

**INTERACCIONES PAISAJE-DISTURBIO EN ECOSISTEMAS BOSCOSOS DE  
NORPATAGONIA: INFLUENCIAS DEL PAISAJE EN LA PROPAGACIÓN DEL  
FUEGO Y EN LA RECUPERACIÓN DE LA VEGETACIÓN LUEGO DE  
INCENDIOS**

Mónica A. Mermoz

Licenciada en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires, 1983

Magíster de la Universidad de Buenos Aires, área Recursos Naturales

Escuela para Graduados Alberto Soriano  
Convenio Facultad de Agronomía – UBA  
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

COMITÉ CONSEJERO

CONSEJERO PRINCIPAL:



Thomas Kitzberger  
Lic. Ciencias Biológicas (UBA)  
Ph. D. (Univ. de Colorado, EEUU)

CONSEJERO:



Thomas Veblen  
M.A. Geography (Univ. California, EEUU)  
Ph. D. (Univ. California, EEUU)

## JURADO DE TESIS

Roberto Javier Fernández Aldúncin  
Doctor en Biología. Duke University (EEUU)

Tomás Miguel Schlüchter  
Ph. D. Universität Zu Göttingen (Alemania)

Thomas Kitzberger  
Ph. D. Colorado State University (EEUU)

13 de junio de 2006

*A Carlos y Tato, mis inseparables compañeros*

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Administración de Parques Nacionales por haber facilitado la realización de este trabajo. En particular deseo agradecer a los guardaparques por su asistencia en los trabajos de campo, y a mis compañeros de la Delegación Regional Patagonia por suplirme en mis tareas laborales cuando fue necesario. Agradezco a Sonia Clayton por su paciente y eficiente trabajo en las tareas de digitalización de cartas topográficas, y a Daniel Barrios Lamuniere por su gran dedicación y pericia en las tareas de rectificación de imágenes y fotos aéreas. Al Dr. Martín Oesterheld quien me alentó a encarar el desafío de esta maestría, al Dr. Thorsten Wiegand quien me aportó numerosas ideas para mejorar mi proyecto de investigación; y en general al cuerpo docente y personal administrativo de la Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía por su calidad humana y profesional. Mi gratitud a Thomas Veblen y Thomas Kitzberger por su constante apoyo y guía, y por haberme brindado generosamente sus conocimientos y valioso tiempo. Agradezco al grupo de investigadores del Laboratorio Ecotoño por su constante aliento, y en particular a Cintia Souto, Norlan Tercero y Mariana Tadey por haberme recibido cordialmente en su oficina durante varios meses. Finalmente quisiera agradecer a mi padre y a Laura que me albergaron cariñosamente en su hogar durante mis estadías en Buenos Aires.

Este estudio fue financiado por la National Science Foundation y por la Administración de Parques Nacionales. La Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) colaboró con la provisión de imágenes satelitales, en el marco del Programa “Uso de la Información Espacial para el manejo de Catástrofes y sus Efectos”

## ÍNDICE GENERAL

### CAPÍTULO

#### I. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Introducción	1
1.2. Objetivos	4
1.3. Esquema general de la tesis	4

#### II. INFLUENCIAS REGIONALES DEL PAISAJE EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS INCENDIOS, Y SU MODIFICACIÓN POR IGNICIÓN ANTRÓPICA

2.1. Introducción	6
2.2. Área de estudio	8
2.3. Metodología	11
2.3.1. Mapas de incendios y de variables relacionadas con los combustibles	11
2.3.2. Análisis de datos	13
2.4. Resultados	15
2.4.1. Detección y mapeo de incendios	15
2.4.2. Influencias de la vegetación y variables abióticas en la distribución espacial de los incendios	16
2.4.2.1. Índice de susceptibilidad	16
2.4.2.2. Comparación de los incendios observados con el área total disponible e incendios generados al azar	17
2.4.2.3. Regresión logística	21
2.4.3. Influencias humanas en la distribución espacial de los incendios y en los controles del paisaje sobre el fuego	24
2.5. Discusión	26
2.5.1. Controles bióticos y abióticos del paisaje sobre la distribución espacial de los fuegos	26

2.5.2. Modificaciones inducidas por una alta frecuencia de focos de origen antrópico	28
2.6. Conclusiones	29
<b>III. INFLUENCIAS DEL MOSAICO LOCAL DEL PAISAJE EN LA PROPAGACIÓN DEL FUEGO, Y SU MODIFICACIÓN POR EL CLIMA Y EL TAMAÑO DEL DISTURBIO</b>	
3.1. Introducción	31
3.2. Área de Estudio	32
3.3. Metodología	33
3.3.1. Mapas de incendios y de las variables potencialmente relacionadas con la propagación del fuego	33
3.3.2. Análisis de datos	35
3.3.2.1. Propagación del fuego en relación a la vegetación y la topografía	35
3.3.2.2. Influencias climáticas y del tamaño del disturbio	36
3.4. Resultados	36
3.4.1. Propagación del fuego en relación a la vegetación y topografía	36
3.4.2. Influencias climáticas y del tamaño del disturbio	38
3.5. Discusión	40
3.5.1. Influencias del paisaje en la propagación del fuego	40
3.5.2. Efectos del tamaño del disturbio y las condiciones climáticas sobre los controles del paisaje	42
3.6. Conclusiones	43
<b>IV. RECUPERACIÓN DE LA VEGETACIÓN LUEGO DE INCENDIOS, E INFLUENCIAS DEL PAISAJE EN LAS TRANSICIONES POST-FUEGO</b>	
4.1. Introducción	44
4.2. Área de Estudio	46
4.3. Metodología	47
4.3.1. Selección de los estudios de caso	47

4.3.2. Sistema de información geográfica	48
4.3.3. Análisis de datos	49
4.4. Resultados	51
4.4.1. Mapas de vegetación	51
4.4.2. Recuperación de la vegetación y transiciones post-fuego	51
4.4.2.1. Ao. Cuerno	51
4.4.2.2. Co. Carbón	54
4.4.2.3. Brazo Tristeza	55
4.4.3. Influencia de variables ambientales y la distancia a semilleros en la recuperación del bosque	61
4.4.3.1 Análisis de frecuencias	61
4.4.3.2. Regresión logística	63
4.4.4. Influencia de las variables ambientales y distancia a semilleros en las transiciones post-fuego de los distintos tipos de bosque.	65
4.5. Discusión	70
4.6. Conclusiones	73
<b>V. CONCLUSIÓN FINAL</b>	
5.1. Controles bióticos y abióticos regionales del paisaje sobre el fuego, y su modificación por la actividad humana	75
5.2. Influencias del mosaico local del paisaje sobre el fuego, y su modificación por las condiciones climáticas y el tamaño del disturbio	76
5.3. Influencias del paisaje en las transiciones post-fuego y en la regeneración del bosque	76
5.4. Consecuencias para la dinámica a largo plazo del paisaje	77
5.5. Futuras líneas de investigación	80

## ÍNDICE DE TABLAS

2.1. Fechas de las imágenes Landsat TM utilizadas para el mapeo de los incendios	11
2.2. Variables y clases de las variables utilizadas en el análisis de datos	13
2.3. Incendios en zonas boscosas, mayores a 2 ha de superficie, ocurridos en el área de estudio entre 1985 y 1999	16
2.4. Comparación de las variables bióticas y abióticas (medias) en áreas quemadas y no quemadas, y resultados de la regresión logística univariada para cada variable	22
2.5. Coeficiente de correlación para las variables retenidas en el modelo de regresión logística	22
2.6. Parámetros de la regresión logística para el modelo seleccionado	22
3.1. Resultados del análisis de la varianza de una vía para las proporciones quemadas de los distintos tipos de vegetación	36
3.2. Resultados del Análisis de la varianza de una vía para las medias de la proporción quemada de las distintas clases de pendiente	38
4.1. Características de los 3 estudios de caso tomados para el análisis de recuperación	47
4.2. Fotos aéreas disponibles para los estudios de caso	49
4.3. Ao Cuerno. Transiciones del año 1941 (pre-incendio) al año 2000 (50 años post-incendio)	52
4.4. Co Carbón. Transiciones del año 1942 (pre- incendio) a los años 1970 y 1981 (corto y mediano plazo post- incendio)	55
4.5. Co Carbón. Transiciones post-fuego observadas en el período 1970 a 1981	55
4.6. Brazo Tristeza: Transiciones del año 1942 (pre-incendio) a los años 1970 (corto plazo), 1981 (mediano plazo) y 2000 (mediano a largo plazo) luego del incendio	57
4.7. Brazo Tristeza. Transiciones post-fuego observadas en el período 1970 a 1981	58
4.8. Brazo Tristeza. Valores de la mediana de distintas variables en sitios reocupados por bosque 24 años luego del incendio, y en sitios no recolonizados por bosque en ese período	64

4.9. Brazo Tristeza. Resultados de la regresión logística del modelo que relaciona la regeneración boscosa con diversas variables bióticas y abióticas	65
4.10. Brazo Tristeza. Pruebas de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias en los valores registrados para distintas variables bióticas y abióticas en los tipos de vegetación desarrollados luego del incendio.	66
4.11. Brazo Tristeza. Modelo logístico multinomial para la sucesión post-fuego en los sitios correspondientes al bosque de lenga	68
4.12. Brazo Tristeza. Modelo logístico multinomial para la sucesión post-fuego en los sitios correspondientes a bosques de coihue y/o ciprés.	69

## ÍNDICE DE FIGURAS

2.1. Área de estudio, incluyendo los incendios de más de 2 ha de superficie ocurridos en bosques y/o matorrales en el período 1985-1999	10
2.2. Valores del índice de susceptibilidad al fuego (S) de las distintas clases de las variables	17
2.3. Proporción ocupada por las distintas clases de las variables en el área quemada y en el área total disponible	19
2.4. Proporción ocupada por las distintas clases de las variables en las áreas quemadas, para los tres principales tipos de vegetación	20
2.5. Mapa de la predicción de probabilidad de incendios de bosques y matorrales, basado en el modelo de regresión logística	23
2.6. Proporción ocupada por las distintas clases de las variables en las áreas quemadas y en el área disponible, dentro y fuera del sector periurbano	25
3.1. Ubicación de los incendios analizados a escala local	34
3.2. Proporciones (medianas) ocupadas por los tipos de vegetación, clases de orientación y clases de pendiente en las áreas quemadas y en los parches contiguos no afectados	37
3.3. Proporciones (medianas) ocupadas por los tipos de vegetación y clases de orientación en las áreas quemadas y en los parches contiguos no afectados para incendios que ocurrieron en años extremadamente secos y en años no extremadamente secos	39
3.4. Proporciones (medianas) ocupadas por los tipos de vegetación y clases de orientación en las áreas quemadas y en los parches contiguos no afectados, para incendios grandes ( $> 200$ ha) y chicos ( $< 200$ ha)	40
4.1. Ubicación de los incendios analizados en el análisis de recuperación	46
4.2. Proporción ocupada por los tipos de vegetación en distintas fechas pre y post-incendio, para los tres incendios analizados	53
4.3. Brazo Tristeza. Superficie ocupada por los tipos de vegetación en distintas fechas luego del incendio, en sectores correspondientes a bosques de lenga	59
4.4. Brazo Tristeza. Superficie ocupada por los tipos de vegetación en distintas fechas luego del incendio, en sectores correspondientes a bosques de coihue-ciprés	60

4.5. Proporción de las distintas clases topográficas correspondiente a la superficie boscosa original, ocupada con regeneración arbórea post-fuego, para los tres incendios analizados.	62
4.6. Brazo Tristeza. Proporción del área boscosa original, ocupada con regeneración post –incendio, según la distancia a semilleros y la distancia a cuerpos de agua.	63

## DECLARACIÓN

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo, y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución

Mónica A. Mermoz

## RESUMEN

### **Interacciones paisaje-disturbio en ecosistemas boscosos de norpatagonia: Influencias del paisaje en la propagación del fuego y en la recuperación de la vegetación luego de incendios**

El mosaico del paisaje puede influir sobre la ocurrencia y propagación del fuego; a su vez la regeneración post-fuego puede verse afectada por el legado biótico y características ambientales del sitio incendiado. En bosques y matorrales del noroeste de Patagonia ( $40^{\circ}$  a  $43^{\circ}$  S) se analizó la influencia de la vegetación y factores abióticos (precipitación, altitud y topografía) sobre la distribución espacial de incendios a escala regional, y sobre la propagación del fuego a escala local. Adicionalmente se evaluó la influencia de una alta tasa de igniciones de origen antrópico, en el área periurbana de la ciudad de Bariloche. Asimismo se evaluó el efecto del mosaico post-fuego en la recuperación de la vegetación. Se utilizaron imágenes satelitales, fotos aéreas y cartas topográficas para mapear diversos incendios en relación a la vegetación y el ambiente predisturbio, y para mapear la vegetación post-disturbio. A escala regional se mapearon todos los incendios mayores a 2 ha ocurridos en el Parque Nacional Nahuel Huapi y el extremo sur del Parque Nacional Lanín en el período 1985 – 1999. A escala local se mapearon 18 incendios ocurridos en los 4 Parques Nacionales de la región, entre 1950 y 1999. Finalmente, para los estudios de recuperación se seleccionaron 3 incendios ocurridos en la década del 50 en el Parque Nacional Nahuel Huapi, evaluándose el estado de la vegetación luego de aproximadamente 13 años, 24 años y 45 años de ocurridos los incendios. La ocurrencia de incendios es mayor en los rangos intermedios de altitud y precipitación, y en las laderas orientadas al norte. Asimismo, el área periurbana es mucho más afectada por incendios que los sectores alejados de la ciudad. A escala local, la pendiente parece ser el control topográfico más relevante para la propagación del fuego. Los matorrales, generalmente dominados por *Nothofagus antarctica* o *Chusquea culeou* son más susceptibles al fuego que los bosques altos, y los bosques de *Nothofagus pumilio* a menudo actúan como barreras naturales, salvo en sequías extremas. Los matorrales, con alta capacidad de rebrote, suelen recuperarse rápidamente luego de incendios; en cambio los bosques altos, que se reproducen por semillas, muestran una respuesta variable. La recuperación del bosque resulta afectada principalmente por la distancia a semilleros y la altitud. En incendios severos, amplias superficies anteriormente boscosas, permanecen ocupadas por matorrales o pastizales durante períodos prolongados. La mayor susceptibilidad al fuego de los matorrales implica un mecanismo de retroalimentación positiva entre el fuego y los arbustos, que acelera el proceso de transformación de bosques en matorrales. Este mismo mecanismo podría ocurrir en las transiciones de bosques a pastizales, dado que éstos también rebrotan y acumulan rápidamente combustibles finos. En sitios con una alta frecuencia de igniciones antrópicas, y donde las condiciones bióticas y abióticas son favorables a la ocurrencia de incendios, este proceso de retroalimentación positiva estaría acelerando la retracción del bosque.

*Palabras clave: ecología del fuego, ecología del paisaje, Nothofagus, Patagonia, recuperación post-fuego.*

## ABSTRACT

### **Landscape-disturbance interactions in northern Patagonian forest ecosystems: Landscape influences on fire spread and post-fire vegetation recovery**

Landscape mosaics can influence the occurrence and spread of wildland fires; in turn, post-fire recovery can be affected by the biotic legacy and the abiotic characteristics of burned sites. In northwestern (40° to 43° S) Patagonian forests and shrublands, the vegetation and abiotic (precipitation, elevation and topography) influences on fire occurrence at a broad scale, and on fire spread at a fine scale were examined. Human influences due to high ignitions rates in the periurban area of the city of Bariloche were also examined. Likewise, the post-fire landscape effects on vegetation recovery were analysed. Satellite imagery, aerial photography and topographic sheets were used to map several fires in relation to the pre-disturbed vegetation and abiotic factors, and to map post-fire vegetation. At broad scale, all > 2 ha fires occurred between 1985 – 1999 in Nahuel Huapi National Park and southern Lanín National Park were mapped. At a fine scale, 18 fires occurred between 1950 – 1999 in 4 National Parks were mapped. Finally, to study recovery, 3 fires occurred in Nahuel Huapi National Park in the 50's were selected, and post fire recovery after 13, 24 and 45 years was analysed. Fire occurrence is greatest at intermediate elevations and locations of intermediate precipitation, and on northern aspect hillsides. Also, the periurban area is more affected than the distant areas from the city. At a fine scale slope steepness seems to be the most important topographic control on fire spread. Shrublands, usually dominated by *Nothofagus antarctica* or *Chusquea culeou* are more prone to fire than tall forests, and *Nothofagus pumilio* forests often tend to serve as natural fire breaks, except under the most extreme droughts. Shrublands are composed by vigorous resprouters, and generally recover quickly after fires; in contrast, tall forests that depend on seed reproduction, show variable responses. Forest recovery is mainly affected by the distance to seed sources, and elevation. In high severity fires, large areas that were previously occupied by forests remain occupied by shrublands or herbaceous vegetation during long periods of time. The greater propensity of shrublands to burn is a positive feedback favourable to fire which accelerates the replacement of forests by shrublands. The same mechanism could occur in forests-grasslands transitions because grassland vegetation also resprouts and quickly accumulates fine fuels. In areas where anthropogenic ignitions are frequent, and biotic and abiotic conditions are favourable to fire occurrence, these feedback process should accelerate forest retraction.

*Keywords:* fire ecology, landscape ecology, *Nothofagus*, Patagonia, post-fire recovery

## CAPÍTULO I

### INTRODUCCIÓN GENERAL

#### **1.1. Introducción**

Se puede definir al paisaje como un área extensa - medida usualmente en kilómetros cuadrados - donde un grupo de comunidades o ecosistemas que interaccionan se repite de modo similar (Forman y Godron 1981). Los principales agentes de formación del paisaje son los procesos geomorfológicos, las limitantes ambientales y los disturbios (Forman y Godron 1981, Urban et al. 1987). La estructura del paisaje está dada por el número, tipo y configuración de los ecosistemas o "parches" que lo componen (Forman y Godron 1981).

Existe una importante interacción entre el mosaico del paisaje y los disturbios. Los disturbios operan de un modo heterogéneo en el paisaje ya que los gradientes de severidad y frecuencia de disturbios a menudo están controlados por características físicas o de la vegetación (Turner y Dale 1990). La configuración del paisaje es crucial para la propagación del disturbio ya que algunos ecosistemas son especialmente susceptibles al inicio y propagación de disturbios y otros en cambio actúan como barreras o filtros (Forman y Godron 1981, Forman 1995). A su vez, el proceso sucesional luego de un disturbio depende del patrón espacial y la severidad de dicho evento (Turner et al. 1994, Turner et al. 1998). Por último, las características de las comunidades post-disturbio influyen en un modo importante en el tipo y régimen de disturbios subsiguiente.

El fuego constituye un disturbio natural en numerosos ecosistemas templados y cumple un importante papel en la estructura y dinámica del mosaico de la vegetación. Una alta frecuencia de fuegos puede determinar la presencia de ecosistemas de pastizales húmedos en sitios que por sus características climáticas potencialmente pueden ser ocupados por bosques (Bond et al. 2005). Pero también, muchos bosques templados se encuentran adaptados al fuego, y éste ha modelado el paisaje, afectando la composición, diversidad, y configuración del mosaico del paisaje (Romme 1982, Turner y Romme 1994, Taylor y Skinner 1998). En un paisaje boscoso los eventos precedentes de fuego se ven reflejados como un mosaico de parches de diferente estructura, edad, y en algunos casos composición (Heinselman 1973). Las características de ese mosaico pueden afectar las probabilidades de una nueva ignición y de propagación del fuego (Minnich 1983, Turner y Romme 1994). Mientras que el papel del fuego en la creación de heterogeneidad a través de los procesos de sucesión y regeneración ha sido ampliamente documentado, son escasos los estudios empíricos acerca de los mecanismos que regulan la propagación del fuego en ambientes heterogéneos (Turner et al. 1998).

El inicio y propagación del fuego dependen de complejas interacciones entre el estado del tiempo, las fuentes de ignición, la vegetación y la topografía (Turner y Romme 1994, Whelan 1995). En cualquier momento y punto del espacio los factores clave que controlan el inicio y propagación del fuego en el paisaje son la distribución, cantidad y humedad de los combustibles. Estas variables son a su vez función de la estructura y composición de la vegetación (a menudo influenciadas por el tiempo desde el último disturbio), y de los factores climáticos y topográficos que controlan la humedad de los combustibles en el sitio. Existe una gran variación entre tipos de ecosistemas, en cuanto a los roles relativos del clima y los combustibles en la determinación de los patrones de

ocurrencia y propagación de incendios. En un extremo hay ecosistemas en los que la principal limitación para la ocurrencia de fuegos es el tiempo requerido para una suficiente acumulación de combustibles (Minnich 1983). En el otro están los sistemas en los que la cantidad de combustibles es suficiente, de modo que los fuegos dependen principalmente de que el estado del tiempo sea adecuado para la ignición y propagación del fuego (Bessie y Johnson 1995). En la mayoría de los ambientes boscosos el comportamiento del fuego parece estar influenciado por los atributos de la vegetación que determinan la cantidad y tipo de combustibles (Knight 1987), pero también se ha postulado que las influencias del patrón de la vegetación sobre el comportamiento del fuego se atenúan o desaparecen cuando ocurren condiciones de sequía extrema (Turner y Romme 1994). En estas condiciones las barreras naturales se vuelven menos efectivas y debido a los altos niveles de desecación se queman parches de vegetación que normalmente no propagan el fuego.

Finalmente, la actividad humana puede influir en forma drástica en el régimen de fuego de un ecosistema. Los cambios más directos se relacionan con un incremento en la cantidad de igniciones (accidentales o intencionales), pero en ambientes con alta frecuencia de fuegos naturales las actividades de supresión pueden originar también importantes alteraciones.

La interpretación ecológica de los procesos espaciales es sumamente dependiente de la escala del análisis (Meentemeyer y Box 1987, Urban et al. 1987, Wiens 1999). Frecuentemente se mencionan diversos problemas derivados de la extrapolación de resultados a distintas escalas, y se resalta la necesidad de enfoques basados en múltiples escalas (Urban et al. 2000, Wu et al. 2000). En particular, al analizar las consecuencias ecológicas de un dado régimen de disturbios o el papel del paisaje en la propagación de los disturbios resulta indispensable considerar distintas escalas espaciales y temporales (Borman y Likens 1979, Turner et al. 1993).

En comunidades que han evolucionado en presencia de un régimen natural de disturbios recurrentes, la sucesión luego del disturbio generalmente implica una secuencia de reemplazos conducente a comunidades muy similares a las preexistentes antes del disturbio (Noble y Slatyer 1980). Sin embargo los procesos de sucesión pueden variar en función de la severidad del disturbio y de su contexto espacial y temporal (Picket et al. 1987, Halpern 1988, 1989). Asimismo, en el caso de disturbios inusualmente severos y de gran tamaño, las trayectorias sucesionales pueden ser diversas y mucho más impredecibles (Turner et al. 1998). Algunos modelos de ocurrencia de fuego a nivel de paisaje asumen una gran simplificación en cuanto a que la principal variable que determina la inflamabilidad de la vegetación es, además del estado del tiempo, la cantidad de años transcurridos desde el último incendio. Estos modelos asumen que los parches afectados por el fuego siempre vuelven a estados más jóvenes de los mismos tipos de vegetación, los cuales acumulan regularmente combustibles a lo largo del tiempo. De este modo, en grandes áreas de ambiente uniforme los sitios en los que transcurrió el mismo tiempo desde un incendio tienen la misma probabilidad de volverse a quemar (Heinselman 1973, Johnson y van Wagner 1985). Sin embargo, en algunos ecosistemas no se verifica empíricamente esta relación determinística entre un incremento de la susceptibilidad al fuego y la edad de la vegetación (Moritz 2003). De hecho, en algunos ecosistemas la existencia de un período extenso libre de incendios puede conducir a una reducción del riesgo de incendios, debido al reemplazo sucesional de especies muy susceptibles al fuego por otras menos inflamables (Jackson 1968, Odion et al. 2004). Por otra parte, en muchas partes del mundo la ocurrencia de incendios impide que comunidades inflamables sean

reemplazadas por otras relativamente menos inflamables (Bond y van Wilgen 1996). Aún en el caso de sistemas donde existe una tendencia general al incremento del riesgo de incendios con la edad de la vegetación, las características particulares del evento de fuego o de los sitios pueden ocasionar desvíos del patrón general. Por ejemplo, la regeneración y los procesos sucesionales pueden verse interrumpidos debido a la eliminación de árboles semilleros, o a cambios edáficos inducidos por fuegos muy severos (Agee 1993, Bond y van Wilgen 1996).

La regeneración post-fuego también puede fracasar debido al impacto de herbívoros o a la dependencia de la germinación de plántulas de condiciones climáticas particulares (Stahelin 1943, Whelan 1995, Bond y van Wilgen 1996). De este modo, luego de la ocurrencia de incendios, en muchos paisajes boscosos puede haber cambios en los tipos de vegetación o en la tasa de acumulación de combustibles respecto a aquellos que precedieron al fuego. En el mosaico resultante compuesto por parches de distinta inflamabilidad y tasa de acumulación de combustibles, la probabilidad de un nuevo incendio dependerá de muchas más variables que el tiempo transcurrido desde el último incendio. El fuego puede convertir tipos de vegetación menos inflamables en tipos más inflamables, dando como resultado mecanismos de retroalimentación positiva en los que los parches más inflamables se perpetúan a través de una mayor frecuencia de fuego (Latham et al. 1996), e incluso incrementan el riesgo de que se quemen parches adyacentes de los tipos menos inflamables (Read y Brown 1996).

La vegetación del noroeste de Patagonia se presenta como un mosaico de parches de bosques altos, matorrales y pastizales de distinta combustibilidad, que en muchos casos se encuentran relacionados sucesionalmente (Veblen et al. 1992; Kitzberger y Veblen 1999; Veblen et al. 2003). Por ejemplo, los bosques altos de *Nothofagus dombeyi* (coihue), *N. pumilio* (lenga) y *Austrocedrus chilensis* (ciprés), con regeneración lenta y exclusiva por semillas, coexisten en parches yuxtapuestos con densos matorrales de *Nothofagus antarctica* (ñire), *Chusquea culeou* (caña colihue) y otras especies, que recuperan combustibles rápidamente debido a su alta capacidad de rebrote (Kitzberger y Veblen 1999). En los bosques altos, luego de algunos incendios, cuando persiste un suficiente número de semilleros y las condiciones de los sitios y del estado del tiempo son favorables, las tasas de recuperación del bosque pueden ser altas (Veblen y Lorenz 1987). Sin embargo, en otros casos, luego de incendios muy severos, fuerte ramoneo, o condiciones climáticas desfavorables para la regeneración, los sitios anteriormente ocupados por el bosque pueden ser ocupados por matorrales durante décadas, probablemente debido a las nuevas condiciones microclimáticas y a una mayor frecuencia de fuegos (Veblen et al. 1996, Kitzberger et al. 2005).

Si bien en el noroeste de Patagonia los incendios pueden ser ocasionados por rayos, en la actualidad la mayoría de los incendios son originados por el hombre. En particular, los registros de intervenciones de la Administración de Parques Nacionales muestran la existencia de una alta frecuencia de focos e incendios de origen humano en la zona próxima al principal centro urbano de la zona, la ciudad de Bariloche.

En el presente estudio se analiza cómo influye el paisaje, a través de la vegetación y diversas variables ambientales, en la distribución espacial y propagación de los incendios en bosques y matorrales de la región Andina Norpatagónica; y cómo inciden el ambiente y la vegetación remanente en la recuperación del bosque luego de incendios. Para el análisis de la influencia del paisaje sobre el fuego se utilizaron dos escalas espaciales (Withers y

Meetenmeyer 1999): 1) una escala amplia en la cual se analiza la distribución espacial de los incendios en relación a tipos de vegetación y topografía, en el contexto de los principales gradientes ambientales de precipitación y altitud, y de un pronunciado gradiente de igniciones de origen humano; y 2) una escala fina en la que el análisis se concentra en cómo afectan a la propagación del fuego las diferencias en el tipo y humedad de los combustibles correspondientes a los parches de diferentes tipos de vegetación, orientación y pendientes que ocurren en el sitio donde ocurre una ignición. En la escala amplia se buscan tendencias generales en la distribución de los incendios con relación a tipos de vegetación y factores ambientales abióticos característicos de áreas relativamente grandes. En el enfoque de escala fina, se reducen los rangos de variación de la precipitación y altitud, de modo que se presenta una mejor oportunidad para estudiar los efectos de las diferencias en el tipo y humedad de los combustibles entre parches contiguos de distinta vegetación y topografía, sobre la propagación del fuego. Por último, también a escala fina, se evalúa la influencia del paisaje post-fuego en la recuperación del bosque, y se analizan las posibles consecuencias en el régimen de incendios. Se espera que al comprender mejor los mecanismos de retroalimentación fuego- paisaje se puedan explicar mejor los patrones actuales de la vegetación.

Para el trabajo se adoptó un enfoque empírico basado en el análisis de imágenes satelitales y fotografías aéreas de distintas fechas, de diversos sitios afectados por incendios.

## **1.2. Objetivos**

### *Objetivo general*

Determinar la influencia de la heterogeneidad del paisaje en la distribución espacial y propagación del fuego, y en la recuperación de la vegetación luego de incendios, en bosques de la región andina del noroeste de la Patagonia.

### *Objetivos específicos*

- 1) Determinar cómo influye el paisaje, a escala regional, en la distribución espacial de los incendios; y analizar las eventuales modificaciones sobre los controles del paisaje originadas por una alta tasa de ignición de origen humano.
- 2) Evaluar si las variables del paisaje que inciden en la distribución de los incendios a escala regional, influyen también en la propagación del fuego a escala de los parches en incendios individuales; y analizar las eventuales modificaciones originadas por la presencia de condiciones climáticas extremas y por el tamaño del disturbio.
- 3) Analizar las trayectorias sucesionales de los principales tipos de vegetación presentes en el área de estudio, luego de incendios, y determinar como influyen las variables abióticas y el mosaico de la vegetación post-fuego en la recuperación del bosque luego de incendios.

## **1.3. Esquema general de la tesis**

La presente tesis consta de cinco capítulos. Este primer capítulo incluye una introducción general a la temática de la tesis y a los antecedentes existentes para el área de estudio, y los objetivos del trabajo. En el segundo capítulo se analizan las cuestiones relacionadas con el primer objetivo. En un área de aproximadamente 800.000 ha de superficie, se evalúa la influencia de la vegetación, la topografía y los principales gradientes climáticos de precipitación y altitud, en la distribución espacial de los incendios; y se incluye también el análisis de la distribución de los incendios en relación a un área periurbana

correspondiente a la ciudad de Bariloche, el centro poblacional más importante de la región, evaluando de este modo la influencia antrópica sobre los controles del paisaje. En el tercer capítulo se desarrolla el segundo objetivo. Aquí se evalúa la influencia de la vegetación y la topografía en la propagación del fuego a una escala más fina, a partir del análisis del mosaico del paisaje en el área quemada y en su entorno no quemado, en un conjunto de incendios individuales. A esta escala se analizan también las eventuales modificaciones a los controles del paisaje relacionadas con la severidad del disturbio (incendios ocurridos en períodos de sequía extrema), y con su magnitud (incendios de gran superficie). El cuarto capítulo se focaliza en la temática de las trayectorias sucesionales y en la recuperación de áreas incendiadas, planteada en el tercer objetivo. Por último, en el capítulo final se sintetizan e integran los hallazgos y las conclusiones correspondientes a los capítulos anteriores, y se plantean algunas posibles consecuencias en el largo plazo de las interacciones fuego-paisaje halladas en el presente estudio.

## CAPÍTULO II

### INFLUENCIAS REGIONALES DEL PAISAJE EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS INCENDIOS, Y SU MODIFICACIÓN POR IGNICIÓN ANTRÓPICA

#### 2.1 Introducción

El inicio y propagación del fuego es el resultado de complejas interacciones entre el estado del tiempo, las fuentes de ignición, la vegetación y la topografía (Turner y Romme 1994). En cualquier momento, en un dado punto del espacio, los principales factores que influyen en el inicio y propagación de un incendio son la distribución y carga de combustibles, y su contenido de humedad (Agee 1993, Whelan 1995). Estas variables a su vez dependen de la estructura y composición de la vegetación (frecuentemente influidas por el tiempo transcurrido desde el último disturbio), y de los factores climáticos y topográficos que determinan la disponibilidad de humedad en el sitio. De este modo, el mosaico biótico y abiótico del paisaje influye en forma importante en la propagación del fuego (Bergeron 1991, Geldenhuys 1994, Suffling 1993).

La influencia de la estructura de la vegetación en la propagación del fuego ha sido ampliamente documentada, diferenciándose distintos modelos de combustibles según la fisonomía de la vegetación y la carga de combustibles (Albini, 1976, Anderson, 1982). En los matorrales predominan los combustibles finos, que son mucho más sensibles a la pérdida de humedad y propagan fácilmente el fuego. Por otra parte, en este tipo de vegetación generalmente los combustibles secos (ramas caídas o secas y ejemplares muertos) presentan gran continuidad con la biomasa viva, que puede propagar el fuego. Por ello los matorrales son en general muy susceptibles al fuego. Los bosques altos, en cambio, presentan altas cargas de materia muerta de gran diámetro (troncos, ramas gruesas) que puede retener humedad durante períodos prolongados, y las copas de los árboles suelen estar a una distancia del material seco caído, lo que dificulta la propagación hacia el follaje. En ambos tipos fisonómicos la presencia de especies con resinas inflamables puede incrementar notablemente las posibilidades de ignición y propagación de un fuego.

La topografía también influye directamente sobre el comportamiento del fuego en el momento del incendio a través de a) la inclinación del terreno, que incide en la proximidad de los combustibles al aire caliente y a las llamas, b) la orientación del terreno en relación a los vientos y, c) el microclima (temperatura y humedad) en el momento del incendio. Por otra parte, la topografía también afecta indirectamente a la propagación debido a los efectos de la altitud y la orientación sobre el contenido de humedad de los combustibles antes de la ignición, y sobre la productividad, y por lo tanto la acumulación de combustibles (Barrows et al. 1976, Geldenhuys 1994, Kushla y Ripple 1997, Minnich y Chou 1997). Teniendo en cuenta la diversidad de sus efectos, las relaciones fuego – topografía pueden ser muy complejas. En ese sentido, si bien puede esperarse una mayor incidencia de los fuegos en las laderas más secas, en algunos casos se ha encontrado que las laderas más húmedas – según su orientación – sufren quemas más severas, posiblemente debido a que presentan una mayor acumulación de combustibles (Barrett 1988). Inclusive en algunos bosques no se han encontrado diferencias en el régimen de fuegos entre distintas orientaciones (Masters 1989). Los resultados en cuanto a las influencias de la altitud y las pendientes también han sido variables (Baker y Kipfmüller 2001).

