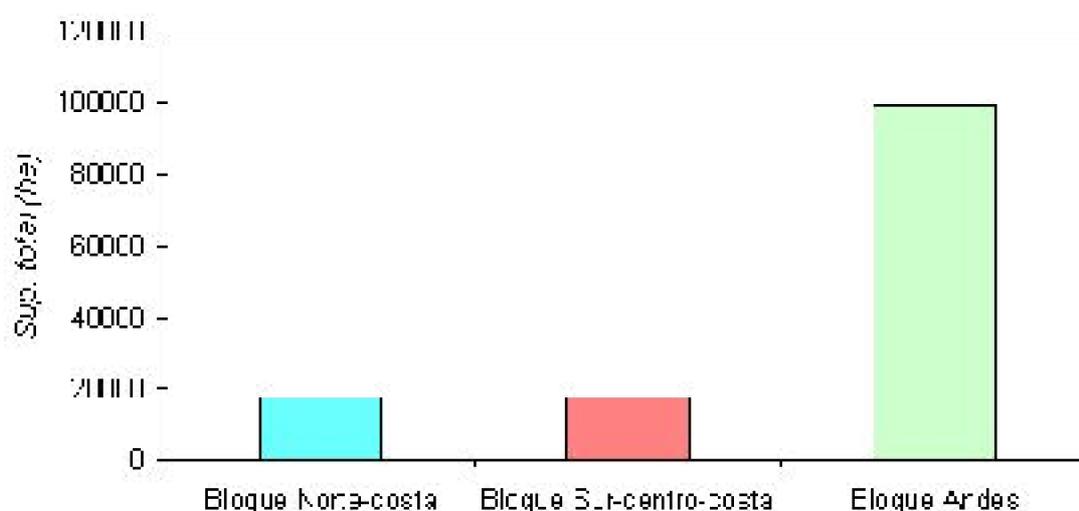


Figura 25. Superficie total de áreas protegidas por bloque florístico.

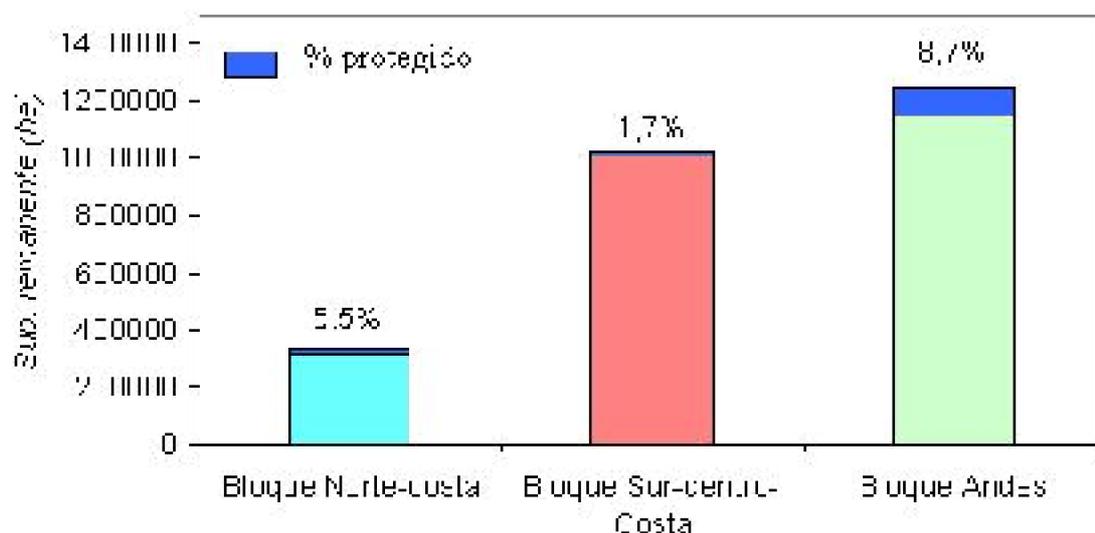


Figura 26. Relación entre superficie remanente por bloque y áreas protegidas.

Clasificación de cuadrantes

El resultado de la aplicación de los criterios de Margules y Pressey, entrega los siguientes resultados. Tomando como relevancia la riqueza relativa (Figura 27), en la categoría I se encuentran la mitad de los cuadrantes que conforman el bloque Sur-centro-costa, los ubicados en la zona costera de la región del Maule y Biobío que efectivamente han sufrido largos procesos de sustitución de la vegetación nativa por plantaciones forestales. Estos serían los cuadrantes que se encuentran en estado crítico de conservación. Para esta categoría se propone realizar a corto plazo, prácticas de restauración ecológica, con

el objetivo de revertir los procesos de pérdida de hábitat y fragmentación.

La categoría II presentaría la primera prioridad, dentro de un esquema de planificación para la conservación regional, al poseer áreas a punto de desaparecer. Se observa además, que en los tres bloques se presentan cuadrantes en esta categoría. Finalmente las categorías III y IV definen situaciones más favorables, donde es necesario mantener programas de monitoreo y efectuar algún tipo de políticas para la restricción en el cambio del uso del suelo. Sólo caen en esta categoría, tres cuadrantes (5,11,15) del sector andino de la región del Biobío.

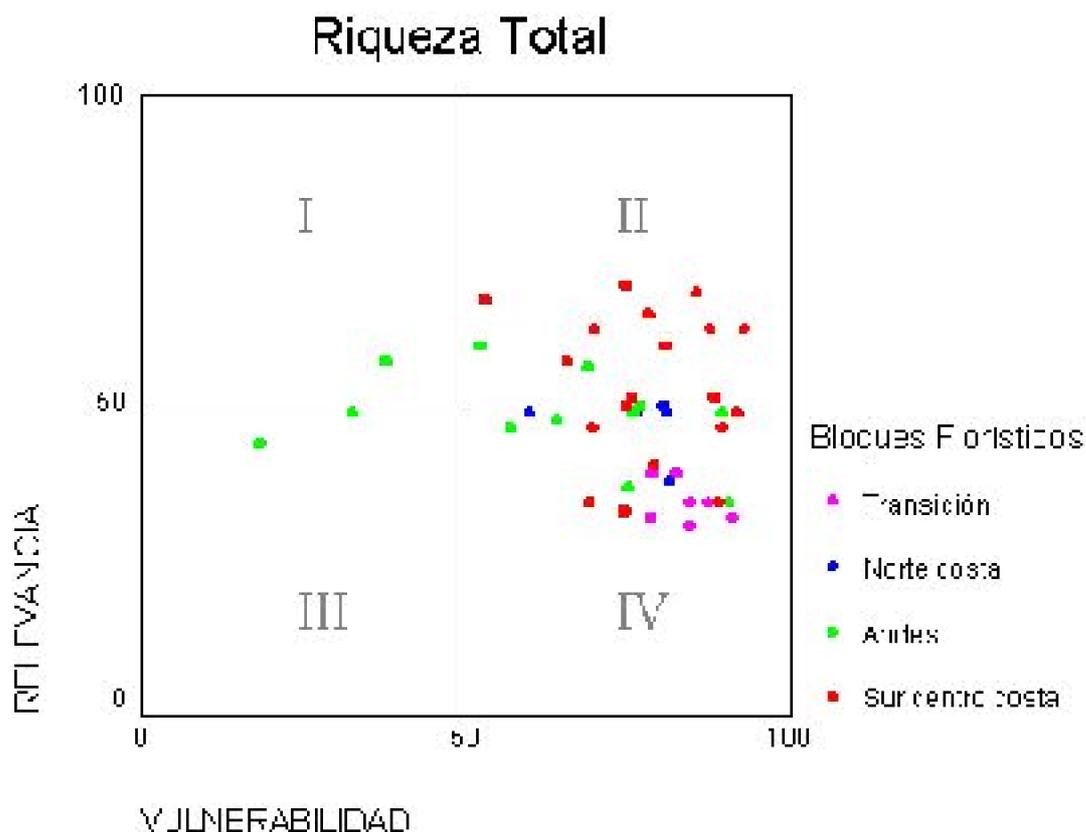


Figura 27. Aplicación del marco conceptual para identificar prioridades de conservación, de acuerdo al criterio de riqueza total.

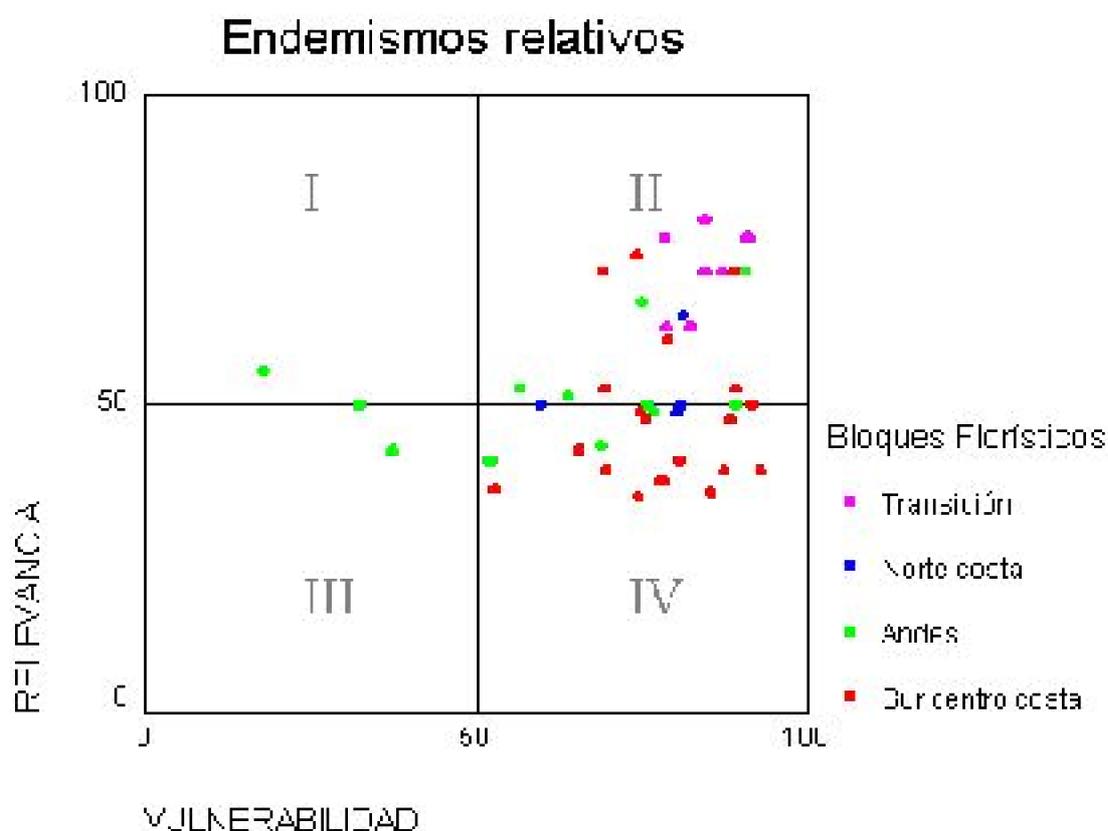


Figura 28. Aplicación del marco conceptual para identificar prioridades de conservación, de acuerdo al criterio de endemismos relativos.

Al tomar la relevancia como endemismos relativos (Figura 28), la situación prácticamente se invierte. La mayoría de los cuadrantes ubicados en la categoría I pasan a la categoría II, lo cual se ve claramente si graficamos los resultados de la aplicación de los criterios y sus respectivas categorías (Figura 29), por lo que bajo este criterio la zona correspondiente al bloque florístico Norte-costa y el área del bloque Sur-centro-costa, ubicada en la región de O'Higgins del área de estudio, pasarían a ser las que tendrían mayor urgencia de conservación; y el sector costero junto al cordillerano de la región del Maule y Biobío, se transformarían en los sitios prioritarios para la conservación de la flora arbórea.

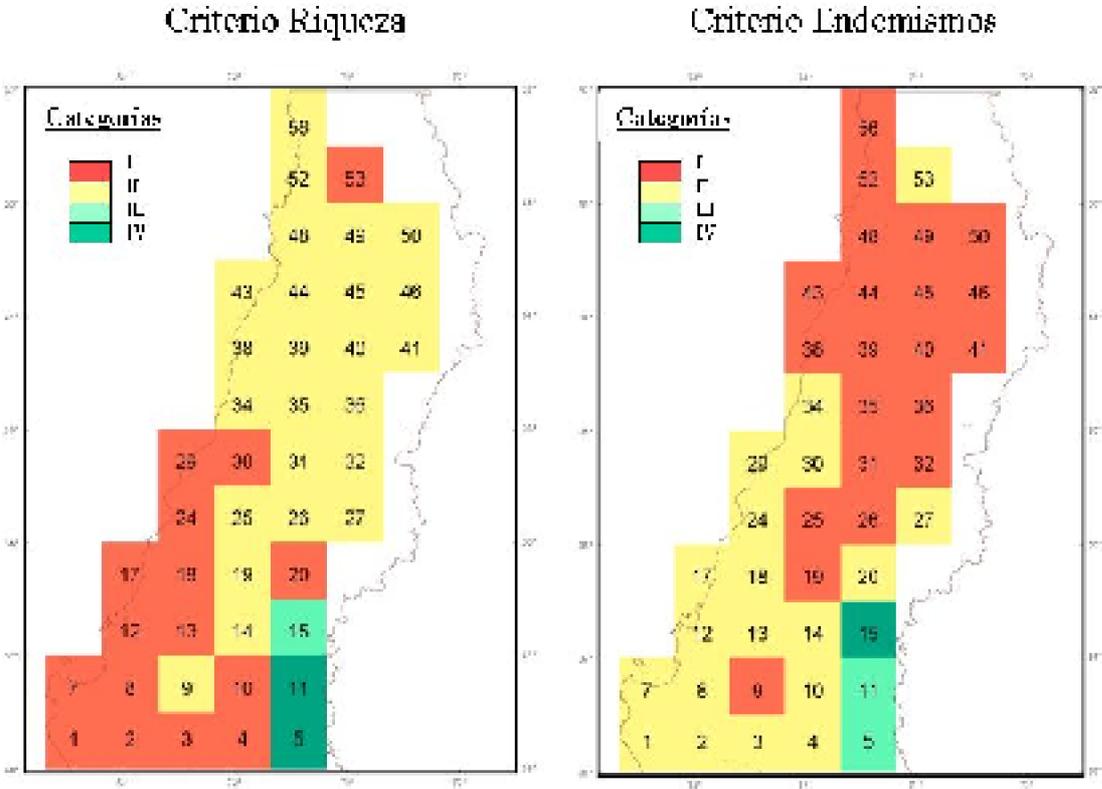


Figura 29. Comparación entre los resultados de la aplicación del marco conceptual para identificar prioridades de conservación, según los criterios de riqueza total y endemismos relativos.