Las relaciones fuego - paisaje pueden verse modificadas según la magnitud del disturbio. Los incendios muy grandes o que se desarrollan bajo

condiciones de extrema sequía podrían ser insensibles a la topografía y vegetación, disminuyendo la importancia del paisaje en la propagación del fuego (Turner y Romme 1994)

A escala regional, el clima influye también directa e indirectamente en las posibilidades de inicio y propagación de los incendios. El régimen estacional de precipitaciones y temperaturas determina directamente la existencia - o no - de condiciones de temperatura y humedad propicias para el desarrollo de fuegos estacionales, mientras que el estado del tiempo antes de y durante un evento de ignición influye en la propagación del fuego, a través de la temperatura, la humedad, y la fuerza y dirección del viento. Por otra parte, la productividad de un sitio – y por lo tanto la masa de combustibles vivos y secos - está directamente relacionada con el clima. En este sentido, en un clima de temperaturas moderadas el nivel de precipitaciones origina dos efectos contrapuestos. Niveles altos de precipitaciones redundan en una mayor humedad, lo que dificulta la propagación del fuego, pero también facilita el desarrollo de una mayor cantidad de biomasa, y por lo tanto una alta acumulación de combustibles. Con bajas precipitaciones, las condiciones de humedad pueden ser propicias para el inicio de un fuego, pero una escasa acumulación de combustibles puede impedir su propagación.

Finalmente, la actividad humana puede influir en forma drástica en el régimen de fuego de un ecosistema. Los cambios más directos se relacionan con un incremento en la cantidad de focos (accidentales o intencionales), pero en ambientes con alta frecuencia de fuegos naturales las actividades de supresión pueden originar también importantes alteraciones. La política de supresión de fuegos puede derivar en el mediano plazo en un régimen con menor frecuencia de incendios, pero más grandes y severos (Minnich 1983, Barret 1988). De este modo, en áreas con alta intervención humana, los controles naturales del paisaje sobre el fuego pueden verse modificados. En síntesis, para comprender los regímenes de fuegos en paisajes complejos resulta esencial disponer de modelos conceptuales sobre la probabilidad de ocurrencia de incendios que contemplen las discontinuidades temporales y espaciales de los combustibles asociadas a los tipos de vegetación y a las influencias topográficas y climáticas, así como las consecuentes de la actividad humana.

La vegetación del noroeste de Patagonia se presenta como un paisaje complejo en el cual coexisten dos tipos estructurales como parches yuxtapuestos, de características contrapuestas en cuanto a la velocidad de regeneración y de acumulación de combustibles finos. Los bosques altos de *Nothofagus dombeyi*, *N. pumilio* y *Austrocedrus chilensis* tienen regeneración lenta basada en reproducción obligada por semillas, y acumulan lentamente combustibles gruesos. Por otra parte, los bosques bajos y matorrales de *Nothofagus antarctica* y otras especies, y los cañaverales de *Chusquea culeou* tienen alta capacidad de rebrote luego de incendios y una rápida recuperación de combustibles finos (Kitzberger y Veblen 1999). Asimismo, el relieve montañoso determina la existencia de un mosaico variable de condiciones de temperatura y humedad. Las altitudes varían entre los 200 y más de 2.000 m.s.n.m y los valles se disponen con distintas orientaciones. Por otra parte, debido a la intensa acción glaciaria en el pasado, se presentan amplios fondos de valle con pendientes suaves, y laderas montañosas de pendiente pronunciada. A este mosaico topográfico se superpone un pronunciado gradiente de precipitaciones en sentido Oeste-Este, que influye en la productividad – y por lo tanto en la acumulación – y en la humedad de los combustibles. Se ha verificado que el intervalo de tiempo entre fuegos es más

largo en los bosques húmedos del Oeste que en el extremo Este del gradiente, aunque el mínimo intervalo entre fuegos ocurre en posiciones intermedias del gradiente de precipitaciones, que coinciden con sitios que presentan suficiente humedad para el desarrollo de bosques densos, pero en los que hay un período seco suficientemente severo como para que los combustibles pierdan su humedad (Kitzberger et al. 1997)

En esta región los fuegos, tanto naturales como originados por el hombre, han ejercido una gran influencia sobre la vegetación. Si bien en la actualidad la mayor parte de los incendios son de origen humano, los rayos constituyen también una importante fuente de ignición. En el período 1938 a 1996 los incendios por rayos quemaron un 16,4% de la superficie incendiada (superficie total incendiada = 118.560 ha) en los cuatro Parques Nacionales de la región (Veblen et al. 1999). Sin embargo la actividad humana ha tenido una gran influencia sobre los cambios temporales en los regímenes de fuego. En los bosques húmedos de *Nothofagus* o mixtos de *Nothofagus dombeyi* y *Austrocedrus chilensis*, se ha comprobado un incremento importante en la frecuencia de fuegos a fines del siglo XIX y principios del XX, asociado con el período de colonización Euro-Argentina (Kitzberger y Veblen 1999). A partir de 1910, considerando una escala regional, la frecuencia de fuegos ha disminuido en forma significativa tanto en los bosques húmedos como en los secos, debido a la presencia de menos fuegos intencionales, y de una política de supresión más efectiva. Sin embargo, a una escala local, los registros de intervenciones de la Administración de Parques Nacionales muestran la existencia de una alta frecuencia de focos e incendios de origen humano en la zona próxima al principal centro urbano de la zona, la ciudad de Bariloche. Si bien en todos los casos se aplica una política activa de supresión de los fuegos, esto no ha impedido el desarrollo de grandes incendios en las últimas décadas, por lo que las diferentes tasas de ignición entre sitios próximos y alejados de la ciudad de Bariloche proveen de una oportunidad única para evaluar la influencia humana sobre los controles del paisaje.

En el presente capítulo se analiza la influencia de diversas variables bióticas y abióticas en la distribución espacial de los incendios en bosques del noroeste de la Patagonia, procurando responder las siguientes preguntas:

- ¿qué tipos de vegetación en la región son proporcionalmente más afectados por el fuego?
- ¿cómo influyen la topografía y la ubicación en el gradiente de precipitaciones en la distribución espacial de los incendios, y cómo modifican estas variables las relaciones halladas para fuego-vegetación?
- ¿cómo afecta a estas relaciones el incremento de focos de origen humano en las zonas de interfase urbano-boscosa?

Para el trabajo se utilizó un enfoque empírico, basado en el análisis de la distribución espacial - en relación a la vegetación y diversas variables ambientales - de los incendios ocurridos en el período 1985-1999 en un área extensa del noroeste de Patagonia.

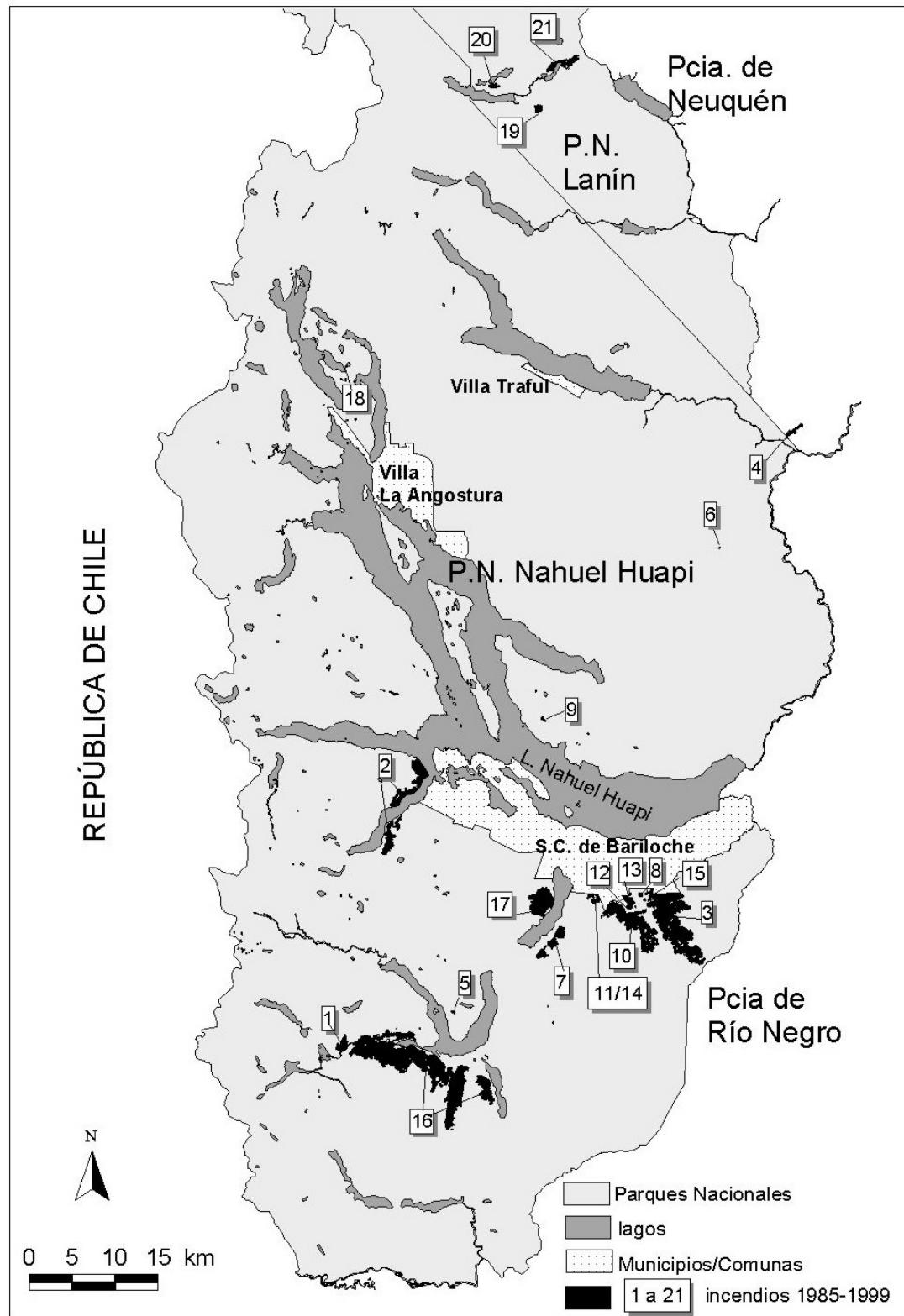
## 2.2 Área de estudio

El área de estudio ocupa una superficie de aproximadamente 800.000 ha, que comprende al Parque Nacional Nahuel Huapi y el extremo sur del Parque Nacional Lanín (Fig. 2.1). Se trata de un área montañosa, en la que predominan las geoformas de origen glaciario y los suelos derivados de cenizas volcánicas (andosoles). La cordillera de los Andes se ubica en forma perpendicular a los

vientos húmedos del oeste, lo que provoca un efecto de “sombra de lluvias” que origina una importante disminución de la precipitación en una reducida distancia: desde más de 3000 mm de precipitación media anual en el oeste, junto a las mayores alturas de la cordillera, hasta unos 800 mm al pie de la cordillera ubicada a sólo 80 km de distancia. Aproximadamente el 60% de la precipitación anual cae en el invierno (mayo a agosto).

Los bosques varían en su composición de acuerdo al gradiente de precipitación y al gradiente térmico altitudinal (De Fina 1972, Eskuche 1973, Gallopín 1978). En las laderas altas, por encima de los 1000 a 1100 m de altitud predominan los bosques altos (15-30 m) deciduos de *Nothofagus pumilio*; hacia el oeste el sotobosque es denso y está dominado por caña colihue (*Chusquea culeou*) y otros arbustos, mientras que hacia el este el sotobosque es más abierto y predominan los arbustos bajos y las hierbas. Los bosques altos de las laderas bajas son perennifolios; en el oeste están dominados *Nothofagus dombeyi*, acompañado por otras especies arbóreas como *Saxegothaea conspicua* y *Weinmania trichosperma*, mientras que la conífera *Fitzroya cupressoides* ocupa pequeños sectores en las zonas más húmedas. En el sector central *Nothofagus dombeyi* forma bosques monoespecíficos o mixtos con la conífera *Austrocedrus chilensis*. En los sectores occidentales y central, el sotobosque de estos bosques altos está generalmente dominado por un estrato denso de caña colihue (de más de 2 m de altura). Hacia el este *Austrocedrus chilensis* forma bosques altos monoespecíficos relativamente abiertos, los que dan lugar en el extremo del gradiente a una estepa de pastos duros y arbustos en cojín. A lo largo de todo el gradiente de precipitaciones frecuentemente se presentan bosques bajos (generalmente de menos de 6 m de altura), matorrales de entre 1 a 3 m de altura, y cañaverales de *Chusquea culeou* en sitios que no son adecuados para el desarrollo de bosques altos, o como estadios sucesionales luego de incendios en bosques altos (Eskuche 1973, Gallopín 1978). En las zonas más húmedas del oeste, los bosques bajos o matorrales están generalmente dominados por *Nothofagus antarctica*, y ocupan frecuentemente fondos de valle donde el suelo presenta drenaje pobre. En el centro y Este se encuentran matorrales de *Nothofagus antarctica*, *Chusquea culeou* y otras especies de árboles bajos o arbustos (*Schinus patagonicus*, *Embothrium coccineum*, *Maytenus boaria*, *Dioscea juncea*, *Lomatia hirsuta*) ocupando diversas posiciones topográficas y altitudes.

El asentamiento permanente del hombre blanco comenzó en esta zona alrededor de 1890. Antes del asentamiento de los colonos, los fuegos eran iniciados tanto por rayos como por la población aborigen. En la época de la colonización, a fines del siglo XIX y principios del siglo XX, se hicieron muy frecuentes las quemas intencionales para la creación de pasturas para el ganado. En el año 1920, al establecerse la administración del Parque Nacional Nahuel Huapi, se inició una política de supresión de fuegos. Si bien dicha política evitó la continuación de las quemas intencionales, solo fue parcialmente efectiva en el control de los fuegos probablemente debido a que el estado del tiempo constituye la principal influencia en el desarrollo de los incendios de gran tamaño (Kitzberger y Veblen 2003). La ciudad de San Carlos de Bariloche con una población estable de aproximadamente 100.000 habitantes - principal asentamiento urbano de la región - se ubica contigua al Parque Nacional Nahuel Huapi (Fig. 2.1). El desarrollo residencial en las afueras de la ciudad ha originado una gran área de interfase urbano-silvestre, donde existe una alta frecuencia de focos de incendio de origen humano.



**Figura 2.1:** Área de estudio, incluyendo los incendios de más de 2 ha de superficie ocurridos en bosques y/o matorrales en el período 1985-1999, utilizados en el análisis de distribución espacial de los incendios. La numeración de los incendios se corresponde con la de la Tabla 2.3

## 2.3. Metodología

### 2.3.1. Mapas de incendios y de variables relacionadas con los combustibles

Para el análisis de la distribución espacial de los incendios se identificaron y delimitaron los incendios de más de 2 ha de superficie ocurridos en el período 1985-1999 en el área de estudio. El listado de incendios con su superficie y localización aproximada fue provisto por la APN. El trabajo de detección y delimitación de las áreas incendiadas se realizó utilizando 8 imágenes Landsat TM de distintas fechas (Tabla 2.1). Las imágenes de referencia (1985) corresponden a imágenes previamente rectificadas y georeferenciadas a cartas topográficas IGM 1:100.000 por la APN. Las imágenes de fechas posteriores fueron co-registradas con las de 1985, tomando la ubicación de por lo menos 20 puntos identificables en las imágenes de las distintas fechas. Para la rectificación se aplicó una transformación cuadrática, y la distribución y cantidad de puntos de control fue ajustada hasta obtener errores inferiores a 30 m (1 pixel). El software utilizado fue IDRISI V32.

Sector \ Fecha	Marzo 1985	Enero 1987	Enero 1990	Noviembre 1998	Diciembre 1998	Diciembre 1999
Sur Nahuel Huapi	X	X		X		X
Norte Nahuel Huapi y sur de Lanín	X		X		X	X

Tabla 2.1: Imágenes Landsat TM utilizadas para el mapeo de los incendios

Para la detección de los incendios se pusieron a prueba diversas técnicas como el análisis de componentes principales, diferencias de NDVI y diferencias y cocientes de bandas (Green et al. 1994, Muchoney y Haack 1994, Eastman et al. 2000), obteniéndose los mejores resultados utilizando las diferencias de NDVI y banda 7 (Mermoz 2002). Para cada par de fechas consecutivas de un mismo sector, se generaron imágenes de la diferencia de NDVI y de la banda 7, y a partir de éstas se obtuvieron imágenes binarias de "cambio" discriminando los sitios con una diferencia mayor a la media más un desvío estándar.

Posteriormente se procedió a una clasificación cruzada de las imágenes de cambio de NDVI y de banda 7 del mismo período, obteniéndose las imágenes de cambio conjunto NDVI - banda 7 para un dado período. Las imágenes obtenidas fueron vectorizadas, y los polígonos resultantes se superpusieron sobre las imágenes falso color de las dos fechas. De este modo se realizó un análisis visual de los sitios indicados por los polígonos, con mayor énfasis en las zonas donde según los registros de la APN se mencionaba la ocurrencia de un incendio de más de 2 ha. La metodología utilizada para la detección de las áreas incendiadas no permite discriminar a éstas de las afectadas por otros disturbios, salvo que se cuente con una imagen de no más de unos meses de ocurrido el incendio. Las áreas afectadas por avalanchas fueron descartadas por su forma y ubicación, y las talas de origen humano por su ubicación y la información de usos provista por la APN.

Los polígonos correspondientes a áreas incendiadas fueron luego importados en el software CartaLinx, donde se ajustaron los límites visualmente según las diferencias observadas en las imágenes falso color. Posteriormente, cuando se consideró necesario, los límites fueron chequeados y ajustados a

partir de datos obtenidos en el terreno. En ese sentido, los límites de las áreas incendiadas obtenidos por diferencias de imágenes resultaron en general sumamente precisos cuando se pudo contar con una imagen de no más de 2 años de transcurrido el incendio, mientras que en el caso de incendios que afectaron matorrales y sólo se disponía de imágenes post-incendio de más de 2 años, sus límites tuvieron que ser ajustados con información tomada en el terreno.

Debido a que para los bosques del noroeste de Patagonia no hay estudios ni relevamientos que provean la información básica sobre combustibles, se utilizaron datos topográficos climáticos y de cobertura de la vegetación como indicadores de la cantidad, estructura y contenido de humedad de los combustibles. Como indicador de la estructura y carga de combustibles se utilizaron los tipos de vegetación; la altitud (inversamente relacionada con la temperatura en los ambientes montañosos) y la precipitación media anual se utilizaron como indicadores de la productividad, y por lo tanto de la tasa de acumulación de combustibles. Ambas variables, junto con la orientación de las laderas, se tomaron como indicadoras de la humedad de los combustibles. Por último, también se incluyó la pendiente del terreno, teniendo en cuenta su relación directa con la proximidad de los combustibles al calor debido al fenómeno físico de ascenso del aire caliente y de las llamas. La mayoría de los datos se derivó de información digital preexistente. Para definir los tipos de vegetación se utilizó el Mapa de Vegetación de la Eco-región Valdiviana (Lara. et al. 1999) a escala 1:500.000. Los mapas de variables topográficas se obtuvieron a partir de un mapa de curvas de nivel digitalizado a escala 1:100.000 con equidistancia de 100 m, provisto por la APN, mientras que la precipitación media anual se digitalizó a partir de una carta de isohietas de escala aproximada 1:750.000 (Barros et al. 1983). Este mapa de isohietas constituye la información más detallada existente, acerca de la distribución de las precipitaciones en el área de estudio. Se trata de un trabajo basado en los datos de precipitaciones de un período de 10 años (1972-1981) de 16 estaciones, y plazos más cortos dentro del mismo período para otras 46 estaciones. De acuerdo a los autores los datos fueron chequeados y ajustados utilizando diversos procedimientos estadísticos (incluyéndose también ajustes en función de la altitud), y utilizándose además los valores de caudales y de evaporación de dos grandes cuencas hidrográficas de la zona. Teniendo en cuenta el corto período correspondiente a los datos utilizados, se considera que el mapa podría tener errores en cuanto a los valores absolutos de precipitación media de los sitios, sin embargo se estima que constituye la mejor información disponible respecto a la precipitación relativa de los distintos sitios del área.

Los archivos vectoriales fueron rasterizados a una resolución de 60 m. A partir del mapa de curvas de nivel, se confeccionó un modelo digital de terreno del cual se derivaron los mapas de altitud, pendientes y orientaciones. Por último, a fin de considerar la influencia humana sobre el régimen de incendios, se incluyó una variable relacionada con la proximidad a la ciudad de Bariloche, donde - de acuerdo a los reportes de la Coordinación de Lucha contra Incendios de APN - se concentra la mayoría de los focos. Para ello se confeccionó un mapa discriminando el área ubicada dentro de un radio de 10 km del límite sur de la ciudad, del área situada fuera de dicho radio. Todos los mapas fueron generados mediante el software IDRISI V32.

En la tabla 2.2 se resumen las distintas variables analizadas y sus respectivas clases. En cuanto a las clases de vegetación, resulta conveniente aclarar que los bosques altos puros de coihue o mixtos de coihue con ciprés quedan incluidos en una categoría que a los fines del presente trabajo se

denomina “*Nothofagus dombeyi*”, mientras que los bosques bajos y matorrales de *Nothofagus antarctica* y otras especies, y los cañaverales de *Chusquea culeou* han quedado incluidos en la clase denominada “*Nothofagus antarctica*”.

Varia- bles Clases \	Tipo de vegetación	Altitud (m)	Precipitación (mm)	Pendiente (%)	Orienta- ción	Distancia a Bariloche (km)
1	<i>Fitzroya cupressoides</i>	500 - 900	800 - 1500	0 - 15	N	< 10
2	<i>Austrocedrus chilensis</i>	900 - 1100	1500 - 2100	15 - 30	NE	> 10
3	<i>Nothofagus dombeyi</i>	1100 -1300	2100 - 2400	30 - 45	E	
4	<i>Nothofagus pumilio</i>	1300 - 1500	> 2400	45 - 60	SE	
5	<i>Nothofagus antarctica</i>	> 1500		60 - 75	S	
6	Praderas antrópicas			> 75	SO	
7	Plantaciones de pino				O	
8					NO	
9					plano	

Tabla 2.2: Variables y clases de cada variable, utilizadas en el análisis de datos

### 2.3.2. Análisis de datos

A fin de determinar las influencias de la vegetación y el ambiente sobre la distribución espacial de los incendios se desarrollaron 3 tipos de análisis complementarios: 1) Cálculo de un índice de susceptibilidad para las distintas clases de las variables analizadas (Tabla 2.2) 2) Comparación de las superficies quemadas para las distintas clases de las variables con la superficie ocupada por cada clase de la variable en toda el área de estudio y evaluación de las diferencias observadas a través de simulaciones de áreas distribuidas al azar, y 3) Análisis de las influencias de la vegetación y el ambiente abiótico en la ocurrencia de incendios, mediante una regresión logística.

#### 1. Cálculo del índice de susceptibilidad al fuego

Se calcularon las superficies ocupadas por las distintas clases de las variables en la totalidad del área de estudio, y en las áreas incendiadas. Los resultados se presentan como la proporción del área total (quemada o total analizada) ocupada por cada clase de la variable. Los sectores orientales ocupados por pastizales esteparios, y los ambientes no combustibles como los cuerpos de agua y pedreros de altura se excluyeron del análisis.

Para cada una de las clases de las variables se calculó un índice de susceptibilidad al fuego, similar a los índices de selección de recursos (Manly et al. 1993). El índice de susceptibilidad al fuego se calculó como

$$S = Pq(x_i)/Pd(x_i)$$

donde  $Pq(x_i)$  es la proporción del área total quemada perteneciente a la clase  $i$  de la variable  $x$ , y  $Pd(x_i)$  es la proporción del área total disponible perteneciente a la misma clase y variable. Si las distintas clases de las variables son quemadas en proporción a su disponibilidad, entonces  $S = 1$ . Si  $S > 1$ , puede inferirse que dicha clase es afectada por el fuego más que lo esperado, mientras que si  $S < 1$  se infiere que es menos afectada por el fuego que lo esperado.

#### 2. Comparación de las superficies quemadas con las disponibles y con las obtenidas en simulaciones en que se generaron áreas al azar

Se compararon los valores observados (proporción del área quemada ocupada por la clase de una variable) y los esperados (proporción del área de estudio en dicha clase de la variable). La existencia de diferencias entre los

valores observados y los esperados indican que la variable respectiva influye sobre el área total quemada.

Para evaluar si las superficies quemadas de las distintas clases de las variables podían haberse obtenido por azar, se compararon los valores observados con los obtenidos en simulaciones en las que se colocaron al azar áreas de similar superficie y distribución de tamaños que las incendiadas. La distribución de frecuencias de los tamaños de los 21 incendios observados se ajustó a una función exponencial negativa, y a partir de esta distribución se generaron muestras al azar de áreas de distintos tamaños. Estas muestras al azar de distintos tamaños fueron usadas para generar 19 simulaciones, cada una con 21 áreas - el mismo número que los incendios observados -. Para cada simulación se ubicaron al azar 21 puntos en el área de estudio, utilizando máscaras para excluir los lagos estepas y ambientes altoandinos. En cada punto se generó un círculo de un radio tal que permitiera que la superficie del círculo fuera la indicada por la distribución de tamaños al azar. Para cada simulación se obtuvo la superficie total ocupada por cada clase de la variable, y se calculó la proporción que ésta representaba del área total quemada en dicha simulación. Dado que se usaron 19 simulaciones, los valores máximos y mínimos obtenidos definen los límites superior e inferior de un intervalo de confianza del 95% para la evaluación del grado de significación estadística de los valores obtenidos en los incendios reales (Bailey y Gatrell 1995, Haase 1995). Finalmente, para analizar las posibles interacciones entre variables que podían estar relacionadas (p.ej. vegetación y altitud) se confeccionaron mapas con las clasificaciones cruzadas de los pares de variables de interés, y se realizaron los mismos análisis que para las variables individuales.

### *3. Regresión logística*

A fin de detectar los sitios más susceptibles al fuego, se llevó a cabo un análisis de regresión logística (Hosmer y Lemeshow 1989) estableciendo relaciones cuantitativas entre la presencia - ausencia de fuego y las variables que influyen en la ocurrencia de incendios. Para ello se realizó un muestreo al azar estratificado del área de estudio, procurando obtener un número similar de muestras de pixeles quemados y no quemados. Para minimizar la autocorrelación entre muestras, se analizó el nivel de autocorrelación espacial de las distintas variables, y se tomó como distancia mínima entre puntos aquella que permitía niveles aceptables de autocorrelación (índice de Moran < 0,5) para la variable más autocorrelacionada. Cada punto de muestreo (pixel) fue asignado a las clases quemado o no quemado. Las variables independientes fueron: pendiente (%), altitud (m) y precipitación (mm) del pixel muestreado, orientación (frecuencia de pixeles en las distintas clases de orientación en un radio de 90 m alrededor del pixel muestreado) y tipo de vegetación (frecuencia de pixeles en los distintos tipos de vegetación en radios de 90, 150 y 210 m alrededor del pixel muestreado). Adicionalmente se utilizaron transformaciones polinomiales de la precipitación y la altitud, a fin de tener en cuenta la posibilidad de respuestas no lineales en estas variables. Las funciones polinomiales se obtuvieron tomando como variable independiente (x) la media de cada clase de la variable, y como variables dependientes (y) la proporción del área quemada correspondiente a dicha clase de la variable (determinada como se explicó en el primer párrafo del punto 2.3.2.1).

Con el fin de incluir en el análisis de regresión sólo aquellas variables que presentaran diferencias significativas entre los sitios quemados y no quemados, primero se realizaron análisis descriptivos univariados. Para ello se compararon las muestras al azar de sitios quemados con las de sitios no quemados mediante

un test no paramétrico (prueba de Mann-Whitney), debido a que algunas variables no presentaron una distribución normal. Para evitar problemas de multicolinealidad entre las variables independientes, sólo se usaron las variables no correlacionadas ( $R < 0,7$  y  $P > 0,05$  según la prueba de Spearman), que se relacionaban mejor con la variable dependiente en regresiones logísticas univariadas. El modelo logístico se desarrolló siguiendo un procedimiento por pasos hacia adelante, con el fin de determinar el modelo más simple que mejor explicara la variable dependiente (Schadt et al. 2002). En primer lugar se desarrollaron modelos con una sola variable, y de estos modelos se seleccionó el que mejor ajustaba, según la prueba del Cociente de verosimilitudes (LRT). Luego se agregaron a este modelo, de a una por vez, el resto de las variables (salvo las rechazadas por presentar alta correlación con la variable ya incluida en el modelo), obteniendo una serie de modelos de dos variables. De esta serie de modelos bivariados, nuevamente se seleccionó el de mayor valor de LRT. Siguiendo el mismo procedimiento se continuaron agregando nuevas variables, hasta que el ingreso de una nueva variable no incrementara el valor del LRT, o cuando la variable adicional no contribuyera en forma significativa a la predicción de la variable dependiente ( $P > 0,05$ ). Por último, se evaluó la capacidad predictiva del modelo con un umbral de probabilidades para las clasificaciones positivas de 0,5. El valor del umbral de probabilidades determina si la respuesta predicha por el modelo logístico en las tablas de clasificación es positiva o negativa. Si la probabilidad estimada en la tabla de probabilidades excede el umbral específico, se le asigna el valor 1 (positivo) a la variable, si la probabilidad es menor o igual al valor del umbral se le asigna el valor 0 (negativo). El modelo resultante fue aplicado al área de estudio, obteniéndose un mapa de peligro de incendio en el cual cada sitio se caracteriza por la probabilidad de pertenecer a la clase "quemado".

Por último, a fin de evaluar las posibles influencias de la actividad humana sobre el régimen de incendios y sobre los controles del paisaje, se realizaron los mismos análisis descriptos en 2, dividiendo el conjunto de datos en dos subconjuntos: a) datos correspondientes al área situada dentro del radio de 10 km de la ciudad de Bariloche, y b) datos correspondientes al área situada fuera de dicho radio.

## 2.4. Resultados

### 2.4.1. Detección y mapeo de incendios

De acuerdo a los registros de APN, en el período comprendido entre diciembre de 1985 y diciembre de 1999, en el área boscosa del P.N. Nahuel Huapi y sur del P.N. Lanín ocurrieron 20 incendios de más de 2 ha de superficie. El procesamiento de las imágenes satelitales de distintas fechas permitió detectar 21 incendios de más de 2 ha de superficie (Fig. 2.1), 18 registrados por la APN y 3 en localidades no mencionadas en estos registros (Tabla 2.3). Los 2 incendios no detectados en el análisis fueron incendios chicos (3 a 4 ha) que probablemente afectaron una alta proporción de pastizales, mientras que los 3 incendios adicionales ocurrieron en períodos para los que el registro de APN tenía datos faltantes.

Número	PARQUE NACIONAL	AÑO	UBICACIÓN	SUP(ha)
1		1985	Corte Azul, Co Morros, Secc Roca	123,
2		1987	Brazo Tristeza	799
3		1987	Ao del Medio	2110
4		1988	Confluencia	53,5*
5		1989	co Gral Justo	8,6*
6		1989	Cuyín Manzano	2,5*
7		1992	Felley	280
		1994	Zona Challhuaco, fr. Empr. ARLON	(4)
8	PARQUE NAC. NAHUEL HUAPI	1994	Ladera E. Co Carbón	19
		1995	Zona Challhuaco	(3,5)
9		1996	Pla Huemul	8,8
10		1996	Valle del Challhuaco	1014
11		1997	Co Ventana	7,8
12		1997	Co Carbón, ladera Oeste	20
13		1999	Co Carbón	100
14		1999	Co Ventana	158
15		1999	Paloma Blanca	500
16		1999	Falso Granito	3831
17		1999	Balcón del Gutierrez	5934
18		1999	Espejo	2,1
19		1987	Lago Hermoso, prop priv Davidis	50
20	SUR PARQUE	1989	Lago Hermoso, Co Adolfo	44
21	NAC. LANÍN	1999	Lago Machónico	191

**Tabla 2.3:** Incendios en zonas boscosas, mayores a 2 ha de superficie, ocurridos en el área de estudio entre 1985 y 1999. La numeración de la primera columna se corresponde con la de la Figura 2.1. Las superficies entre paréntesis corresponden a incendios que figuran en los informes de APN, pero no fueron detectados, y por lo tanto no pudieron usarse en el análisis. Las superficies con un asterisco señalan incendios detectados en este trabajo que no figuran en los listados de APN. La suma de las superficies es mayor a la superficie total detectada indicada en el punto 2.4.2.1, debido a que en la tabla se incluyen sectores de los incendios que sobrepasaron los límites de los Parques, y a que en algunos casos una misma superficie fue afectada por más de un incendio.

## 2.4.2. Influencias de la vegetación y variables abióticas en la distribución espacial de los incendios.

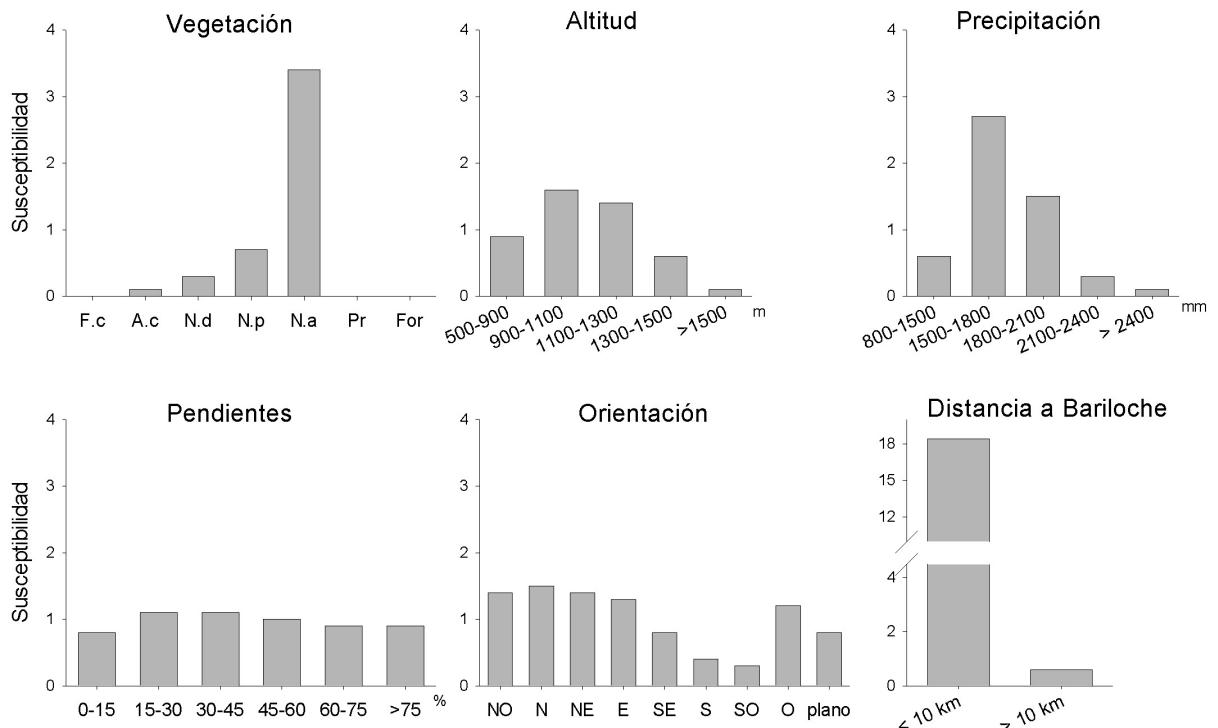
### 2.4.2.1. Índice de Susceptibilidad

Los resultados del cálculo del índice de susceptibilidad al fuego (Figura 2.2) permiten visualizar fácilmente las diferencias en su respuesta al fuego de las distintas variables y entre las diferentes clases de dichas variables.

Se observa que los matorrales de *Nothofagus antarctica* presentan valores muy superiores a 1, es decir que son altamente susceptibles, mientras que los bosques altos de *Nothofagus pumilio* y *Nothofagus dombeyi* presentan valores inferiores a 1. En cuanto a la altitud, los rangos entre los 900 y 1300 m de altitud son más susceptibles que los que se encuentran fuera de ese rango. También se observan mayores valores de susceptibilidad en los rangos intermedios de precipitación, con un máximo muy pronunciado en la clase entre 1500 y 1800 mm. En cuanto a las pendientes, los valores son cercanos a 1, es decir casi neutros para todas las clases, mientras que en cambio sí se observan diferencias entre las distintas orientaciones, con valores superiores a 1 en

general en las orientaciones con mayor insolación (laderas orientadas al Norte) y mucho menores en las menos insoladas (laderas orientadas al Sur).

Por último se aprecia una fuerte influencia de la ciudad de Bariloche, ya que en los sectores ubicados a menos de 10 km de la ciudad se registra el valor máximo del índice de susceptibilidad, considerando todas las variables y sus clases.



**Figura 2.2:** Valores del índice de susceptibilidad al fuego (S) de las distintas clases de las variables. El índice se calcula como el cociente entre la proporción ocupada por la clase de la variable en las áreas quemadas, y la proporción ocupada por la misma clase de la variable en el área total de estudio. Vegetación: F.c.: *Fitzroya cupressoides*, A.c.: *Austrocedrus chilensis*, N.d.: *Nothofagus dombeyi*, N.p.: *N. pumilio*, N.a.: *N. antarctica*, antr.: praderas antrópicas, pl: plantaciones de pino.

#### 2.4.2.2. Comparación de los incendios observados con el área total disponible e incendios simulados

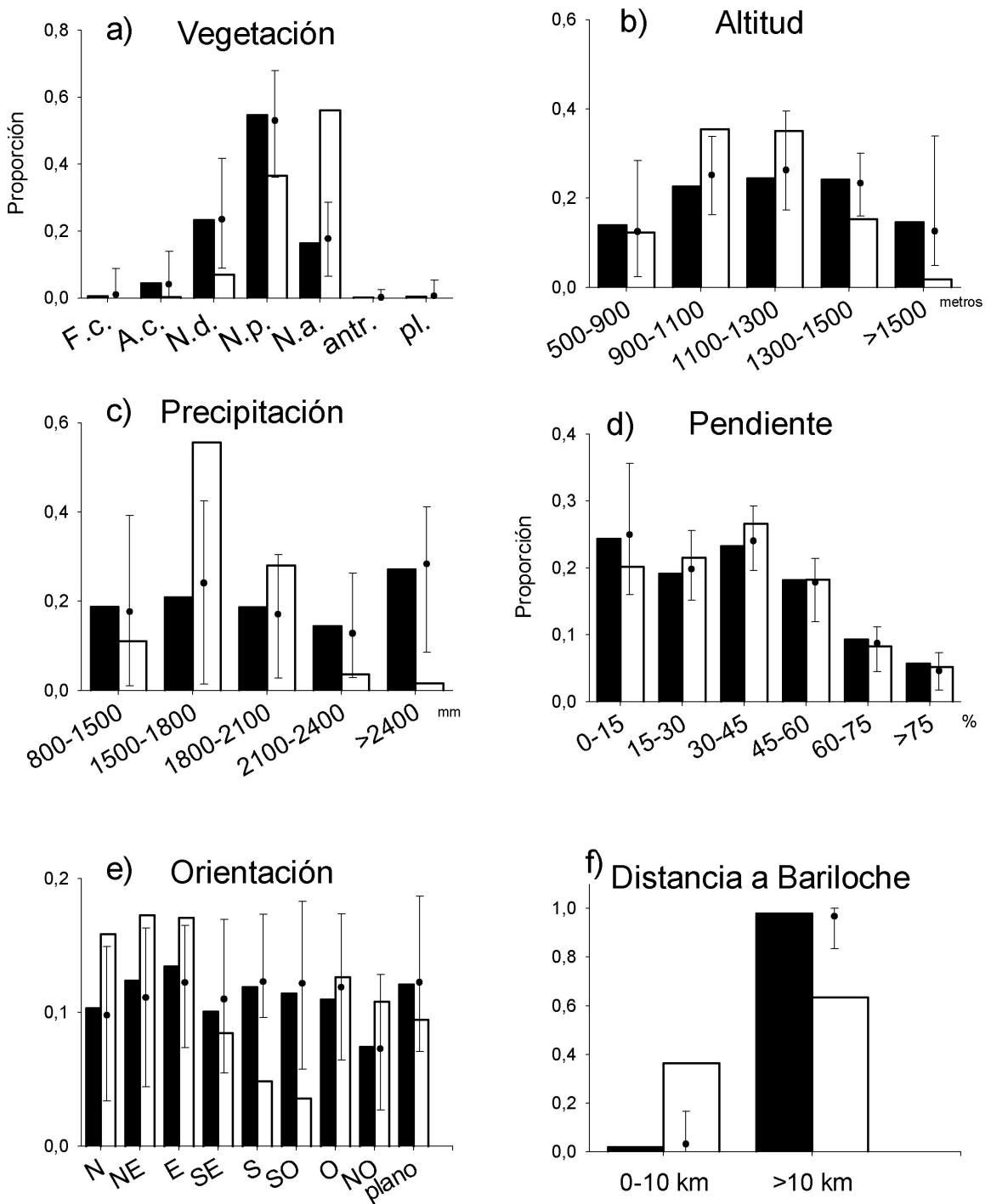
Los 21 incendios detectados afectaron una superficie total de 8468 ha. La distribución de las superficies de los incendios reales se ajustó a una función exponencial negativa con un valor de lambda de 0,221. Las 19 simulaciones de incendios generados al azar, siguiendo dicha distribución de superficies, arrojaron una superficie media del área total incendiada de 8689 ha con un mínimo de 7.505 ha y un máximo de 9.845 ha.

Los bosques bajos y arbustales de *Nothofagus antarctica* están sobrerepresentados en las áreas quemadas en relación a la proporción de la superficie que ocupan en el área total de estudio, excediendo el valor máximo obtenido en las simulaciones al azar – límite superior del intervalo de confianza del 95% - (Fig. 2.3.a). Los bosques de *Nothofagus dombeyi* se encuentran en

cambio subrepresentados en las áreas quemadas. La proporción de *N. dombeyi* en las áreas quemadas es ligeramente inferior al mínimo obtenido en las simulaciones al azar (límite inferior del intervalo de confianza del 95%). Los bosques de *Nothofagus pumilio* también ocupan una menor proporción en las áreas quemadas que en el área total disponible, pero el valor observado no excede los límites del intervalo de confianza del 95% obtenido en las simulaciones al azar. Las superficies ocupadas por otros tipos de vegetación son demasiado chicas como para detectar diferencias entre los valores observados y esperados.

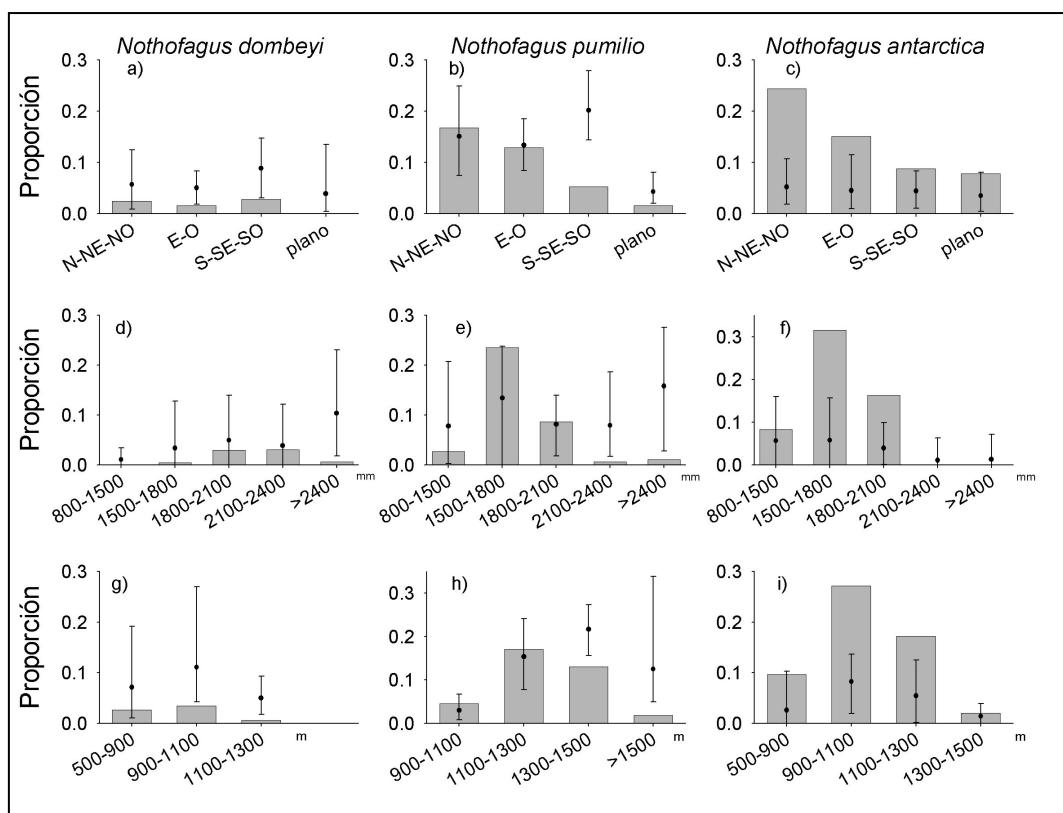
Los rangos mayores de altitud y precipitación se encuentran subrepresentados en las áreas quemadas en relación a la proporción que ocupan en el área de estudio (Fig. 2.3 b - c). En particular, las altitudes de más de 1.300 m.s.n.m y las precipitaciones superiores a lo 2.400 mm al año ocupan una proporción significativamente inferior a lo esperado por azar. Por el contrario, las clases intermedias de precipitación y altitud se caracterizan por ocupar proporciones del área quemada mayores a las esperadas. Existe un máximo muy marcado de ocurrencia de fuegos en la clase de 1.500 a 1.800 mm de precipitación, que casi triplica la superficie esperada y excede largamente el límite superior del intervalo de confianza del 95%. La proporción ocupada por la clase de 900 a 1.100 m de altitud dentro de las áreas quemadas también es superior a la esperada, y excede el límite superior del intervalo de confianza.

En cuanto a las pendientes, no se observa ninguna diferencia significativa entre los valores obtenidos para los incendios reales y los simulados (Fig. 2.3 d). Solo se aprecia que las pendientes más suaves (0-15%) se encuentran ligeramente subrepresentados, mientras que las pendientes intermedias (15 - 45%) presentan una tendencia opuesta. Por el contrario, orientación de las laderas influye en forma importante en la distribución espacial de los incendios (Fig. 2.3 e). Las exposiciones Norte (N, NE, NO) que son más secas, y las Este y Oeste se encuentran más representadas en las áreas incendiadas que lo esperado según su abundancia en el área de estudio, mientras que las exposiciones Sur (SE, S, SO), que son más húmedas, presentan proporcionalmente una menor superficie quemada que la esperada. En particular, la proporción ocupada por las laderas orientadas al N, NE y E es significativamente mayor que la esperada según las simulaciones al azar, y la ocupada por laderas orientadas al S y SO es significativamente menor.



**Figura 2.3:** Proporción ocupada por las distintas clases de las variables en el área quemada (barras blancas) y en el área total disponible (barras negras). Las líneas verticales muestran la media y el intervalo de confianza del 95% obtenido con los fuegos simulados al azar. a) tipos de vegetación: F.c.: *Fitzroya cupressoides*, A.c.: *Austrocedrus chilensis*, N.d.: *Nothofagus dombeyi*, N.p.: *N. pumilio*, N.a.: *N. antarctica*, antr.: praderas antrópicas, pl: plantaciones de pino.

Cuando estos análisis se repitieron manteniendo el tipo de vegetación constante, se evidenció claramente que los efectos de las variables abióticas sobre el fuego difieren entre distintos tipos de vegetación. En los bosques altos (*N. dombeyi* y particularmente en *N. pumilio*) la superficie quemada en las laderas más húmedas (S, SE y SO) es significativamente menor que la esperada por azar (Fig. 2.4. a, b), mientras que en otras exposiciones si bien en general las superficies observadas son menores a los valores medios obtenidos en las simulaciones, las diferencias no resultan significativas. Respecto a los efectos de la precipitación y la altitud, en los bosques de *N. dombeyi* el área quemada resulta menor a la esperada por azar solo donde las precipitaciones son mayores a los 2.400 mm y en altitudes superiores a los 900 m (Fig. 2.4 d, g); mientras que en los bosques de *N. pumilio* ocurre lo mismo pero con precipitaciones mayores a los 2.100 mm y altitudes de más de 1.300 m (Fig. 2.4 e, h). En los bosques bajos y matorrales de *Nothofagus antarctica*, contrastando notablemente con lo observado para los bosques altos, la superficie quemada no es inferior a la esperada para ningún rango de las variables (Fig. 2.4. c, f, i). Por el contrario, el área quemada correspondiente a *N. antarctica* es 4 a 5 veces mayor a la esperada (según el valor medio de las simulaciones) en las exposiciones más xéricas (N, NE, NO) y 3 veces mayor en las laderas de humedad intermedia (E, O); 6 veces mayor en el rango de precipitaciones de 1.500 a 1.800 mm; y 3 veces mayor en la clase de 900 a 1.100 m de altitud (todos los casos significativamente mayores que lo esperado por azar,  $P < 0,05$ ).



**Figura 2.4:** Proporción ocupada por las distintas clases de las variables en las áreas quemadas, para los tres principales tipos de vegetación. Las barras grises muestran el área (proporción) ocupada por la clase de la variable respectiva en los incendios reales. Las líneas muestran la media y el intervalo de confianza al 95% registrada en los incendios simulados al azar. a- c) Interacciones vegetación – orientación de laderas por especie; d –f) interacciones vegetación precipitaciones por especie; g – i) interacciones vegetación – altitud por especie.

#### 2.4.2.3. Regresión logística

El tipo de vegetación resultó ser la variable más autocorrelacionada dentro del área de estudio. La mínima distancia entre puntos que arrojó niveles aceptables de autocorrelación espacial para esta variable (índice de Moran aprox. = 0,5) fue de 720 m El muestreo al azar estratificado permitió obtener 93 muestras en sitios quemados y 106 en sitios no quemados.

Las regresiones cuadráticas para transformar los datos de altitud y precipitación arrojaron en ambos casos buenos ajustes ( $R^2= 0,8$ ,  $F = 18,65$ ,  $P <0,01$ , y  $R^2= 0,6$ ,  $F = 9,85$ ,  $P <0,01$ , respectivamente). La mayoría de las variables analizadas presentan diferencias significativas entre sitios quemados y no quemados (Tabla 2.4). Las muestras de áreas quemadas presentan valores significativamente inferiores de la frecuencia de bosques de *N. pumilio* y *N. dombeyi*, mayores valores de la frecuencia de *N. antarctica*, se localizan predominantemente en exposiciones hacia el Norte, y se encuentran a menor altitud y con nivel más bajo de precipitación. Los buenos ajustes obtenidos con los valores transformados de la precipitación indican que las áreas quemadas están asociadas con niveles intermedios de precipitación, en cambio para la variable altitud no se encontraron diferencias significativas al aplicar la transformación de los datos. Ratificando los resultados de las simulaciones, no se encontraron diferencias significativas entre la mediana de la pendiente en las áreas quemadas y no quemadas. La frecuencia de *N. antarctica* y los valores transformados de precipitación son las variables más fuertemente relacionadas con la variable dependiente según los resultados de los modelos univariados (mayores valores del estadístico de Wald, Tabla 2.4). La correlación entre las variables preseleccionadas en general no fue alta (Tabla 2.5). Sólo superaron el límite de un R significativo mayor a 0,7 el par de variables altitud-lenga. Las variables que ingresaron al modelo multivariado son (según su importancia decreciente): precipitación transformada (pp. pol), frecuencia de *N. antarctica* en un radio de 210 m (N.a. fr7) y frecuencia de laderas Sur en un radio de 90 m (sse-so fr3). El agregado de nuevas variables mejoraba ligeramente el ajuste del modelo, pero las nuevas variables incorporadas no presentaban niveles de asociación significativos con la variable dependiente ( $P >0,05$  para el estadístico de Wald). Utilizando un umbral de probabilidades para las clasificaciones positivas de 0,5, el modelo de 3 variables predice correctamente en un 78,5% la localización de los sitios quemados, y en un 71,5% la de los no quemados. El mejor modelo de 4 variables incrementaba el porcentaje de predicciones negativas (no quemado), pero disminuía el porcentaje de predicciones positivas, las que constituyen el criterio más importante en este caso. Los resultados de la regresión logística para el modelo de 3 variables se presentan en la Tabla 2.6. A partir de los resultados de la regresión logística se mapearon las probabilidades de pertenecer a la clase "quemado" (P) para la totalidad del área de estudio (Fig. 2.5)

Variable	Media	Media	Rank sum test	Regr. logistica univar.	Variable
	No quem.	quem.	P	Est.Wald P	LRT
N.p. fr3	4,97	3,47	0,025	7,25	0,007 7,41 X
N.p. fr5	11,33	8,03	0,022	6,54	0,011 6,68
N.p. fr7	19,6	14,05	0,019	6,1	0,014 6,22
N.a. fr3	1,45	4,78	<0,001	31,47	<0,001 36,44
N.a. fr5	3,19	11,09	<0,001	31,67	<0,001 37,03
N.a. fr7	5,65	19,63	<0,01	31,73	<0,001 37,29 X
N.d.-A.c.-F.c. fr3	2,42	0,61	0,007	11,88	<0,001 15,08
N.d.-A.c.-F.c. fr5	5,66	1,34	0,004	12,76	<0,001 16,71
N.d.-A.c.-F.c. fr7	9,89	2,23	0,003	13,51	<0,001 18,14 X
N-Ne-No fr3	1,99	3,84	0,002	9,55	0,002 9,92 X
S-Se-So fr3	3,47	1,63	0,001	10,35	0,001 11,19 X
Altitud (m.s.n.m)	1234	1120	<0,001	13,16	<0,001 14,49 X
Altitud (polinomio)	0,022	0,027	ns		
Precipitación (mm/año)	1993,8	1741	<0,001	16,74	<0,001 21,73
Precipitación (polinomio)	0,015	0,031	<0,001	16,33	<0,001 45,98 X
Pendiente (%)	37,72	33,55	ns		

**Tabla 2.4:** Comparación de las variables bióticas y abióticas (medias) en áreas quemadas y no quemadas, y resultados de la regresión logística univariada para cada variable. La significancia estadística de las diferencias fue evaluada sobre las medianas con un test no paramétrico (rank sum test). Las abreviaciones son: Np: *N.pumilio*; Na: *N.antarctica*; Nd-Ac-Fc: *N.dombeyi*, *A.chilensis*, *F.cupressoides*; fr3, 5, 7: frecuencia en radios de 3, 5, 7 pixeles, respectivamente; N-Ne-No: Norte, Noreste y Noroeste; S-Se-So: Sur, Sureste y Suroeste.

	N.a fr7	N.d.-Ac-Fc fr7	N-Ne-No fr3	S-Se-So fr3	Altitud	Pp(pol)
N.p. fr3	-0,638 (*)	-0,368 (*)	0,0139	0,00295	0,733 (*)	-0,062
N.a. fr7		-0,369 (*)	0,105	-0,120	-0,524 (*)	0,309 (*)
N.d.-Ac-Fc fr7			-0,0905	0,137	-0,330 (*)	-0,280 (*)
N-Ne-No fr3				-0,625 (*)	0,118	0,185 (*)
S-Se-So fr3					-0,138	-0,169 (*)
Altitud						-0,085

**Tabla 2.5:** Coeficiente de correlación para las variables retenidas en el modelo de regresión logística (Spearman Rank Order Correlation). Los asteriscos señalan valores significativos ( $p<0,05$ ) de la correlación (abreviaciones idem a tabla 2.4)

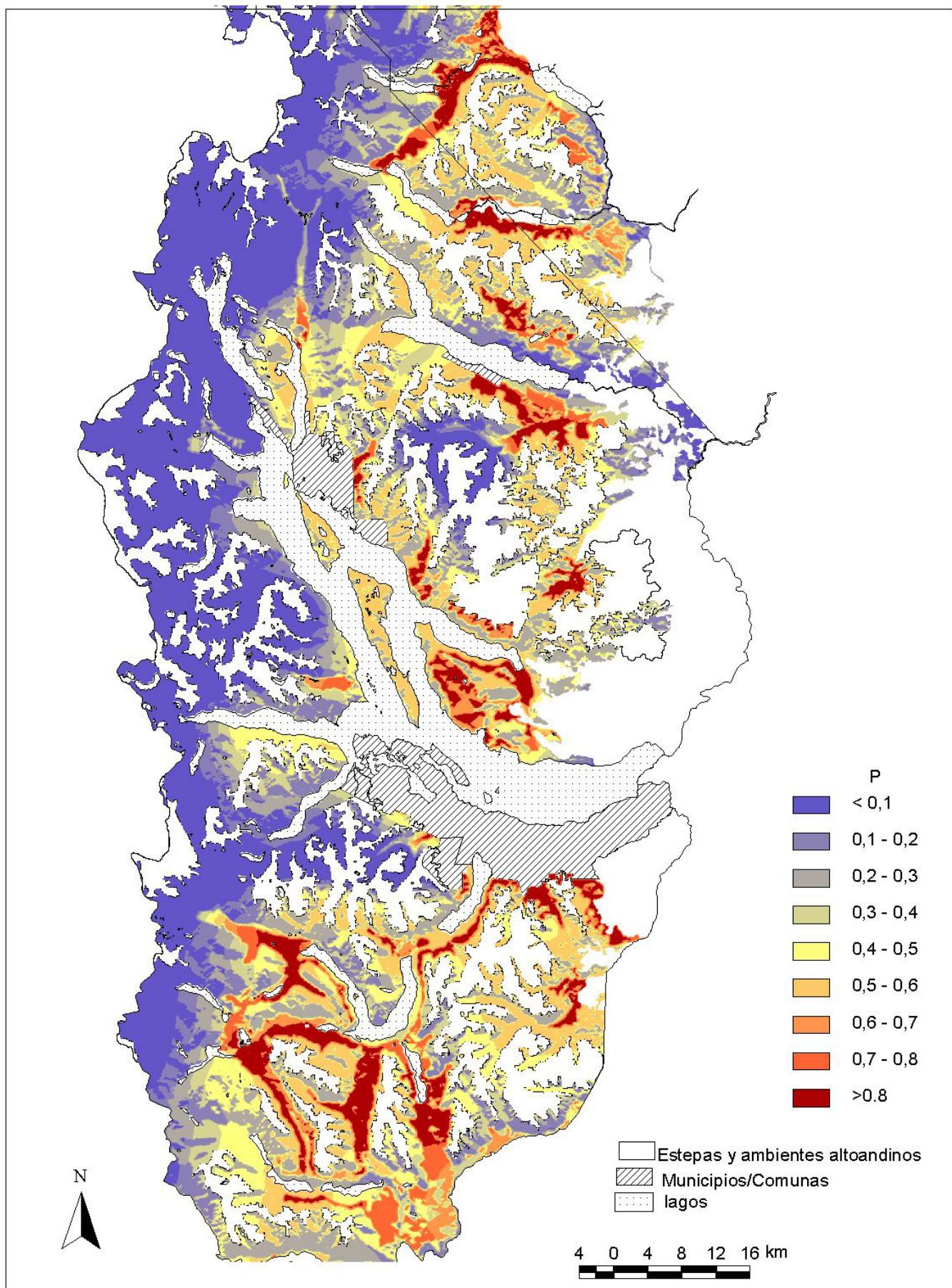
$$\text{Logit } P = -2,896 + (92,815 * \text{precip (pol)}) + (0,0460 * \text{N.a. fr7}) - (0,134 * \text{s-se-so fr3})$$

**Prueba del cociente de verosimilitud (LRT): 73.149 (P = <0,001)**

Detalles de la ecuación de regresión logística

Variable indep	Coeficiente	Error estandard	Estadístico de Wald	P
Constant	-2,896	0,847	11,702	<0,001
Precip (pol)	92,815	27,878	11,084	<0,001
N.a. fr7	0,0460	0,0110	17,466	<0,001
s-se-so fr3	-0,134	0,0487	7,630	0,006

**Tabla 2.6:** Parámetros de la regresión logística para el modelo seleccionado.



**Figura 2.5:** Mapa de la predicción de probabilidad de incendios de bosques y matorrales, basado en el modelo de regresión logística que relaciona los incendios de 1985-1999 con el tipo de vegetación y variables abióticas.  $P$  = probabilidad de pertenecer a la categoría “quemado”.

### 2.4.3. Influencias humanas en la distribución espacial de los incendios, y en los controles del paisaje sobre el fuego

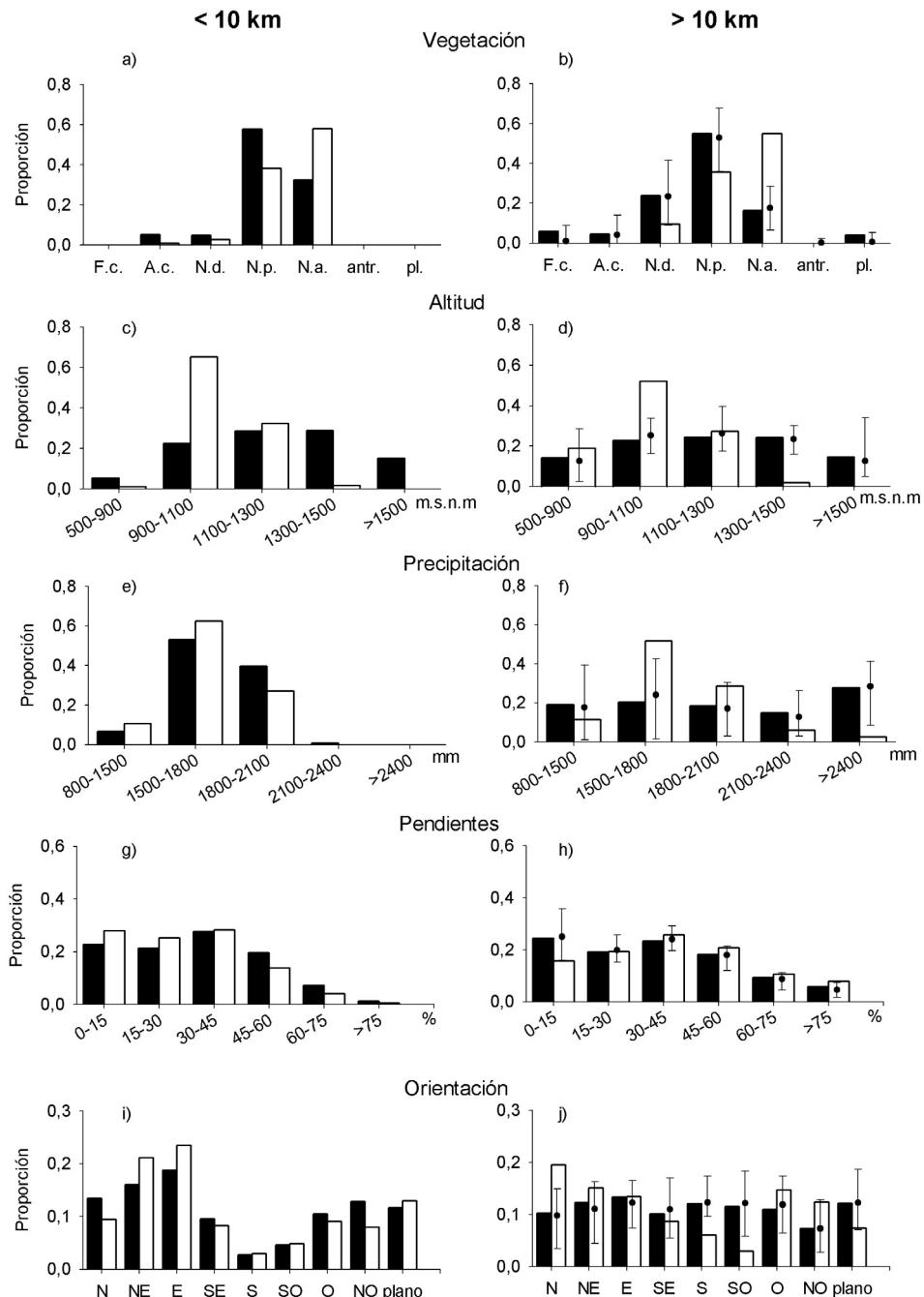
El área comprendida dentro del radio de 10 km - con origen en el extremo sur de la ciudad - ocupa menos del 2% del área total de estudio, pero allí se concentra el 36,5% de la superficie afectada por incendios. La superficie quemada dentro de dicho radio es muy superior al máximo obtenido en las simulaciones (Fig. 2.3 f), y la diferencia es significativa ( $P < 0,05$ ). Dado que en las simulaciones muy pocos incendios quedaron comprendidos dentro del radio cercano a Bariloche, no fue posible construir intervalos de confianza para el comportamiento de las variables dentro de dicho radio.

La proximidad a la ciudad de Bariloche no cambia las relaciones fuego - vegetación halladas para el área total de estudio. (Fig. 2.6 a). Si bien dentro del radio próximo a Bariloche *N. antarctica* es más abundante que fuera de dicho radio (Fig. 2.6 a vs 2.6 b), la superficie quemada correspondiente a este tipo de vegetación sigue siendo mayor a la esperada (Fig. 2.6 a). Los bosques de *N. dombeyi* son en cambio muy escasos en las cercanías de Bariloche, y las diferencias entre la proporción ocupada en las áreas quemadas y en el área disponible no son muy evidentes. En cuanto a los bosques de *N. pumilio*, su distribución es similar en ambos sectores, y al igual que lo observado para el conjunto de datos, las superficies quemadas son menores a las esperadas en ambos casos.

Las influencias humanas en relación a los principales gradientes ambientales no pueden evaluarse en forma concluyente, debido a que el sector vecino a la ciudad constituye una muestra acotada de dicho gradiente. Por otra parte, cabe recordar que debido a la escasa superficie que ocupa el sector vecino a la ciudad, no fue posible construir intervalos de confianza para las proporciones quemadas correspondientes a dicho sector, de modo que no es posible inferir si las diferencias observadas entre las proporciones ocupadas por las clases de las variables en todo el sector y las ocupadas en las áreas incendiadas dentro del mismo son significativas.

Si bien en la zona próxima a la ciudad las altitudes intermedias son nuevamente las más afectadas por el fuego (Fig. 2.6 c), la escasa disponibilidad de tierras en los rangos inferiores de altitud, impide ser concluyente con estos resultados. En el sector más alejado de la ciudad, los patrones son similares a los observados para el conjunto de datos (Fig. 2.6 d). Respecto a las precipitaciones, en el área vecina a la ciudad existe un rango muy acotado de precipitaciones (la mayor parte del área se encuentra entre los 1.500 y 2.100 mm), lo que dificulta las comparaciones con el área total. De todos modos se verifica que las clases entre los 800 y 1.800 mm se queman levemente más que lo esperado, y la clase de 1.800 a 2.100 menos (Fig. 2.6 e). El patrón general, con un fuerte máximo en la clase de 1.500 a 1.800 mm y una significativa disminución de la superficie quemada a partir de los 2.400 mm se mantiene al considerar sólo el área ubicada a más de 10 km de Bariloche (Fig. 2.6 f). En general en el área periurbana son más débiles las influencias topográficas sobre la distribución de los fuegos. Por ejemplo, las pendientes menos pronunciadas son más afectadas por el fuego (Fig. 2.6 g), contrariamente a lo observado para el área total y para el área alejada de la ciudad (Fig. 2.6 h). Asimismo, mientras que en el área total de estudio se verificó una mayor ocurrencia de fuegos en las laderas con orientaciones Norte y menor ocurrencia en las laderas expuestas al Sur - lo cual se ratifica para el área alejada de la ciudad (Fig. 2.6 j) - dentro del radio próximo a Bariloche las distintas orientaciones parecen quemarse según su disponibilidad. En esta zona solo se puede observar una ligera tendencia a una

mayor superficie quemada en las laderas orientadas al Este y Noreste (Fig. 2.6 i).



**Figura 2.6:** Proporción ocupada por las distintas clases de las variables en las áreas quemadas (barras blancas) y en el área disponible (barras negras), en el área vecina a la ciudad, situada dentro de un radio de 10 km del límite sur de la ciudad (< 10 km) (izquierda) y fuera de dicho radio (> a 10 km) (derecha). Las líneas verticales muestran la media y el intervalo de confianza del 95% determinada en base a los fuegos simulados al azar (sólo en el sector a > 10 km)

## 2.5. Discusión

### 2.5.1. Controles bióticos y abióticos del paisaje sobre la distribución espacial de los fuegos.

Los resultados obtenidos permiten afirmar que la heterogeneidad espacial biótica y abiótica influye fuertemente en la distribución espacial de los incendios en los paisajes boscosos norpatagónicos. Los fuegos evidentemente no se distribuyen al azar en relación a los tipos de vegetación. El mosaico de la vegetación muestra claramente la presencia de dos tipos altamente contrastantes, los matorrales y bosques bajos dominados generalmente por *Nothofagus antarctica* asociados fuerte y positivamente con los fuegos; y los bosques altos de *Nothofagus pumilio* o *Nothofagus dombeyi* asociados negativamente. Estos resultados son coincidentes con los obtenidos a partir de enfoques retrospectivos basados en el estudio de anillos de crecimiento, que señalan una mayor evidencia de fuegos en los matorrales que en los bosques altos (Veblen et al. 1992).