DISCUSIÓN

La flora arbórea nativa, se distribuye en la zona mediterránea de acuerdo a un patrón longitudinal, que está determinado por las grandes unidades de relieve que conforman la fisiografía del área. La diferenciación en términos de congruencia distribucional de la flora arbórea nativa entre los bloques Costa y el Andes, como se concluyó del análisis de parsimonia de endemismos (PAE), confirman este patrón. A su vez, la presencia de áreas de endemismos dentro de estos bloques señala un patrón latitudinal, ubicándose dos de las tres áreas de endemismos extraídas del análisis PAE, a la misma latitud (entre 37° y 38° grados). Esto confirmaría la primera hipótesis, que plantea que por las particularidades biogeográficas de la biota mediterránea, se debería esperar la presencia de áreas de sobreposición de especies con distribución restringida.

La primera conclusión que se puede hacer del análisis realizado, es la clara diferenciación Costa-Andes, expresada en dos bloques que contienen mayor afinidad en el cladograma final (Figura 12) y la presencia de un tercer bloque (Andes) separado. La distribución espacial de los tres bloques florísticos detectados, se puede explicar a través de los antecedentes históricos que dieron forma a la biota mediterránea del Chile central. El primer antecedente estaría en la predominancia del elemento fitogeográfico neotropical en la flora arbórea mediterránea, el cual tendría su antecedente paleobotánico más antiguo durante el periodo terciario medio como ha sido comprobado de la evidencia fósil (Hinojosa y Villagrán 1997).

Se le ha otorgado poca atención en los estudios de biogeografía histórica a la presencia de varios taxa con origen neotropical, que presentan distribuciones disjuntas

con los bosques del Sureste del Brasil y del Noroeste de Argentina (*Azara*, *Crinodendron*) e incluso hasta los Andes del norte (*Escallonia*), el estudio de estas disjunciones quizás entregaría más antecedentes sobre la predominancia del elemento neotropical en la biota mediterránea. Esta predominancia queda reflejado en el bloque Norte-costa, que al ser el más alejado geográficamente de la zona de bosque templado, tiene casi el 50% de su composición florística neotropical. El segundo antecedente, estaría en los eventos de glaciaciones cuaternarias, los cuales determinaron la composición actual de las comunidades de bosque mediterráneo y templado (Villagrán y Hinojosa 1997; Villagrán 2001). Durante las glaciaciones cuaternarias muchas especies usaron como refugio tanto las zonas de menor altitud como las más meridionales, acomodando su rango de distribución a la contingencia climática, lo que produjo tanto una expansión en el rango de distribución hacia el norte, como el confinamiento de algunas especies en zonas costeras con condiciones climáticas más favorables. Esta situación y su desarrollo histórico habrían establecido el patrón diferenciado de distribución costa-andes, que también puede ser observado más hacia el sur, en la región de la Araucanía y de Los Lagos (Villagrán 2001). Esta diferenciación Costa-andes queda representada en los bloques florísticos obtenidos del análisis PAE optimizado, en la separación del bloque Sur-centro-costa del bloque andes a pesar de poseer una composición de elementos fitogeográficos muy similares.

Comparando las áreas de endemismo con la superficie remanente actual de vegetación nativa, no se encuentra una relación entre los cuadrantes que mantienen una mayor superficie de vegetación remanente con la presencia de las áreas de endemismos. Esto, no indicaría una correlación entre mayor cantidad de hábitat remanente y mayor diversidad de especies. Un ejemplo de este patrón es el rango costero ubicado entre los 35° grados de latitud, asociada a la presencia del Bosque Caducifolio Maulino que a pesar de poseer, uno de los más altos niveles de fragmentación y pérdida de hábitat, mantiene una alta riqueza de especies según la optimización realizada, esta área también ha sido señalada como de relevancia en términos de endemismos para otros taxa (Posadas 2001).

Una importante recomendación que se puede derivar de este trabajo, es la necesidad del aumento de las colecciones botánicas en la zona mediterránea (Maldonado et al. 1995), especialmente en las zonas fuera de áreas protegidas y alejadas de carreteras o caminos principales, si es que se quiere mejorar los resultados de estas aproximaciones teóricas para la conservación de la biodiversidad.

Hay que hacer un especial énfasis en las zonas fuera de las áreas del SNASPE, ya que como se observó en la distribución de las colectas, existe un fuerte sesgo en las zonas adyacentes a los principales caminos y a las áreas del SNASPE. Aunque el método de optimizar el análisis PAE mediante la metodología GAP dio buenos resultados ya que se acercó a los resultados esperados por las curvas de acumulación, se necesitan colectas más homogéneas espacialmente y más rigurosas para poder trabajar con la menor incertidumbre en su ubicación espacial.

Una de las utilidades de los métodos aplicados, se puede encontrar en que entregan evidencias que pueden servir para señalar nuevos sitios o descartar aquellas áreas sobre muestreadas, mejorando así los nuevos programas de colectas (Ferrier 2002). Otra

ventaja de este tipo de enfoques, está en que permite un acercamiento regional, necesario para planificar la adición de nuevas áreas y determinar prioridades para la protección de la biodiversidad (Margules y Pressey 2000; Williams 2000; Reyers et al. 2001; Crisp 2002; Pearce y Ferrier 2002). Tomando como ejemplo los resultados del PAE optimizado en relación a la superficie remanente, la prioridad de incluir nuevas áreas para la conservación estaría en los dos bloques costeros con situaciones diferenciadas. Para el bloque Norte-costa existen formaciones en las áreas de endemismo que no están representadas en el SNASPE (Bosque Espinoso Abierto) y en el bloque Sur-centro-costa, la prioridad estaría en los sectores costeros ubicados al sur de los 36° grados, que además de no tener representación actual, presentan una combinación de elementos fitogeográficos únicos.

Sería recomendable en futuras investigaciones afinar la escala de análisis, ya que la unidad mínima de trabajo utilizada (cuadrícula de 0,5 x 0,5 grados), aumenta las fuentes de error en la estimación de las distribuciones potenciales, al extrapolar el área final producto del análisis GAP. Sin embargo, este era el tamaño más adecuado de cuadrícula para garantizar la presencia de colectas en toda el área, lo cual era un requisito para realizar el análisis PAE. Morrone y Escalante (2002) han postulado que la utilización de unidades naturales (clasificaciones vegetacionales, bioclimáticas) como unidades de análisis, serían más útiles que el uso de cuadrantes. Por ejemplo sería interesante comparar los resultados del análisis PAE optimizado con uno realizado utilizando a las formaciones vegetacionales de Gajardo como unidades de análisis, pero para esto se necesita que las formaciones tengan un esfuerzo de colecta homogéneo.

Respecto al desarrollo de la metodología PAE, también sería interesante agregar otros grupos de organismos en el análisis, ya que como el resultado se basa en el concepto de congruencia distribucional, no influye la biología de los taxa en estudio, y por lo tanto, se podría dar más consistencia a las definiciones de área de endemismo con grupos disímiles en cuanto a requerimientos de hábitat (García-Barros et al. 2002).

La utilización del análisis bootstrap en la aplicación de la metodología PAE puede ser un método útil para diferenciar entre los distintos bloques utilizados, a pesar de no haber sido prácticamente utilizado en la abundante literatura de aplicaciones PAE (Morrone y Escalante 2002). Sería interesante explorar aún más el aporte que puedan hacer los métodos de significancia estadística como el Bootstrap, en métodos de la Biogeografía Histórica, que en la actualidad están siendo discutidos por poseer muchos supuestos que explican las hipótesis de trabajo con afirmaciones *a posteriori* (Crisci 2002).

Sobre la definición y utilidad de las áreas de endemismos se han señalado diferentes definiciones en la literatura (Cain 1944; Axelius 1991; Linder 2002), pero lo más consistente parece ser la de aquellas áreas delimitadas por la distribución congruente de a lo menos dos especies de rango restringido (Morrone y Crisci 1995; Posadas 1996). En el caso de esta tesis, esta última definición tiene validez, ya que las áreas de endemismo identificadas cumplen con la condición de incluir el mayor número de las especies exclusivas de los bloques (de rango restringido) y los cuadrantes con mayor número de especies (riqueza). Es interesante señalar al respecto, que cuando se probó la metodología PAE sin optimizar las distribuciones, las áreas de endemismos se incluyeron en el sector de la región del Maule y O'Higgins tanto en la Costa como en la Cordillera de

los Andes, por lo que se pudo comprobar que el “gap” en el esfuerzo de colectas encontrado en la zona central de estas dos regiones, “aislaba” a los cuadrantes que tenían mejor nivel de colectas, generando un grado de restricción artificial de las especies presentes en estos cuadrantes. Este vacío en las colectas no puede ser reparado porque en estas zonas no queda vegetación nativa, ya que no se encontró correlación entre el número de especies o de sitios colectados con el grado de fragmentación de los cuadrantes.

La utilidad del Catastro de Vegetación Nativa para definir los límites espaciales de la vegetación nativa es relativa, ya que los criterios de definición de cobertura no son muy útiles para fines de planificación de la conservación. Falta una clasificación a nivel de especies, especialmente en la zona norte (Regiones de Valparaíso, O’Higgins y Metropolitana) del área de estudio. En este trabajo se trató de utilizar la definición de especies dominantes por polígonos que incluye el actual Catastro, pero dió muy malos resultados, al señalar sitios (polígonos) con presencia de especies absolutamente fuera de sus rangos de distribución, según las colectas botánicas.

La identificación de los conjuntos más óptimos de áreas para la conservación, es un desafío que depende tanto de factores biológicos como de factores sociales. En los primeros se pueden incluir la diversidad (genes, especies, ensambles de especies, procesos ecosistémicos), rareza, endemismos, viabilidad, vulnerabilidad. En los factores sociales se cuentan las amenazas de origen humano, el costo de adquirir áreas, costos de manejo, y otros intereses sociales y políticos (Williams y Araujo 2000).

El éxito en las prácticas y en las políticas de conservación se encontrará en el desarrollo de métodos que integren distintas medidas de biodiversidad (Halffter et al. 2001) y que involucren en su interpretación el impacto de los factores sociales (Prendergast et al. 1999). Al utilizar la propuesta de Margules y Pressey, se comprobó que diferentes medidas de biodiversidad (riqueza, endemismos), entregan distintos escenarios al momento de establecer una priorización de áreas para la conservación, por lo que las metodologías que integren diferentes métricas de biodiversidad y los principales factores sociales, conducirán a garantizar mejores resultados para la priorización de áreas para la conservación.

El aporte principal de este trabajo, se podría encontrar en la presentación de una metodología útil para “completar” los vacíos presentados en las bases de datos de colectas de especies, información fundamental para el diagnóstico y la evaluación de la biodiversidad, como también en la posibilidad de relacionar resultados que pueden parecer disímiles, como los entregados por la Biogeografía Histórica (PAE) y los análisis relacionados a nivel de paisaje.

En conclusión, la priorización de áreas presentada en esta tesis, es una herramienta eficiente para la planificación de la conservación a escala regional, ya que permite identificar y priorizar áreas de acuerdo a criterios de representatividad (seleccionando por ejemplo las áreas con mayor riqueza y endemismos), expresando los resultados en el espacio, a través de los sistemas de información geográficos, posibilitando la evaluación de estas áreas con factores tan relevantes para la biodiversidad como son por ejemplo los patrones de uso del suelo.

CONCLUSIÓN

Se definen dos grandes bloques florísticos separados por las principales unidades de relieve del área (Costa-Andes). El primero formado por dos bloques, en la región de Valparaíso y Metropolitana (Norte-costa) y en la zona costera e intermedia entre la parte sur de la región de Metropolitana, hasta la región del Biobío (Sur-centro-costa). El segundo correspondiente a la Precordillera y Cordillera de los Andes entre la región de O'Higgins y la región de Biobío. Dentro de estos tres bloques, se presentan tres áreas de endemismos, ubicadas en la Cordillera de la Costa entre las regiones de Valparaíso y Metropolitana, y dos áreas adyacentes, ubicadas entre los 37° y 38° grados.

Los resultados sugieren que la ubicación actual del Sistema de Áreas Silvestres Protegidas no estaría errada, sino que existe un desbalance de las superficies definidas para la protección, entre los bloques y las áreas de endemismo detectadas. Desde este punto de vista, el grado de fragmentación y pérdida del hábitat natural que se presenta en la zona mediterránea, sería el principal impedimento para la adición de nuevas áreas para complementar las ya existentes. No obstante, los resultados obtenidos de la clasificación de los cuadrantes, señalan que todavía es posible priorizar áreas para la conservación y planificar estrategias de conservación a escala regional

BIBLIOGRAFÍA

- Araujo, M. y P. Williams. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331-345.
- Araujo, M., P. Williams y A. Turner. 2002. A sequential approach to minimize threats within selected conservation areas. *Biodiversity and Conservation*, 11:1011-1024.
- Armesto, J., R. Rozzi, C. Smith-Ramirez y M.T.K. Arroyo. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science*, 282: 1271-1272.
- Arroyo, M. T. K. 1999. Criteria and indicators for the conservation of the biota of mediterranean ecosystems. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 473-474.
- Arroyo, M. T. K., L. Cavieres, C. Marticorena y M. Muñoz. 1995. Convergence in the Mediterranean Floras in Central Chile and California: Insights from comparative biogeography. En Arroyo, M., P. Zedler, M. Fox, eds. *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California and Australia*. Springer-Verlag, New York. pp. 43-88.
- Arroyo, M. T. K., R. Rozzi, J. A. Simonetti, P. Marquet, M. Salaberry. 2000. Central Chile. En: Mittermier, R. Myers, N. Robles Gil, P. Mittermeier, eds. *Hotspots. Earth's Biologically Richest and most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International & Sierra Madre. México. pp. 122-135.
- Arroyo M. T. K. y L. Cavieres. 1997. The mediterranean type-climate flora of central Chile - What do we know and how can we assure its protection? En: *Aspectos ambientales, Ideológicos, Éticos y Políticos en el Debate Nacional sobre*