La mayor inflamabilidad de los matorrales y bosques bajos ha sido atribuida a las diferencias estructurales existentes entre éstos y los bosques altos, así como a su tendencia a ocupar sitios más secos (Veblen y Lorenz 1988, Veblen et al. 1992). Los matorrales y bosques bajos de la zona Andina Norpatagónica son ecosistemas relativamente productivos, que acumulan rápidamente abundante cantidad de combustibles finos. Varios factores contribuyen además a la alta inflamabilidad de estos matorrales: 1) una alta densidad de pequeños árboles a menudo con múltiples ramas, 2) una rápida recuperación de los combustibles debido a su facilidad de rebrote, 3) altas cargas de epifitas inflamables (p. ej. el liquen *Usnea*) y enredaderas (p. ej. *Mutisia spp*) que permiten una rápida propagación del fuego hacia las copas 4) una rápida acumulación de biomasa muerta debido al fenómeno de muerte parcial de copas y al reemplazo anual del follaje en las enredaderas, y 5) su frecuente ubicación en laderas medias orientadas al Norte, que induce una rápida desecación de los combustibles... Por el contrario, los bosques altos de *Nothofagus* presentan combustibles gruesos, más húmedos, no presentan continuidad entre el sotobosque y las copas, y en general carecen de especies inflamables (salvo en los bosques mixtos con coníferas como *Austrocedrus chilensis*).

Los gradientes abióticos también ejercen un importante control sobre el fuego. El gradiente Oeste - Este de precipitaciones influye en forma muy importante sobre la distribución de los incendios. Los fuegos estuvieron asociados positivamente con los niveles intermedios de precipitación (1.500 - 1.800 mm anuales), se distribuyeron según lo esperado por el azar en las áreas más secas (800 - 1.500 mm), y mostraron fuertes asociaciones negativas con los mayores niveles de precipitación (> 2.400 mm). Teniendo en cuenta la influencia de la precipitación tanto en la productividad como en la humedad de los combustibles, el peligro de incendios resulta probablemente de un compromiso entre una productividad suficientemente alta que origine altas cargas de combustibles distribuidos con continuidad, y un nivel de precipitaciones suficientemente bajo (especialmente durante la primavera/verano) como para permitir la desecación de los combustibles. Estos resultados son consistentes con los patrones detectados en base a la reconstrucción de historia de fuegos con métodos dendrocronológicos, que muestran una mayor incidencia de grandes fuegos en los sitios con niveles intermedios de precipitación (Kitzberger et al. 1997). Contrariamente a lo señalado por Masters (1989) y Baker y Kipfmüller (2001), respecto a la falta de influencia de las variables topográficas

sobre la ocurrencia de incendios en bosques de coníferas de las montañas Rocallosas, los fuegos no fueron insensibles a la topografía en la región boscosa norpatagónica estudiada. En esta región, el gradiente térmico y de precipitaciones altitudinal influye en el patrón espacial de los fuegos. Las altitudes intermedias (900 a 1.100 m) fueron proporcionalmente más afectadas por los incendios, y las superiores (> 1.300 mm) mucho menos. En los sitios ubicados a mayor altitud las bajas temperaturas impiden una alta acumulación de combustibles y retardan los procesos de evaporación, lo que explica la prácticamente absoluta ausencia de fuegos observada. Sin embargo la mayor incidencia de fuegos no se presenta en los sitios de menor altitud (500 - 900 m), lo cual puede explicarse por diversas causas. En este caso no sólo debe tenerse en cuenta la influencia de la temperatura sobre la acumulación y humedad de los combustibles, sino que la ubicación de las fuentes de ignición y el patrón habitual de propagación del fuego pueden incidir en los resultados observados. En efecto, los fuegos de origen antrópico se iniciaron en general en los sitios más bajos, debido a su mejor accesibilidad (mayor densidad de caminos), y el fuego tiende a propagarse hacia las laderas en forma de abanico, con su mayor ancho en las altitudes intermedias. Por otra parte, la mayor accesibilidad de los sitios más bajos también influye en que las tareas de supresión sean más efectivas.

Las distintas orientaciones de las laderas también influyen marcadamente en la distribución espacial de los fuegos. Las laderas con exposición Norte - que son las más secas en el hemisferio Sur - son más afectadas por el fuego mientras que las laderas hacia el Sur y Suroeste que son más húmedas son proporcionalmente menos afectadas. Esto implica que, a diferencia de lo hallado en otros bosques templados (Barret 1988), en los bosques y matorrales norpatagónicos las diferencias de humedad entre las distintas orientaciones no estarían influyendo en la acumulación de combustibles pero sí en su contenido de humedad. Por último, contrariamente a lo esperado, debido a su relación directa con la propagación del fuego, las pendientes no ejercen un control importante sobre la distribución espacial de los fuegos.

Si bien en general se detectó una importante influencia de los factores abióticos sobre la distribución de los incendios, los resultados son altamente dependientes del tipo de vegetación considerado. En los matorrales y bosques bajos de *N. antarctica* la superficie quemada es siempre mayor a la esperada, independientemente de su posición topográfica o ubicación en el gradiente de precipitaciones, y la presencia de este tipo de vegetación determina un incremento de las asociaciones positivas (máximos valores en laderas Norte, y en rangos intermedios de precipitación y altitud). Los bosques altos de *Nothofagus*, en cambio, contribuyen a las asociaciones negativas (menor incidencia de fuegos en laderas al Sur, a mayores altitudes, y con altas precipitaciones). En general, la distribución espacial de los fuegos en relación a las variables abióticas es similar para ambos tipos de bosques, aunque se presentan algunas diferencias de comportamiento en el caso de las precipitaciones. En los bosques de *N. dombeyi*, existe una menor incidencia de fuegos recién a partir de los 2.400 mm de precipitación, mientras que en los bosques de *N. pumilio*, la superficie quemada es menor a la esperada a partir de los 2.100 mm. Esto podría deberse a que *N. pumilio* ocupa sitios a mayor altitud y por lo tanto con menor temperatura y evapotranspiración, lo que redunda en una mayor efectividad de la precipitación. Para el caso de los bosques de *N. dombeyi*, resulta también llamativo que los rangos de 1.800 a 2.100 mm y de 2.100 a 2.400 mm anuales de precipitación son igualmente afectados por los fuegos. Esto podría explicarse debido a que a partir de aproximadamente los 2.000 mm de precipitación se generan las condiciones para el desarrollo de un

denso estrato arbustivo dominado por cañas, que aporta una importante cantidad de combustibles finos. En síntesis, el análisis realizado sugiere la existencia de una importante interacción entre la vegetación y las variables abióticas en la determinación del peligro de incendios.

El modelo logístico desarrollado indica que incorporando una variable relacionada con la continuidad de los matorrales (N.a. fr7), una variable topográfica (S-Se-So fr3), y el nivel de precipitación (Pp pol), es posible predecir correctamente en casi un 80 % de la pertenencia de una muestra a la clase "quemado". Pese a este alto nivel de aciertos, el modelo subestima el peligro de incendios en los bosques de *N. dombeyi* con niveles intermedios de precipitación (1800 a 2400 mm anuales). Durante el período analizado unas 700 ha correspondientes a dicha categoría fueron afectadas por el fuego, y existen numerosas evidencias de que estos bosques fueron afectados por grandes incendios en el pasado (Kitzberger y Veblen 1999, Veblen et al. 1999, Veblen et al. 2003). Primeramente, en la determinación del peligro de incendios de los bosques de *N. dombeyi* seguramente resulta muy importante considerar el estadio sucesional del bosque, variable que no fue analizada en el presente estudio. Las observaciones de campo sugieren que los bosques jóvenes post-disturbio que se encuentran bajo un proceso intenso de autoraleo pueden ser más inflamables que los bosques maduros de *N. dombeyi* (T. Kitzberger, com. pers.) Los bosques coetáneos de *N. dombeyi*, de aproximadamente 100 años de edad son muy abundantes en los rangos intermedios de precipitación, debido a la presencia de grandes fuegos en esta zona durante el período de colonización europea (Kitzberger 1994, Kitzberger y Veblen 1999). Los fuegos actuales podrían estar respondiendo a este legado del paisaje, incrementando su ocurrencia en bosques de *N. dombeyi* previamente quemados. En segundo lugar, el período bajo análisis no abarca ningún evento de floración masiva de caña colihue, ni eventos de sequías muy extremas (por ej. 1943-1944), o de alta densidad de igniciones en bosques húmedos como el período de colonización europea (1880 - 1919). La caña colihue (*Chusquea culeou*) es la especie dominante en los bosques húmedos de *N. dombeyi* y - como otras especies de bambúes - florece, semilla y muere en forma masiva (Janzen 1975), produciendo grandes cantidades de combustibles secos en cientos de kilómetros cuadrados de superficie. Posiblemente, al excluir los eventos de floración de la caña, el presente estudio subestima en forma importante el peligro de incendios de estos bosques en el largo plazo, el que sí pudo ser captado mediante enfoques dendrocronológicos retrospectivos (Kitzberger et al. 1997, Veblen et al. 2000). Del mismo modo, al analizar sólo un período de fuegos principalmente accidentales y durante la vigencia de políticas de supresión, no se tuvieron en cuenta los efectos de la multiplicidad de fuegos intencionales ocasionados por los colonos para crear pasturas, los que posiblemente fueron amplificados por sequías extremas históricas. Al respecto cabe señalar que este tipo de influencias tampoco pudo ser considerada en el análisis del los fuegos del área periurbana de Bariloche, ya que los bosques de *N. dombeyi* se encuentran muy escasamente representados en dicha zona.

### **2.5.2. Modificaciones inducidas por una alta frecuencia de focos de origen antrópico**

El área de estudio brinda una excelente oportunidad para estudiar las influencias humanas sobre la distribución espacial de los fuegos, debido a que en la misma se encuentra la ciudad de Bariloche, de aproximadamente 100.000 habitantes, adyacente a un área protegida de más de 700.000 ha de superficie.

Los resultados indican que para el período analizado existe un incremento importante del riesgo de incendios en el área de próxima a la ciudad (< 10 km de la ciudad). De hecho, el registro de los organismos de combate contra incendios, indica que las tasas de ignición en los bosques y matorrales de la ciudad es casi 3 órdenes de magnitud superior a las registradas en el área protegida. En efecto, el número anual de focos por kilómetro cuadrado es en promedio 700 veces superior en la ciudad que en el área protegida, considerando el período 1999 – 2003 según los datos del Servicio de Prevención y Lucha contra Incendios Forestales y la Coordinación de Lucha contra Incendios Forestales. Asimismo la cantidad de focos en el área próxima (< 10 km ) a la ciudad) representó casi un 45% del total de focos registrados en el período 1987-1997, cuando en la década 1977 - 1987 sólo constituía un 15% del total de focos del área protegida. El análisis de los datos de incendios del área periurbana de Bariloche muestra que la vegetación continúa ejerciendo un importante control sobre la distribución de los fuegos, mientras que los controles topográficos se debilitan. La escasa influencia de la orientación de las laderas, y los patrones contrarios a los observados en el área alejada de Bariloche en cuanto a las pendientes, podrían explicarse debido a que en estos casos, donde los controles del paisaje no son tan fuertes, en la distribución espacial de los incendios influyen más otros factores como la accesibilidad a los sitios, y la facilidad para la instalación de asentamientos.

De todos modos, teniendo en cuenta el control general ejercido por el paisaje en la distribución de los fuegos, es alarmante encontrar que la ciudad de Bariloche se encuentra vecina a sectores del Parque Nacional con un alto peligro de incendios según las variables bióticas y abióticas consideradas ( $P > 0,6$  en Fig. 5 ). De hecho, el sector del Parque Nacional vecino a la zona más densamente poblada de la ciudad se encuentra entre los 1.500 y 1.800 mm anuales de precipitación y se encuentra casi totalmente ocupado de matorrales altamente inflamables o bosques post-fuego originados en las quemas extensivas ocurridas durante la colonización europea (Willis, B. 1914). La combinación de una alta frecuencia de igniciones en el área de interfase, condiciones apropiadas en cuanto a la estructura y cargas de combustibles y de los factores que regulan su humedad, y condiciones climáticas que inducen a una alta desecación, han originado fuegos catastróficos como los ocurridos durante los veranos de 1996 y 1999 al Sur de la ciudad, que no solo han afectado negativamente a los bosques, sino que también han puesto en peligro vidas humanas, infraestructura, y reducido el valor escénico de áreas de uso turístico y recreativo.

## 2.6. Conclusiones

### Influencias bióticas y abióticas del paisaje sobre el fuego

- El mosaico de la vegetación mostró la existencia de dos tipos altamente contrastantes: los matorrales que son muy afectados por el fuego y los bosques altos que están negativamente asociados a los incendios. Estos resultados coinciden con los obtenidos en estudios de la historia de fuegos mediante el análisis de anillos de crecimiento, que demuestran que la frecuencia de fuegos es mayor en los arbustales altos (Veblen et al. 1992)
- El gradiente E-O de precipitaciones ejerce un fuerte control sobre la ocurrencia de los incendios: los sitios con precipitaciones intermedias son los más afectados; probablemente debido a que acumulan suficiente biomasa, pero no son tan húmedos como para impedir la propagación del fuego. Resultados similares han sido obtenidos a partir de la

- reconstrucción de la historia de fuegos mediante el estudio de anillos de crecimiento (Kitzberger et al. 1997)
- La distribución espacial de los incendios también se ve influida por la altitud y orientación de las laderas. Los sitios ubicados a mayor altitud, caracterizados por una mayor precipitación, menores temperaturas, y una mayor acumulación de nieve se ven muy poco afectados por el fuego, seguramente debido a que acumulan menor cantidad de combustibles, y a que éstos mantienen altos niveles de humedad aún en la estación seca. Las laderas orientadas al Norte, que reciben más insolación y por lo tanto están más expuestas a la desecación son más afectadas por los incendios, mientras que las orientadas al Sur se queman proporcionalmente menos. Si bien las influencias topográficas sobre el régimen de incendios en otros bosques templados han sido variables, el patrón observado en los bosques andinos norpatagónicos es similar al registrado en algunos de los casos donde se verificaron este tipo de influencias (Romme y Knight 1981, Taylor y Skinner 1998)
  - Las interacciones entre vegetación y variables abióticas muestran que los matorrales son más propensos al fuego en casi todas las condiciones, y su presencia contribuye a reforzar las asociaciones positivas (mayores diferencias entre las superficies quemadas y las esperadas en las laderas al Norte, precipitaciones intermedias, etc.); por el contrario en los bosques las asociaciones negativas con el fuego se hacen más evidentes cuando éstos ocupan los sitios ambientalmente menos favorables (laderas Sur, mayor altitud, mayores precipitaciones)
  - El modelo logístico desarrollado indica que las variables con mayor influencia en la distribución espacial de los incendios son la abundancia de matorrales y el nivel regional de precipitación. Asimismo, teniendo en cuenta solo 3 variables: una variable relacionada con la continuidad de los matorrales (Na fr7), una variable topográfica (S-Se-So fr3), y el nivel regional de precipitación (Pp pol), es posible predecir correctamente en casi un 80 % que una muestra pertenece a un área quemada.

#### **Influencias humanas en una zona periurbana**

- La superficie quemada se incrementa notablemente en la zona periurbana de la ciudad de Bariloche. En este sector, que representa menos del 2% del área total de estudio, se concentró el 36,5 % de la superficie incendiada.
- El control que ejerce la vegetación sobre el fuego sigue siendo relevante aún en estas condiciones, y algunas variables abióticas como la altitud y las precipitaciones mantienen también cierta influencia. En cambio la orientación de las laderas y las pendientes no inciden en este caso en la distribución de los incendios.
- Este sector del Parque Nacional vecino a la ciudad, es clasificado según su vegetación y características ambientales como de alto peligro de incendios en la regresión logística ( $P > 0,6$ )
- La combinación de gran cantidad de focos, ambientes propicios para el fuego, y condiciones climáticas extremas ya ha producido fuegos catastróficos en 1996 y 1999, poniendo en riesgo vidas humanas, propiedades, y el valor escénico de áreas importantes para la recreación y el turismo.

### CAPÍTULO III

## INFLUENCIAS DEL MOSAICO LOCAL DEL PAISAJE EN LA PROPAGACIÓN DEL FUEGO, Y SU MODIFICACIÓN POR EL CLIMA Y EL TAMAÑO DEL DISTURBIO

### 3.1. Introducción

La interpretación del papel ecológico de los procesos espaciales, como la propagación del fuego en paisajes complejos, es altamente dependiente de la escala del análisis (Meentemeyer y Box 1987, Urban et al. 1987, Turner et al. 1993, Wiens 1999). Numerosos estudios señalan los problemas derivados de extrapolación de los resultados obtenidos de una escala a otra, y resaltan la importancia de realizar estudios a varias escalas (Urban et al. 2000, Wu et al. 2000). Las variables que controlan la distribución espacial de los incendios a nivel regional (cientos de miles de hectáreas) pueden perder relevancia al analizar la propagación del fuego en un evento de ignición ocurrido en un sector más restringido, como una ladera o una cuenca (decenas a miles de hectáreas); y los controles detectados a escala de decenas de años pueden ser distintos de los que operan en un evento de incendio, el que usualmente no se extiende más allá de unos días o unas pocas semanas de duración.

Las variables del paisaje que normalmente controlan la dispersión del fuego también pueden perder efectividad en el caso de eventos muy intensos o de gran tamaño. En eventos de sequías extremas puede ocurrir que la configuración del paisaje incida poco en la propagación del fuego, y se desarrollen fuegos de copa muy severos en tipos de bosques que en condiciones normales son poco afectados por incendios (Turner y Romme 1994). Del mismo modo, cuando los incendios son grandes en relación al grano del paisaje, puede disminuir la importancia de la topografía en el control de los fuegos (Baker y Kipfmüller 2001).

La mayor parte de los enfoques desarrollados para comprender el proceso de propagación del fuego en paisajes montañosos involucran el desarrollo *a priori* de modelos de combustibles, y explicaciones mecanicistas del potencial de propagación del fuego basadas en el conocimiento de diversas variables meteorológicas como la humedad, temperatura y dirección de los vientos, y la configuración de las laderas (Rothermel 1972, Albini 1976). Más recientemente se han desarrollado refinamientos de estos modelos, que incluyen simulaciones espacialmente explícitas de la propagación del fuego en paisajes heterogéneos (Clarke et al. 1994, Perry et al. 1999). Aunque muchos de estos modelos son calibrados con información empírica basada en fuegos experimentales o reales (Cruz et al. 2002), el proceso de simulación de propagación del fuego es modelado a través de procesos físicos y su relación con variables topográficas, meteorológicas y características relacionadas con los combustibles. Finalmente, también se han desarrollado modelos semi-empíricos que incluyen desarrollos matemáticos para el análisis del comportamiento del fuego (Pastor et al. 2003).

En el capítulo anterior se analizó a escala regional la distribución espacial de los incendios en relación a los tipos de vegetación y topografía, en el contexto de los gradientes principales de precipitación e igniciones de origen humano. En el presente capítulo se evalúa cómo afectan a la propagación del fuego las características y contenido de humedad de los combustibles de los parches de distintos tipos de vegetación, orientación y pendientes existentes en el área.

específica donde ocurrió un incendio. A esta escala, en la que los gradientes de precipitación y de altitud son más reducidos, hay mejores posibilidades de evaluar las potenciales diferencias del comportamiento del fuego ante los distintos tipos de combustibles y niveles de humedad existentes en los parches de vegetación y topográficos contiguos.

En el noroeste de Patagonia, el desarrollo de modelos de combustibles es aún muy incipiente, y solo existen datos muy dispersos sobre el patrón de propagación de los fuegos en relación al estado del tiempo. De este modo, el enfoque utilizado para la escala local se basó en el análisis de fuegos reales que ocurrieron a lo largo de varias décadas, y para los cuales se pueden determinar los parámetros de la vegetación y topografía en el momento del evento, pero se carece de información detallada sobre el estado del tiempo y otros factores históricos (p.ej. los detalles de las tareas de supresión) durante el desarrollo del incendio.

Las principales preguntas que se buscó responder son:

- 1) ¿Es posible extraer las relaciones halladas a escala regional respecto a la mayor o menor ocurrencia de fuegos en determinados tipos de vegetación y situaciones topográficas, a la escala de los parches de distinta composición que existen en el área donde se inicia un incendio particular?
- 2) ¿Cómo se ven modificadas las relaciones entre la propagación del fuego y la vegetación y topografía en el caso de eventos ocurridos en años de sequía extrema, o en incendios de gran extensión?

Para ello se seleccionaron al azar diversos incendios ocurridos a lo largo de varias décadas en los cuatro Parques Nacionales del noroeste de Patagonia, estratificando el muestreo en dos rangos de tamaño y en dos situaciones climáticas (años normales y años de sequía extrema), y se analizó la vegetación y topografía de las áreas quemadas y su entorno no afectado.

### **3.2. Área de estudio**

El área de estudio comprende al sector sur del P.N. Lanín, y a los P.N. Nahuel Huapi, Puelo y Los Alerces, situados en el noroeste de la Patagonia entre los 40° y 43° de latitud Sur (Fig. 3.1). Los cuatro Parques abarcan una superficie total de 1.400.000 ha, cuyas características climáticas, topográficas y de vegetación son similares a las descriptas en el Capítulo II. Los registros de incendios de los Parques del noroeste de Patagonia desde 1938 hasta 1996 indican que en esta zona la mayoría de los fuegos modernos son iniciados por el hombre, aunque los fuegos naturales por rayos originaron el 8 % de los incendios ( $n = 722$  fuegos), y quemaron el 16.4% del área total incendiada (118.560 ha). En los cuatro Parques se aplica una política activa de supresión de fuegos. A pesar de que muchos focos de incendio son controlados, no se encuentra una tendencia decreciente del área total quemada en el período 1938-1996, probablemente debido a que el estado del tiempo constituye la principal influencia en el desarrollo de los incendios de gran tamaño (Kitzberger y Veblen 2003).

### 3.3. Metodología

#### 3.3.1. Mapas de incendios y de las variables potencialmente relacionadas con la propagación del fuego.

Se seleccionaron 18 incendios (Fig. 3.1), de un total de 32 incendios ocurridos entre los años 1950 y 1999 que fueron detectados a partir de fotos aéreas o imágenes satelitales. Para seleccionar los incendios se realizó un muestreo al azar estratificado, clasificándolos previamente según su tamaño en incendios grandes ( $> 200$  ha) o incendios chicos ( $< 200$  ha), y según la situación climática en que ocurrieron en incendios ocurridos en períodos extremadamente secos o incendios ocurridos en períodos normales o húmedos. Se clasificaron como eventos de fuego correspondientes a períodos extremadamente secos aquellos que ocurrieron en momentos en los que la precipitación del bimestre anterior a la ocurrencia del incendio fue por lo menos un 60% inferior a la media registrada en el largo plazo (1950-1999) para el mismo bimestre, según datos de la estación meteorológica de Bariloche.

Para mapear los incendios ocurridos después del año 1985 se utilizó una metodología similar a la descripta en el Capítulo II cubriendo un mayor rango de localidades, incluyendo a los Parques Nacionales Lago Puelo y Los Alerces, ubicados más al sur, y se realizaron los ajustes necesarios en base a fotos aéreas (1:30.000 a 1:60.000) y chequeos de campo. Los incendios ocurridos antes de 1985 fueron mapeados utilizando fotos aéreas ortorectificadas pre- y post- incendio. Para ello se utilizaron fotos aéreas de escala aproximada entre 1:30.000 a 1:60.000 tomadas en los años 1944-45, 1972 y 1981. Las fotos aéreas fueron escaneadas con una resolución de 300 dpi y ortorectificadas con el módulo Orthobase del software ERDAS. Los límites de las áreas quemadas se visualizaron comparando las fotos aéreas pre- y post- fuego, y se digitalizaron en pantalla con el software CartaLinx.

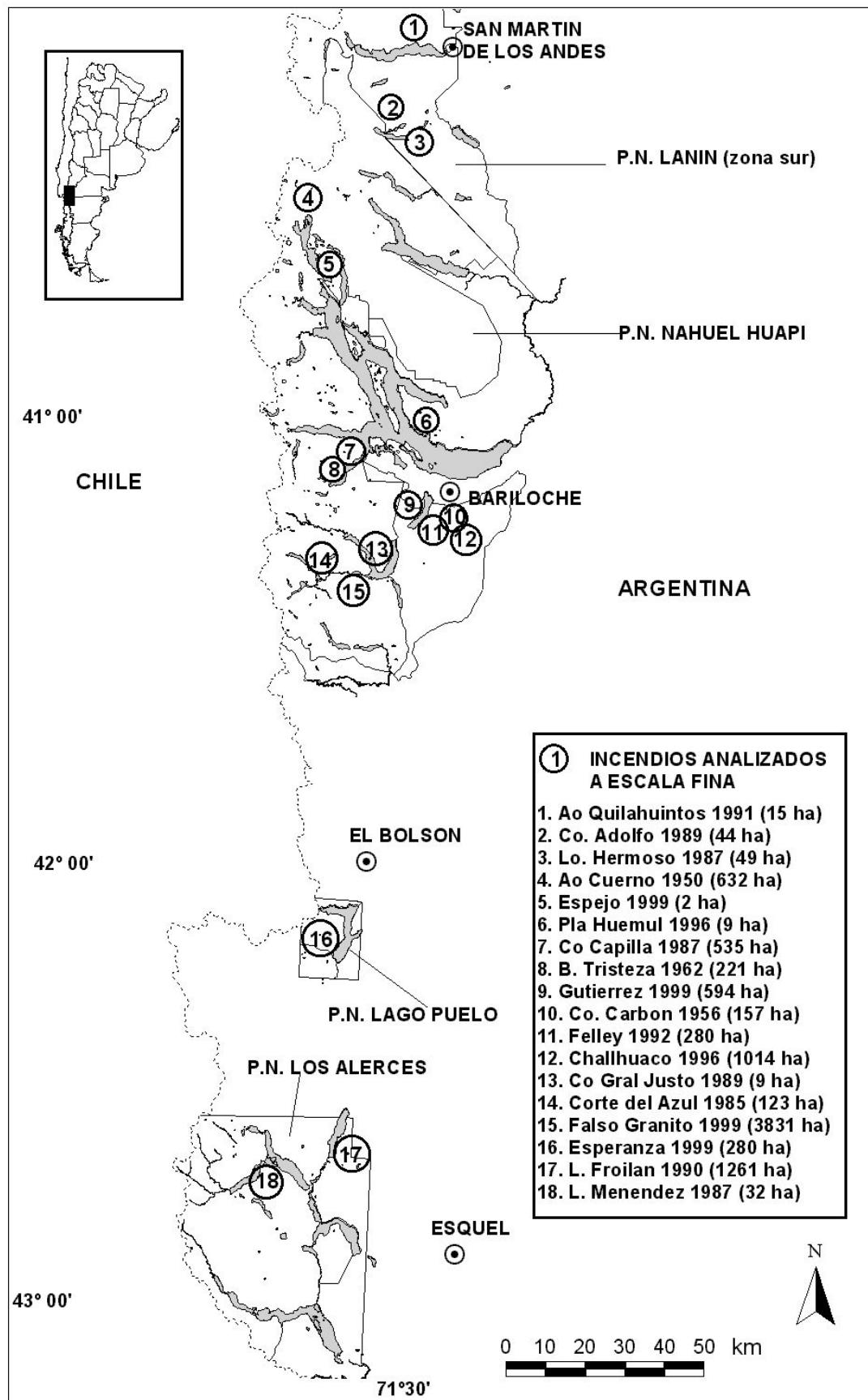


Figura 3.1: Ubicación de los incendios analizados a escala local.

Para cada incendio se mapeó la vegetación pre-fuego del área quemada y del sector contiguo no afectado, hasta una distancia de 500 m. Los tipos de vegetación pre-disturbio se discriminaron mediante la fotointerpretación de las fotos aéreas disponibles. Se distinguieron tipos fisonómicos (bosques altos, matorrales y vegetación herbácea), los bosques altos fueron clasificados según la especie dominante, y los matorrales se diferenciaron en cerrados y abiertos. Luego de la clasificación visual, las fotos aéreas fueron escaneadas a una resolución de 300 dpi (2.5 a 5 m dependiendo de la escala) y ortorectificadas con el módulo Orthobase del software ERDAS. Los límites entre los tipos de vegetación fueron digitalizados en pantalla con el software CartaLinx. Los mapas de vegetación fueron chequeados en el terreno teniendo en cuenta la vegetación actual de sitios contiguos no quemados. Para el caso de incendios más antiguos donde los mapas se basaron en fotos aéreas de más de 50 años de antigüedad, se consultaron también informes y mapas de la época de los incendios. Se confeccionaron modelos digitales de terreno (DEM) digitalizando mapas topográficos del Instituto Geográfico Militar, de escala 1:50.000 con equidistancia de 25 m, y a partir de éstos se obtuvieron los mapas de orientación y pendientes. Las coberturas topográficas y de vegetación fueron rasterizadas a una resolución de 10 m.

### **3.3.2. Análisis de datos**

#### *3.3.2.1. Propagación del fuego en relación a la vegetación y la topografía*

Se evaluaron las influencias locales de la topografía y la vegetación sobre la propagación del fuego por medio de dos enfoques complementarios: a) análisis de las diferencias en la proporción quemada de las distintas clases de las variables, y b) comparación del área correspondiente a cada clase de las variables dentro del área quemada y en los parches contiguos no quemados.

##### *a). Proporción quemada de las clases de las variables*

Mediante este análisis se procuró comparar la susceptibilidad al fuego de las distintas clases de una variable. Para cada clase de una variable se determinó la proporción quemada del área total disponible, suponiendo que el área contigua a los límites del incendio hasta una distancia de 500 m, potencialmente podría haber sido afectada por el fuego. Debe tenerse en cuenta que en incendios de la región se ha registrado el transporte de chispas o material incandescente por el aire caliente o viento hasta aproximadamente 1,5 km de distancia, por lo cual la distancia de 500 m tomada como potencial para la propagación es sumamente conservadora.

En cada uno de los 18 incendios, y para cada clase de las distintas variables, se calculó la proporción quemada correspondiente a dicha clase como:

$$Pr = Sq/(Sq+Snq)$$

donde  $Sq$  es la superficie quemada para dicha clase de la variable y  $Snq$  es la superficie ocupada por dicha clase de la variable en el entorno no quemado, de modo que  $Sq+Snq$  es la superficie total ocupada por esa clase de la variable en el área expuesta al fuego. Las diferencias entre las proporciones quemadas de las distintas clases de las variables fueron analizadas mediante una prueba de análisis de la varianza (ANVA), dado que los datos presentaron una distribución normal y varianzas homogéneas..

##### *b) Comparación de las áreas quemadas y el entorno no afectado*

En este procedimiento se presumió que para cada evento de fuego la proporción ocupada por cada clase de la variable en los parches contiguos no quemados representaba las proporciones esperadas ante la hipótesis nula de que la propagación del fuego no es afectada por dicha variable. Se compararon las proporciones ocupadas por las distintas clases de las variables en el área quemada y en el entorno no quemado - definido como el área contigua al incendio hasta una distancia máxima de 500 m - mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon para muestras apareadas ( $n = 18$ ).

### 3.3.2.2. Influencias climáticas y del tamaño del disturbio

Para evaluar posibles diferencias asociadas a condiciones meteorológicas extremas o al tamaño de los incendios, se realizó el análisis mencionado en 3.3.2.1. b) para los siguientes subconjuntos de datos: 1) fuegos que ocurrieron en períodos extremadamente secos versus fuegos que ocurrieron en períodos normales o húmedos, y 2) incendios de más de 200 ha de superficie versus incendios de menos de 200 ha de extensión.

## 3.4. Resultados

### 3.4.1. Propagación del fuego en relación a la vegetación y topografía

#### Vegetación

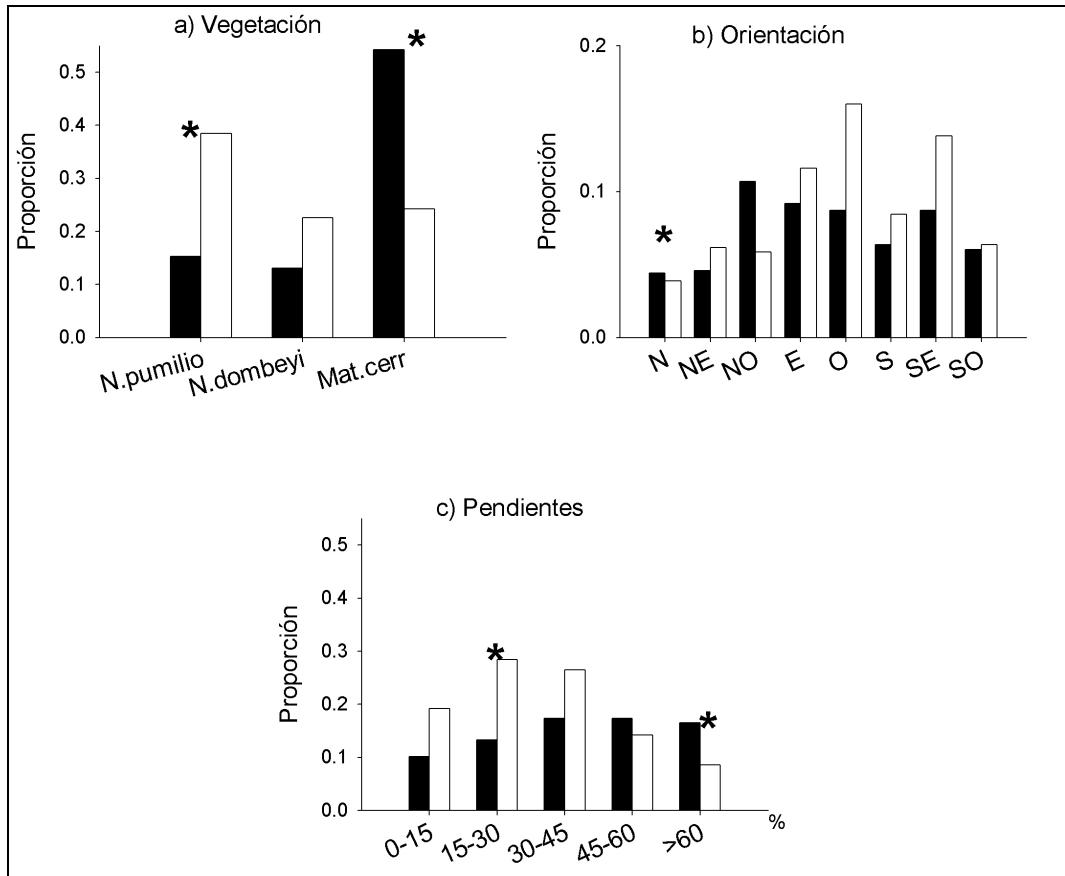
Aunque inicialmente se diferenciaron 8 clases de vegetación, sólo 3 tipos (bosques de *N. dombeyi*, bosques de *N. pumilio*, y matorrales cerrados) estuvieron presentes en más de 12 casos. La evaluación de las influencias de la vegetación sobre la propagación del fuego tuvo que restringirse a los tipos de vegetación citados anteriormente, con el fin de contar con un suficiente número de muestras para el análisis estadístico de los datos.

De acuerdo a los resultados del ANVA, el fuego no se propaga en forma homogénea en los distintos tipos de vegetación ( $F = 10,4$ ; 2 y 38 g.l.;  $P < 0,001$ ). La media de la proporción quemada de los matorrales cerrados es significativamente mayor ( $P < 0,05$ ) a la media de la proporción quemada de los bosques altos (*N. pumilio* y *N. dombeyi*), pero no se registran diferencias significativas entre las proporciones quemadas de los bosques de *N. pumilio* y *N. dombeyi* (Tabla 3.1, prueba de Tukey).

Nombre del grupo	N	Faltantes	Media	Desvío estándar
Bosques de <i>N. pumilio</i>	18	4	0,217(a)	0,211
Bosques de <i>N. dombeyi</i>	18	6	0,346(a)	0,23
Arbustales cerrados	18	3	0,617(b)	0,273

**Tabla 3.1:** Resultados del análisis de la varianza de una vía para las proporciones quemadas de los distintos tipos de vegetación. Las letras distintas indican diferencias significativas en la prueba *a posteriori* de Tukey.

La superficie ocupada por los bosques de *N. pumilio* en los parches contiguos no quemados duplica aproximadamente a la ocupada por estos bosques en las áreas quemadas, siendo la diferencia significativa ( $W = 93$ ,  $P < 0,05$   $N = 14$ ), mientras que los matorrales muestran el comportamiento inverso ( $W = -88$   $P < 0,05$   $N = 15$ ) (Fig. 3.2 a). La proporción ocupada por *N. dombeyi* en los sectores quemados y no quemados es muy variable, y no se detectaron diferencias estadísticamente significativas ( $W = -3$   $P > 0,05$   $N = 12$ )



**Figura 3.2:** Proporciones (medianas) ocupadas por los tipos de vegetación, clases de orientación y clases de pendiente en las áreas quemadas (barras negras) y en los parches contiguos no afectados (barras blancas), basadas en el análisis de 18 eventos de fuego. Las diferencias significativas ( $P < 0,01$ ) se señalan con un asterisco (prueba de Wilcoxon)

#### Orientación

No se registraron diferencias significativas entre las medias de las proporciones quemadas correspondientes a las distintas orientaciones ( $F = 1,4$ ; 8 y 131 g.l.;  $P = 0,212$ ). Sin embargo la potencia del test fue inferior a la recomendada por lo cual los resultados no son concluyentes.

Teniendo en cuenta las interacciones halladas en el estudio a escala regional (Cap. II) entre la vegetación y las variables abióticas, se realizó un análisis de las proporciones quemadas de las distintas orientaciones en cada uno de los principales tipos de vegetación. En este caso la distribución de los datos no fue normal, por lo que se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. No se observaron diferencias significativas entre las proporciones quemadas de las distintas orientaciones de las laderas, aún dentro de un mismo tipo de vegetación (*N. pumilio*:  $H = 5,353$ ,  $P = 0,719$  8 g.l.; Mat. cerr.:  $H = 3,5$   $P = 0,899$  8 g.l.)

Tampoco se hallaron en general diferencias significativas entre las proporciones ocupadas por las distintas orientaciones dentro de las áreas quemadas respecto de los parches contiguos no quemados (Fig. 3.2 b). Sólo la proporción ocupada por laderas de exposición N registró un valor significativamente superior en las zonas quemadas ( $W = -93$ ,  $P < 0,05$   $N = 18$ ), pero la pequeña diferencia le resta importancia ecológica a este resultado.

### Pendientes

Las distintas clases de pendiente difieren significativamente en la media de su proporción quemada ( $F = 5,1; 7$  y  $121$  g.l.;  $P <0,001$ ). Los valores más altos de la proporción quemada corresponden a las pendientes muy bajas y a las pronunciadas, mientras que las pendientes suaves (en particular las del rango de 15-30%) presentan proporciones quemadas significativamente menores (Tabla 3.2).

Nombre del grupo	N	Faltantes	Media	Desvío estándar
0-5%	18	4	0,647(b,c)	0,337
5-15%	18	1	0,483(a,b,c)	0,292
15-30%	18	0	0,366(a)	0,225
30-45%	18	1	0,437(a,b)	0,147
45-60%	18	1	0,536(a,b,c)	0,194
60-75%	18	2	0,676(b,c)	0,212
75-100%	18	2	0,677(b,c)	0,224
>100%	18	4	0,718(c)	0,197

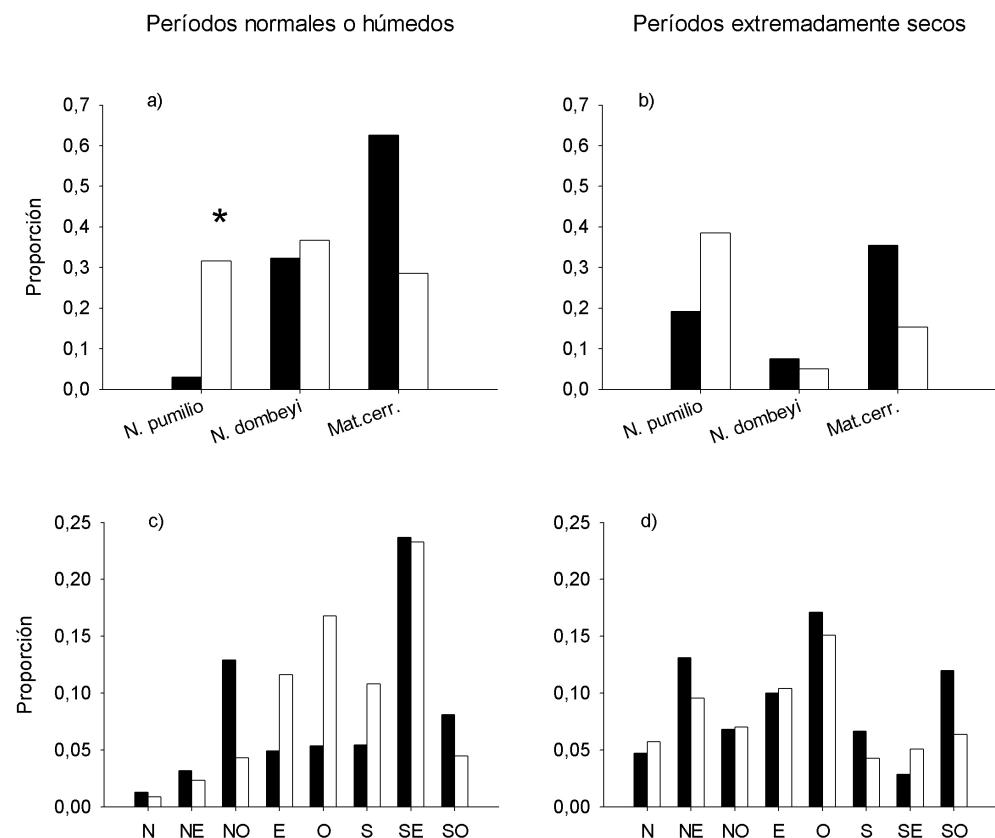
**Tabla 3.2:** Resultados del Análisis de la varianza de una vía para las medias de la proporción quemada de las distintas clases de pendiente. Las letras distintas indican diferencias significativas en la prueba *a posteriori* de Tukey.

Coincidientemente, las pendientes de más del 60% ocupan proporcionalmente una mayor superficie dentro de las áreas quemadas que en los parches contiguos ( $W = - 102 P<0,05$ ), las de entre 15 y 30% son significativamente más escasas en las áreas quemadas que en su entorno ( $W = 107 P<0,05$ ), y no se registran diferencias significativas para las proporciones ocupadas por pendientes de menos del 15% y en el rango de 30% a 60% (Fig. 3.2 c)

### 3.4.2. Influencias climáticas y del tamaño del disturbio

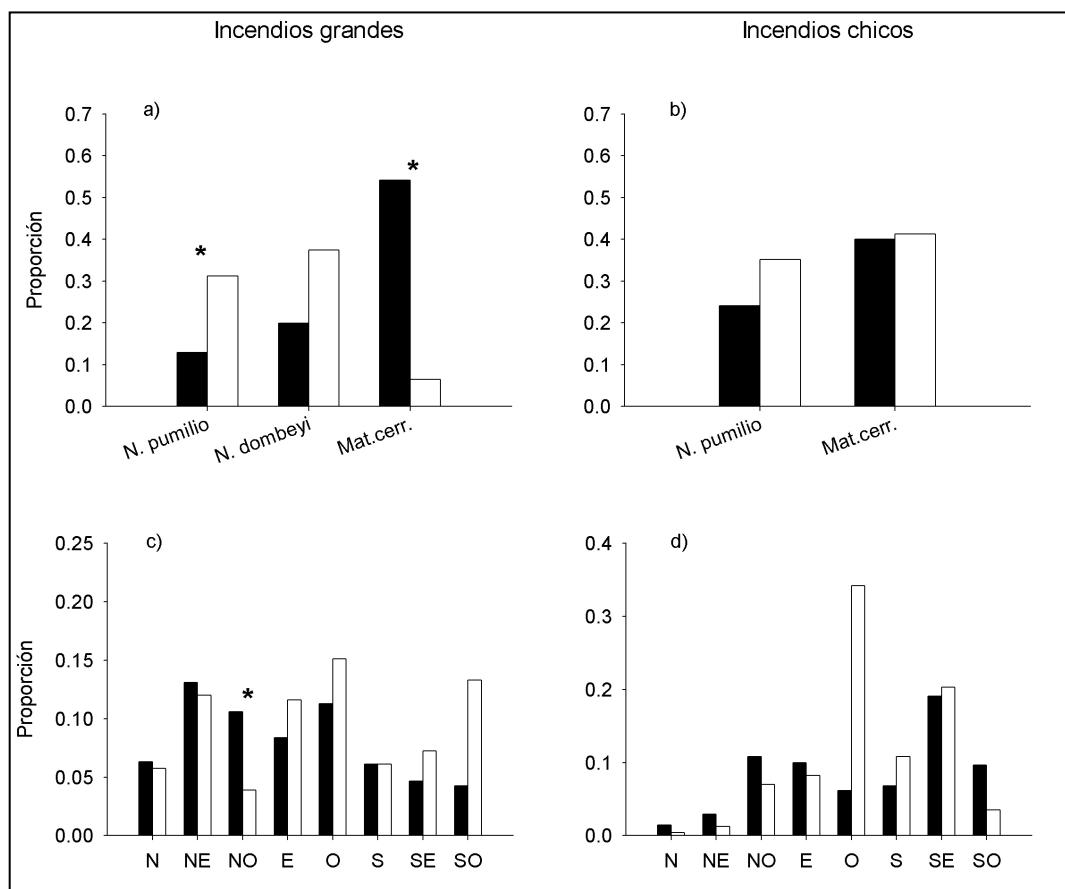
De los 18 incendios analizados, 8 ocurrieron en períodos de sequía extrema y 10 durante períodos normales o húmedos. Cabe señalar que de los casi 50 años que abarca el período de estudio (1950 – 1999), 10 años pueden clasificarse como de sequías extremas, según el déficit de precipitación registrado en los meses de octubre del año anterior a febrero del año correspondiente. En los incendios ocurridos en períodos normales o húmedos, *N. pumilio* mostró diferencias significativas en la proporción ocupada entre las áreas quemadas y no quemadas (Fig 3.3 a), registrando valores 10 veces mayores en el entorno no quemado que en el área incendiada ( $W= 28 P<0,05$ ) Los bosques de *N. dombeyi* ocuparon proporciones similares en las áreas quemadas y en el sector contiguo, pero el número de muestras en este caso fue bajo ( $N= 5$ ). La mediana correspondiente a la proporción ocupada por los matorrales cerrados fue más del doble dentro de las áreas quemadas que en el sector contiguo no incendiado, aunque las diferencias no fueron significativas (Fig 3.3. a). Para el caso de los incendios ocurridos en años extremadamente secos, se mantiene la tendencia respecto a una menor proporción ocupada por los bosques de *N. pumilio* y una mayor proporción ocupada por los matorrales cerrados en las áreas incendiadas respecto del área contigua, aunque en este caso ninguna de las diferencias resultó significativa (Fig. 3.3 b). Asimismo, la proporción de *N. dombeyi*, tanto en el área quemada como en su entorno no

afectado, fue muy pequeña. Ninguna de las orientaciones presentó diferencias significativas en la proporción ocupada entre las áreas quemadas y no quemadas para ninguna de las situaciones climáticas. Si bien debido al pequeño tamaño de la muestra estos resultados deben tomarse con precaución, cabe destacar que en los períodos normales o húmedos la mediana de la proporción ocupada por las laderas al Noroeste dentro de las áreas incendiadas casi triplica el valor registrado en el entorno no quemado. La mediana de las laderas al Sur es aproximadamente la mitad (Fig. 3.3 c) mientras que en los períodos de extrema sequía los valores de las medianas correspondientes a la proporción ocupada por las distintas orientaciones en los sectores quemados y no quemados son en general más similares (Fig. 3.3.d).



**Figura 3.3:** Proporciones (medianas) ocupadas por los tipos de vegetación y clases de orientación en las áreas quemadas (barras negras) y en los parches contiguos no afectados (barras blancas), para incendios que ocurrieron en años extremadamente secos (izquierda) y en años no extremadamente secos (derecha). Las diferencias significativas ( $P<0,01$ ) se señalan con un asterisco (prueba de Wilcoxon)

Del conjunto de incendios, 9 fueron clasificados como grandes ( $>200$  ha, 221 a 3.830 ha) y 9 como chicos ( $< 200$  ha, 2 a 157 ha). En los incendios grandes los tipos de vegetación mostraron un comportamiento similar al registrado para el conjunto de datos, es decir los bosques de *N. pumilio* ocuparon proporciones significativamente menores en las áreas quemadas, los matorrales cerrados mayores, y no se registraron diferencias significativas para los bosques de *N. dombeyi* (Fig. 3.4a). Por el contrario, en los incendios chicos no se encontraron diferencias significativas en las proporciones ocupadas por los distintos tipos de vegetación dentro y fuera del área quemada (Fig. 3.4b).



**Figura 3.4:** Proporciones (medianas) ocupadas por los tipos de vegetación y clases de orientación en las áreas quemadas (barras negras) y en los parches contiguos no afectados (barras blancas), para incendios de más de 200 ha de superficie (izquierda) y de menos de 200 ha de superficie (derecha). Las diferencias significativas ( $P<0,05$ ) se señalan con un asterisco (prueba de Wilcoxon)

Los bosques de *N. dombeyi* fueron excluidos del análisis de los incendios chicos, debido al bajo número de muestras para esta clase de incendios ( $N = 3$ ). La orientación de las laderas tuvo más influencia en la propagación del fuego en los incendios grandes. En estos casos se observó una mayor proporción de laderas de exposición Noroeste (xéricas) en las áreas quemadas que en los sectores contiguos no quemados (Fig. 3.4c). Asimismo, si bien las diferencias no resultaron significativas, las laderas orientadas al Suroeste ocuparon una menor proporción de las áreas quemadas. En el caso de los incendios chicos no se registran diferencias significativas para ninguna de las orientaciones y no se observan patrones relacionados con la humedad de las laderas (Fig. 3.4d)

### 3.5. Discusión

#### 3.5.1. Influencias del paisaje en la propagación del fuego.

Mediante el análisis de varios incendios ocurridos durante el período 1950-1999 se procuró evaluar la influencia de la vegetación y diversas variables topográficas en la propagación del fuego, y comparar estos resultados con los

obtenidos a escala regional. Cabe señalar que si bien los casos analizados corresponden a un período más extenso que el contemplado en la escala regional, éste no abarca los años de quemadas intencionales de bosques anteriores a 1920 y no incluye las sequías extremas registradas en los años 40, por lo cual ambos períodos son comparables.

Coincidentemente con los resultados obtenidos para la escala regional, en el análisis a escala local los matorrales fueron mucho más propensos a propagar el fuego mientras que los bosques altos, particularmente los de *N. pumilio*, resultaron menos susceptibles al fuego. Para el caso de los bosques de *N. dombeyi* no fue posible obtener conclusiones generales debido a que los resultados fueron muy variables en los distintos incendios. La variabilidad de los resultados en los bosques de *N. dombeyi* podría deberse a la influencia de la ubicación del área incendiada en el gradiente de precipitación, a diferencias en la estructura de los bosques (bosques jóvenes coetáneos y maduros multietáneos) y también a la composición y arreglo espacial del mosaico de la vegetación. En efecto, una evaluación preliminar (datos no presentados) de cada uno de los eventos muestra que cuando la vegetación del área donde ocurrió el incendio corresponde principalmente a *N. dombeyi* y *N. pumilio*, la proporción de *N. dombeyi* en el área incendiada suele ser mayor que en los parches vecinos, ocupados principalmente por *N. pumilio*. Cuando los matorrales cerrados ocupan una proporción importante del área, *N. dombeyi* suele ser en cambio más abundante en los parches contiguos, salvo en algunas situaciones donde estos bosques forman parches pequeños rodeados de matorrales, y se queman en una alta proporción.

Los resultados obtenidos sugieren que una vez que los matorrales entran en ignición tienden a quemarse completamente, hasta que el fuego encuentra una barrera topográfica o un parche menos inflamable. Por el contrario, los bosques altos están negativamente asociados al fuego y tienden a actuar como barreras naturales para el fuego. A menudo se han encontrado evidencias que sugieren que cuando estos dos tipos de vegetación - con estructuras altamente contrastadas - se yuxtaponen en el paisaje, los matorrales actúan como corredores y los bosques altos como barreras naturales para el fuego. Una evidencia indirecta es la aparente estabilidad de los límites bosque-matorral por largos períodos documentada por fotografías repetidas (Veblen y Lorenz 1988). En segundo lugar, es muy común observar árboles con múltiples cicatrices de fuego localizados en los límites abruptos entre el bosque y matorral (T. Kitzberger, com. pers), sugiriendo que los fuegos pararon repetidamente en estos límites.

La topografía también influyó en la propagación de los incendios, aunque los resultados difieren con los obtenidos en la escala regional en cuanto a la importancia relativa de las dos variables consideradas. En general, al analizar el conjunto de incendios, la orientación de las laderas parece tener poca influencia en la propagación del fuego. Los parches de las distintas orientaciones se afectaron en promedio en un 50%, y al comparar las áreas quemadas versus la ocupada en los sectores contiguos sólo se encontraron diferencias significativas –aunque no relevantes desde el punto de vista ecológico- en la proporción ocupada por las laderas orientadas al Norte. Es muy probable, en cambio, que a esta escala de análisis las distintas orientaciones de las laderas influyan sobre la severidad de quema, tal como ha sido observado en bosques de coníferas de Estados Unidos (Barret 1988, Kushla and Ripple 1997). Contrariamente a lo observado en la escala regional, en la cual la inclinación de las pendientes no resultó en general una variable relevante en la distribución espacial de los incendios, en la escala local esta variable incide en forma importante en la

propagación del fuego. En general, la proporción quemada de las distintas clases de pendiente es mayor cuanto más pronunciada es la pendiente. Sin embargo las pendientes de menos del 15% no se quemaron significativamente menos que las de más del 60%. Esto podría deberse a que en varios de los casos analizados los matorrales cerrados ocuparon fondos planos de valle, situación que es muy frecuente en la región.

Los resultados muestran que es posible hallar patrones generales del comportamiento del fuego en lo que hace a algunas variables de sencilla medición como lo son los grandes tipos de vegetación y pendientes pese a que a esta escala seguramente también tienen mucha influencia las variaciones en la cantidad y tipo de combustibles que se presentan en el nivel de stand y las condiciones meteorológicas - entre las que se destacan la fuerza y dirección del viento. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Perry et al. (1999), en bosques de Nueva Zelanda, donde el tipo de combustible y las pendientes resultaron las variables más importantes en la propagación del fuego. Finalmente, los distintos resultados obtenidos para ambas escalas constituyen un nuevo ejemplo de la importancia de trabajar a distintos niveles y de no extrapolara directamente los resultados de una escala a la otra.

### **3.5.2. Efectos del tamaño del disturbio y las condiciones climáticas sobre los controles del paisaje**

El análisis de la influencia del tamaño del disturbio y de los efectos climáticos se vio dificultado por el escaso número de muestras resultante de subdividir el conjunto de datos. En los incendios grandes ( $>200$  ha), se observaron los mismos patrones que a escala regional en cuanto a la influencia del tipo de vegetación, y patrones similares respecto a la orientación de las laderas. En los incendios chicos no se detectó ninguna influencia de las orientaciones y, por otra parte, aunque los bosques de *N. pumilio* fueron en general más abundantes en el entorno no quemado y los matorrales en las áreas quemadas, las diferencias no resultaron significativas. En el caso de los incendios de menor superficie (aproximadamente el 30% de los incendios clasificados como chicos tuvo una superficie inferior a las 10 ha), seguramente tienen mayor influencia los factores relacionados con el estado del tiempo en el momento del incendio, la accesibilidad, los medios utilizados para el combate, y el arreglo espacial de los combustibles a una escala mucho más detallada.

Aunque el pequeño tamaño de la muestra no permite sacar conclusiones terminantes, los resultados sugieren que - tal como lo postulan Turner y Romme (1994) - durante situaciones de extrema sequía los controles del paisaje sobre el fuego son menos efectivos. En condiciones climáticas normales, o con lluvias cercanas al promedio, *N. pumilio* parece actuar como una importante barrera para el fuego, aún cuando los incendios son de gran tamaño. En cambio, cuando sólo se analizan los incendios ocurridos en períodos de sequía extrema, el fuego parece comportarse en forma independiente de la disponibilidad de *N. pumilio*. Posiblemente, los combustibles gruesos y habitualmente húmedos que abundan en los bosques de *N. pumilio* sólo se desecan suficientemente luego de sequías inusualmente intensas. Del mismo modo, durante los períodos de sequía extrema prácticamente no se observan diferencias en la propagación del fuego en las distintas orientaciones, y el fuego parece distribuirse aproximadamente según la disponibilidad de las distintas clases de orientación. De todos modos, aún en períodos de sequía extrema, existe una gran variabilidad de los resultados, que puede estar relacionada con la ubicación del incendio en el gradiente de precipitaciones, la efectividad de las estrategias de supresión, y las

condiciones de los vientos en el momento del evento. En efecto, en los incendios de Co Carbón (1956) y Balcón del Gutierrez (1999) ocurridos en períodos de sequía extrema los parches de lenga se quemaron totalmente y el fuego continuó hasta la zona de altas cumbres, de modo que la proporción de lenga en el incendio fue mayor que la del área contigua no quemada, en cambio en el incendio denominado Falso Granito que afectó más de 3.800 ha de superficie (la mayor registrada para un incendio en el Parque Nahuel Huapi desde el año 1940), y ocurrido en el verano de 1999, (con precipitaciones del bimestre anterior casi un 90% inferiores a la media del período 1950-1999), el tipo de vegetación y la orientación tuvieron una importante influencia en la propagación del fuego. En este caso en particular el fuego quemó un 43% de la superficie disponible (según el criterio de 500 m) de los bosques de *N. pumilio*, más del 65% de los matorrales cerrados, un 89% de la superficie correspondiente a laderas orientadas al Norte y sólo un 35% de las de exposición Sur. En cualquier caso, las condiciones de sequía extrema parecen inducir menos limitaciones a la propagación del fuego que las condiciones climáticas normales.

### 3.6. CONCLUSIONES

- La vegetación resulta una variable muy importante en el control del fuego a escala local: los matorrales propagan fácilmente el fuego, actuando como corredores; los bosques altos están negativamente asociados al fuego y tienden a actuar como barreras. Estos resultados son consistentes con la interpretación a partir de la comparación de fotos históricas (de alrededor del año 1900) y actuales que muestran límites abruptos y generalmente persistentes entre los matorrales quemados y los bosques no quemados (Veblen y Lorenz 1988)
- La topografía influye en la propagación del fuego, pero los controles son distintos a los que operan a escala regional. En general, salvo para el caso de los incendios grandes, la orientación de las laderas no influye en la propagación del fuego. La inclinación de las pendientes, en cambio, incide en la mayoría de los casos, registrándose una mayor propagación en las pendientes de más del 60% y una menor susceptibilidad al fuego de las de entre 15 y 45%. Las pendientes menores al 5% no resultaron proporcionalmente menos quemadas, pero seguramente debido a que frecuentemente se encuentran ocupadas por matorrales de *N. antarctica* que son más susceptibles al fuego.
- En los incendios grandes (>200 ha de superficie), la propagación del fuego en relación a la vegetación y orientación de las laderas sigue patrones similares a los observados a escala regional. En los incendios menores a 200 ha los controles de la vegetación son más débiles, y la orientación de las laderas parece no influir en la propagación.
- Los distintos resultados obtenidos para la escala regional respecto a la escala local, e incluso en los distintos tamaños de incendios a escala local, constituyen un ejemplo de la importancia de trabajar a distintos niveles y de no extrapolara directamente los resultados de una escala a la otra.
- Los resultados apoyarían preliminarmente la hipótesis de que los controles del paisaje sobre la propagación del fuego son menos efectivos en condiciones climáticas de extrema sequía.

## CAPÍTULO IV

### RECUPERACIÓN DE LA VEGETACIÓN LUEGO DE INCENDIOS, E INFLUENCIAS DEL PAISAJE EN LAS TRANSICIONES POST-FUEGO

#### 4.1. Introducción

En comunidades que han evolucionado en presencia de un régimen natural de disturbios recurrentes, la sucesión luego del disturbio generalmente implica una secuencia de reemplazos conducente a comunidades muy similares a las preexistentes antes del disturbio (Noble y Slatyer 1980). Sin embargo los procesos de sucesión pueden variar en función de la severidad del disturbio y de su contexto espacial y temporal (Pickett et al. 1987, Halpern 1988, 1989). Asimismo, en el caso de disturbios inusualmente severos y de gran tamaño, las trayectorias sucesionales pueden ser diversas y mucho más impredecibles (Turner et al. 1998).

En muchos bosques templados adaptados al fuego, generalmente las áreas afectadas por este disturbio son ocupadas por estadios más jóvenes de los mismos tipos de vegetación que las no quemadas. Sin embargo, la frecuencia del disturbio puede determinar diferencias en los tipos de vegetación que ocupan el área en el largo plazo (Noble y Slatyer 1980, Romme y Knight 1981, Taylor y Skinner 1998). Asimismo, en muchos bosques la regeneración y los procesos sucesionales pueden interrumpirse debido al impacto de herbívoros (Debussche et al. 1980), a cambios edáficos inducidos por el fuego (DeBano et al. 1967, Agee 1993), o debido a una rápida colonización de especies herbáceas que dificultan el establecimiento o la supervivencia de plántulas de las especies arbóreas (Stahelin 1943, Ogden et al. 1998). De este modo, luego de la ocurrencia de incendios, en muchos paisajes boscosos pueden ocurrir cambios irreversibles en los tipos de vegetación.

Cuando ocurren disturbios grandes y severos, la distribución espacial de las áreas con individuos maduros (semilleros) remanentes y la distancia a sitios no disturbados cumplen generalmente un papel importante en la determinación de las trayectorias sucesionales (Turner y Dale 1998). Asimismo, los procesos de sucesión pueden verse afectados por factores climáticos y topográficos (Romme y Kight 1981, Callaway y Davis 1993). Para comprender mejor las diferentes trayectorias sucesionales, resulta entonces clave considerar las variaciones espaciales bióticas y abióticas del mosaico post-disturbio.

Los procesos sucesionales muchas veces son descriptos a través de modelos Markovianos. En estos modelos se presupone que los cambios de estado del sistema dependen exclusivamente de los estados observados en un determinado momento. Dado que las probabilidades de transición entre estados son constantes en el tiempo, el modelo es considerado estacionario (Lippe et al. 1985). De este modo pueden predecirse las trayectorias sucesionales, a partir de los tipos de vegetación observados en un mismo sitio en distintos momentos (Van Hulst 1980, Usher 1981, van Groenendaal et al. 1996). Si bien los resultados de la aplicación de este tipo de modelos han sido variados, y existen numerosas objeciones a algunos de sus supuestos (Usher 1981, Lippe et al. 1985), su aplicación a casos reales puede resultar de utilidad para el análisis de la dinámica de la vegetación, y se ha sugerido incluso su utilización como "hipótesis nula" que ayude a la identificación de los eventos espaciales y temporales que afectan los cambios en la vegetación (Lippe et al. 1985).

La región de los Andes del Noroeste de Patagonia se encuentra ocupada por un mosaico de bosques altos, matorrales y pastizales, los que en muchos casos se encuentran relacionados sucesionalmente (Veblen et al. 1992, Kitzberger y Veblen 1999, Veblen et al. 2003). Los bosques altos de *Nothofagus pumilio* (lenga), *N. dombeyi* (coihue) y/o *Austrocedrus chilensis* (ciprés) se reproducen obligadamente por semillas, presentan una corteza fina que los hace poco resistentes al fuego, y no dejan un banco de semillas viables luego de la ocurrencia de incendios (Veblen et al. 2003). De este modo, la regeneración post-fuego de los bosques resulta de un lento proceso de colonización a partir de semilleros remanentes o de los bordes del incendio (Kitzberger y Veblen 1999). Estos bosques se yuxtaponen con parches de cañaverales de *Chusquea culeou* o matorrales densos y altos (2-5 m), mixtos o dominados por *Nothofagus antarctica* (ñire), que rebrotan vigorosamente luego de incendios (Kitzberger y Veblen 1999). Luego de algunos incendios ocurridos en bosques altos, cuando sobreviven suficientes árboles semilleros y se presentan condiciones climáticas y ambientales favorables, las tasas de regeneración pueden ser rápidas (Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger 1994). En otros casos, sin embargo, luego de incendios más severos, ramoneo intenso por parte de herbívoros, o debido a condiciones microclimáticas no adecuadas para la supervivencia de plántulas, puede ocurrir un proceso sucesional con estadios dominados por pastizales, matorrales o cañaverales, probablemente debido a las nuevas condiciones microclimáticas generadas y a un incremento en la frecuencia de fuegos (Veblen et al. 1996, 2003; Kitzberger et al. 2005).

En el presente capítulo se estudia la recuperación de la vegetación en el mediano plazo (24 a 50 años) de tres sitios ubicados en el Parque Nacional Nahuel Huapi, que fueron afectados por incendios en la década de 1950. Se analizan el estado de la vegetación en el corto plazo (menos de 15 años) luego del incendio, las principales transiciones post-fuego en el mediano plazo, y las influencias abióticas debidas a la topografía en la recuperación del bosque. Asimismo, para uno de los casos, caracterizado como un evento muy severo y de gran superficie, se evalúan las posibles influencias espaciales debidas a la ubicación de las fuentes de semillas (semilleros remanentes y bosques no quemados), y a la ubicación de los cuerpos de agua (ríos y lago) en cuyas proximidades podrían existir microclimas más propicios para la regeneración.

Las principales preguntas que se buscó responder son las siguientes:

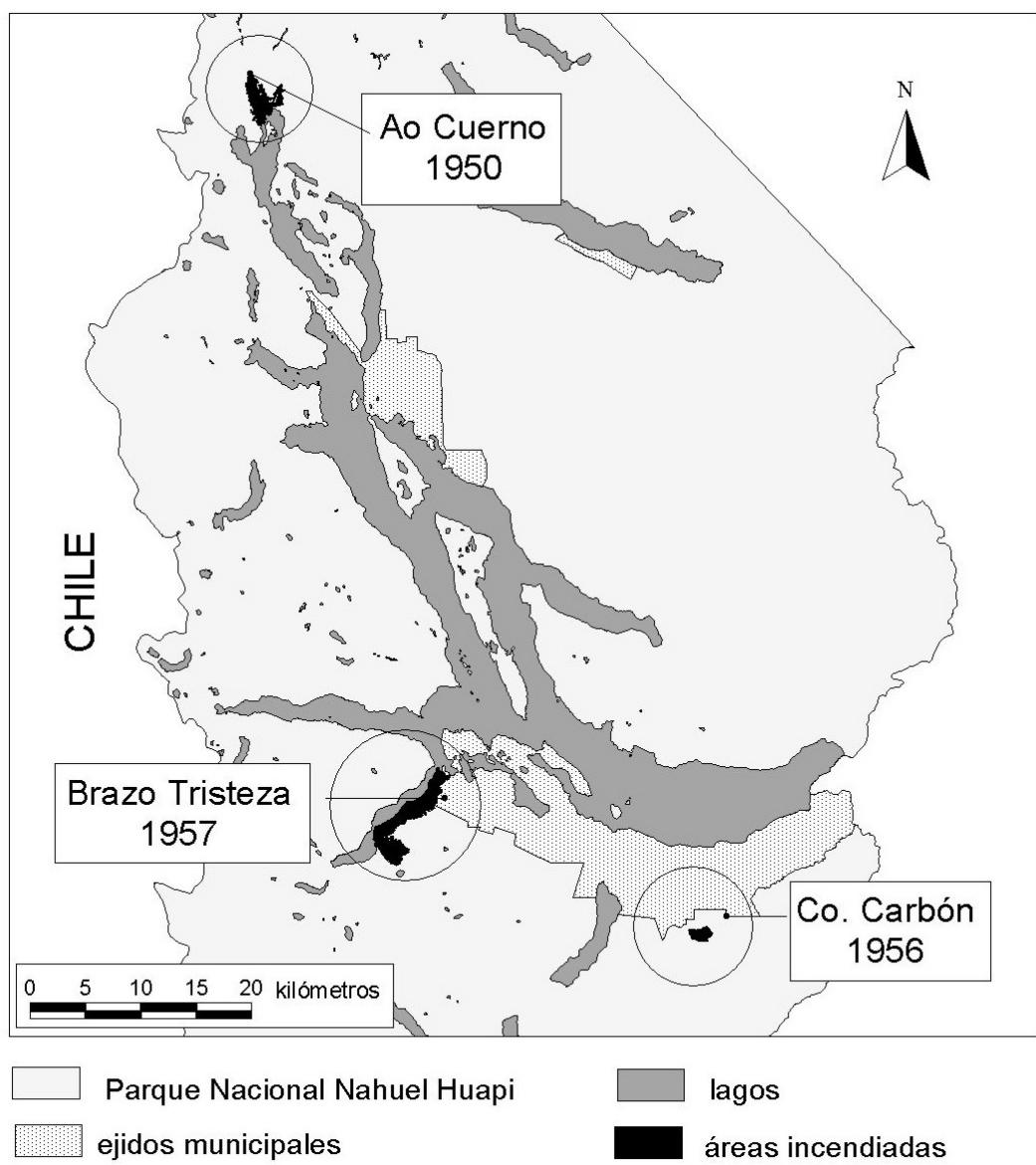
- ¿Cuáles son las principales trayectorias sucesionales en matorrales y distintos tipos de bosques, en el corto y mediano plazo luego de incendios?
- ¿El proceso de sucesión post-fuego, puede describirse a partir de un modelo Markoviano, es decir depende únicamente de los tipos de vegetación observados en el corto plazo luego del incendio?
- ¿Cómo afectan a la regeneración del bosque las variables topográficas relacionadas con la humedad de los sitios, o con otros factores que pueden incidir en la instalación de las plántulas (p. ej. erosión)?
- En incendios grandes y severos ¿cómo influyen la disposición espacial de los semilleros y las variables abióticas en las transiciones post-fuego de los bosques?

El trabajo se basó en la identificación de la vegetación existente en distintas fechas en los tres sitios analizados, a partir de la fotointerpretación de fotos

aéreas pre-incendio y de distintas fechas posteriores al disturbio (años 1970, 1980 y/o 2000).