- Bioprospección y Usos de Recursos Genéticos en Chile. *Noticiero de Biología*, 5:48-56.
- Axelius, B. 1991. Areas of distribution and areas of endemism. *Cladistics*, 7:197-199.
- Balduzzi, A., R Tomaselli, I. Serey & R. Villaseñor. 1982. Degradation of the mediterranean type of vegetation in central Chile. *Ecología Mediterránea*, 8: 223-240.
- Cain, S. 1944. *Foundations of Plant Geography*. Harper, New York, EEUU.
- Carr, A. 1999. *Patch Analyst 2.2* Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Lakehead University, Ontario, Canada.
- Cavieres, L., M. Mihoc, A. Marticorena, C. Marticorena, O. Matthei y F. Squeo 2001. Biodiversidad vegetal de la IV Región de Coquimbo. En: F. Squeo, G. Arancio y J. Gutierrez, eds. *Libro Rojo de la Flora Nativa de la Región de Coquimbo, y de los Sitios Prioritarios para su Conservación*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile. pp. 159-170.
- Centro de Análisis de Políticas Públicas. 2000. *Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile*. Ediciones LOM, Chile.
- Chazdon, R., R. Colwell, J. Denslow y M. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. En: F. Dallmeier and J. A. Comiskey, eds. *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and Old World case studies*. Parthenon Publishing, Paris, France. pp. 285-309.
- Colwell, R. y Coddington, J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 345:101-118.
- Colwell, R. 1997. *Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- CONAF-CONAMA-UACH 1999. *Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile*, Santiago, Chile.
- Corporación Nacional Forestal, Sociedad Alemana de cooperación técnica GTZ. 1999. *Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile*, Santiago, Chile.
- Cowling, R., P. Rundel, B. Lamont, M.T.K. Arroyo y M. Arianoutsou. 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution*, 11:362-366.
- Cowling, R., R. Pressey, A. Lombard, P. Dismet y G. Allis. 1999. From representation to persistence: Requiriments for a sustainable system of conservation areas in the species rich Mediterranean-climate desert of southern Africa. *Diversity and Distributions*, 5:51-71.
- Cracraft, J. 1991. Patterns of diversification within continental biotas: Hierarchical congruence among the areas of endemism of Australian vertebrates. *Australian Systematic Botany*, 4:211-227.
- Craw, R. 1988: *Panbiogeography: method and synthesis in biogeography*. En: Myers, A.A. and Giller, P.S., editors, *Analytical biogeography*. Chapman & Hall, New York, EEUU.
- Crisci, J., L. Katinas, P. Posadas. 2000. *Introducción a la teoría y practica de la biogeografía histórica*. Sociedad Argentina de Botánica. Buenos Aires, Argentina.

- Crisci, C. 2001. The voice of historical biogeography. *Journal of Biogeography*, 28:157-168.
- Crisp, M., S. Laffan., H. Linder., y A. Monro. 2001. Endemism in the Australian flora. *Journal of Biogeography*, 28:183-198.
- Davis, F. W., y D. M. Stoms, 1996. A spatial analytical hierarchy for Gap Analysis,. En: J.M. Scott, T.H. Tear, and F. Davis, editors. *Gap Analysis: A landscape approach to biodiversity planning*. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, Maryland, USA. pp. 15-24.
- Di Castri, F. y E. R. Hajek. 1976. *Bioclimatología de Chile*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Eastman, J. 2001. *Idrisi32: Release 2*. Clarks University, Massachussets, EEUU.
- Eastman, J. 2001. *Guide to GIS and Image Processing Volume 2*. Clarks University, Massachussets, EEUU.
- Eastman, J. J, McKendry, M. Fulk. 2000. *Change and Time series analysis*. UNITAR Series Vol.1, Clarks University, Massachussets, EEUU.
- Environmental System Research Institute. 2000. *Arcgis 8.0*. Redlands, California, EEUU.
- Felsenstein, J. 1985. Confidence limits on phylogenetics: an approach using bootstrap. *Evolution* 39:783-791.
- Ferrier, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here?. *Systematic Biology*, 51:331-363.
- Gajardo, R. 1994. *Clasificación y Distribución Geográfica de la Vegetación Natural de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- García-Barros, E., P. Gurrea, M. Luciáñez, J. Cano, M. Munguira, J. Moreno, H. Sainz, M. Sainz y J. Simón. 2002. Parsimony analysis of endemism and its application to animal and plant geographical distributions in the Ibero-Balearic region (western Mediterranean). *Journal of Biogeography*, 29:109-124.
- Gaston, K. 1996. *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Gaston, K . 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405:220-227.
- Goloboff, P. 1997. *NONA version 2.0* Publicado por el autor. Buenos Aires, Argentina.
- Gotelli, N. y R. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4:379-391.
- Halffter, G. C. Moreno, y E. Pineda. 2001. *Manual para evaluación de biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. M&T-Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa, 2:1-80.
- Hinojosa, L. y C. Villagrán. 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, I: Antecedentes paleobotánicos, geológicos y climáticos del terciario del cono sur de América. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70:241-267.
- Jennings, M. 1996. Nomenclature and mapping units for gap analysis land cover data. En: J.M. Scott et al., eds. *Gap Analysis: A Landscape Approach to Biodiversity Planning*. American Society of Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda,

- Maryland, EEUU. pp. 14-25.
- Jennings, M. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology*, 15:5-20.
- Keer, J. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology*, 11: 1094-1100.
- Kerr, J., A. Sugar y L. Packer.** 2000. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment and nestedness in an endangered habitat. *Conservation Biology*, 14:1726-1734.
- Linder, H. 2002. On areas of endemism, with an example from the African Restionaceae. *Systematic Biology*, 50:892-912.
- Longino, J. y R. Colwell. 1998. Biodiversity assessment using structured inventory: Capturing the ant fauna of a lowland tropical rainforest. *Ecological Applications* 7:1263-1277.
- Luebert F y P Becerra. 1998. Representatividad vegetal del sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) en Chile. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 14:62-69.
- Maldonado, S., M. T. K. Arroyo, C. Marticorena, M. Muñoz y Pedro León. 1995. Utilidad de las bases de datos para estudios en biodiversidad: Evaluación preliminar de algunos parámetros en las Asteráceas de Chile Central (30°-40°S). En Linares, E., P. Dávila, F. Chiang, R. Bye y T. Elias, eds. *Conservación de Plantas en Peligro de Extinción: Diferentes Enfoques*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. pp. 25-32.
- Margules, C. y R. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Morrone, J. 1994. Distributional patterns of species of Rhytirrhini (Coleoptera: Curculionidae) and the historical relationship of the Andean provinces. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 4:188-194.
- Morrone, J. 1994. On the identification of areas of endemism. *Systematic Biology*, 43:438-441.
- Morrone, J. y J. Crisci. 1995. Historical biogeography: Introduction to methods. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 26:373-401.
- Morrone, J. y M. Coscarón. 1996. Patterns of American Peiratinae. *Zool. Med. Leiden*, 70:1-15.
- Morrone, J. y T. Escalante. 2002. Parsimony analysis of endemism (PAE) of Mexican terrestrial mammals at different area units: when size matters. *Journal of Biogeography*, 29:1095-1104.
- Muñoz, M., H. Núñez y P. Yáñez 1996. *Libro Rojo de los Sitios Prioritarios para la Conservación Biológica en Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- Myers, A.A. 1991. How did Hawaii accumulate its biota? A test from the amphipoda. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1:24-29.
- Myers, N., R. Mittermeier, C. Mittermeier, G. Fonseca y J. Kents. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.
- Nelson, G. y N. Platnick. 1991. *Systematic and Biogeography*. Columbia University

Press, New York, EEUU.

Nixon, K. 2002. WinClada ver. 1.00.08 Publicado por el autor, Ithaca, New York, EEUU .

Noss, R. 1999. Is there a special conservation biology? *Ecography*, 2:113-122.

Pearce, J. & Ferrier, S. 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation*, 98:33-43.

Pimm, S.L., G. J. Russell, J. L. Gittleman, T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269:347-350.

Posadas, P. 1996. Distributional patterns of vascular plants in Tierra del Fuego: A study applying parsimony analysis of endemism (PAE). *Biogeographica*, 72:161-177.

Posadas, P. y D. Miranda-Esquivel. 1999. El PAE (Parsimony Analysis of Endemism) como una herramienta en la evaluación de la biodiversidad. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 539-546.

Posadas, P., D. Miranda-Esquivel y J. Crisci. 2001. Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: An example from southern South America. *Conservation Biology*, 15:1325-1334.

Prendergast, J. 1998. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography*, 20:210-216.

Prendergast, J., R. Quinn y J. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*, 13:484-492.

Prendergast, J., R. Quinn, J. Lawton, B. Eversham y D. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.

Pressey, R. 1994. Ad hoc reservations: Forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology*, 8:662-668.

Pressey, R., H. Possingham, y C. Margules. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much?. *Biological Conservation*, 76:259-267.

Pressey, R., H. Possingham y J. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation*, 80:207-219.

Pressey, R., H. Possingham, V. Logan, J. Day, P. Williams. 1999. Effect of data characteristics on the results of reserve selection algorithms. *Journal of Biogeography*, 26:179-191.

Purvis, A. A. Hector. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405:212-219.

Reid, W. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution*, 13:275-280.

Reyers, B., D. Fairbanks, A. Van Jaarsveld. 2001. Priority areas for the conservation of South African vegetation: a coarse-filter approach. *Diversity and distributions*, 7:79-95.

Rodríguez, R., O. Matthei, y M. Quezada. 1983. *Flora Arbórea de Chile*. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

- Rodríguez, A., R. Tratt, B. Wheeler y K. Gaston. 1999. The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. *Proceedings of the Royal Society London B*, 266:1453-1460.
- Rodrigues, A. y K. Gaston. 2001. How large do reserve networks need to be?. *Ecology Letters*, 4:602-609.
- Rosen, B. 1988. From fossils to earth history: Applied historical biogeography. En: Myers, A. y P. Giller, eds. *Analytical biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*, Chapman and Hall, Londres, UK, pp. 437-481.
- Rosen, B. y A. Smith. 1988. Tectonics from fossils? Analysis of reef-coral and sea-urchin distributions from Late Cretaceous to Recent, using a new method. En: M. G. Audley-Charles & A. Hallam, eds. *Gondwana and Tethys*. Geol. Soc. Special Publ. n°37 Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 275-306.
- Schwartz, M. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:83-108.
- Scott, J. y R. Csuti. 1997. Gap analysis for biodiversity Survey and maintenance. En M.L. Reaka-Kudla, D.E. Wilson and E.O. Wilson. *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*, ed. Joseph Henry Press/National Academy Press, Washington, D.C, EEUU. pp. 321-340.
- Scott, J. y M. Jennings. 1998. Large-area mapping of biodiversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 85:34-47.
- Scott, J., B. Csuti, J. Jacobi, y J. Estes. 1987. Species richness: A geographic approach to protecting future biological diversity. *BioScience*, 37:782-788.
- Scott, J., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. Edwards, J. Ulliman y R. Wright. 1993. Gap Analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123. pp.1-41.
- Simonetti, J.A. & J.J. Armesto (1991) Conservation of temperate ecosystems in Chile: coarse versus fine-filter approaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 615-626.
- Soberón, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7:480-488.
- Soulé, M. y M. Sanjayan. 1998. Conservation targets: do they help?. *Science*, 279: 2060.
- Stoms, D. 2000. GAP management status and regional indicators of threats to biodiversity. *Landscape Ecology*, 15:21-33.
- Townsend, A. y D. Watson. 1998. Problems with areal definitions of endemism: the effects of spatial scaling. *Diversity and Distributions*, 4:189-194.
- Valencia, J., M.V. López y M. Salaberry. 1987. Sistemas de áreas de conservación en Chile: proposiciones para un esquema ecológico integral. *Ambiente y Desarrollo* 3: 139-154.
- Vane Wright, D. 1996. Identifying priorities for the conservation of biodiversity: systematic biological criteria within a socio-political framework. En: Gaston, K, ed. *Biodiversity: a Biology of Numbers and Difference*. Blackwell, Oxford, UK, pp. 309-344
- Vargas, M. J.C. Guerrero, R. Real, J. Olivero, A. Márquez. 1999. Métodos de interpretación de los procesos de colonización en las Islas Canarias: El caso de los

- Tenebriónidos. Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, 26:583-592.
- Vega, I., O. Ayala, D. Organista y J. Morrone. 1999. Historical relationships of the Mexican cloud forests: a preliminary vicariance model applying Parsimony Análisis of Endemicity to vascular plant taxa. *Journal of Biogeography*, 26: 1299-1305.
- Villagrán, C. 1995. Quaternary History of the Mediterranean Vegetation of Chile. En: Arroyo, M., P. Zedler, M. Fox, eds. *Ecology and biogeography of Mediterranean Ecosystem in Chile, California, and Australia*. Springer-Verlag, New York, EEUU. pp. 3-20
- Villagrán, C., C. LeQuesne. 1996. El interés biogeográfico-histórico de Chile central-sur: ¿Por qué debemos conservar su biota?. En Muñoz, M. H. Núñez, P. Yáñez, eds. *Libro Rojo de los Sitios Prioritarios para la Conservación Biológica en Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- Villagrán, C. y L. Hinojosa. 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70:241-267.
- Villagrán, C. 2001. Un modelo de la historia de la vegetación de la Cordillera de La Costa de Chile central-sur: la hipótesis glacial de Darwin. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74:793-804.
- Williams, P. 1996. *WORLDMAP iv WINDOWS: Software and help document 4.12*. Privately distributed, London, UK.
- Williams, P. y K. Gaston. 1998. Biodiversity indicators: graphical techniques, smoothing and searching for what makes relationships work. *Ecography*, 21:551-560.
- Williams, P. y M. Araujo. 2000. Using probabilities of persistence to identify important areas for biodiversity conservation. *Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences*, 267:1959-1966.
- Williams, P. y M. Araujo. 2002. Apples, oranges, and probabilities: Integrating multiple factors into biodiversity conservation with consistency. *Ecological Modelling and Assessment*, 7:139-151.
- Williams, P., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries y R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity using British birds. *Conservation Biology*, 10:155-174.
- Williams, P., G. Prance, C. Humphries y K. Edwards. 1996. Promise and problems in applying quantitative complementary areas for representing the diversity of some Neotropical plants. *Biological Journal of the Linnean Society*, 58:125-157.
- Williams, P., H. de Clerck, T. Crowe. 1999. Interpreting biogeographical boundaries among Afrotropical birds: spatial patterns in richness gradients and species replacement. *Journal of Biogeography*, 26:459-474.
- Wilson, E. 1994. *The diversity of life*. Penguin, London, UK.
- Zar, J. 1984. *Biostatistical análisis*. Second edition. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New York.