#### 4.2. Área de estudio

El área de estudio involucra a tres sitios ubicados en el P.N. Nahuel Huapi, que fueron afectados por incendios en la década del '50 (Fig. 4.1). Las características generales abióticas y de vegetación del Parque, así como las relacionadas con el régimen de incendios y los asentamientos humanos se encuentran descriptas en el Capítulo II



**Figura 4.1:** Ubicación de los incendios analizados en el análisis de recuperación.

Los tres sitios se ubican en distintos sectores del gradiente longitudinal de precipitación, pero experimentaron impactos similares en cuanto a las actividades humanas desarrolladas luego del incendio. En ninguno de los casos se de-

sarrollaron actividades ganaderas, y en todos se realizaron extracciones de árboles muertos para el aprovechamiento de madera. La ubicación de los sitios se indica en la figura 4.1, y las características particulares de cada uno de los casos analizados se muestra en la tabla 4.1.

	Ao Cuerno	Brazo Tristeza	Co Carbón
Fecha incendio	enero 1950	febrero 1957	diciembre 1956
Superficie(ha)	643	1458	192
Pp media anual (mm)	2600-2800	1900-2500	1600-1700
Altitud (m)	800-1334	756-1729	967-1579
Vegetación predom.	matorrales coihue	coihue-ciprés lenga	matorrales lenga

**Tabla 4.1:** Características de los 3 estudios de caso tomados para el análisis de recuperación. Los datos de precipitación media anual corresponden a Barros et al.(1983)

El área de Ao. Cuerno es la más húmeda, con precipitaciones mayores a los 2.500 mm anuales, (Barros et al.1983). Los bosques de laderas bajas se encuentran dominados por *N. dombeyi* (coihue), y son frecuentes algunas especies valdivianas como *Laureliopsis philippiana* y *Weinmannia trichosperma*. En el sotobosque son abundantes las cañas de *Chusquea culeou*. Por encima de los 1.100 m.s.n.m. se encuentran densos bosques de *N. pumilio* (lenga), con predominio de *C. culeou* (caña colihue) en el sotobosque. El fondo del valle del Ao. Cuerno se encuentra ocupado por bosques bajos y matorrales de *N. antarctica* (ñire) y *C. culeou*. El área fue afectada por un incendio en enero de 1950, en un momento en el que no se presentaba un déficit importante de precipitaciones (la precipitación de los dos meses anteriores al del incendio resultó muy similar a la media registrada para dicho bimestre durante el período 1950 - 1999). El sector de Co. Carbón es el más seco, con precipitaciones de entre 1600 a 1700 mm/año (Barros et al. 1983). En esta zona no hay bosques de *N. dombeyi*, y predominan los matorrales de *N. antarctica* y los bosques de *N. pumilio*. El sotobosque está dominado por herbáceas y distintas especies arbustivas, aunque no hay especies de caña. El área fue afectada por un incendio en diciembre de 1956, en condiciones de sequía extrema (la precipitación registrada durante los dos meses anteriores al del incendio fueron un 80% inferiores a la precipitación media registrada para dicho bimestre en el período 1950 -1999). Por último, el área de Brazo Tristeza se encuentra en un sector intermedio del gradiente de precipitaciones (1900 a 2500 mm/año). En las laderas bajas de esta zona dominan los bosques mixtos de coihue y ciprés, con predominio de ciprés en las laderas de pendiente más pronunciada. En el sotobosque predomina *C. culeou*. Las laderas altas se encuentran ocupadas por bosques de *N. pumilio*, con sotobosque de caña en los sectores inferiores, y otras especies arbustivas a mayor altitud. El incendio analizado ocurrió en el mes de febrero de 1957, también en condiciones de extrema sequía.

### 4.3. Metodología

#### 4.3.1. Selección de los estudios de caso

Los tres casos analizados fueron elegidos de un conjunto de 10 incendios correspondientes a fuegos que ocuparon más de 100 ha ocurridos en el área boscosa del Parque, reportados para el período 1942-1960. No se tuvieron en cuenta incendios ocurridos con anterioridad a 1942, debido a que las fotos más

antiguas disponibles son del año 1941. La selección se basó en la disponibilidad de fotos aéreas pre-incendio (no disponibles para los extremos sur y norte del Parque) y a las facilidades para el mapeo de la vegetación afectada (visualización del área afectada en fotos post-fuego o disponibilidad de mapas del área afectada).

#### **4.3.2. Sistema de información geográfica**

Para cada uno de los sitios de estudio se elaboraron mapas de la topografía y vegetación del área afectada. Las variables topográficas consideradas fueron: altitud, pendientes, y orientación de las laderas. Los mapas de variables topográficas fueron obtenidos a partir de las cartas topográficas del Instituto Geográfico Militar escala 1:50.000 con una equidistancia de 25 m. Las curvas de nivel fueron digitalizadas con el software CartaLinx, y a partir de éstas se obtuvieron los modelos digitales de elevación (DEM) de 10 metros de resolución con el software ERDAS, y posteriormente los mapas de las variables topográficas mencionadas anteriormente. Para el mapeo de vegetación se utilizaron fotos aéreas pre y post incendio de distintas fechas y escalas. El detalle de las fotos aéreas utilizadas se presenta en la tabla 4.2. Las fotos aéreas fueron escaneadas con una resolución de 3 m, y posteriormente ortorectificadas con el módulo ORTHOBASE de ERDAS, utilizando como base los DEM citados anteriormente. A fin de mejorar el grado de ajuste entre las fotos de distintas fechas se realizó un co-registro de las mismas con la rutina de rubbersheeting de ERDAS, utilizando la mayor cantidad de puntos correspondientes a sitios identificables en las fotos de distintas fechas (aproximadamente 350 puntos). El proceso de rubbersheeting utilizado no estima el error final del ajuste, ya que para cada punto supone que la nueva localización indicada es la correcta. A fin de contar con una estimación del error se tomó como una medida aproximada la diferencia entre las coordenadas observada en 10 puntos reconocibles en las fotos de distintas fechas, pero no utilizados en el procedimiento de ajuste. La diferencia media observada en la ubicación de los puntos en fotos de distintas fechas resultó de aproximadamente 5 metros, en ambos ejes de coordenadas, con desvíos estándar cercanos a 3 m.

Dado que los mapas de vegetación se basaron en fotos aéreas de distintas escalas, y por lo tanto con distinto nivel de detalle, las unidades de vegetación discriminadas fueron las identificables en las fotos aéreas de menor detalle (escala 1:60.000). Asimismo, aún cuando el escaneo de las fotos se realizó con un tamaño de píxel de 3 m, el tamaño de píxel elegido para los mapas finales fue de 10 m, considerándose este valor adecuado teniendo en cuenta el nivel de discriminación de la escala más chica (10 m equivalen a aprox. 1.6 mm), y el error calculado para el co-registro de las fotos. Los tipos de vegetación se discriminaron mediante fotointerpretación, y las fotos aéreas ortorectificadas fueron utilizadas para el mapeo de la vegetación, utilizando para ello un procedimiento de digitalización en pantalla con el software CartaLinx. Los mapas vectoriales obtenidos fueron posteriormente pasados a formato raster con una resolución de 10 m (igual a la de los DEM generados).

Zona	año	escala aprox	fuente
Ao Cuerno	1941	1:30.000	I.G.M
	2000	1:10.000	vuelo particular
Co Carbón	1942	1:30.000	I.G.M
	1970	1:30.000	S.H.N
	1981	1:60.000	I.G.M
Brazo Tristeza	1942	1:30.000	I.G.M
	1970	1:30.000	S.H.N
	1981	1:60.000	I.G.M
	2000	1:10.000	vuelo particular

**Tabla 4.2:** Fotos aéreas disponibles para los estudios de caso. IGM: vuelo del Instituto Geográfico Militar, SHN: vuelo del Servicio Hidrológico Naval.

#### 4.3.3. Análisis de datos

Para cada una de las áreas seleccionadas se calculó el porcentaje de la superficie total ocupada por cada uno de los tipos de vegetación antes del incendio y en las fechas post-incendio disponibles. Para un mayor nivel de detalle de los cambios en la vegetación se confeccionaron además tablas con el cruceamiento de datos de la vegetación en el sector incendiado en las distintas fechas (módulo CROSSTAB de IDRISI). Los datos crudos de cada celda de la tabla fueron luego transformados en proporciones, tomando como base la superficie total ocupada por el tipo de vegetación del píxel en la fecha anterior al incendio. De este modo, cada celda de la tabla está representada por el valor:

$$N_{ij(t,t+n)} / N_{i(t)},$$

Donde t corresponde a una fecha predisturbio, t+n a una fecha postdisturbio,  $N_{ij(t,t+n)}$  es el número de píxeles pertenecientes a la categoría i en el tiempo t que se encuentran en la categoría j en el tiempo t+n, y  $N_{i(t)}$  es el número total de píxeles que se encuentran en la categoría i en el tiempo t.

El entrecruzamiento de datos de la vegetación pre-incendio con cualquiera de las fechas post-incendio muestra los cambios en la vegetación a distintas fechas de ocurrido el incendio, permitiendo evaluar el grado de recuperación de la vegetación luego de distintos plazos, y las transiciones más frecuentes. Para los casos en los que se contaba con fotos aéreas de 2 o más fechas posteriores al incendio también se efectuó el cruzamiento de datos de los mapas post-incendio de distintas fechas, obteniéndose las transiciones de la sucesión post-incendio en distintos plazos. En el incendio de Brazo Tristeza se contaba con datos de 3 fechas posteriores al incendio, lo que permitió efectuar un análisis más particularizado. Para cada uno de los sectores que potencialmente pueden ser ocupados con un mismo tipo de bosque (sector ubicado entre los 1.100 m y los 1.600 m que potencialmente puede ser ocupado por bosques de *Nothofagus pumilio*, y sector ubicado entre los 760 m – nivel del lago – y los 1.100 m que potencialmente pueden ser ocupados por bosques de *N. dombeyi* y *Austrocedrus chilensis*) se confeccionaron matrices de transición con los datos de la vegetación de 1970 y 1981 y - suponiendo un modelo Markoviano de sucesión – el vector de las superficies ocupadas por cada tipo de vegetación en 1981 fue iterado 2 veces con los datos de las probabilidades de transición observadas entre 1970 y 1981, obteniéndose las superficies esperadas para los distintos tipos de

vegetación en los años 1992 y 2003 (11 y 22 años después de 1981). Dado que para la aplicación del modelo Markoviano debe demostrarse que los cambios en la vegetación en el período observado no son al azar, previamente se realizó un test de Chi cuadrado para poner a prueba la hipótesis nula de que la distribución de los tipos de vegetación observados en cada uno de los sectores en un determinado momento es independiente de la distribución observada en un momento anterior.

A fin de evaluar la influencia de la topografía en las probabilidades de transición post-fuego de los distintos tipos de bosques, los sectores ocupados por bosques con anterioridad al incendio fueron asignados a las distintas clases de altitud, pendiente y orientación, y se realizó el entrecruzamiento de datos de la vegetación post-incendio para cada una de estas clases.

Para el incendio de Brazo Tristeza, que por su mayor extensión y características topográficas presentaba una mayor diversidad de situaciones, se analizó además la influencia de la distancia a cuerpos de agua (ríos o lagos) a fin de considerar la posible existencia de microclimas más propicios para la regeneración en las inmediaciones de estos ambientes; y la influencia de la distancia a bosques remanentes o sitios con semilleros dispersos. Los bosques remanentes o semilleros dispersos fueron mapeados en base a las fotos aéreas de 1970, ya que los árboles altos existentes dentro del área incendiada en esa fecha (menos de 15 años de transcurrido el incendio) eran indudablemente árboles sobrevivientes al incendio, y no constituyan regeneración post-incendio.

En el análisis de este incendio se aplicó un modelo de regresión logística para evaluar la capacidad explicativa y relación entre las variables topográficas y de distancia sobre la presencia o ausencia de regeneración del bosque. En primer lugar se seleccionaron aquellas variables que presentaron diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre los sitios con bosque y los sitios que luego de 20 años no habían sido vueltos a ocupar por la vegetación boscosa. Para ello se realizó un muestreo al azar estratificado procurando contar con una cantidad similar de puntos en sitios con y sin regeneración del bosque, y tomando una distancia mínima entre los puntos que resultara en niveles aceptables de autocorrelación espacial de las variables (índice de Moran  $< 0,5$ ). En cada punto de muestreo se tomaron los valores de altitud, pendiente, distancia a semilleros y distancia a ríos o lagos del píxel correspondiente. La variable orientación, que en los análisis mencionados anteriormente había sido considerada categórica fue transformada en una variable ordinal, asignando el máximo valor (8) a los sitios con exposición Norte, que en el hemisferio sur son los más insolados, y el mínimo (1) a los sitios con exposición sur. Se evaluó la existencia de diferencias significativas entre las muestras de sitios con bosque y sin bosque mediante una prueba no paramétrica (Mann-Whitney). Aquellas variables que presentaron diferencias significativas fueron posteriormente ingresadas a una regresión logística mediante un procedimiento por pasos hacia adelante procurando obtener el modelo con menor número de variables que mejor explicara las diferencias en la regeneración.

Por último, se realizó un muestreo regular del área ocupada por bosques en 1940, tomando como base una distancia de 200 m, la que permitía minimizar la autocorrelación de las variables (índice de Moran  $< 0,5$ ), y para cada píxel se tomaron los datos de las mismas variables ambientales consideradas anteriormente, y de la vegetación post-incendio en 1981. El conjunto de datos se subdividió en dos subconjuntos, uno con los datos correspondientes a los sitios ocupados antes del incendio por bosques de *Nothofagus pumilio*, y otro con los datos de los sitios ocupados antes del incendio por bosques mixtos o puros de *N. dombeyi* y *Austrocedrus chilensis*. Considerando el "tipo de vegetación post-incendio" como factor, se aplicaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) en

cada subconjunto de datos con el fin de evaluar las diferencias entre las medianas de las variables ambientales y espaciales correspondientes a cada tipo. Por último se aplicaron sendos modelos logísticos multinomiales para ambos subconjuntos de datos, tomando como variable dependiente el tipo de vegetación observado en 1981 (post-fuego), y como variables independientes aquellas variables ambientales y espaciales que podían incidir en las transiciones post-fuego. Los modelos logísticos multinomiales constituyen una extensión de la regresión logística para los casos en que la variable dependiente no es binaria (Hosmer y Lemeshow 1989). Se utilizan para modelar la relación entre una variable dependiente discreta **Y**, que representa una categoría dentro de un conjunto de categorías mutuamente excluyentes, y una o más variables independientes **X**. Se presume que las variables independientes afectan la probabilidad de que la variable **Y** adopte una determinada categoría. La resolución de las ecuaciones del modelo logístico multinomial requiere que el coeficiente de una de las categorías, que se denomina categoría de base o de referencia, sea arbitrariamente fijado en 0. De este modo, la interpretación de los demás coeficientes del modelo debe efectuarse siempre en relación a la categoría base, y no en relación a las otras categorías que integran el modelo. Así, el índice lineal  $X_i b_j$  mide cuánto más propenso es el individuo  $i$  a adoptar la categoría  $j$ , que la categoría base. En el modelo multinomial se tomó como categoría de referencia el tipo de vegetación bosque (lenga o coihue-ciprés), de modo que los parámetros del modelo señalan las diferencias entre los sitios que en el mediano plazo fueron ocupados por otros tipos de vegetación de los que fueron veltos a ocupar por algunos de los tipos de bosque. Así se procuró evaluar con mayor profundidad la influencia relativa de las distintas variables ambientales en la sucesión post-fuego.

#### 4.4. Resultados

##### 4.4.1. Mapas de vegetación

Se discriminaron los siguientes tipos de vegetación:

1) bosques de lenga (*N. pumilio*), 2) bosques de coihue y de ciprés (bosques puros de *N. dombeyi* y de *A. chilensis*, o mixtos de ambas especies), 3) lenga dispersa, 4) coihue o ciprés disperso, 5) matorrales cerrados, 6) matorrales abiertos, 7) matorrales ralos, 8) pastizales, y 9) semidesiertos y afloramientos rocosos.

##### 4.4.2. Recuperación de la vegetación y transiciones post-fuego

###### 4.4.2.1. Ao Cuerno

Esta zona fue afectada en el año 1950 por un incendio de aproximadamente 650 ha de superficie (tabla 4.1). Para este sitio sólo se contó con información sobre la vegetación pre-incendio (1941) y de 50 años luego del incendio, por lo que los datos representan la recuperación del área en el mediano plazo. Si bien para el área existe un vuelo de IGM de 1966, lo que hubiera arrojado información también del corto plazo, lamentablemente el sector del incendio no presenta una buena cobertura en las fotos de ese vuelo. En este caso, se pudieron discriminar los matorrales en matorrales de ñire (*Nothofagus antarctica*) y cañaverales (matorrales de *Chusquea culeou*), dado que se contó con una descripción del área incendiada y un mapa de la vegetación afectada (mapa inédito de Boris Arschanov), realizados inmediatamente después del incendio y a que las fotos aéreas (en color) post-incendio fueron tomadas en otoño, época en que los matorrales de ñire (caducifolios) se diferencian perfectamente de los cañaverales.

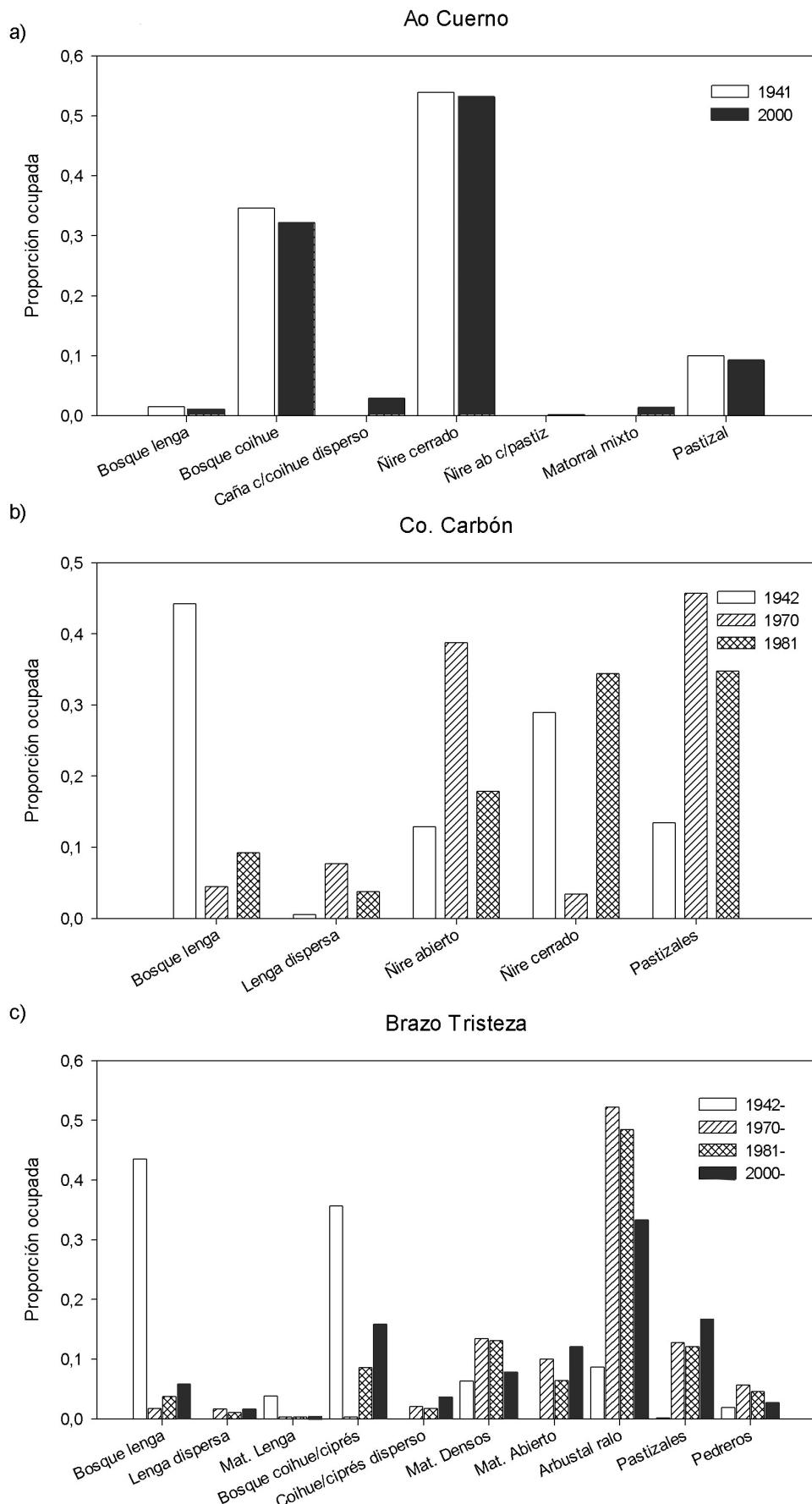
Las diferencias entre la proporción ocupada por los distintos tipos de vegetación en el área afectada, antes del incendio y 50 años después del disturbio son mínimas, registrándose sólo una pequeña disminución de las superficies ocupadas por los tipos de vegetación pre-incendio y la aparición de tres nuevos tipos de vegetación no representados anteriormente: cañaverales con coihues dispersos, matorrales abiertos de ñire y matorral mixto (Fig. 4.2 a)

Los bosques de coihue se recuperaron en más de un 87% de la superficie, el resto de la superficie correspondiente a este tipo de vegetación se encuentra ocupada principalmente por cañaverales con coihues dispersos o con matorrales de ñire .Para el caso de los bosques de lenga, si bien se observa una buena recuperación, ésta es menor que la observada en bosques de coihue ya que no alcanza al 70%. La mayor parte de los sitios sin recuperación del bosque de lenga son ocupados por pastizales, y un porcentaje menor por matorrales. Los matorrales densos de ñire conservaron el mismo tipo de vegetación en más de un 90% de la superficie (tabla 4.3). La transición de lenga a coihue representada por alrededor de un 3% de la superficie seguramente responde a un cierto margen de error del mapeo (hay que tener en cuenta que la superficie total de lenga afectada por el incendio no llega a las 10 ha).

Vegetación año 2000	Vegetación año 1941				
	Agua	Coihue	Ñire cerrado	Pastizal	Lenga
Agua	80,55%	0,06%	0,21%	1,40%	0,00%
Coihue	2,39%	87,20%	3,79%	0,07%	3,24%
Ñire cerrado	9,46%	4,77%	92,18%	17,34%	0,00%
Pastizal	7,60%	0,93%	2,58%	69,63%	17,13%
Lenga	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	70,37%
Cañáveral c/coihue disp	0,00%	6,94%	0,97%	0,10%	0,00%
Matorral mixto	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	9,26%
Ñire abierto c/pastizales	0,00%	0,00%	0,27%	11,46%	0,00%

**Tabla 4.3:** Ao Cuerno. Transiciones del año 1941 (pre-incendio) al año 2000 (50 años post-incendio). Las transiciones están expresadas como porcentaje de la superficie total ocupada por cada tipo de vegetación antes del disturbio dentro del área incendiada, por lo que las diagonales (en gris) muestran los porcentajes de recuperación de cada tipo.

Los matorrales de ñire se recuperaron en más de un 90% de la superficie, y un 70% de la superficie de pastizales mantiene el mismo tipo de vegetación, mientras que el 30% restante ha sufrido un proceso de arbustificación hacia ñirantales abiertos o cerrados. Los cambios observados en el tipo “cuerpos de agua” se deben a los cambios de curso del río Cuerno (que quedó incluido dentro del área incendiada), a depósitos efectuados por el río en su desembocadura, y al desecamiento de una pequeña laguna



**Figura 4.2:** Proporción ocupada por los tipos de vegetación en el área incendiada en distintas fechas. 1941 y 1942 son años pre-incendio; 1970, 1981 y 2000 post-incendio.

#### 4.4.2.2. Co. Carbón

El área fue afectada por un incendio a fines del año 1956, que alcanzó una extensión de casi 200 ha. En este caso se contó con información de la vegetación antes del incendio (fotos del año 1942), y de 13 y 24 años posteriores al mismo (1970 y 1981). La foto de 1970, de escala aproximada 1:30.000 resultó de utilidad para la caracterización de los efectos del fuego y la delimitación del área quemada. En efecto, a esta escala no es posible discriminar los sitios ocupados por renovales jóvenes de los matorrales, y en cambio sí se visualizan los bosquetes o árboles dispersos sobrevivientes al incendio, lo que aporta información sobre el estado del área inmediatamente luego del incendio. En cuanto a los matorrales, los efectos del incendio son aún visibles debido a que después de 13 años de ocurrido el incendio aún se notan importantes pérdidas de cobertura. La foto de 1981 (1:60.000) permite en cambio evaluar la recuperación de la vegetación en el mediano plazo, ya que a pesar de su menor detalle, se discriminan algunos bosquetes de renovales, y muchos de los matorrales ya han recuperado su cobertura.

Luego de 24 años de transcurrido el incendio, los bosques de lenga presentan una escasa recuperación. Los pastizales y matorrales abiertos alcanzan un máximo en el corto plazo luego del incendio, y declinan en el mediano plazo, mientras que los matorrales cerrados disminuyen en forma importante su ocupación del área en el corto plazo, pero luego se incrementan notablemente, superando en el mediano plazo el área ocupada antes del incendio (Fig. 4.2 b).

En el corto plazo (tabla 4.4 a) se observa que un pequeño porcentaje del bosque de lenga no fue afectado o solo sufrió fuegos superficiales, de modo que se presenta como bosques remanentes (8.7%), otro pequeño porcentaje queda ocupado por árboles dispersos, mientras que la mayor parte de la superficie (casi el 75%) es reemplazada por pastizales. La mayor parte de los matorrales densos de ñire se convierten en matorrales abiertos, mientras que los sitios que antes del fuego estaban ocupados por matorrales abiertos, pastizales o lenga dispersa mantienen los mismos tipos de vegetación en más de un 60% de la superficie. En el mediano plazo (Tabla 4.4. b) se desarrollan bosques jóvenes de lenga tanto en el área originalmente ocupada por bosques como en áreas anteriormente ocupadas por pastizales, aunque la regeneración del bosque de lenga sigue siendo muy escasa. Los matorrales cerrados comienzan a recuperarse en el área ocupada antes del disturbio mientras que los matorrales abiertos tienden a cerrarse y los pastizales a ser ocupados por matorrales abiertos.

La Tabla 4.5 muestra las transiciones entre los años 1970 y 1981, pero en este caso expresadas en base a la superficie total ocupada por cada tipo de vegetación en 1981; es decir qué porcentaje de un tipo de vegetación observado en 1981 proviene de un determinado tipo observado en 1970. Aproximadamente la mitad de los bosques de lenga presentes en 1981 corresponde a bosques remanentes sobrevivientes al incendio, y la otra mitad a sitios ocupados en 1970 por árboles dispersos. En cambio, es muy escasa la regeneración a partir de sitios que en 1970 quedaron ocupados por matorrales o pastizales.

a)

	Vegetación 1942				
Vegetación 1970	Lenga	Pastizales	Ñire abierto	Ñire cerrado	Lenga disp
Lenga	8,72%	4,34%	0,00%	0,04%	0,00%
Pastizales	74,73%	68,02%	7,11%	8,27%	36,46%
Ñire abierto	4,54%	16,12%	87,93%	80,31%	0,00%
Ñire cerrado	0,06%	2,48%	4,20%	8,74%	0,00%
Lenga disp	11,95%	9,03%	0,77%	2,65%	63,54%

b)

	Vegetación 1942				
Vegetación 1981	Lenga	Pastizales	Ñire abierto	Ñire cerrado	Lenga disp
Lenga	16,88%	10,23%	0,00%	1,23%	0,00%
Pastizales	68,23%	27,56%	0,81%	1,89%	36,46%
Ñire abierto	6,22%	45,85%	35,28%	15,26%	0,00%
Ñire cerrado	4,43%	11,12%	63,14%	78,99%	0,00%
Lenga disp	4,23%	5,23%	0,77%	2,63%	63,54%

**Tabla 4.4:** Co. Carbón. Transiciones de la vegetación observadas. a) luego de 13 años de transcurrido el incendio, y b) luego de 25 años de transcurrido el incendio. En ambos casos las transiciones están expresadas como porcentajes de la superficie total ocupada por cada tipo de vegetación dentro del área incendiada antes del disturbio, por lo que las diagonales (en gris) muestran los porcentajes de recuperación

	Vegetación 1981				
Vegetación 1970	Lenga	Pastizales	Ñire abierto	Ñire cerrado	Lenga disp
Lenga	47,03%	0,01%	0,38%	0,00%	1,38%
Pastizales	5,32%	98,92%	46,23%	6,38%	10,51%
Ñire abierto	1,47%	1,03%	50,54%	84,30%	4,56%
Ñire cerrado	0,00%	0,00%	0,29%	9,30%	4,56%
Lenga disp	46,18%	0,03%	2,56%	0,02%	78,98%

**Tabla 4.5:** Co. Carbón. Transiciones post-fuego, registradas entre los 13 años (año 1970) y los 24 años (año 1981) de ocurrido el incendio, expresadas como porcentajes del total ocupado por cada tipo de vegetación en 1981 (porcentaje de la vegetación de un dado tipo en 1981 que procede de un tipo observado en 1970).

#### 4.4.2.3. Brazo Tristeza

La margen Este del Brazo Tristeza fue afectada por un incendio de gran superficie (aprox. 1.500 ha) durante el verano de 1957. Este incendio pudo documentarse mejor que los citados anteriormente, ya que además de una foto pre-incendio se contó con fotos de 3 fechas posteriores al incendio, una del corto plazo (1970 = 13 años) y dos del mediano plazo (1981 y 2000 = 24 y 43 años después del incendio respectivamente). Parte de la superficie incendiada en 1957 fue afectada por un nuevo incendio en el año 1987, por lo que el análisis comparado con la vegetación del año 2000 se pudo realizar sólo en dos sectores no afectados por el incendio de 1987 (la superficie total analizada en estos casos

fue de alrededor de 870 ha en lugar de las casi 1500 ha correspondientes al incendio de 1957).

Considerando únicamente los sectores sujetos a un único disturbio (incendiados en 1957 y no en 1987), antes del incendio los bosques de lenga ocupaban aproximadamente el 43% de la superficie, y los de coihue-ciprés un 36%. Inmediatamente luego del incendio prácticamente no quedaron bosques remanentes, y en fechas posteriores se aprecia un lento proceso de recuperación (Fig. 4.2 c). Sin embargo después de 43 años de ocurrido el incendio los bosques de coihue-ciprés ocupan menos de la mitad de la superficie original y los de lenga apenas superan el 12 % del área anteriormente ocupada. Luego del incendio se incrementa notablemente el área ocupada por los matorrales ralos, que posteriormente comienzan a declinar aunque mantienen una alta ocupación aún en el largo plazo. Los matorrales densos y los afloramientos rocosos también incrementan su superficie, aunque en el largo plazo adquieren prácticamente la misma ocupación que antes del disturbio. Luego del incendio aparecen dos tipos fisonómicos anteriormente no representados en el área: los matorrales abiertos y la vegetación con árboles dispersos. Éstos mantienen un porcentaje de ocupación similar en el corto y mediano plazo. Los pastizales o estepas arbustivas enanas, que antes del incendio ocupaban un ínfimo porcentaje de la superficie total (menor al 0,1%) se mantienen luego con niveles superiores al 10% (Fig. 4.2 c).

Si bien los matorrales densos, afloramientos rocosos y pastizales recuperan en el corto plazo su vegetación original en un 40 a 60% de su superficie (tabla 4.6 a), una importante proporción permanece ocupada por matorrales ralos aún en el plazo más largo (tabla 4.6 c). Los matorrales de lenga experimentan una importante transición hacia pastizales, mientras que los bosques de lenga quedan ocupados en la mayor parte de su superficie por pastizales o matorrales ralos (tabla 4.6 c).

Las áreas ocupadas en 1970 por afloramientos rocosos, arbustales ralos, pastizales, matorrales de lenga y bosques remanentes se mantienen muy estables luego de 10 años, mientras que los matorrales abiertos y densos registran numerosos cambios (tabla 4.7) Aproximadamente un 15% de los sitios

clasificados como matorrales densos en 1970, corresponden a bosques de coihue-ciprés en 1981; y la mayor parte del área ocupada con árboles dispersos se transforma en bosques densos de lenga o coihue-ciprés.

a)

Vegetación 1970	Vegetación 1942						
	Pedreros	Mat. Densos	Pastizales	Mat. Lenga	Bosque co-ci	Arbustal ralo	Bosque lenga
Pedreros	53,19%	3,12%	0,00%	3,07%	6,84%	13,43%	1,73%
Mat. Densos	9,22%	52,59%	0,00%	0,00%	14,57%	5,66%	9,68%
Pastizales	0,24%	0,00%	61,95%	62,10%	1,46%	4,97%	21,39%
Mat. Lenga	0,00%	0,00%	0,00%	6,86%	0,00%	0,01%	0,04%
Bosque co-ci	0,84%	0,00%	0,00%	0,00%	0,77%	0,00%	0,00%
Arbustal ralo	36,57%	40,45%	33,63%	26,92%	56,75%	75,54%	48,34%
Co-ci disp	0,00%	0,60%	0,00%	0,00%	5,69%	0,25%	0,00%
Mat. Abierto	0,00%	1,42%	1,77%	0,00%	13,90%	0,00%	11,47%
Bosque lenga	0,00%	1,48%	2,65%	0,27%	0,00%	0,13%	3,65%
Lenga disp	0,00%	0,33%	0,00%	0,78%	0,00%	0,00%	3,69%

b)

Vegetación 1981	Vegetación 1942						
	Pedreros	Mat. Densos	Pastizales	Mat. Lenga	Bosque co-ci	Arbustal ralo	Bosque lenga
Pedreros	57,35%	1,68%	0,00%	3,07%	5,50%	8,56%	1,33%
Mat. Densos	0,00%	54,06%	1,77%	0,00%	10,40%	3,48%	13,09%
Pastizales	0,24%	0,00%	61,95%	61,72%	1,34%	3,65%	20,25%
Mat. Lenga	0,00%	0,00%	0,00%	6,89%	0,00%	0,01%	0,04%
Bosque co-ci	0,72%	0,47%	0,00%	0,00%	23,59%	1,94%	0,00%
Arbustal ralo	32,59%	39,22%	33,63%	22,87%	45,49%	79,24%	48,97%
Co-ci disp	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	4,65%	0,80%	0,00%
Mat. Abierto	9,10%	1,22%	0,00%	0,00%	9,03%	0,69%	6,64%
Bosque lenga	0,00%	2,41%	2,65%	0,27%	0,00%	0,08%	8,16%
Lenga disp	0,00%	0,93%	0,00%	5,19%	0,00%	1,56%	1,52%

c)

Vegetación 2000	Vegetación 1942						
	Pedreros	Mat. Densos	Pastizales	Mat. Len- ga	Bosque co-ci	Arbustal ralo	Bosque lenga
Pedreros	41,54%	0,27%	0,00%	0,39%	2,04%	9,85%	0,85%
Mat. Densos	0,06%	57,93%	0,00%	0,00%	3,27%	3,11%	6,36%
Pastizales	0,24%	0,60%	62,83%	61,03%	1,36%	4,26%	30,60%
Mat. Lenga	0,00%	0,00%	0,00%	8,68%	0,00%	0,01%	0,14%
Bosque co-ci	1,99%	1,08%	0,88%	0,00%	42,93%	5,29%	0,00%
Arbustal ralo	52,86%	29,81%	27,43%	23,52%	19,24%	71,94%	37,64%
Co-ci disp	1,57%	0,00%	0,00%	0,00%	9,73%	1,49%	0,00%
Mat. Abierto	1,63%	4,44%	6,19%	0,00%	21,42%	2,48%	9,04%
Bosque lenga	0,12%	4,90%	2,65%	1,22%	0,00%	0,63%	12,39%
Lenga disp	0,00%	0,97%	0,00%	5,16%	0,00%	0,94%	2,98%

Tabla 4.6: Brazo Tristeza: Transiciones observadas entre el año 1942 (pre-incendio) y los años 1970 (13 años luego del incendio), 1981 (24 años luego del incendio) y 2000 (43 años luego del incendio). Las transiciones están expresadas como porcentaje de la superficie total ocupada por cada tipo de vegetación antes del disturbio dentro del área incendiada, por lo que las diagonales (en gris) muestran los porcentajes de recuperación de cada tipo en las distintas fechas.