APÉNDICES

Apéndice 1.- Listado de especies arbóreas

Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

	Nombre	Familia	Nombre	Familia
1	<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	Mimosaceae	<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. et Arn. var. <i>Caustica</i>	Anacardiaceae
2	<i>Acrisione denticulata</i> (Hook. et Arn.) B.Nord.	Compositae	<i>Lomatia dentata</i> (Ruiz et Pav.) R.Br.	Proteaceae
3	<i>Adesmia resinosa</i> (Phil. ex Reiche) Dyer	Papilionaceae	<i>Lomatia ferruginea</i> (Cav.) R.Br.	Proteaceae
4	<i>Adesmia viscosa</i> Gillies ex Hook. et Arn.	Papilionaceae	<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels ex J.F.Macbr.	Proteaceae
5	<i>Aextoxicon punctatum</i> Ruiz et Pav.	Aextoxiceae	<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Myrtaceae
6	<i>Amomyrtus luma</i> (Molina) D.Legrand et Kausel	Myrtaceae	<i>Luma chequen</i> (Molina) A.Gray	Myrtaceae
7	<i>Araucaria araucana</i> (Molina) K.Koch	Araucariaceae	<i>Maytenus boaria</i> Molina	Celastraceae
8	<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	Elaeocarpaceae	<i>Myrceugenia correifolia</i> (Hook. et Arn.) O.Berg	Myrtaceae
9	<i>Austrocedrus chilensis</i> (D.Don) Pic.Serm. et Bizzarri	Cupressaceae	<i>Myrceugenia exsucca</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae
10	<i>Azara celastrina</i> D.Don	Flacourtiaceae	<i>Myrceugenia obtusa</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae
11	<i>Azara integrifolia</i> Ruiz et Pav.	Flacourtiaceae	<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. et Arn.) O.Berg var. <i>Ovata</i>	Myrtaceae
12	<i>Azara microphylla</i> Hook.f.	Flacourtiaceae	<i>Myrceugenia parvifolia</i> (DC.) Kausel	Myrtaceae
13	<i>Azara petiolaris</i> (D.Don) I.M.Johnst.	Flacourtiaceae	<i>Myrceugenia planipes</i> (Hook. et Arn.) O.Berg	Myrtaceae
14	<i>Azara serrata</i> Ruiz et Pav. var. <i>Serrata</i>	Flacourtiaceae	<i>Nothofagus alessandrii</i> Espinosa	Fagaceae
15	<i>Beilschmiedia berteroa</i> (Gay) Kosterm.	Lauraceae	<i>Nothofagus antarctica</i> (G.Forst.) Oerst.	Fagaceae
16	<i>Beilschmiedia miersii</i> (Gay) Kosterm.	Lauraceae	<i>Nothofagus dombeyi</i> (Mirb.) Oerst.	Fagaceae
17	<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i> (Hook. et Arn.) Niedenzu	Myrtaceae	<i>Nothofagus glauca</i> (Phil.) Krasser	Fagaceae
18	<i>Buddleja globosa</i> Hope	Buddlejaceae	<i>Nothofagus nervosa</i> (Phil.) Krasser	Fagaceae
19	<i>Caldcluvia paniculata</i> (Cav.) D.Don	Cunoniaceae	<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst. var. <i>Obliqua</i>	Fagaceae
20	<i>Citronella mucronata</i> (Ruiz et Pav.) D.Don	Illiciaceae	<i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. et Endl.) Krasser	Fagaceae
21	<i>Corynabutilon ceratocarpum</i> (Hook. et Arn.) Kearney	Malvaceae	<i>Otholobium glandulosum</i> (L.) J.W.Grimes	Papilionaceae
22	<i>Corynabutilon vitifolium</i> (Cav.) Kearney	Malvaceae	<i>Persea lingue</i> Nees	Lauraceae
23	<i>Crinodendron patagua</i> Molina	Elaeocarpaceae	<i>Persea meyeniana</i> Nees	Lauraceae
24	<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser	Lauraceae	<i>Peumus boldus</i> Molina	Monimiaceae
25	<i>Dasyphyllum diacanthoides</i> (Less.) Cabrera	Compositae	<i>Pitavia punctata</i> (Ruiz et Pav.) Molina	Rutaceae
26	<i>Dasyphyllum excelsum</i> (D.Don) Cabrera	Compositae	<i>Podocarpus saligna</i> D.Don	Podocarpaceae

27	<i>Drimys winteri</i> J.R.Forst. et G.Forst. var. chilensis (DC.) A.Gray	Winteraceae	68	<i>Pouteria splendens</i> (A. DC.) O. K.	Sapotaceae
28	<i>Embothrium coccineum</i> J.R.Forst. et G.Forst.	Proteaceae	69	<i>Porlieria chilensis</i> I.M.Johnst.	Zygophyllaceae
29	<i>Escallonia myrtoidea</i> Bertero ex DC.	Escalloniaceae	70	<i>Prosopis chilensis</i> (Molina) Stuntz var. Chilensis	Mimosaceae
30	<i>Escallonia pulverulenta</i> (Ruiz et Pav.) Pers. var. Pulverulenta	Escalloniaceae	71	<i>Prumnopitys andina</i> (Poepp. ex Endl.) de Laub.	Podocarpaceae
31	<i>Escallonia revoluta</i> (Ruiz et Pav.) Pers.	Escalloniaceae	72	<i>Pseudopanax laetevirens</i> (Gay) Franchet	Araliaceae
32	<i>Eucryphia cordifolia</i> Cav.	Eucryphiaceae	73	<i>Quillaja saponaria</i> Molina	Rosaceae
33	<i>Eucryphia glutinosa</i> (Poepp. et Endl.) Baill.	Eucryphiaceae	74	<i>Rhaphithamnus spinosus</i> (Juss.) Moldenke	Verbenaceae
34	<i>Gevuina avellana</i> Molina	Proteaceae	75	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Salicaceae
35	<i>Gomortega keule</i> (Molina) Baill.	Gomortegaceae	76	<i>Saxegothaea conspicua</i> Lindl.	Podocarpaceae
36	<i>Jubaea chilensis</i> (Molina) Baill.	Palmae	77	<i>Schinus latifolia</i> (Gillies ex Lindl.) Engler	Anacardiaceae
37	<i>Kageneckia angustifolia</i> D.Don	Rosaceae	78	<i>Schinus polygama</i> (Cav.) Cabrera var. Polygama	Anacardiaceae
38	<i>Kageneckia oblonga</i> Ruiz et Pav.	Rosaceae	79	<i>Sophora cassioides</i> (Phil.) Sparre	Papilionaceae
39	<i>Laurelia sempervirens</i> (Ruiz et Pav.) Tul.	Monimiaceae	80	<i>Sophora macrocarpa</i> Sm.	Papilionaceae
40	<i>Laureliopsis philippiana</i> (Looser) Schodde	Monimiaceae	81	<i>Tepualia stipularis</i> (Hook. et Arn.) Griseb.	Myrtaceae
41	<i>Legrandia concinna</i> (Phil.) Kausel	Myrtaceae	82	<i>Weinmannia trichosperma</i> Cav.	Cunoniaceae

Apéndice 2.- Número de colectas por especie (eje X, identificador de las especies según apéndice 1)

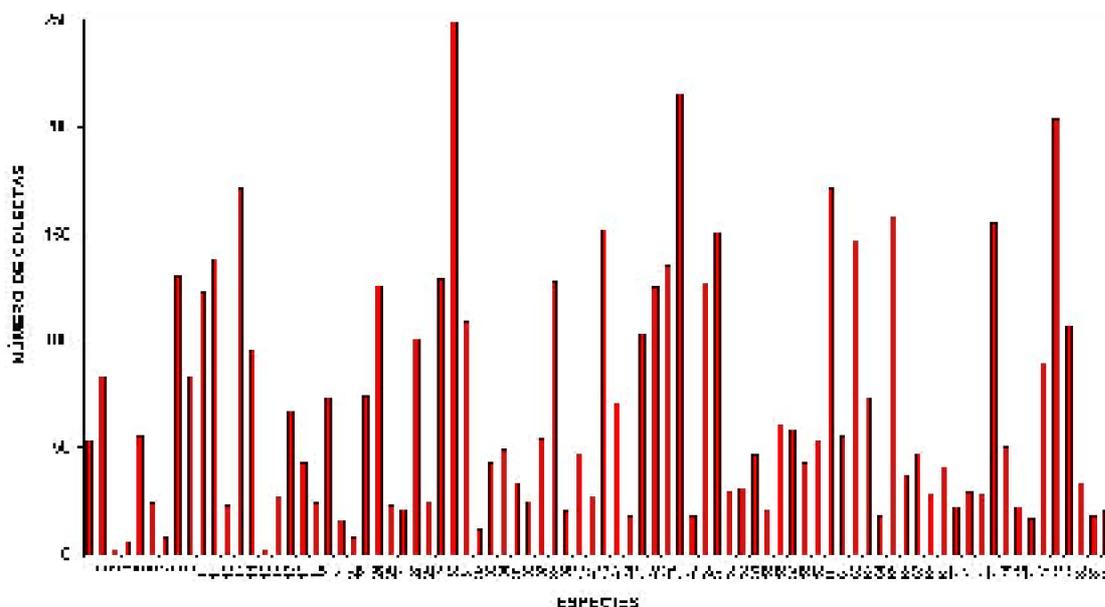


Figura 30. Número de colectas por especie

Apéndice 4.-Número de fragmentos, tamaño promedio y superficie remanente por formación vegetacional de Gajardo.

NOMBRE	Porcentaje de área remanente	Número de Fragmentos	Tamaño promedio de fragmentos (ha)
Bosque Caducifolio Altoandino de la Araucanía	89,83	11	16846
Bosque Caducifolio Andino Biobío	78,91	33	5102
Bosque Caducifolio Altoandino Chillán	73,27	13	5424
Bosque Caducifolio de la Precordillera	60,27	145	634
Bosque Altomontano de Nahuelbuta	55,69	48	1476
Bosque Caducifolio de la Montaña	54,98	374	854
Matorral Espinoso Cordillera de la Costa	39,20	137	374
Bosque Caducifolio de Santiago	36,28	197	170
Bosque Esclerófilo Andino	31,67	154	635
Bosque Esclerófilo Costero	29,98	581	528
Estepa Altoandina Boscosa	28,69	135	515
Bosque Caducifolio de Concepción	25,86	203	1146
Bosque Caducifolio de la Frontera	22,16	95	1651
Matorral Espinoso del Secano Costero	21,88	413	282
Matorral Estepario Arborescente	20,57	124	331
Bosque Esclerófilo Montano	20,55	301	344
Bosque Caducifolio Maulino	17,58	458	199
Matorral Espinoso del Secano Interior	16,09	857	286
Bosque Caducifolio Interior	15,70	20	4156
Bosque Esclerófilo de los Arenales	15,56	110	887
Matorral Espinoso de las Serranías	11,90	244	214
Bosque Espinoso Abierto	5,27	65	145