Vegetación 1981	Vegetación 1970									
	Pedreros	Mat. Densos	Pastiz.	Mat. Lenga	Bosque co-ci	Arbustal ralo	Co-ci disp	Mat. Abierto	Bosque lenga	Lenga disp
Pedreros	72,64%	0,25%	0,31%	0,00%	1,57%	0,60%	4,02%	0,00%	0,00%	0,00%
Mat. Den-sos	1,05%	38,51%	1,95%	0,00%	0,00%	1,99%	0,44%	65,19%	0,00%	3,33%
Pastizales	0,00%	0,00%	91,25%	0,00%	0,00%	0,12%	0,00%	3,76%	0,00%	0,14%
Mat. Lenga	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Bosque co-ci	2,91%	14,76%	0,00%	0,00%	88,19%	8,80%	78,13%	0,00%	0,00%	0,00%
Arbustal ralo	21,46%	19,55%	4,70%	0,00%	7,09%	82,89%	12,62%	3,84%	4,58%	1,04%
Co-ci disp	0,49%	0,21%	0,00%	0,00%	3,15%	3,00%	4,79%	0,00%	0,00%	0,00%
Mat. Abier-to	1,46%	23,42%	0,69%	0,00%	0,00%	0,76%	0,00%	27,05%	0,00%	0,00%
Bosque lenga	0,00%	1,94%	0,64%	0,00%	0,00%	0,57%	0,00%	0,16%	94,00%	88,13%
Lenga disp	0,00%	1,37%	0,46%	0,00%	0,00%	1,28%	0,00%	0,00%	1,42%	7,36%

Tabla 4.7: Brazo Tristeza. Transiciones post-fuego registradas entre los 13 años (año 1970) y los 24 años (año 1981) de ocurrido el incendio, expresadas como porcentajes de la vegetación de 1970

Las transiciones observadas entre los años 1970 y 1981 no fueron independientes del tipo de vegetación observado en 1970 en ninguno de los sectores considerados (sector > 1100 m de altitud: Chi cuadrado = 217885 g.l.= 49,  $P < 0,001$ ; sector < 1.100 m de altitud: Chi cuadrado = 78887 g.l = 36,  $P < 0,001$ ), de modo que se prosiguió con la aplicación del modelo Markoviano para estimar la distribución de los tipos de vegetación en el año 1992, y a partir de éstos la del año 2003. En ambos sectores las trayectorias calculadas para los bosques altos son muy similares a las observadas, y las superficies observada y estimada para una misma fecha son similares (Fig. 4.3 g y 4.4 f). Lo mismo ocurre para los afloramientos rocosos (Fig. 4.3 y 4.4 a). Las mayores diferencias entre las superficies estimadas y las observadas se presentan en los pastizales por encima de los 1100 m de altitud (Fig. 4.3 e), y en los matorrales abiertos debajo de los 1100 m. (Fig. 4.4 c). Las superficies ocupadas por ambos tipos de vegetación son mucho más grandes que lo esperado, y se observan trayectorias opuestas a las predichas (tendencias crecientes en lugar de decrecientes). Las superficies observadas correspondientes a los arbustales ralos, son en cambio menores a las calculadas en ambos sectores, aunque las diferencias no son tan grandes como las señaladas anteriormente.

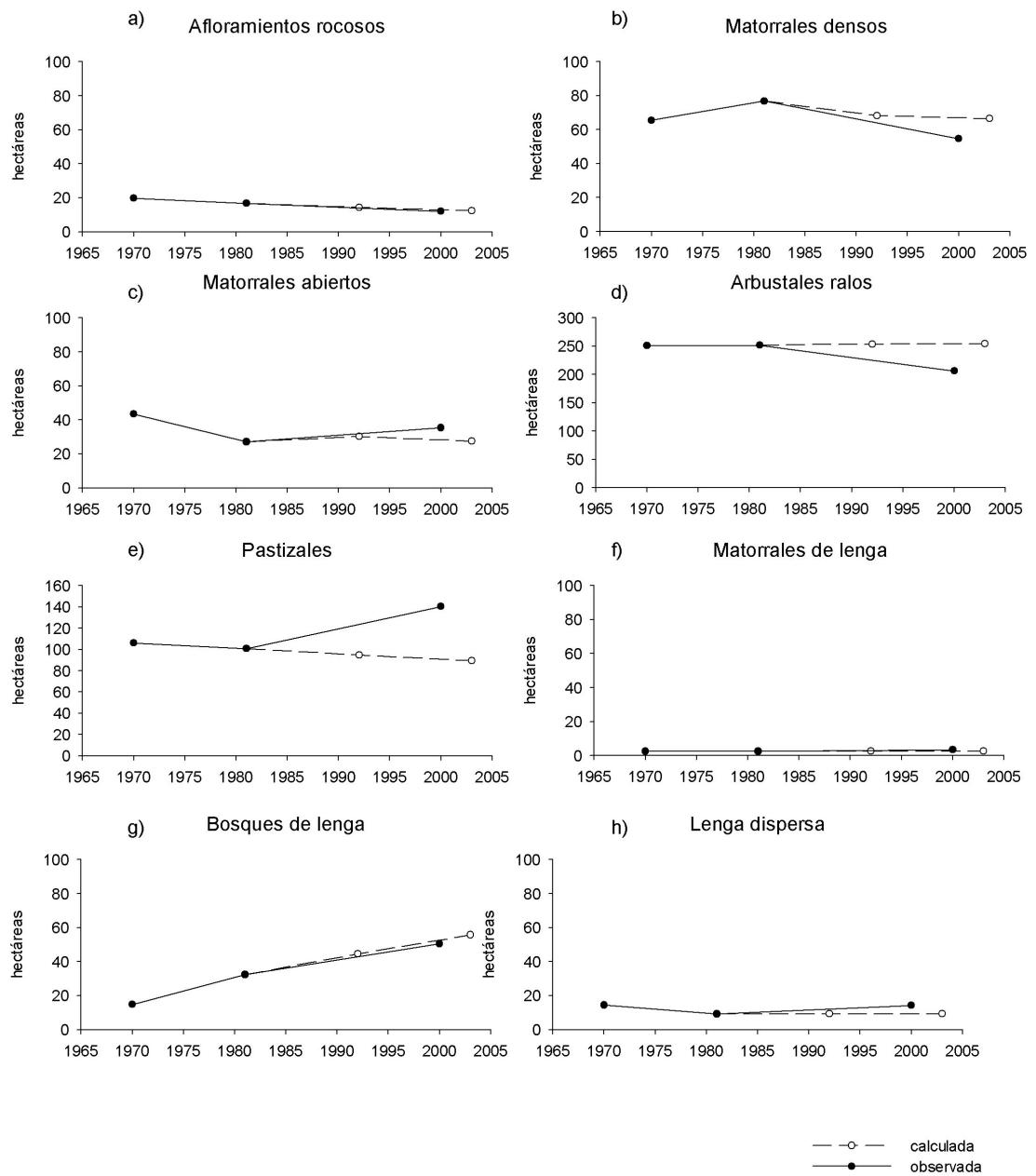


Figura 4.3.: Brazo Tristeza. Sector correspondiente a bosques de lenga. Comparación entre las superficies observadas y superficies modeladas, correspondientes a los tipos de vegetación post-fuego en distintas fechas luego del incendio,,. Círculos negros: superficie observada en mapas de vegetación, círculos blancos: superficie calculada en base a una matriz de transiciones.

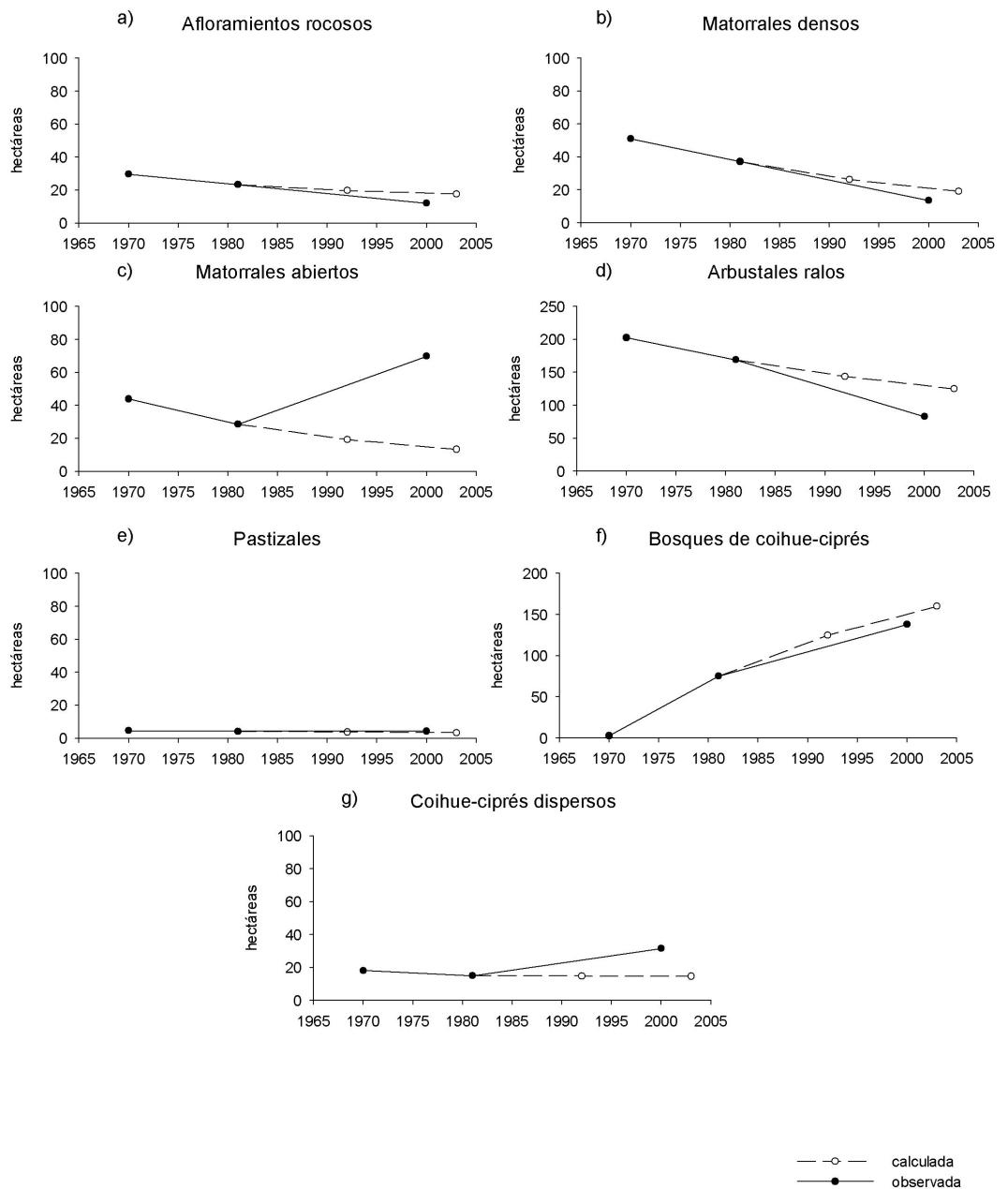


Figura 4.4: Brazo Tristeza. Sector correspondiente a bosques de coihue y ciprés. Comparación entre las superficies observadas y superficies modeladas, correspondientes a los tipos de vegetación post-fuego en distintas fechas luego del incendio,. Círculos negros: superficie observada en mapas de vegetación, círculos blancos: superficie calculada en base a una matriz de transiciones.

#### **4.4.3. Influencia de variables ambientales y la distancia a semilleros en la recuperación del bosque**

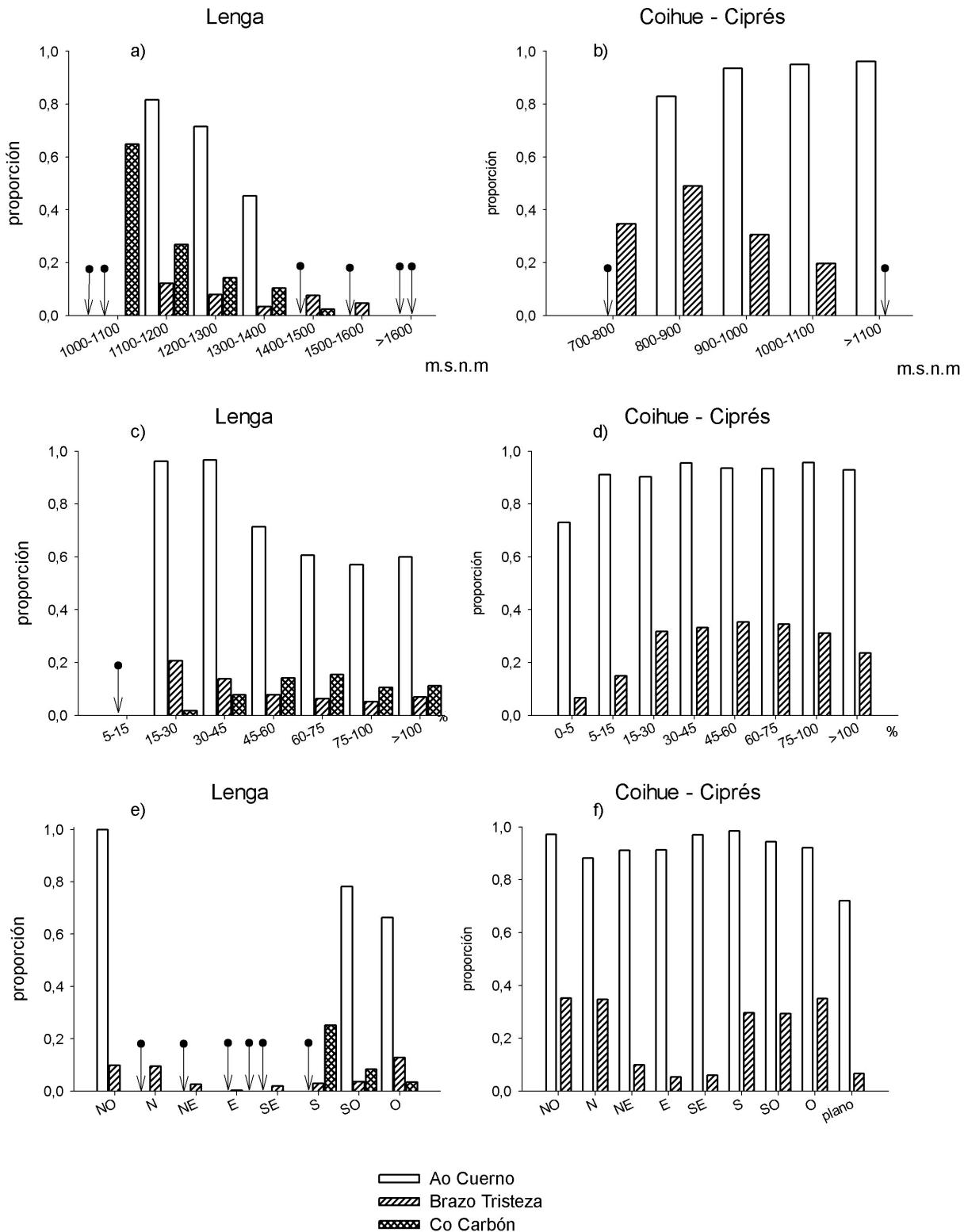
##### **4.4.3.1 Análisis de frecuencias**

Para este análisis se utilizaron los datos del estado de la regeneración en el año 2000 para Ao Cuerno, y 1981 para Cerro Carbón y Brazo Tristeza. No se utilizaron los datos del año 2000 de Brazo Tristeza ya que por las razones expuestas anteriormente esto implicaba reducir en casi un 50% el área analizada.

La regeneración en los bosques de lenga es en general menor en los sitios de mayor altitud (Fig. 4.5 a). En los bosques de coihue la situación difiere en los dos casos analizados: en el área de Ao. Cuerno la regeneración es ligeramente menor en la clase de menor altitud (800-900m), y se incrementa hacia las mayores altitudes; en el incendio de Brazo Tristeza, la clase más baja (700-800m) presenta menor regeneración que la siguiente clase, pero a mayores altitudes la regeneración vuelve a disminuir (Fig. 4.5 b)

En los bosques de lenga de Ao. Cuerno, la regeneración generalmente disminuye hacia las clases de mayor pendiente, mientras que en los de Co. Carbón y Brazo Tristeza la máxima regeneración se observa en las pendientes intermedias (Fig. 4.5 c). Tanto en los bosques de coihue de Ao Cuerno como en los de coihue-ciprés de Brazo Tristeza los menores porcentajes de regeneración se observan en la clase de sitios planos o con pendientes muy leves (0-5%). En Ao. Cuerno, no se aprecian diferencias entre las restantes clases de pendiente, mientras que en Brazo Tristeza los porcentajes del área ocupada con regeneración se incrementan hacia las clases intermedias y disminuyen en las clases de más del 75% (Fig. 4.5 d)

En los bosques de lenga del Co. Carbón, la proporción del área anteriormente boscosa ocupada por regeneración es claramente mayor en las laderas con orientación Sur, y no se observa regeneración en ninguna de las clases orientadas al Norte (N, NE y NO). En los bosques de lenga quemados de Ao. Cuerno lamentablemente no están representadas muchas situaciones, pero en este caso las laderas al NO presentaron la mayor regeneración. En cuanto a los bosques de lenga del Brazo Tristeza, en general las laderas más secas (NO, N) presentaron mayor regeneración que las húmedas (S, SE, SO) (Fig. 4.5 e). En lo que respecta a los bosques de coihue-ciprés, tanto en Ao. Cuerno como en Brazo Tristeza se observaron niveles similares de recuperación en las laderas al Norte como en las orientadas al Sur (Fig. 4.5 f). Cabe destacar en este caso que, coincidentemente con lo señalado en el análisis del efecto de las pendientes, en los sitios planos se registraron los menores porcentajes de regeneración.



■ Ao Cuerno  
▨ Brazo Tristeza  
▩ Co Carbón

● ↴ Clases no representadas para ese tipo de bosque en el incendio respectivo, por lo que el 0 no representa ausencia de regeneración.

Figura 4.5: Proporción de las distintas clases topográficas correspondiente a la superficie boscosa original, ocupada con regeneración arbórea post-fuego, en Ao. Cuerno (50 años post-incendio), Brazo Tristeza (24 años post-incendio) y Co. Carbón (24 años post-incendio): a – b): altitud; c – d): pendientes; e – f) orientación,

En cuanto a la influencia de la distancia a los semilleros, el análisis se realizó sólo para el incendio de Brazo Tristeza que era el que presentaba mayor diversidad de situaciones. En efecto, en el incendio de Ao. Cuerno no fue posible mapear bosques remanentes dentro del incendio ya que no se pudo contar con una foto tomada en el corto plazo después del incendio, y además la mayor parte de los bosques quemados quedaron a una distancia de menos de 150 m del bosque no quemado. En Co. Carbón la regeneración fue muy baja, y más del 90% del bosque presente en 1981 correspondía a bosques remanentes o a regeneración desarrollada en sitios que luego del incendio quedaron ocupados por vegetación con árboles dispersos. En los bosques de coihue-ciprés de Brazo Tristeza se observa una clara disminución de la regeneración a mayores distancias de los semilleros. Los porcentajes de superficie con regeneración varían desde casi el 45% en los sitios más cercanos a alrededor del 25% en la clase de 200-400 m y luego declinan drásticamente a partir de los 400 m, donde la superficie ocupada por bosques post-incendio es menor al 5% (Fig. 4.6 a). En cuanto a los bosques de lenga, el área situada a menos de 50 metros de los semilleros presenta regeneración en alrededor del 10% de su superficie, mientras que a mayores distancias la proporción del área ocupada con regeneración es en general menor al 2%, no observándose regeneración a más de 600 m.(Fig. 4.6 a)

Respecto a la regeneración del bosque en función de la distancia a cuerpos de agua (Fig. 4.6 b), no se observa ningún patrón particular.

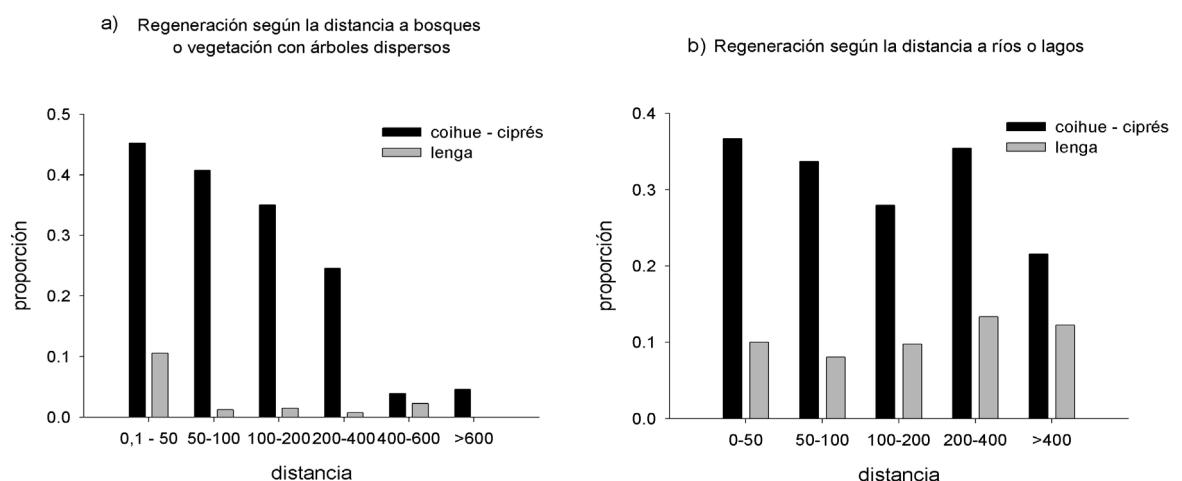


Figura 4.6: Brazo Tristeza. Proporción del área boscosa original, ocupada con regeneración post – incendio a los 24 años de ocurrido el disturbio, según: a) distancia a bosques o vegetación con árboles dispersos, y b) distancia a cuerpos de agua.

#### 4.4.3.2. Regresión logística

Como se mencionó en la metodología este análisis se realizó solo con los datos del incendio de Brazo Tristeza, y considerando la recuperación en 1981 (24 años post-incendio). Debido a la alta autocorrelación de las variables, no fue posible contar con un adecuado número de muestras en los otros casos. Los mayores valores de autocorrelación se registraron en la variable altitud, pero a distancias iguales o mayores a los 200 m los valores de autocorrelación de todas las variables fueron inferiores a 0,4 (índice de Moran). Este valor se consideró aceptable teniendo en cuenta el compromiso existente entre la obtención de datos con mínima autocorrelación y el logro de un número adecuado de muestras. Se tomó entonces la distancia de 200 m como la distancia mínima entre las muestras lo

que, siguiendo un muestreo al azar estratificado, permitió obtener un número de 84 muestras en zonas donde el bosque (tanto de coihue-ciprés como de lenga) se había recuperado y 115 en sitios que no habían sido vueltos a ocupar por el bosque. El análisis estadístico de los datos señala efectos significativos solo para las variables altitud, distancia a ríos o lagos, y distancia a semilleros (tabla 4.8).

Variable	mediana con regeneración	mediana sin regeneración	P <sub>1</sub>	Wald St	P <sub>2</sub>
altitud (m)	961	1121	< 0,01	20,78	< 0,01
pendiente (%)	56,23	55,9	n.s		
orientación *	7	7	n.s		
Dist. semilleros (m)	73	150	< 0,01	19,66	< 0,01
Dist ríos /lagos (m)	96,42	164	< 0,01	7,46	< 0,01

Tabla 4.8: Brazo Tristeza. Valores de la mediana de distintas variables en sitios reocupados por bosque 24 años luego del incendio, y en sitios no recolonizados por bosque en ese período; y valores del estadístico Wald para los modelos logísticos univariados considerando sólo la variable indicada. P<sub>1</sub> nivel de significación de las diferencias observadas en las medianas de las variables, P<sub>2</sub> nivel de significación del estadístico Wald en los modelos logísticos univariados.

Los valores del estadístico de Wald para los modelos univariados de regresión logística indican que las variables que más fuertemente influyen en la presencia/ausencia de regeneración del bosque son la altitud y la distancia a los semilleros (tabla 4.8).

El modelo logístico de dos variables considerando la altitud y la distancia a ríos o lagos, tiene un ajuste muy similar al que considera solo la altitud (LRT = 24,03 vs 23,88), en cambio si además de la altitud se incluye la distancia a los semilleros, el ajuste mejora (LRT = 59,155 P <0,01). Ingresando las 3 variables al modelo, el coeficiente de la variable distancia a ríos o lagos no resulta significativo, y no se observa un incremento importante del ajuste del modelo (LRT = 59,23). Se consideró entonces como mejor modelo al que incorpora sólo la altitud y distancia a semilleros, cuyos parámetros son:

$$\text{Logit } P = 5,712 - (0,00761 \times \text{dist. a semilleros}) - (0,00458 \times \text{altitud})$$

Tomando un umbral de 0,5 para las clasificaciones positivas, el modelo predice correctamente en un 66% de los casos la presencia de bosque, y en un 80% de los casos la ausencia de bosque. Los estadísticos de los parámetros del modelo y su nivel de significación se muestran en la tabla 4.9.

**Logit P = 5,712 - (0,00761 \* Dist. semilleros) - (0,00458 \* altitud)**

N = 199

**Prueba del cociente de verosimilitud (LRT): 59.155 (P = <0,001)**

Detalles de la Ecuación de Regresión Logística:

Variable indep.	Coeficiente	Error estándar	Estadístico de Wald	P
Constante	5,712	1,042	30,025	<0,001
Dist. semilleros	-0,00761	0,00155	24,042	<0,001
altitud	-0,00458	0,000884	26,846	<0,001

Tabla 4.9: Brazo Tristeza. Resultados de la regresión logística del modelo que relaciona la regeneración boscosa observada 24 años luego de ocurrido el incendio, con diversas variables bióticas y abióticas

#### **4.4.4. Influencia de las variables ambientales y distancia a semilleros en las transiciones post-fuego de los distintos tipos de bosque.**

Los tipos de vegetación post-fuego que ocuparon el área boscosa pre-disturbio en Brazo Tristeza fueron agrupados en las siguientes clases: 1) vegetación rala (afloramientos rocosos y arbustales ralos), 2) matorrales (abiertos y cerrados) 3) pastizales, 4) lenga (bosques y áboles dispersos), y 5) coihue-ciprés (bosques y áboles dispersos).

En los sitios anteriormente ocupados por bosques de lenga, los tipos de vegetación post-fuego difieren significativamente respecto a las 5 variables consideradas (tabla 4.10 a). Los sitios que en el mediano plazo son ocupados por pastizales se encuentran a mayor altitud que los que son colonizados por matorrales y que los que vuelven a ser ocupados por lenga, y también se ubican más distantes de los cuerpos de agua que los demás tipos. Los sectores del bosque incendiado donde crece vegetación rala presentan pendientes más pronunciadas que los que son reocupados por lenga, y exposiciones más secas que donde se desarrollan matorrales. Por último, los sitios donde ocurre regeneración del bosque de lenga se encuentran más cercanos a los semilleros que cualquiera de los otros tipos. En cuanto a los bosques incendiados de coihue y/o ciprés, la única variable que no influye en las transiciones post-fuego es la distancia a ríos o lagos (tabla 4.10 b). Los sitios colonizados por matorrales se encuentran a mayor altitud, menores pendientes, con orientaciones menos soleadas y a mayor distancia de los semilleros que los que son ocupados por vegetación rala y que los recolonizados por bosques de coihue-ciprés. Por otra parte, los sitios donde regenera el bosque de coihue-ciprés se encuentran más cercanos a los semilleros que la vegetación rala.

Cabe señalar que debido a los distintos requerimientos ecológicos de la lenga respecto del coihue y del ciprés no es ecológicamente factible que los bosques de lenga reemplacen a los de coihue o ciprés, y viceversa.

a)

<b>Prueba de Kruskal-Wallis</b>	Altitud (m)	Pendientes (%)	Orientación (1=S a 8=N)	Dist. semill (m)	Dist. ríos/lagos (m)
H	28	12,29	11,65	26,84	12,46
p	< 0,001	0,006	0,009	<0,001	0,006
<b>Tipo de vegetación</b>					
veget. rala	1305 (a,b)	66,71 (a)	7 (a)	143,18 (a)	155,37 (a)
matorrales	1165 (a)	57 (a,b)	4 (b)	116,62 (a)	155,07 (a)
pastizales	1394 (b)	58,42 (a,b)	6 (a,b)	121,1 (a)	183,63 (b)
lenga	1219 (a)	47,17 (b)	7 (a,b)	0 (b)	178,71 (a)

b)

<b>Prueba de Kruskal-Wallis</b>	Altitud (m)	Pendientes (%)	Orientación (1=S a 8=N)	Dist. semill (m)	Dist. ríos/lagos (m)
H	22,53	14,18	22,85	24,79	3,219
p	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,200
<b>Tipo de vegetación</b>					
veget. rala	930 (a)	62,65 (a)	7 (a)	135 (a)	
matorrales	1001 (b)	47,17 (b)	5 (b)	281 (b)	
coihue-ciprés	876 (a)	57 (a)	7 (a)	78 ( c)	

Tabla 4.10: Brazo Tristeza. Valores del estadístico H y de la mediana de distintas variables calculados para los tipos de vegetación observados luego de 24 años de ocurrido el incendio, en a) el área correspondiente a los bosques de lenga, y b) en el área correspondiente a los bosques de coihue y/o ciprés. Las letras distintas indican diferencias significativas ( $P<0,05$ ), según la prueba de Dunn's de comparaciones múltiples.