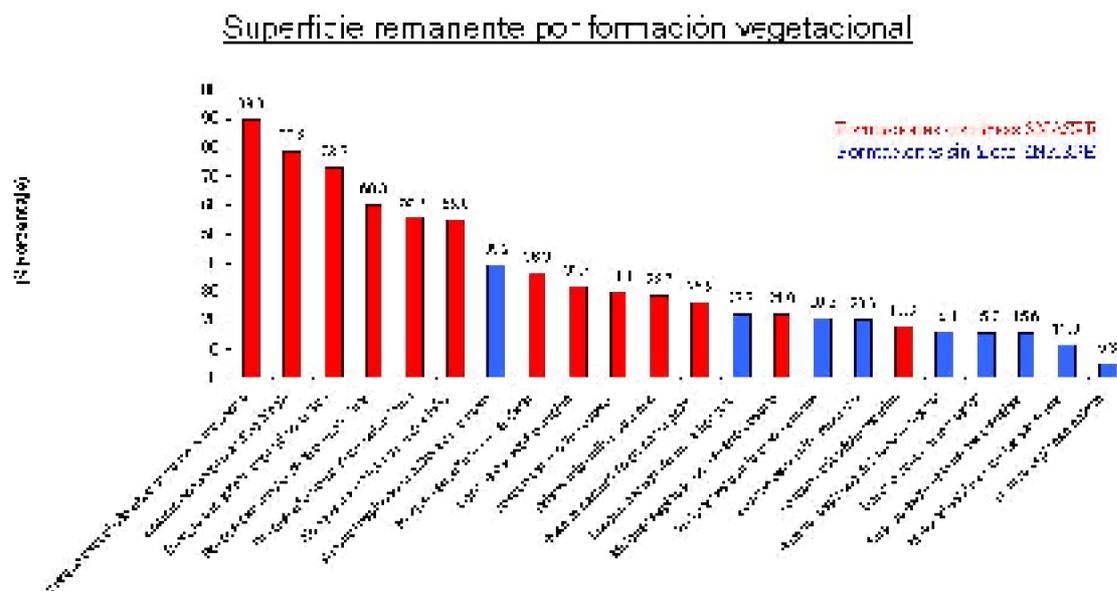


Figura 31. Superficie remanente por formación vegetacional

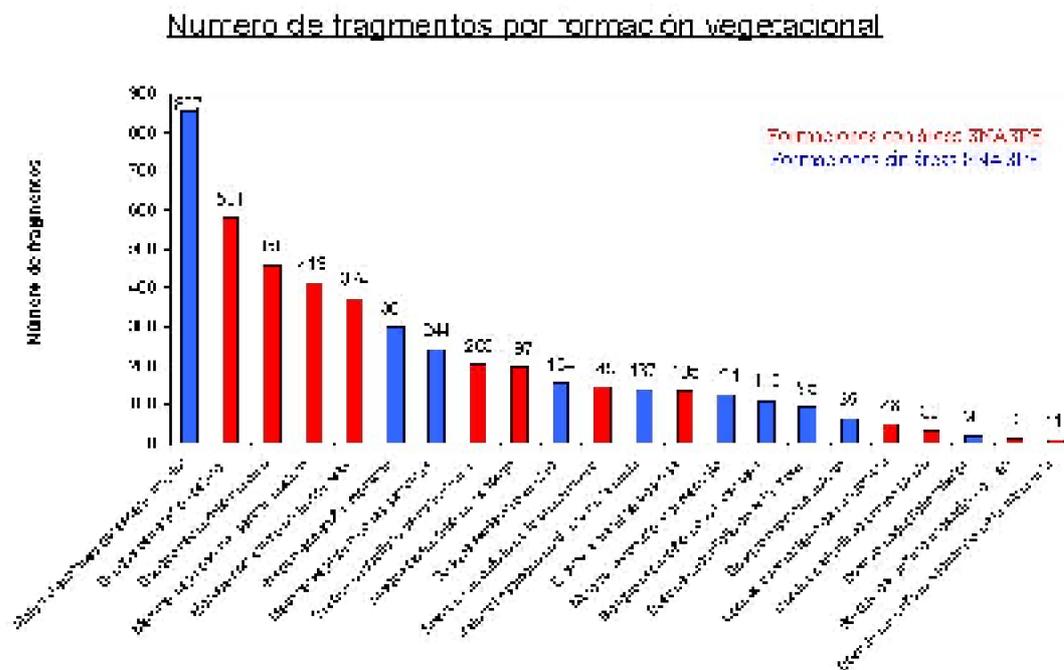


Figura 33. Tamaño promedio de fragmentos por formación vegetacional

Apéndice 5.- Listado de especies arbóreas por bloque florístico

	NORTE-COSTA		SUR-CENTRO-COSTA		ANDES
1	<i>Acacia caven</i>	1	<i>Acacia caven</i>	1	<i>Acacia caven</i>
2	<i>Acrisione denticulata</i>	2	<i>Acrisione denticulata</i>	2	<i>Acrisione denticulata</i>
3	<i>Adesmia resinosa</i>	3	<i>Aextoxicon punctatum</i>	3	<i>Adesmia viscosa</i>
4	<i>Aextoxicon punctatum</i>	4	<i>Amomyrtus luma</i>	4	<i>Aextoxicon punctatum</i>
5	<i>Aristotelia chilensis</i>	5	<i>Araucaria araucana</i>	5	<i>Amomyrtus luma</i>
6	<i>Azara celastrina</i>	6	<i>Aristotelia chilensis</i>	6	<i>Araucaria araucana</i>
7	<i>Azara integrifolia</i>	7	<i>Austrocedrus chilensis</i>	7	<i>Aristotelia chilensis</i>
8	<i>Azara petiolaris</i>	8	<i>Azara celastrina</i>	8	<i>Austrocedrus chilensis</i>
9	<i>Azara serrata</i>	9	<i>Azara integrifolia</i>	9	<i>Azara celastrina</i>
10	<i>Beilschmiedia miersii</i>	10	<i>Azara microphylla</i>	10	<i>Azara integrifolia</i>
11	<i>Blepharocalix cruckshanksii</i>	11	<i>Azara petiolaris</i>	11	<i>Azara microphylla</i>
12	<i>Buddleja globosa</i>	12	<i>Azara serrata</i>	12	<i>Azara petiolaris</i>
13	<i>Citronella mucronata</i>	13	<i>Beilschmiedia berteriana</i>	13	<i>Azara serrata</i>
14	<i>Corynabutilon ceratocarpum</i>	14	<i>Beilschmiedia miersii</i>	14	<i>Beilschmiedia berteriana</i>
15	<i>Crinodendron patagua</i>	15	<i>Blepharocalix cruckshanksii</i>	15	<i>Blepharocalix cruckshanksii</i>
16	<i>Cryptocarya alba</i>	16	<i>Buddleja globosa</i>	16	<i>Buddleja globosa</i>
17	<i>Dasyphyllum excelsum</i>	17	<i>Caldcluvia paniculata</i>	17	<i>Caldcluvia paniculata</i>
18	<i>Drimys winteri</i>	18	<i>Citronella mucronata</i>	18	<i>Citronella mucronata</i>
19	<i>Escallonia myrtoidea</i>	19	<i>Corynabutilon ceratocarpum</i>	19	<i>Corynabutilon ceratocarpum</i>
20	<i>Escallonia pulverulenta</i>	20	<i>Corynabutilon vitifolium</i>	20	<i>Crinodendron patagua</i>
21	<i>Escallonia revoluta</i>	21	<i>Crinodendron patagua</i>	21	<i>Cryptocarya alba</i>
22	<i>Jubaea chilensis</i>	22	<i>Cryptocarya alba</i>	22	<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>
23	<i>Kageneckia oblonga</i>	23	<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	23	<i>Drimys winteri</i>
24	<i>Lithrea caustica</i>	24	<i>Dasyphyllum excelsum</i>	24	<i>Embothrium coccineum</i>
25	<i>Lomatia dentata</i>	25	<i>Drimys winteri</i>	25	<i>Escallonia myrtoidea</i>
26	<i>Lomatia hirsuta</i>	26	<i>Embothrium coccineum</i>	26	<i>Escallonia pulverulenta</i>
27	<i>Luma apiculata</i>	27	<i>Escallonia myrtoidea</i>	27	<i>Escallonia revoluta</i>
28	<i>Luma chequen</i>	28	<i>Escallonia</i>	28	<i>Eucryphia glutinosa</i>

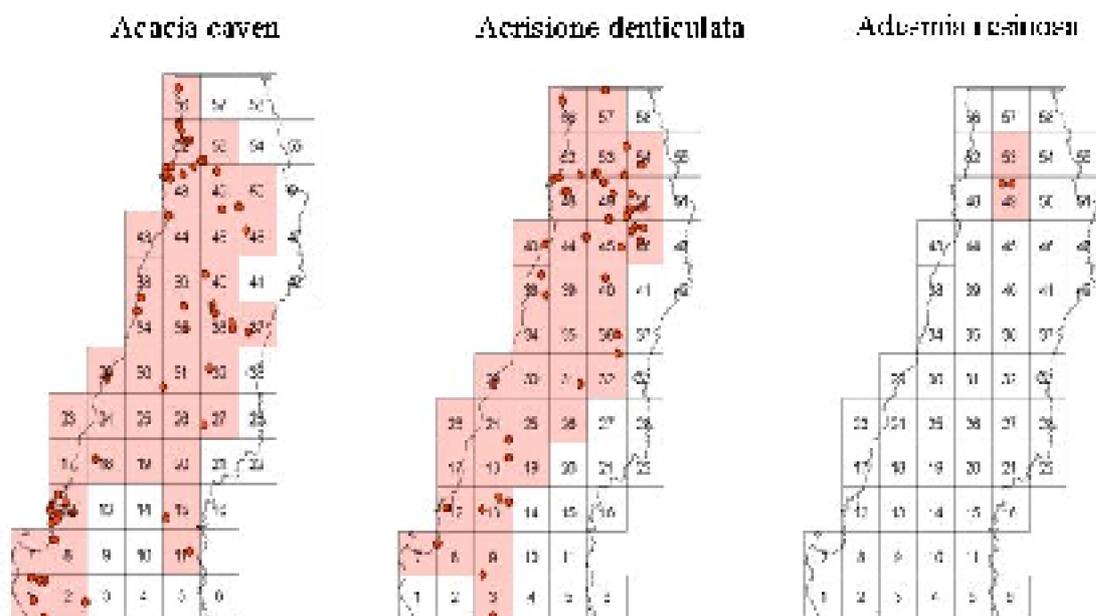
Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

			<i>pulverulenta</i>		
29	<i>Maytenus boaria</i>	29	<i>Escallonia revoluta</i>	29	<i>Gevuina avellana</i>
30	<i>Myrceugenia correifolia</i>	30	<i>Eucryphia cordifolia</i>	30	<i>Kageneckia angustifolia</i>
31	<i>Myrceugenia exsucca</i>	31	<i>Gevuina avellana</i>	31	<i>Kageneckia oblonga</i>
32	<i>Myrceugenia obtusa</i>	32	<i>Gomortega keule</i>	32	<i>Laurelia sempervirens</i>
33	<i>Nothofagus obliqua</i>	33	<i>Jubaea chilensis</i>	33	<i>Legrandia concinna</i>
34	<i>Otholobium glandulosum</i>	34	<i>Kageneckia oblonga</i>	34	<i>Lithrea caustica</i>
35	<i>Persea lingue</i>	35	<i>Laurelia sempervirens</i>	35	<i>Lomatia dentata</i>
36	<i>Peumus boldus</i>	36	<i>Laureliopsis philippiana</i>	36	<i>Lomatia ferruginea</i>
37	<i>Porlieria chilensis</i>	37	<i>Lithrea caustica</i>	37	<i>Lomatia hirsuta</i>
38	<i>Pouteria splendens</i>	38	<i>Lomatia dentata</i>	38	<i>Luma apiculata</i>
39	<i>Prosopis chilensis</i>	39	<i>Lomatia ferruginea</i>	39	<i>Luma chequen</i>
40	<i>Quillaja saponaria</i>	40	<i>Lomatia hirsuta</i>	40	<i>Maytenus boaria</i>

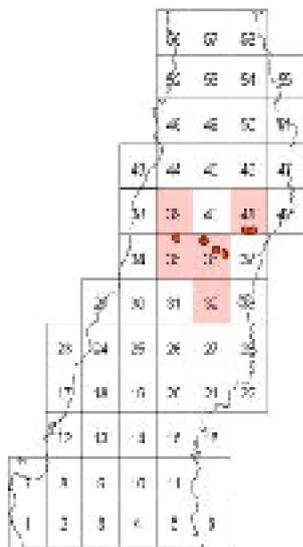
41	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	41	<i>Luma apiculata</i>	41	<i>Myrceugenia exsucca</i>
42	<i>Salix humboldtiana</i>	42	<i>Luma chequen</i>	42	<i>Myrceugenia obtusa</i>
43	<i>Schinus latifolius</i>	43	<i>Maytenus boaria</i>	43	<i>Myrceugenia ovata</i>
44	<i>Schinus polygamus</i>	44	<i>Myrceugenia correifolia</i>	44	<i>Myrceugenia parviflora</i>
45	<i>Sophora macrocarpa</i>	45	<i>Myrceugenia exsucca</i>	45	<i>Nothofagus antartica</i>
		46	<i>Myrceugenia obtusa</i>	46	<i>Nothofagus dombeyi</i>
		47	<i>Myrceugenia ovata</i>	47	<i>Nothofagus glauca</i>
		48	<i>Myrceugenia parviflora</i>	48	<i>Nothofagus nervosa</i>
		49	<i>Myrceugenia planipes</i>	49	<i>Nothofagus obliqua</i>
		50	<i>Nothofagus alessandrii</i>	50	<i>Nothofagus pumilio</i>
		51	<i>Nothofagus antartica</i>	51	<i>Otholobium glandulosum</i>
		52	<i>Nothofagus dombeyi</i>	52	<i>Persea lingue</i>
		53	<i>Nothofagus glauca</i>	53	<i>Persea meyeniana</i>
		54	<i>Nothofagus nervosa</i>	54	<i>Peumus boldus</i>
		55	<i>Nothofagus obliqua</i>	55	<i>Podocarpus saligna</i>
		56	<i>Nothofagus pumilio</i>	56	<i>Prumnopitys andina</i>
		57	<i>Otholobium glandulosum</i>	57	<i>Pseudopanax laetevirens</i>
		58	<i>Persea lingue</i>	58	<i>Quillaja saponaria</i>
		59	<i>Persea meyeniana</i>	59	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>
		60	<i>Peumus boldus</i>	60	<i>Saxegothaea conspicua</i>
		61	<i>Pitavia punctata</i>	61	<i>Schinus latifolius</i>
		62	<i>Podocarpus saligna</i>	62	<i>Schinus polygamus</i>
		63	<i>Pseudopanax laetevirens</i>	63	<i>Sophora macrocarpa</i>
		64	<i>Prumnopitys andina</i>	64	<i>Sophora cassiodes</i>
		65	<i>Quillaja saponaria</i>	65	<i>Tepualia stipularis</i>
		66	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	66	<i>Weinmannia trichosperma</i>
		67	<i>Salix humboldtiana</i>		

		68	<i>Saxegothaea conspicua</i>		
		69	<i>Schinus latifolius</i>		
		70	<i>Schinus polygamus</i>		
		71	<i>Sophora macrocarpa</i>		
		72	<i>Sophora microphylla</i>		
		73	<i>Tepualia stipularis</i>		
		74	<i>Weinmannia trichosperma</i>		

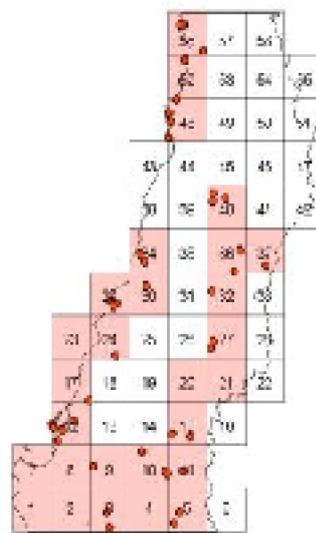
Apéndice 6.- Sitios de colectas (puntos) y distribución potencial obtenida del método Gap (cuadrantes coloreados).



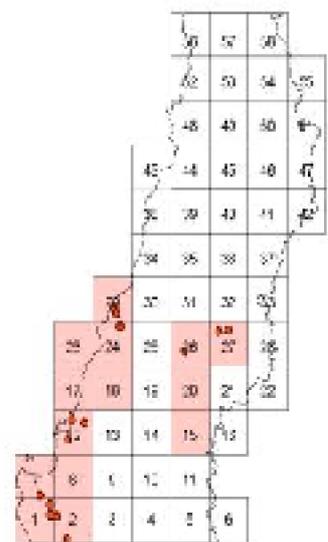
Adesmia viscosa



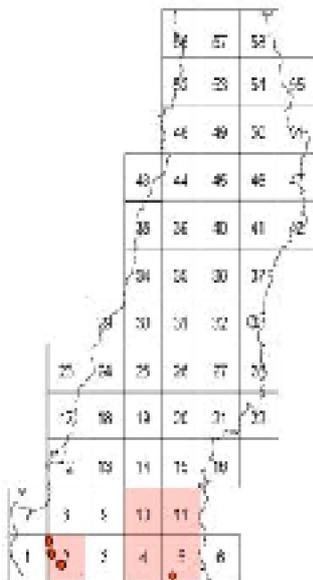
Aextoxicon punctatum



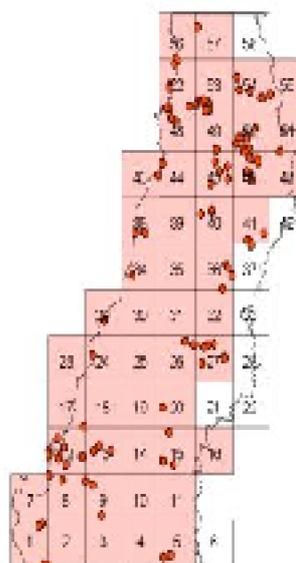
Amomyrtus huna



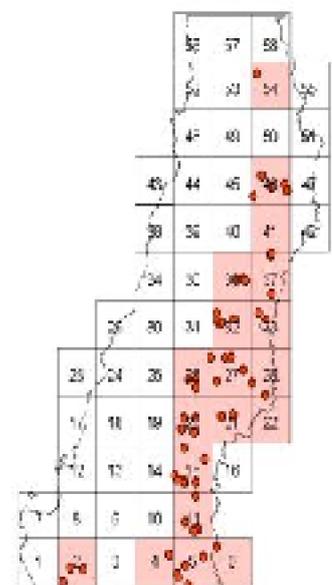
Araucaria araucana



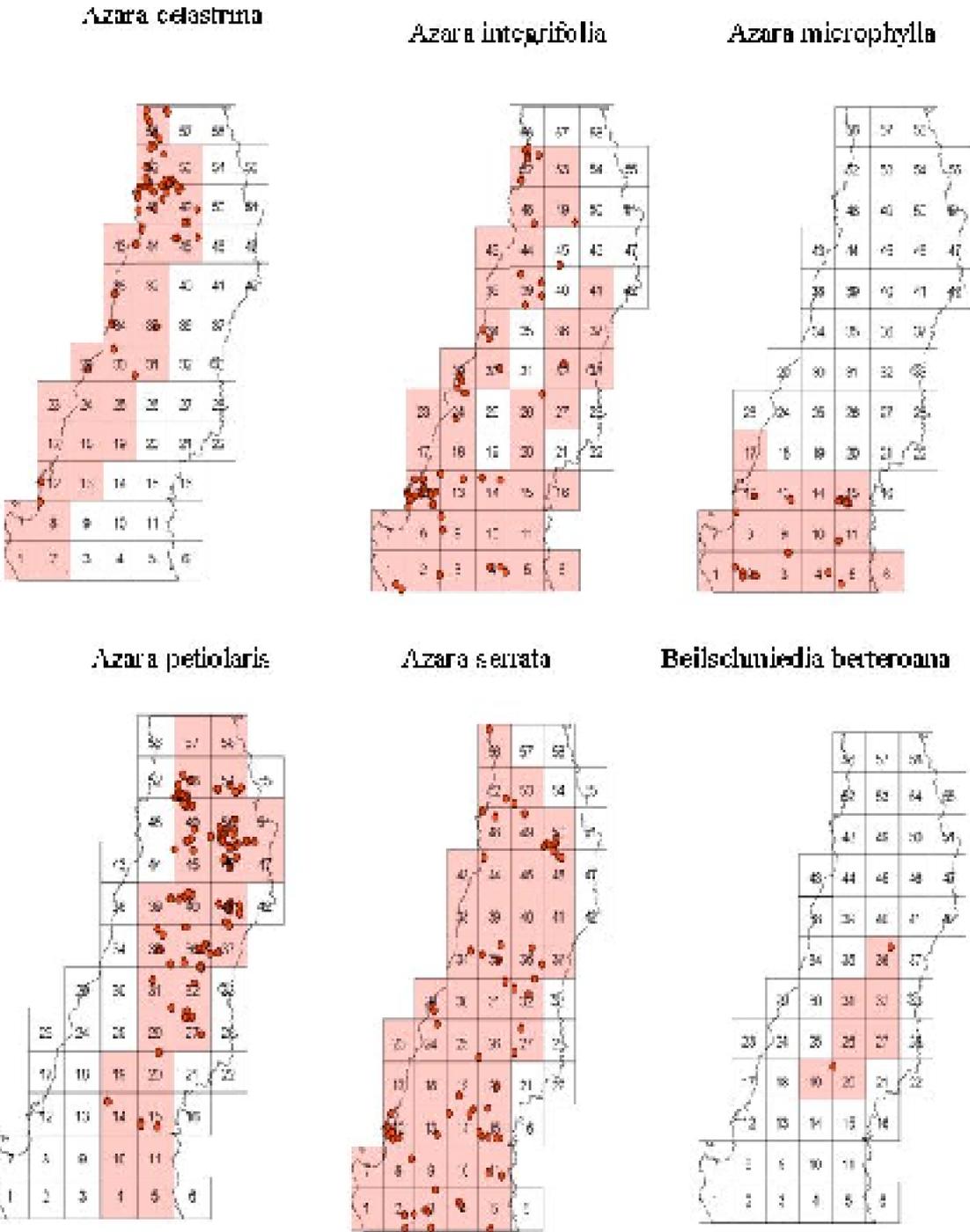
Aristotelia chilensis



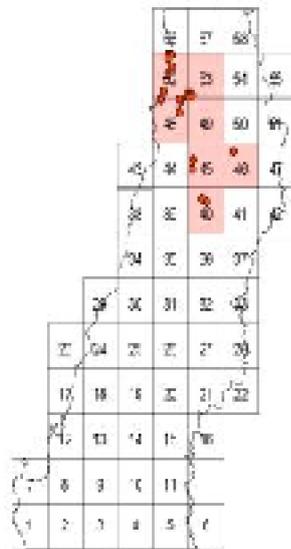
Austrocedrus chilensis



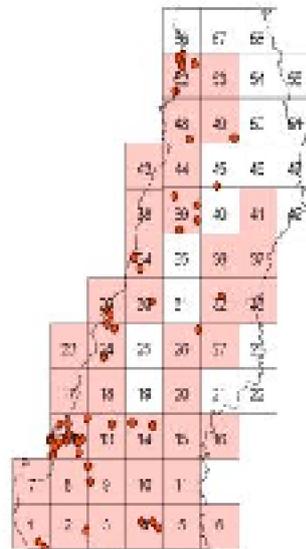
Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile



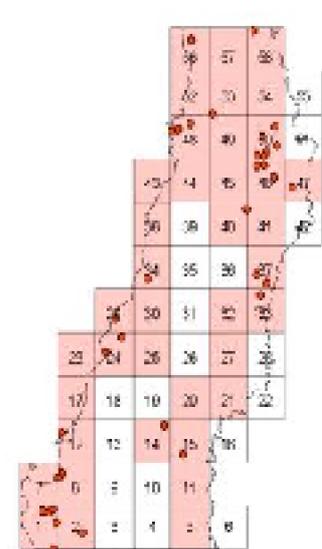
Teilschmidia miersii



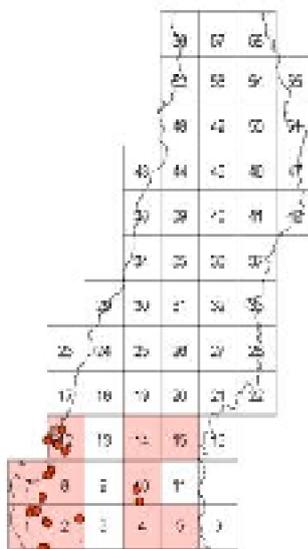
Telepharocalyx cruckshankii



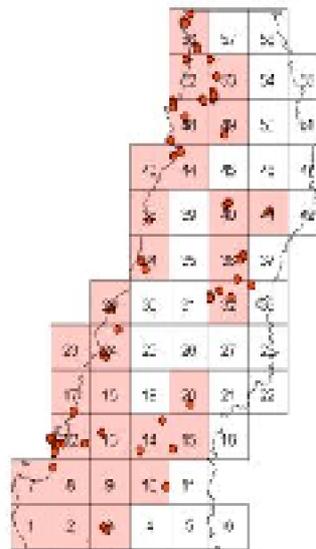
Puddleja globosa



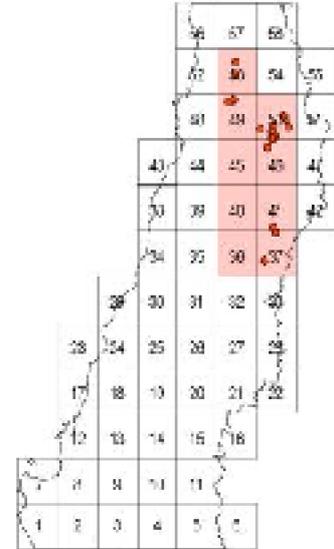
Caldehuvia parviculata



Citronella mucronata

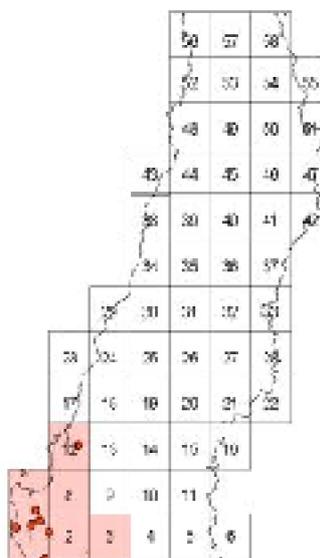


Corymbulidion ceriseorum

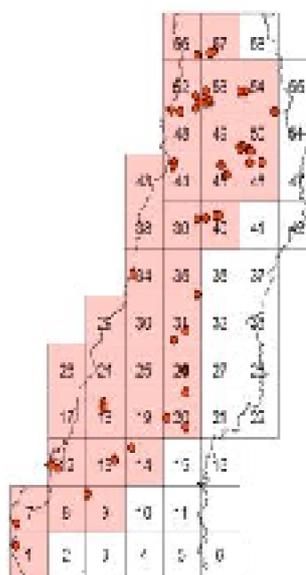


Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

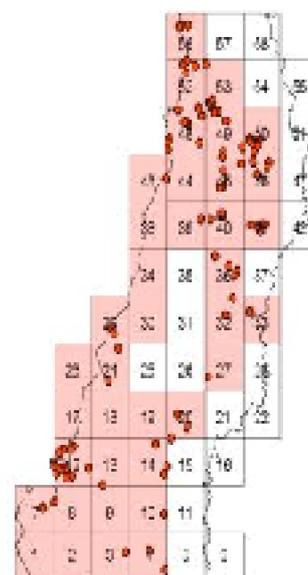
Corynabutilon vitifolium



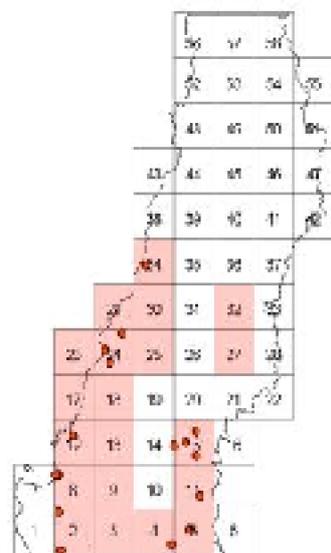
Crinodendron patagona



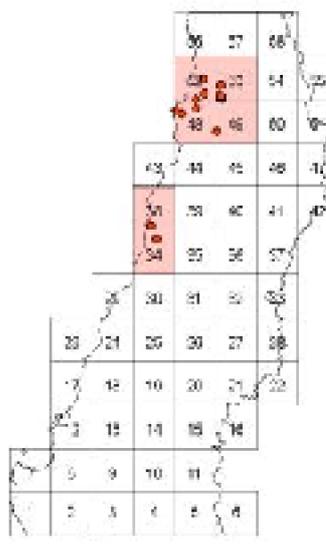
Cryptocarya alba



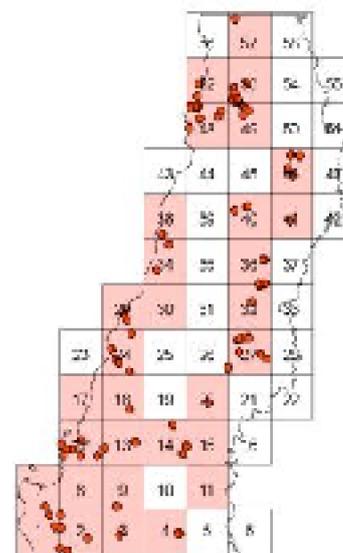
Dasycyllum diacanthoides



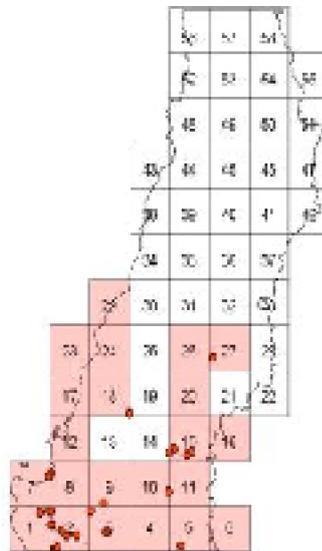
Dasycyllum excelsum



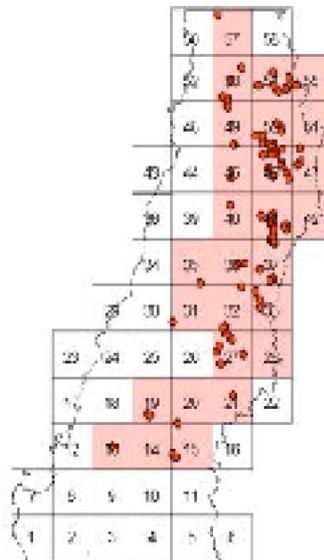
Drimys winteri



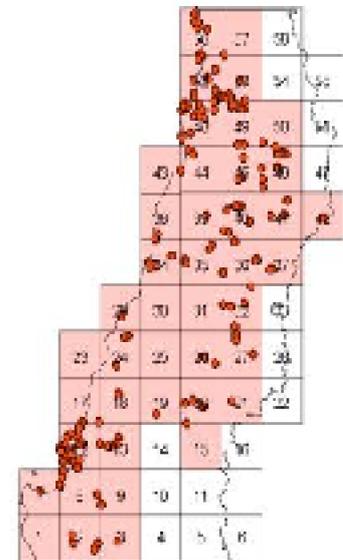
Embothrium coccineum



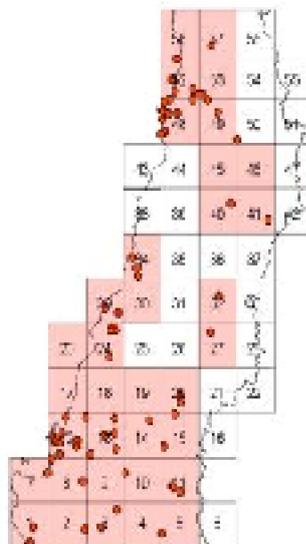
Escallonia nuytoidea



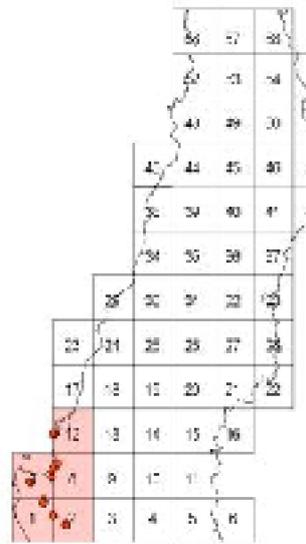
Escallonia pulverulenta



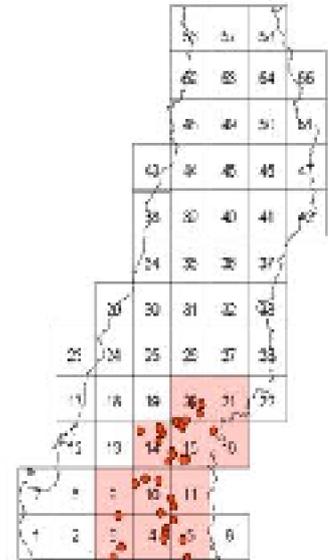
Escallonia revoluta



Eucryphia cordifolia

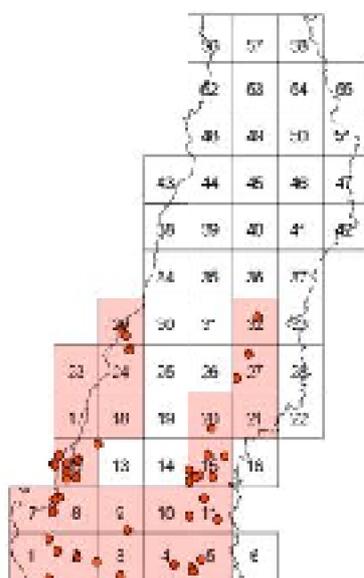


Eucryphia glutinosa

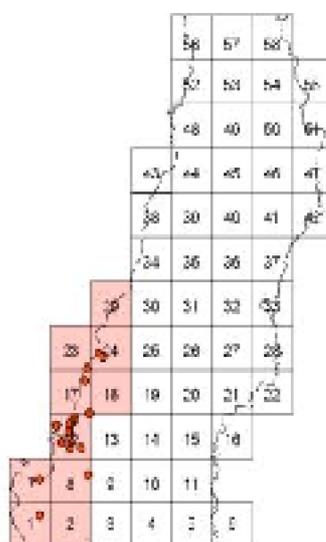


Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

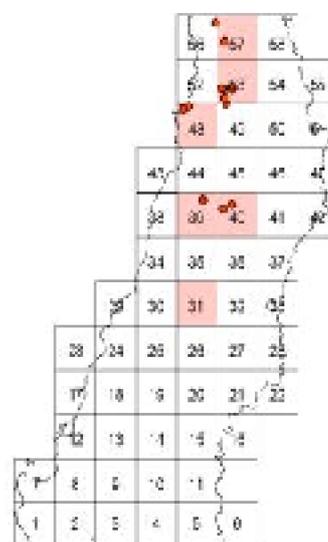
Gevuina avellana



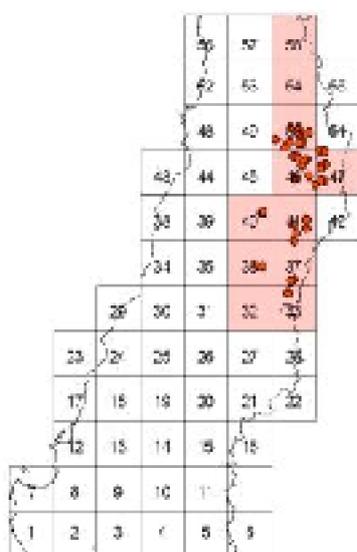
Cronortega keule



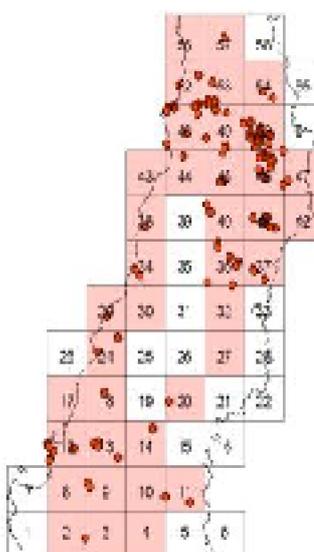
Tubaea chilensis



Kageneckia angustifolia



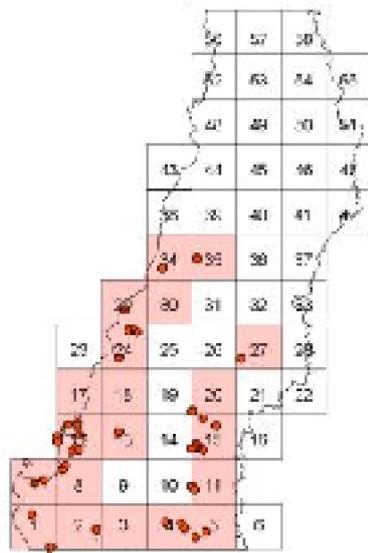
Kageneckia oblonga



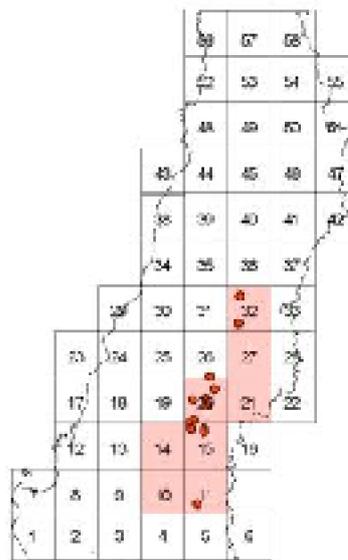
Laureliopsis philippiana



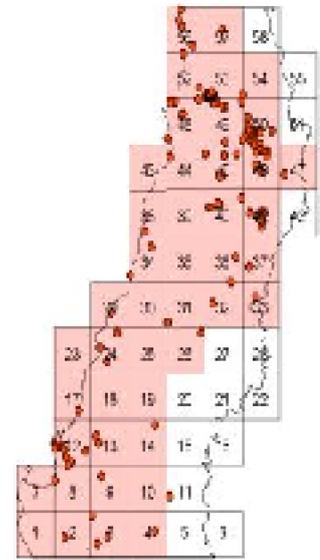
Lomatia sempervirens



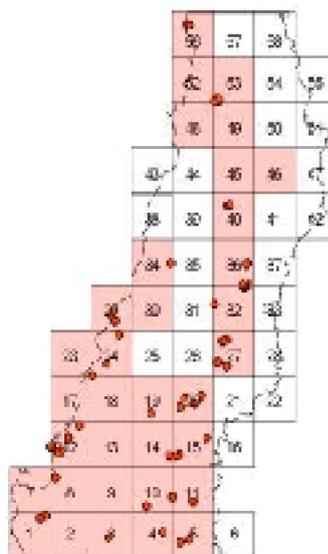
Legrandia concinna



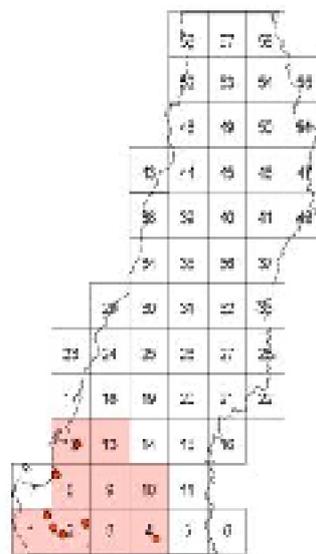
Lilaea caustica



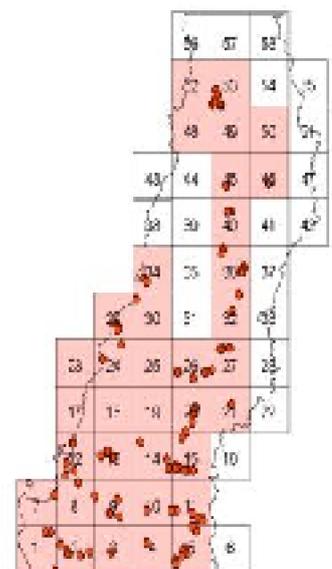
Lomatia dentata



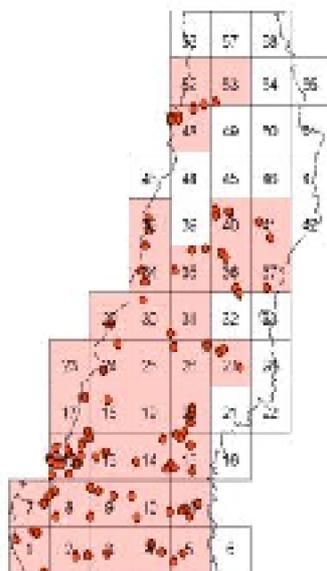
Lomatia ferruginea



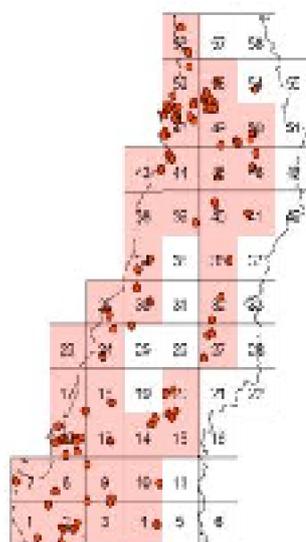
Lomatia hirsuta



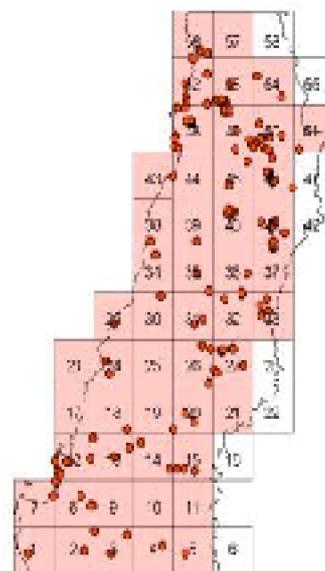
Luma apiculata



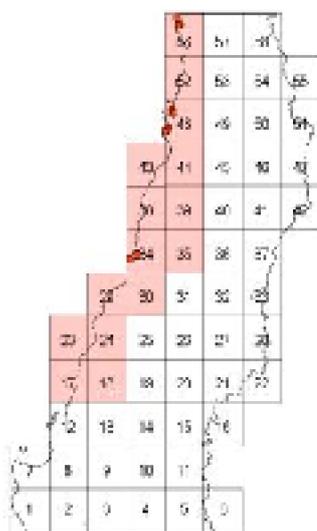
Luma chequen



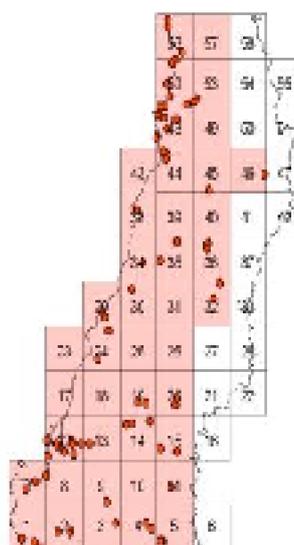
Maytenus boaria



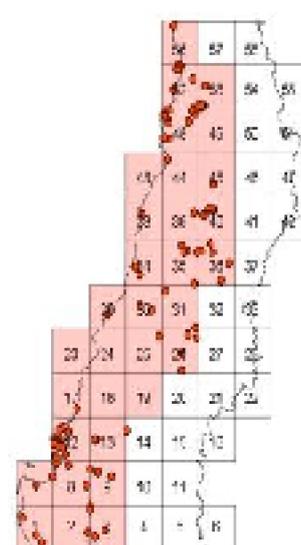
Myrcogenia correifolia



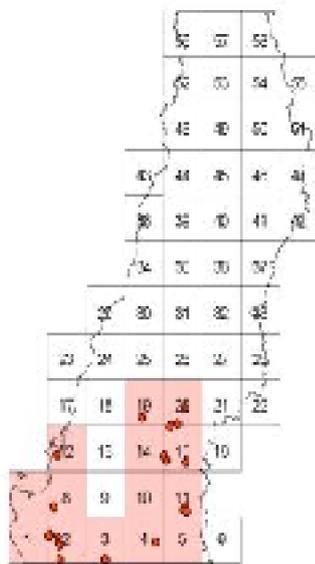
Myrcogenia cuneata



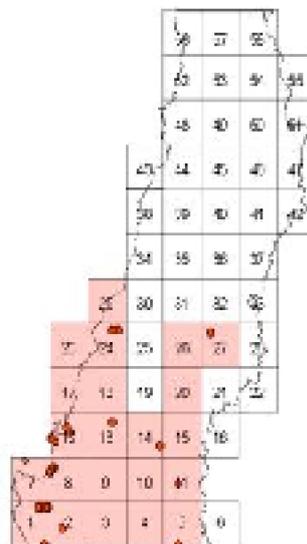
Myrcogenia obtusa



Myrcogenia ovata



Myrcogenia parviflora



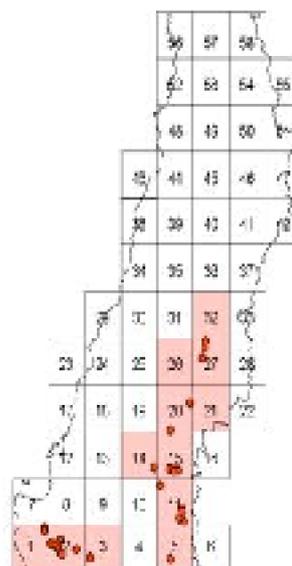
Myrcogenia planipes



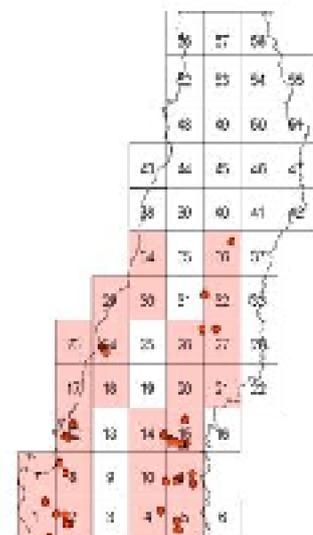
Nothofagus alessandrii



Nothofagus antarctica

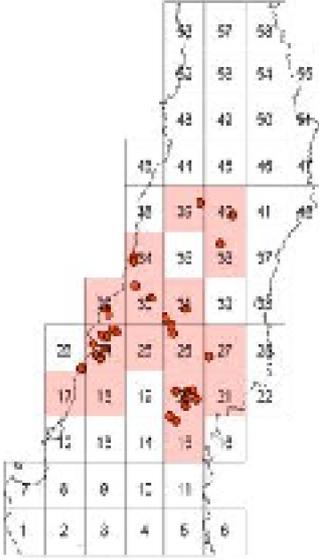


Nothofagus dombeyi

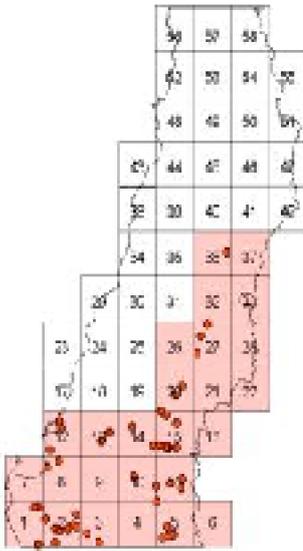


Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile

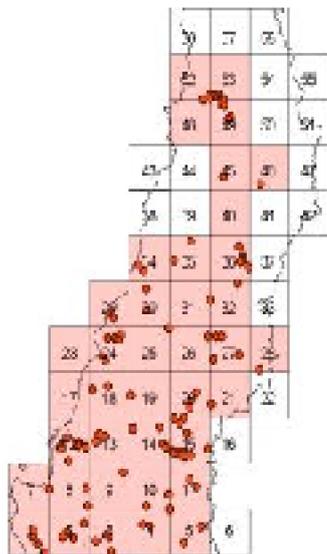
Nothofagus glauca



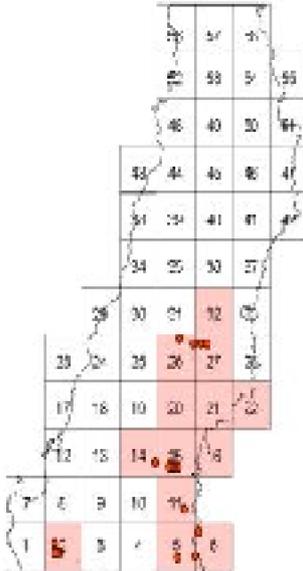
Nothofagus nervosa



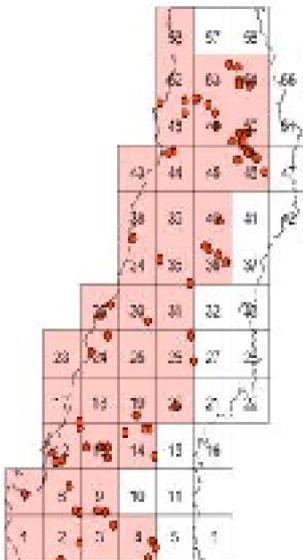
Nothofagus obliqua



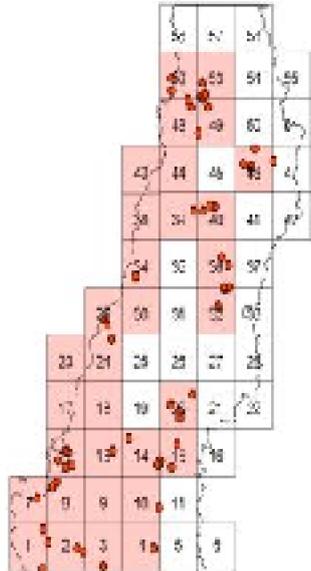
Nothofagus pumilio



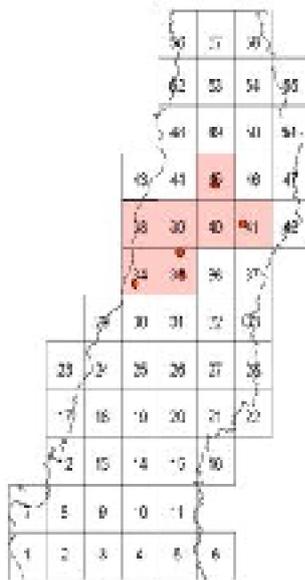
Otholobium glandulosum



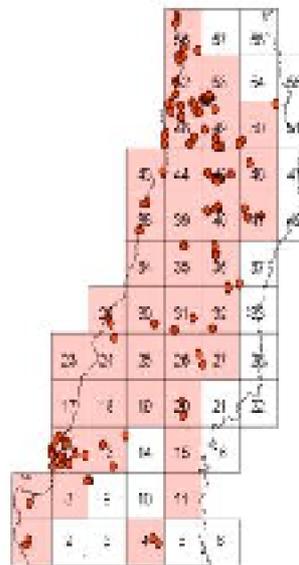
Persea lingue



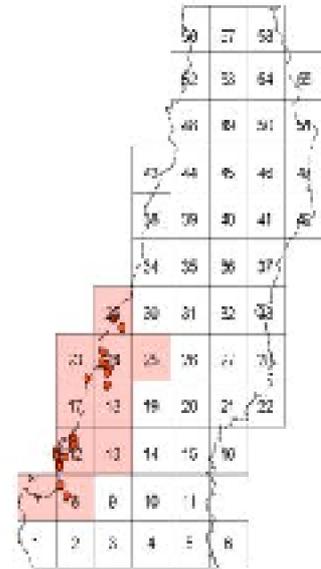
Persea meyeniana



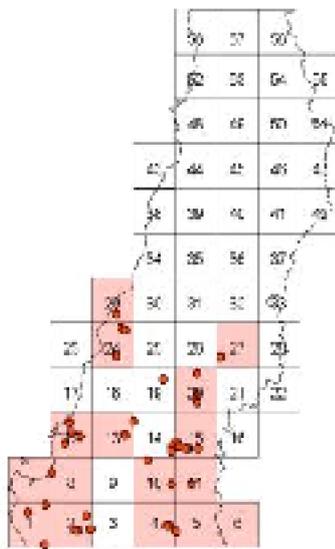
Peumus boldus



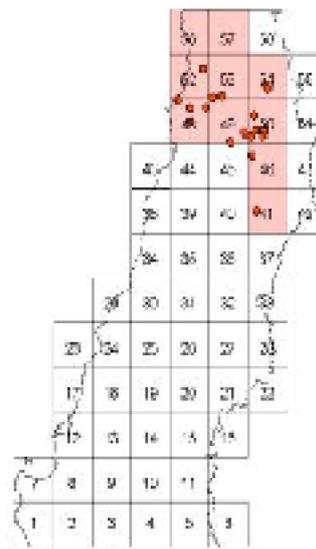
Pitavia punctata



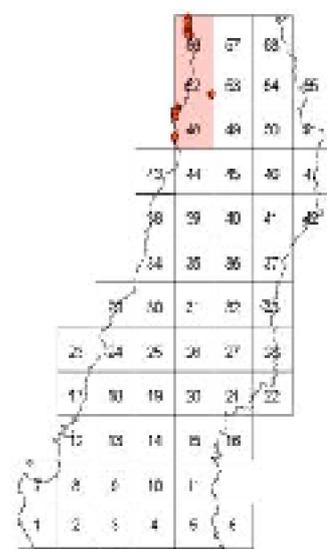
Podocarpus salignu



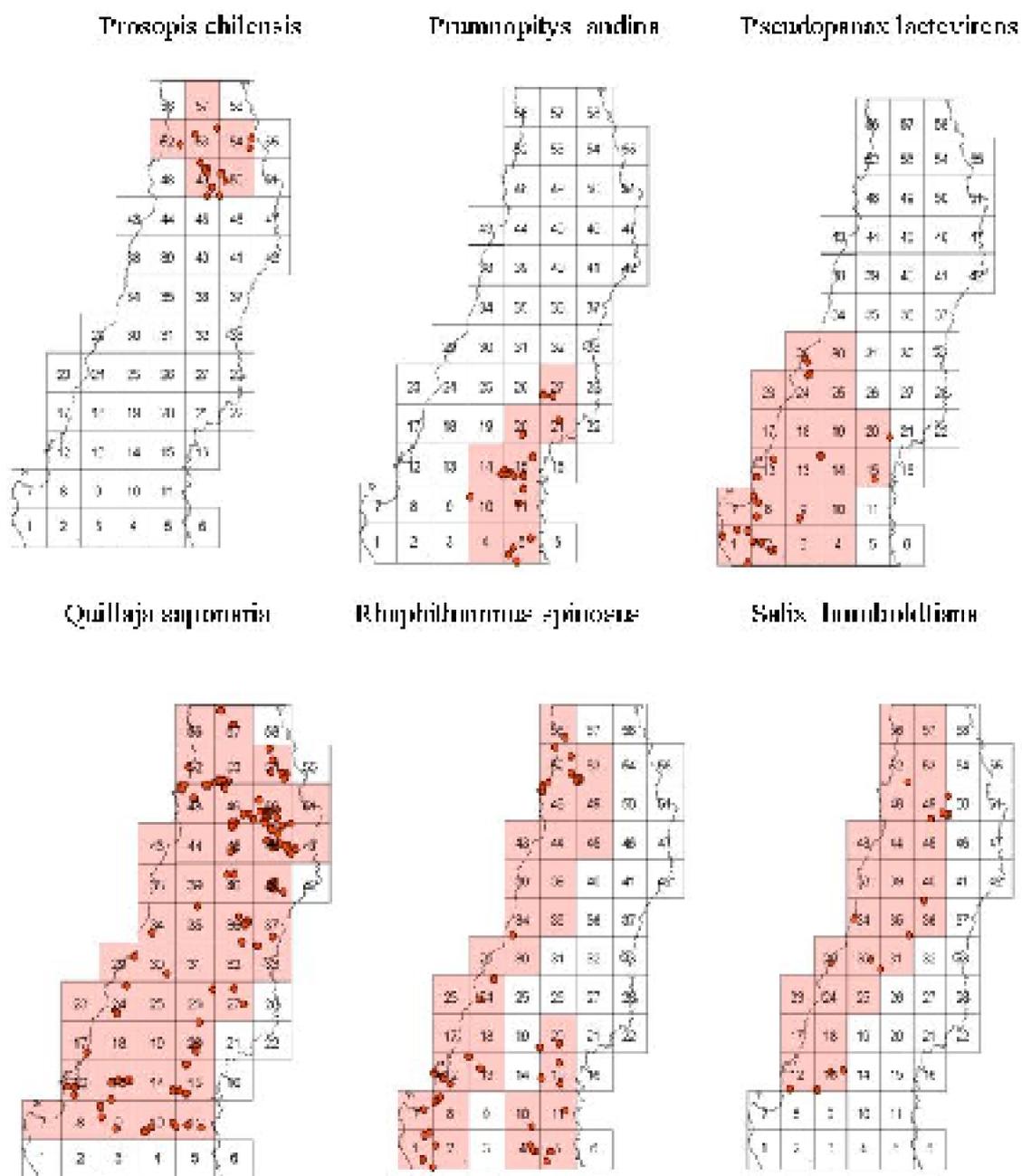
Portieria chilensis



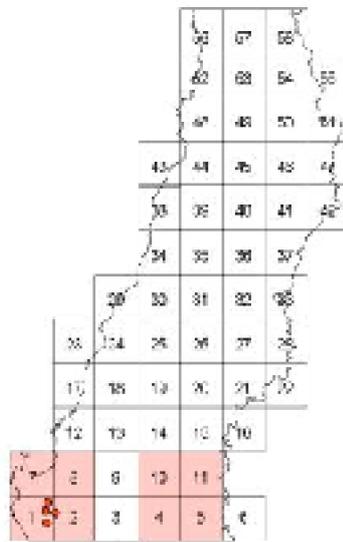
Pouteria splendens



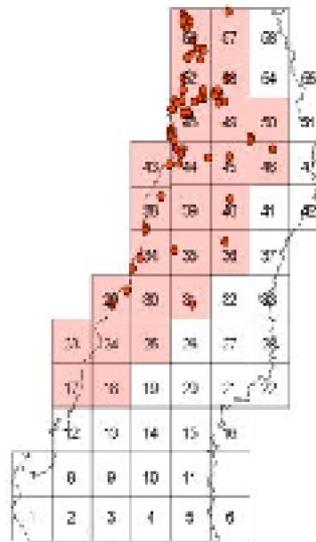
Priorización de áreas para fortalecer la conservación de la flora arbórea nativa en la zona mediterránea de Chile



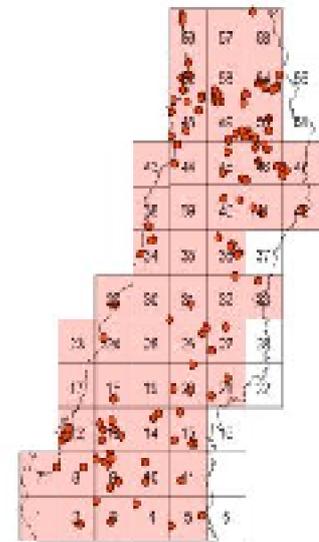
Saxegothaea conspicua



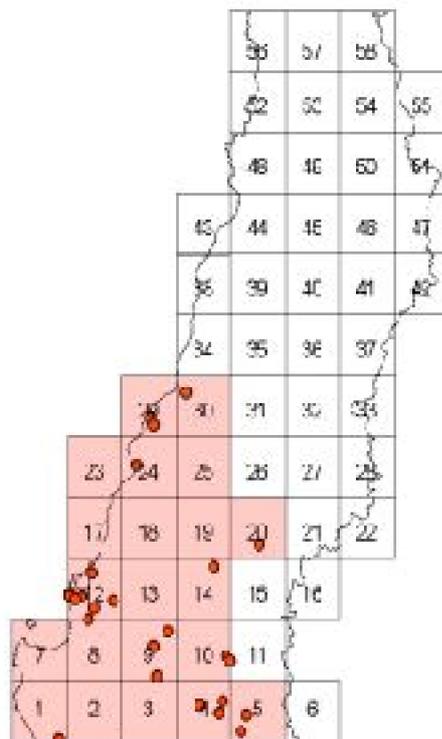
Schinus latifolius



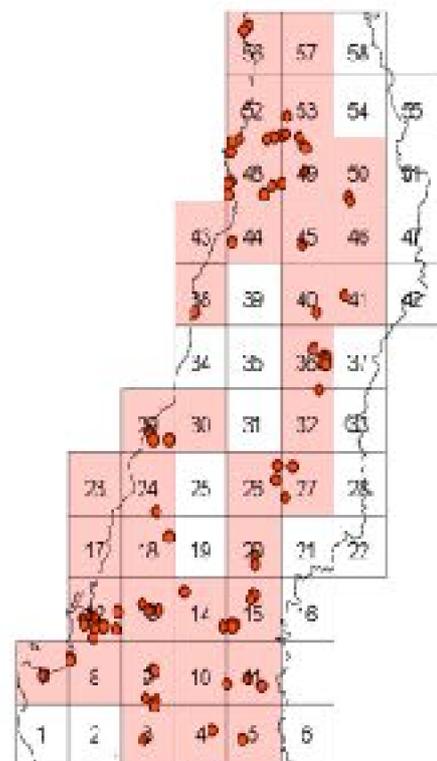
Schinus polygamus



Sophora cassioides



Sophora macrocarpa



Tepualia stipularis

Weinmannia trichosperma