Los resultados del modelo logístico multinomial correspondiente a la recuperación en bosques de lenga se muestran en las tablas 4.11 a y b. La categoría de base corresponde a los bosques post-fuego de lenga, por lo cual el modelo sólo estima los coeficientes para los otros tipos de vegetación post-fuego. A su vez, los parámetros del modelo sólo aportan información respecto a la incidencia de la variable en cuestión sobre la transición hacia el tipo de vegetación considerado en comparación con la transición al tipo "lenga" pero no permiten comparar entre sí otras transiciones. Todas las variables contribuyen a un incremento del ajuste del modelo (mayores valores del logaritmo del cociente de verosimilitud - Log Likelihood - al agregar más variables) aunque no resulta significativo el incremento debido a la incorporación de la distancia a ríos o lagos (tabla 4.11 a). Los coeficientes correspondientes a la variable distancia a semilleros resultan significativos y positivos para los tres tipos de vegetación (tabla 4.11 b), de modo que una mayor distancia a semilleros, se relaciona positivamente con las transiciones post-fuego hacia tipos de vegetación distintos al tipo lenga. Asimismo, para los tres tipos de vegetación, la distancia a semilleros es la variable que presenta mayor valor del estadístico Wald, lo que implica que ésta es la variable más importante en diferenciar los sitios colonizados por otros tipos de vegetación respecto a los que son vueltos a ocupar por lenga en el mediano plazo. Por otra parte, cuanto mas inclinada es la pendiente, mayor es probabilidad de un sitio de ser ocupado luego de un incendio por vegetación rala en lugar de lenga aunque la incidencia de esta variable es mucho menor que la de la distancia a semilleros (estadístico de Wald = 4.28 vs 10,31, tabla 4.11 b), mientras que los sitios menos asoleados (coeficiente negativo para la variable orientación) tienen mayor probabilidad de ser ocupados por matorrales que por bosques de

lenga. En cuanto a los pastizales, se verifica que los sitios a mayor altitud y los menos asoleados resultan más propensos a ser ocupados por pastizales que por bosques de lenga, siendo similar para ambas variables la magnitud de la influencia (estadístico de Wald aprox. = 8, tabla 4.11 b)

Los resultados del modelo logístico multinomial correspondiente a los bosques de coihue y/o ciprés se muestran en las tablas 4.12 a) y b). En este caso todas las variables seleccionadas incrementan en forma significativa el ajuste del modelo (Log- Likelihood, tabla 4.12 a). Además de la distancia a semilleros, la altitud influye significativamente en las transiciones hacia los otros tipos de vegetación de tal modo que, luego del disturbio, los sitios ubicados a mayor altitud tienen mayor probabilidad de ser ocupados por matorrales o vegetación rala que por la categoría base que es el tipo "coihue-ciprés" (valores positivos y significativos del coeficiente en tabla 4.12 b). La variable que tiene mayor influencia en la discriminación de los sitios colonizados por vegetación rala respecto a los vueltos a ocupar por coihue es la orientación, seguida en importancia por la altitud y en último lugar por la distancia a semilleros (valores decrecientes del estadístico de Wald en tabla 4.12 b). Los sitios más asoleados, a mayor altitud y más distantes de semilleros son más propensos a ser ocupados por vegetación rala. Respecto a los matorrales, la orientación no influye significativamente en la transición a este tipo de vegetación ( $P = 0,16$ , n.s.). La variable que más influye en la transición a este tipo de vegetación es la altitud, seguida por la distancia a semilleros y luego por la pendiente (valores decrecientes del estadístico de Wald en tabla 4.12 b). Teniendo en cuenta el signo de los parámetros puede concluirse que los sitios que son colonizados por matorrales se diferencian de los que vuelven a ser ocupados por coihue y/o ciprés por encontrarse a mayor altitud, más distantes a semilleros, y con menores pendientes que estos últimos.

a)

	Grados de libertad	Log. Likelihood	Chi cuadrado	P
Intercepción	3	-164,286		
Altitud	3	-148,32	31,92	0,000001
Pendiente	3	-142,96	10,73	0,013302
Orientación	3	-132,35	21,22	0,000095
Dist. semill.	3	-120,74	23,22	0,000036
Dist ríos/lagos	3	-117,85	5,77	0,123175

b)

	Categoría respuesta	Coeficiente	Error estándar	Estadístico de Wald	P
<b>Intercepción 1</b>	veget rala	-5,4480	4,089689	1,77454	0,182821
Altitud	veget rala	0,0032	0,003208	1,01559	0,313567
Pendiente	veget rala	0,0438	0,021175	4,28268	0,038503
Orientac.	veget rala	-0,2529	0,198928	1,61634	0,203603
Dist semill	veget rala	0,0236	0,007357	10,31007	0,001323
Dist ríos/lagos	veget rala	0,0002	0,002288	0,00736	0,931650
<b>Intercepción 2</b>	matorrales	3,7864	5,005248	0,57227	0,449359
Altitud	matorrales	-0,0035	0,004063	0,73997	0,389669
Pendiente	matorrales	0,0384	0,025168	2,32229	0,127532
Orientac.	matorrales	-0,5970	0,217225	7,55403	0,005988
Dist semill	matorrales	0,0256	0,007561	11,48388	0,000702
Dist ríos/lagos	matorrales	0,0005	0,002679	0,03191	0,858226
<b>Intercepción 3</b>	pastizales	-16,4898	5,152370	10,24278	0,001372
Altitud	pastizales	0,0116	0,004032	8,22647	0,004128
Pendiente	pastizales	0,0444	0,024384	3,30982	0,068867
Orientac.	pastizales	-0,6587	0,226543	8,45509	0,003640
Dist. semill.	pastizales	0,0251	0,007563	11,01764	0,000902
Dist. ríos/lagos	pastizales	0,0038	0,002562	2,19603	0,138366

Tabla 4.11: Brazo Tristeza. Sector correspondiente a bosques de lenga. Modelo logístico multinomial para la sucesión post-fuego en base a los datos de la vegetación observada luego de 24 años de transcurrido el incendio: a) Evaluación del grado de ajuste del modelo, con los valores del Logaritmo del Cociente de Verosimilitudes (Log Likelihood) y su nivel de significación para el modelo correspondiente a la variable de la fila y las precedentes b) Parámetros estimados del modelo y su nivel de significación. En rojo se señalan las variables y los parámetros significativos ( $P<0,05$ ). ). La categoría de referencia es el tipo de vegetación con regeneración del bosque, de modo que los coeficientes estimados deben interpretarse en relación a la misma.

a)

	Grados de libertad	Log-Likelihood	Chi cuadrado	P
Intercepción	2	-155,85		
Altitud	2	<b>-142,74</b>	<b>26,23</b>	<b>0,000002</b>
Pendiente	2	<b>-129,04</b>	<b>27,38</b>	<b>0,000001</b>
Orientación	2	<b>-113,14</b>	<b>31,80</b>	<b>0,000000</b>
Dist. semill.	2	<b>-100,10</b>	<b>26,08</b>	<b>0,000002</b>

b)

	Categoría respuesta	Coeficiente	Error estándar	Estadístico de Wald	P
<b>Intercepción 1</b>	veget rala	<b>-8,5424</b>	<b>2,356539</b>	<b>13,14038</b>	<b>0,000289</b>
Altitud	veget rala	<b>0,0059</b>	<b>0,002134</b>	<b>7,58444</b>	<b>0,005887</b>
Pendiente	veget rala	-0,0025	0,007909	0,10064	0,751064
Orientación	veget rala	<b>0,4447</b>	<b>0,150810</b>	<b>8,69355</b>	<b>0,003193</b>
Dist. semill.	veget rala	<b>0,0039</b>	<b>0,001737</b>	<b>5,09400</b>	<b>0,024009</b>
<b>Intercepción 2</b>	matorrales	<b>-24,5187</b>	<b>5,972724</b>	<b>16,85196</b>	<b>0,000040</b>
Altitud	matorrales	<b>0,0276</b>	<b>0,006213</b>	<b>19,72727</b>	<b>0,000009</b>
Pendiente	matorrales	<b>-0,0739</b>	<b>0,019948</b>	<b>13,72452</b>	<b>0,000212</b>
Orientación	matorrales	-0,2891	0,207007	1,95075	0,162506
Dist. semill.	matorrales	<b>0,0131</b>	<b>0,003173</b>	<b>17,07701</b>	<b>0,000036</b>

Tabla 4.12: Brazo Tristeza. Sector correspondiente a bosques de coihue y ciprés. Modelo logístico multinomial para la sucesión post-fuego en base a la vegetación observada luego de 24 años de transcurrido el incendio a) Evaluación del grado de ajuste del modelo, con los valores del Logaritmo del Cociente de Verosimilitudes (Log Likelihood) y su nivel de significación para el modelo correspondiente a la variable de la fila y las precedentes b) Parámetros estimados del modelo y su nivel de significación. En rojo se señalan las variables y los parámetros significativos ( $P<0,05$ ). La categoría de referencia es el tipo de vegetación con regeneración del bosque, de modo que los coeficientes estimados deben interpretarse en relación a la misma.

#### 4.5. Discusión

En los casos de Ao. Cuerno y Brazo Tristeza, en que los incendios afectaron bosques puros de coihue o mixtos de coihue-ciprés, éstos volvieron a ocupar las áreas disturbadas por el fuego en un 40% y 90% de la superficie original en el mediano plazo (40 a 50 años). Estos resultados son consistentes con los obtenidos mediante estudios dendroecológicos que determinaron una muy alta recuperación de estos tipos de vegetación en períodos más extensos (Veblen y Lorenz 1987, Veblen et al. 1992). Los bosques de lenga, en cambio, presentaron una buena recuperación sólo en el área de Ao. Cuerno, donde las precipitaciones son muy abundantes (un 60% mayores que en Co. Carbón), la superficie afectada fue muy pequeña (10 ha), y posiblemente el disturbio haya sido menos severo ya que el incendio ocurrió en un verano en el que la sequía fue menos pronunciada. En los otros dos casos los bosques de lenga post-fuego volvieron a ocupar menos del 15% de la superficie original, aún en el mediano plazo y en el sitio con niveles intermedios de precipitación. Rusch (1989) encuentra una gran variación en las transiciones post-fuego de los bosques de lenga, y concluye que los bosques que sufren disturbios severos pueden presentar modificaciones que aparecen irreversibles en un lapso de 100 años. De acuerdo a dicho estudio la variable clave para la recuperación del bosque es la supervivencia de individuos adultos, la que depende de la severidad del disturbio, aunque también se señala una cierta influencia de las variables relacionadas con la humedad de los sitios (altitud y orientación de las laderas). Veblen et al. (2003) también señalan la variabilidad de los resultados hallados en cuanto a la regeneración post-fuego de los bosques de lenga, y en particular la ausencia de regeneración en algunas laderas orientadas al Norte con pendientes pronunciadas, y en sitios a elevadas altitudes, aún en proximidades de árboles semilleros. Si bien la distancia a semilleros influye indudablemente en la regeneración, la recuperación de los bosques de lenga en Co Carbón y Brazo Tristeza ocurrió principalmente a expensas de los sitios que después del incendio quedaron ocupados por lengas dispersas y no en los bordes de bosques no quemados. De este modo, los resultados obtenidos apoyan las conclusiones de Kitzberger et al (2005), respecto a que la falta de regeneración en bosques de lenga no obedece exclusivamente a un problema de disponibilidad de semillas, sino también a la alta radiación (relacionada negativamente con el contenido de humedad del horizonte superior del suelo) que reciben los sitios severamente quemados, donde no quedan árboles remanentes y las estructuras muertas tampoco generan suficiente sombra.

Para el caso de los bosques la superficie estimada para el año 2000 según el modelo Markoviano es bastante similar a la observada en la fotografía aérea de esa fecha, pese a que en el proceso de sucesión se verifica la existencia de importantes influencias espaciales y ambientales que no son contempladas en este tipo de modelos. Para los bosques de lenga esto se debe a que la regeneración del bosque depende en forma importante de la existencia del tipo de vegetación con lengas dispersas, lo que hace que el modelo Markoviano -que sólo se basa en el tipo de vegetación preexistente- sea adecuado. Para el caso de los bosques de coihue, esto puede deberse a que la influencia a la distancia a semilleros no es tan marcada, y a que las diferencias ambientales que se observan entre sitios con y sin bosque luego de 20 años de transcurrido el incendio se ven también reflejadas en los distintos tipos de vegetación observados en el corto plazo luego del incendio, los que son tomados para el cálculo de las transiciones post-fuego.

Las diferencias observadas entre las predicciones del modelo y lo observado para otros tipos de vegetación, podrían deberse en gran medida a dificultades en la definición de los estados del modelo, y a que al haberse trabajado con un modelo de primer orden, éste no considera la historia del sitio (Usher 1981). En las transiciones de los distintos tipos de matorrales y arbustales, los resultados estuvieron probablemente muy influidos por problemas relativos a la definición de los estados, ya que los matorrales cerrados, abiertos y arbustales ralos corresponden a clases discretas de un continuo, donde la separación entre una clase y otra es altamente subjetiva. Lo mismo ocurre en el caso de la discriminación de los arbustales ralos de los pastizales esteparios. Para estos tipos de vegetación seguramente también se registran diferencias entre las superficies observadas y esperadas, debido a la diversidad de historias de los sitios (matorrales preexistentes antes del incendio y otros que se formaron luego del incendio en sitios anteriormente ocupados por bosques de lenga o coihue-ciprés).

Las diferentes escalas de las fotos aéreas, seguramente también influyeron en la discriminación de algunos tipos de vegetación. En particular los tipos de vegetación con árboles dispersos fueron mucho más difíciles de discriminar en las fotos aéreas de 1981 (las de menor detalle de la serie), lo que permitiría explicar las mayores superficies observadas en el año 2000 para este tipo de vegetación. Las diferencias registradas entre la superficie observada y la esperada para algunos tipos de vegetación probablemente no inciden fuertemente en las trayectorias estimadas para el bosque debido a que los tipos de vegetación en los que las diferencias son más notables presentan muy bajas tasas de transición hacia el bosque (p.ej. pastizales en los sectores del bosque de lenga y matorrales abiertos en los sectores de coihue-ciprés)

Según los resultados de la regresión logística, la altitud y la distancia a semilleros son las variables que más influyen (con similar magnitud, y en forma negativa) en la regeneración del bosque en Brazo Tristeza. También en los bosques de lenga de Co. Carbón se aprecia una menor regeneración en los sitios más elevados, aunque en este caso el resultado puede deberse a la ubicación de los semilleros de lenga remanentes y no a las influencias abióticas (principalmente diferencias de temperatura) debidas a la altitud. En un análisis de recuperación de bosques de lenga luego de disturbios Rusch (1989), encuentra que la regeneración de los bosques se ve favorecida por la altitud, aunque sólo en los casos en que el disturbio resulta en una destrucción parcial del bosque. En cuanto a los otros tipos de bosques, no se han desarrollado estudios en la región respecto a la influencia de esta variable en su regeneración. Sin embargo en otros bosques templados se ha hallado una relación negativa entre la altitud y la regeneración post-fuego del bosque, la que ha sido atribuida a las condiciones ambientales menos favorables en los sitios ubicados a mayor altitud (Peet 1981), o a la rápida colonización de estos sitios por densos pastizales subalpinos (Stahelin 1943). De todos modos, en los bosques de coihue-ciprés de Brazo Tristeza el menor nivel altitudinal no es el que presenta la mayor regeneración, lo que podría deberse a que en las laderas bajas algunos sectores fueron fuertemente erosionados por deslizamientos originados en sectores más altos de las laderas, que se expanden en forma de abanico hacia las laderas más bajas.

Las pendientes con inclinaciones de entre 30-60% fueron las que proporcionalmente presentaron mayor regeneración boscosa. Los sitios con pendientes nulas o muy bajas podrían presentar dificultades para la regeneración del bosque debido a problemas edáficos (p.ej. menor drenaje). Estos resultados coinciden con lo señalado por Veblen y Lorenz (1987) respecto a que en los sitios edáficamente menos favorables, como los fondos de valle, los estadios iniciales post-fuego pueden ser dominados por *N. antarctica*, el cual eventualmente es

reemplazado por *N. dombeyi*. En las pendientes de más del 75% la existencia de fenómenos erosivos podría dificultar la regeneración.

En cuanto a la orientación de las laderas, en general no se observa una relación que permita atribuir alguna influencia de la humedad de las laderas sobre la regeneración. Sólo para el caso del Co. Carbón, situado en el extremo más seco del gradiente de precipitaciones, se observó una mayor regeneración del bosque en las laderas menos asoleadas. Si bien puede esperarse que la influencia de la orientación de las laderas en la regeneración sea mayor en los sitios con déficit de precipitaciones, no se puede ser concluyente en este caso, debido a que la mayor parte de los bosques remanentes y semilleros dispersos quedaron en exposiciones hacia el sur, y la presencia de semilleros dispersos constituye una variable muy relevante para la regeneración.

El incendio de Brazo Tristeza puede ser considerado como un evento de características excepcionales (LID - Large Infrequent Disturbance - según Turner y Dale, 1998). Este incendio ocurrió en condiciones de sequía extrema: las precipitaciones registradas durante los dos meses anteriores al del incendio resultaron inferiores en más de un 80% a la precipitación media registrada para dicho bimestre durante el período 1950 -1999,. Tales condiciones de sequía permitieron que se quemara una gran superficie de bosques mésicos que en condiciones normales no propagan rápidamente el fuego. Asimismo, la escasez de bosques remanentes o árboles dispersos indica que se trató de un fuego en general muy severo, y la cobertura de árboles remanentes fue muy escasa aún en las situaciones más mésicas (p.ej. laderas orientadas al sur, o sitios a mayor altitud). Al igual que lo observado en otros eventos de este tipo (Turner et al. 1998), el legado biótico ha influido en forma importante en la sucesión de la vegetación luego del disturbio. Una proporción importante de los matorrales post-fuego corresponde a cañaverales que formaban el sotobosque de los bosques altos, y que rebrotaron luego del disturbio. En fuegos muy severos los rizomas de caña podrían verse muy afectados disminuyendo su capacidad de rebrote, y es posible que los fuegos más severos hayan ocurrido en las laderas con orientaciones más xéricas. Esto permitiría explicar la influencia de las orientaciones en las transiciones hacia vegetación rala o matorrales (principalmente cañaverales) post-fuego. Por otra parte la presencia/ausencia de caña en el sotobosque pudo haber influido en forma importante en las transiciones post-fuego (Rusch 1989). En los bosques mésicos ubicados a mayor altitud, la caña es menos frecuente y el sotobosque se encuentra generalmente dominado por otras especies arbustivas como *Berberis serrato-dentata* o *Drimys winteri*, que probablemente tienen menor capacidad de rebrote que la caña. Coincidientemente con lo hallado por Rusch (1989), en los bosques de lenga (probablemente sin caña) situados a mayor altitud fueron frecuentes las transiciones post-fuego hacia pastizales esteparios.

En general las transiciones hacia matorrales ocurrieron preferentemente en las laderas intermedias (en los límites inferiores de distribución de los bosques de lenga y en los superiores de los bosques de coihue-ciprés). Esto permitiría explicar el origen del cinturón de matorrales entre los bosques de coihue y/o ciprés y los lengales tan frecuente en las zonas de precipitación intermedia del área de estudio (Veblen y Lorenz 1988). En los bosques de coihue y/o ciprés, las transiciones post-fuego hacia matorrales son también más frecuentes en sitios con pendientes poco pronunciadas, lo que también permitiría explicar la permanencia de extensos matorrales en numerosos fondos de valle en el área de estudio.

Si bien en la mayor parte del área previamente ocupada por bosques de coihue-ciprés, la sucesión post-fuego parece conducir lentamente hacia el mismo

tipo de vegetación preexistente antes del disturbio; en muchos sectores correspondientes a bosques de lenga el microclima post-fuego creado por la vegetación remanente no resultaría adecuado para la regeneración de la especie, aún en cercanías de árboles semilleros (Kitzberger et al. 2005). De este modo, no puede descartarse que los cambios registrados en el corto y mediano plazo para este tipo de bosque constituyan cambios irreversibles.

Aunque en los casos analizados, la transición de bosques de lenga a matorrales no resultó muy frecuente, en un estudio a escala regional de un mayor número de casos (Rusch 1989) se ha encontrado que las transiciones a matorrales y cañaverales son relativamente comunes en este tipo de bosque luego de incendios severos. Asimismo, una importante superficie de los bosques de coihue y/o ciprés de Brazo Tristeza permanece ocupada por matorrales, aún luego de 40 años de ocurrido el incendio. Por último, en los tres casos analizados fueron frecuentes las transiciones hacia matorrales cerrados de los pastizales y matorrales abiertos preexistentes al disturbio. Esto implica que en plazos más largos podría registrarse una tendencia hacia la ocupación por matorrales cerrados de los pastizales y matorrales abiertos originados a partir del disturbio. De acuerdo a los resultados del análisis de propagación del fuego los matorrales son mucho más susceptibles al fuego que los bosques altos, de modo que la ocurrencia de incendios severos, donde la regeneración del bosque es muy lenta y muchos sectores quedan ocupados por matorrales, puede redundar en un incremento del peligro de nuevos incendios. De hecho, el área de Brazo Tristeza fue afectada parcialmente por un nuevo incendio en el año 1987, que involucró tanto a matorrales como bosques jóvenes post-fuego desarrollados luego del incendio de 1957.

La lenta recuperación de los bosques de lenga de Brazo Tristeza y Co Carbón puede atribuirse a que en ambos casos se trató de fuegos desarrollados en condiciones extremas de aridez que dejaron escasos árboles dispersos, los que resultan clave para la generación de las condiciones ambientales propicias para la supervivencia de las plántulas de esta especie (Kitzberger et al. 2005). Estas condiciones de extrema aridez se registraron, incluso en forma más pronunciada en el verano de 1999, cuando una importante superficie de bosques de lenga fue severamente afectada por varios incendios. El análisis de la recuperación de estos incendios, y otros relativamente recientes (ocurridos a partir de 1987), permitirá profundizar el análisis de las variables que afectan la regeneración del bosque, y evaluar el grado de representatividad de los casos analizados en este estudio.

#### **4.6. Conclusiones**

- De acuerdo a los casos analizados, los bosques puros de *N. dombeyi* o mixtos de *N. dombeyi* y *A. chilensis* afectados por incendios vuelven a ocupar en el mediano plazo una importante proporción de la superficie incendiada, mientras que en los bosques de *N. pumilio* la respuesta parece ser mucho más variable. Estos resultados son coincidentes con los obtenidos mediante enfoques dendroecológicos o en el estudio de cambios en el paisaje para períodos más extensos (Veblen y Lorenz 1987, Rusch 1989, Veblen et al. 1992, Kitzberger y Veblen 1999)
- En la recuperación de ambos tipos de bosque resulta importante la influencia debida a la ubicación en el gradiente de precipitaciones, aunque tampoco pueden descartarse influencias de la severidad del evento. La recuperación del bosque alcanzó niveles muy altos (más del 70%) en el mediano plazo (50

- años), sólo en el caso correspondiente a un incendio ocurrido en una zona con altas precipitaciones medias, y en un verano no extremadamente seco
- En incendios severos los bosques de *N. pumilio* se recuperan en el mediano plazo en una muy baja proporción del área ocupada originalmente. La recuperación del bosque ocurre principalmente en los sitios quemados donde quedaron árboles dispersos, y no a partir del borde de los bosques no quemados. Esto concuerda con los estudios experimentales en los que se halló una importante influencia de la radiación en la supervivencia de las plántulas de esta especie (Kitzberger et al. 2005)
  - En el incendio de Brazo Tristeza, que puede ser clasificado como un disturbio grande e infrecuente, se verificó una importante influencia del legado biótico y abiótico del paisaje en las transiciones post-fuego. Tal como se postula para el caso de disturbios muy grandes y severos (Turner et al. 1998) es muy probable que el estado final del sistema difiera del inicial, en este caso principalmente debido a las nuevas condiciones microclimáticas generadas.
  - Los sitios donde fueron más frecuentes las transiciones del bosque a matorrales corresponden a altitudes intermedias, y pendientes muy suaves, lo que apoyaría los resultados sobre el origen post-fuego de numerosos matorrales que ocurren en fondos de valle y laderas medias en el área de estudio (Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger y Veblen 1999)
  - Pese a las influencias espaciales y abióticas en la sucesión post-fuego, el proceso de recuperación de los bosques es simulado con bastante exactitud por un modelo Markoviano, que se basa sólo en las proporciones ocupadas por los distintos tipos de vegetación en dos momentos posteriores al disturbio. Esto podría explicarse debido a que dichas influencias espaciales y abióticas se ven reflejadas en los distintos tipos de vegetación post-fuego presentes en el corto plazo luego del disturbio, que fueron los considerados en el modelo Markoviano.

## CAPÍTULO V

### CONCLUSIÓN FINAL

#### **5.1. Controles bióticos y abióticos regionales del paisaje sobre el fuego y su modificación por la actividad humana**

El análisis de escala regional indica que la heterogeneidad biótica y abiótica influye fuertemente en la distribución de los fuegos en los paisajes del noroeste de Patagonia. El mosaico de la vegetación presenta dos tipos de combustibles que contrastan fuertemente en relación al peligro de incendios. Los matorrales altos dominados principalmente por *N. antarctica* y cañas del género *Chusquea* se encuentran asociados positivamente con las áreas quemadas. Por el contrario, los bosques altos dominados por *N. dombeyi* o *N. pumilio* se encuentran subrepresentados en las áreas incendiadas. Por otra parte los factores abióticos también ejercen importantes controles sobre la distribución de los incendios. A escala regional se detecta una fuerte influencia de las precipitaciones, al parecer tanto por sus efectos sobre la acumulación de los combustibles como en la regulación de su humedad. De este modo se registra un máximo de la superficie quemada en el rango intermedio de precipitaciones, donde la lluvia es suficiente como para permitir una acumulación de combustibles continuos, pero las sequías ocasionales redundan periódicamente en grandes superficies con combustibles secos. Estos resultados son consistentes con los patrones hallados en estudios realizados con técnicas dendroecológicas, que señalan un máximo de la frecuencia de fuegos en los bosques ubicados en posiciones intermedias del gradiente de precipitaciones (Kitzberger et al. 1997). A esta escala también influyen en la distribución de los incendios la altitud, registrándose una importante disminución de la superficie quemada en los sitios más elevados donde seguramente los combustibles se mantienen más húmedos debido a las menores temperaturas del aire; y la orientación de las laderas, detectándose una mayor ocurrencia de incendios en las laderas de exposición Norte, que son las más soleadas en el hemisferio sur.

Sin embargo, la influencia de las variables abióticas no puede analizarse aisladamente de la vegetación. Los matorrales son siempre más afectados que lo esperado, pero la diferencia es mucho mayor en las laderas orientadas al Norte, y en condiciones intermedias de altitud y precipitación. La superficie quemada de los bosques altos es mucho más pequeña que lo esperado por azar en ubicaciones mésicas, como en las laderas al Sur, mayores altitudes y en sitios con precipitaciones relativamente altas. En cambio, en las posiciones xéricas frecuentemente las superficies quemadas no difieren de lo esperado por azar. De este modo, las diferencias en las estructuras de combustibles tendientes a una mayor susceptibilidad al fuego por parte de los matorrales y una menor susceptibilidad por parte de los bosques altos de *Nothofagus*, parecen verse amplificadas por las variaciones en la posición topográfica y disponibilidad de humedad dentro del rango de cada tipo de vegetación.

En los bosques norpatagónicos la actividad humana ha tenido una importante influencia en el régimen de incendios a escala local (Veblen et al. 1999). Coincidientemente, los resultados del presente trabajo indican que, para el período analizado, la superficie incendiada ha sido sustancialmente mayor en el área periurbana, ubicada dentro de un radio de 10 km desde el límite de la principal ciudad de la región. De hecho, el registro de los organismos de combate contra incendios, indica que las tasas de ignición en los bosques y matorrales ubicados

en el ejido municipal son casi 3 órdenes de magnitud superiores a las registradas en el área protegida.

El potencial de esta alta tasa de igniciones de afectar la vegetación del Parque Nacional adyacente se ve amplificado por la proximidad de la ciudad de Bariloche a zonas donde la vegetación y los factores abióticos determinan un alto peligro de incendios. El análisis de los datos de incendios del área periurbana de Bariloche muestra que la vegetación y la mayor parte de las variables abióticas que inciden a escala regional continúan ejerciendo un importante control sobre la distribución de los fuegos. La zona del Parque aledaña al sector más densamente poblado de la ciudad se encuentra dentro del rango de precipitaciones de 1500 - 1800 mm/año donde ocurre el máximo de superficie quemada, y está ocupada principalmente por matorrales y bosques coetáneos post-fuego, altamente inflamables. Muchos de estos matorrales corresponden a estadios sucesionales originados en las quemas extensivas efectuadas durante la colonización europea (Willis, B. 1914). En consecuencia el peligro de incendios se ha incrementado en el área periurbana debido a mecanismos de retroalimentación positiva entre una alta tasa de igniciones y cambios inducidos en la estructura de combustibles.

### **5.2. Influencias del mosaico local del paisaje sobre la propagación del fuego, y su modificación por las condiciones climáticas y tamaño del disturbio**

A escala local se observa, al igual que a escala amplia, una fuerte influencia de las variables bióticas y abióticas del paisaje sobre la propagación del fuego. Los resultados de los análisis a esta escala sugieren que los parches de matorral, una vez que entran en ignición, tienden a quemarse completamente hasta que se encuentra una barrera topográfica o un tipo de vegetación menos inflamable. El análisis a escala local demuestra que los parches de los bosques submontanos de *N. pumilio* a menudo tienden a actuar como barreras naturales. Estos resultados coinciden con los obtenidos en estudios de más largo plazo basados en el análisis de anillos de crecimiento que señalan una mayor frecuencia de fuegos en los matorrales (Veblen et al. 1992), y en la comparación de fotos históricas y actuales donde se aprecian límites abruptos y generalmente estables entre matorrales quemados y bosques no quemados (Veblen y Lorenz 1988).

En cuanto al efecto de las variables abióticas, a diferencia de lo observado a escala regional, la orientación de las laderas no parece influir generalmente en la propagación del fuego. A esta escala la variable topográfica que más incide en la propagación es la inclinación de la pendiente.

De acuerdo al presente trabajo los controles bióticos y abióticos del paisaje influyen generalmente sobre la propagación del fuego aún en incendios relativamente grandes, pero parecen ser menos efectivos durante sequías extremas. En condiciones de sequía extrema a menudo los parches de bosques submontanos de *Nothofagus pumilio* no ejercen más el papel de barreras naturales, y son afectados totalmente por el fuego.

### **5.3. Influencias del paisaje en las transiciones post-fuego y en la regeneración del bosque**

Los resultados del análisis del incendio de Brazo Tristeza, un evento de fuego inusualmente severo y de grandes dimensiones, ratifican la importancia del legado biótico en las trayectorias sucesionales (Turner et al. 1998). La regeneración de los bosques de *Nothofagus dombeyi* y/o *Austrocedrus chilensis* es-

tuvo influida por la distancia a árboles semilleros, y por algunas variables ambientales como la altitud y las pendientes. Si bien luego de más de 40 años de transcurrido el incendio los bosques han vuelto a ocupar menos del 50% de la superficie original, teniendo en cuenta los resultados de los estudios de dinámica de la especie en plazos más extensos, (Veblen y Lorenz 1987, Veblen et al. 1992) es probable que en el largo plazo la mayor parte del área sea nuevamente ocupada por bosques similares a los preexistentes. Por el contrario, la recuperación de los bosques de *Nothofagus pumilio* ha resultado muy lenta, tanto en este caso como en el incendio de Co. Carbón, y teniendo en cuenta las trayectorias sucesionales descriptas y que la alta radiación podría originar un déficit de humedad del horizonte superior del suelo (Kitzberger et al. 2005) en los sitios donde no quedaron árboles remanentes, es muy probable que una importante superficie del área anteriormente ocupada por la especie sufra cambios irreversibles hacia pastizales en ambos casos. En este tipo de bosques la regeneración estuvo muy ligada a la presencia de vegetación con árboles dispersos, mientras que las variables abióticas influyeron en las transiciones del bosque hacia los distintos tipos de matorrales y pastizales.

En el incendio de Brazo Tristeza, pese a haber ocurrido en condiciones de extrema sequía y con muy baja supervivencia de árboles, la intensidad del fuego parece no haber sido homogénea. Ésto se vio reflejado en el paisaje post-fuego principalmente a través del mosaico de matorrales de distinta cobertura. Las transiciones hacia arbustales ralos fueron más frecuentes en las laderas de orientación Norte, donde seguramente el fuego fue más severo y hubo alta mortandad de caña, en cambio en las laderas menos asoleadas fueron más comunes las transiciones a matorrales, donde probablemente el rebrote de la caña fue más abundante. Por último, las características de la vegetación predisturbio también influyeron en el paisaje post - fuego y en las distintas trayectorias sucesionales del bosque. Los sitios ubicados a mayor altitud, donde el sotobosque se encuentra generalmente ocupado por arbustos con menor capacidad de rebrote que la caña, quedaron principalmente ocupados por pastizales. De este modo el proceso de sucesión fue muy variable, tal como se postula para este tipo de eventos (Turner y Dale 1998), y se registraron múltiples trayectorias sucesionales, dependiendo de la severidad del disturbio y las características de la vegetación disturbada (Halpern 1988)

#### **5.4. Consecuencias para la dinámica a largo plazo del paisaje**

En el presente trabajo se demuestra que en el paisaje del noroeste de Patagonia la vegetación arbustiva, dominada por *N. antarctica* y cañas del género *Chusquea*, es proporcionalmente más afectada por el fuego que los bosques altos adyacentes de *Nothofagus*. Esto se verifica tanto respecto a la distribución espacial de los incendios a escala regional como a la propagación del fuego de un parche de vegetación a otro. La diferente susceptibilidad al fuego de los matorrales y bosques altos origina importantes mecanismos de retroalimentación, que facilitan cambios de largo plazo en la abundancia relativa de estos componentes del paisaje. Los matorrales, incluyendo los cañaverales, están compuestos por especies con alta capacidad de rebrote, de modo que los combustibles se recuperan rápidamente luego de los incendios (Veblen et al. 1992, Kitzberger y Veblen 1999). De este modo, los matorrales pueden ser considerados "sistemas proclives al fuego y con rápida recuperación". Por el contrario, los bosques altos se encuentran dominados por especies de árboles (principalmente *Nothofagus dombeyi*, *N. pumilio* y *Astrocedrus chilensis*) de corteza fina y sin adaptaciones al fuego, que se reproducen exclusivamente por semillas, mecanismo

que es mucho más lento e incierto para la recuperación post-fuego. En condiciones favorables estas especies pueden formar densas poblaciones post - fuego (Veblen y Lorenz 1987; Kitzberger 1994; Villalba y Veblen 1997). Sin embargo, su regeneración puede ser muy lenta o fracasar completamente debido a fuegos inusualmente severos, cambios edáficos inducidos por el fuego, falta de árboles semilleros, impacto de herbívoros, y/o condiciones climáticas o microclimáticas desfavorables (Rusch 1989, Gobbi y Sancholuz 1992, Gobbi 1994, Veblen et al. 2003, Kitzberger et al. 2005), lo que también ha sido verificado en el presente estudio. Bajo estas condiciones, luego de incendios muchos bosques altos pueden ser reemplazados por matorrales, que parecen autoperpetuarse debido al mecanismo de retroalimentación positiva entre el fuego y la cobertura arbustiva. Luego de períodos prolongados sin fuego, algunos arbustales podrían ser lentamente reemplazados por bosques (Veblen et al. 1992, Kitzberger et al. 2000). De este modo, los ecosistemas boscosos pueden ser considerados "sistemas sensibles al fuego y con lenta recuperación"

La mayor probabilidad de ocurrencia de fuegos en los matorrales respecto a los bosques parece ser un mecanismo importante por el cual los bosques se convierten en matorrales semi-permanentes en el paisaje. De este modo, la lenta recuperación del bosque en incendios severos podría redundar en un proceso de retroalimentación positiva del fuego en los sitios que luego del disturbio no fueron rápidamente ocupados por el bosque. De hecho, uno de los sitios en los que se analizó la recuperación del bosque luego de un incendio ocurrido en el año 1957, fue nuevamente afectado por el fuego en forma parcial en el año 1987, el que se propagó principalmente por los matorrales y parches de bosques jóvenes post - fuego.

Los matorrales no sólo ocupan amplias extensiones en el extremo este del área donde el escaso nivel de precipitaciones limita el desarrollo del bosque, sino que también forman grandes parches en el Oeste en sitios que son edáfica y topográficamente desfavorables para los bosques. De este modo, los matorrales forman corredores en la zona de bosques altos mésicos. La estructura de los combustibles de los matorrales facilita la penetración de los fuegos en los bosques, los que son naturalmente menos inflamables. A medida que la conectividad de los matorrales se incrementa en el paisaje, puede preverse que también se incrementará el proceso de retroalimentación positiva entre la ocurrencia de fuegos y su propagación.

Si bien en ninguno de los tres casos analizados fue frecuente la transición de bosques a matorrales cerrados, en el mediano plazo grandes superficies anteriormente ocupadas por bosques han quedado ocupadas por tipos de vegetación con combustibles finos. La susceptibilidad al fuego de los arbustales ralos, pastizales y matorrales abiertos no pudo ser evaluada en el presente trabajo, debido a su baja representación en los incendios en los que se analizó propagación, y a que en general se encuentran incluidos dentro del tipo de vegetación *N. antarctica* en el mapa regional de vegetación. Aunque seguramente estos tipos de vegetación son menos susceptibles al fuego que los matorrales cerrados debido a que acumulan una mucho menor cantidad de biomasa, pueden propagar el fuego más rápidamente que los bosques debido a que presentan una estructura de combustibles finos que se secan rápidamente. Por este motivo, los pastizales también propagan el fuego sin necesidad de que ocurran sequías pronunciadas. Asimismo, la recuperación de los pastizales luego de incendios es rápida, debido a que la mayoría de las especies rebrota a partir de brotes basales de los tallos o del cuello de las raíces, o a partir de rizomas u otros órganos subterráneos. Cabe señalar que la estructura y composición de muchos de los pastizales post-fuego son similares a las de los ambientes de estepa, que son capa-

ces de sustentar importantes incendios como el ocurrido en 1996 en el este del P.N. Nahuel Huapi, que afectó unas 8.000 ha de pastizales y matorrales esteparios. Por otra parte, teniendo en cuenta que fueron frecuentes las transiciones hacia matorrales cerrados de los matorrales abiertos preexistentes al disturbio, y desde los pastizales predisturbio hacia matorrales abiertos, puede esperarse que en plazos más largos los pastizales y matorrales originados en los bosques incendiados, puedan transformarse en matorrales cerrados.

Episodios pasados de fuegos extensivos y severos, asociados con sequías extremas (Kitzberger et al. 1997, Veblen et al. 1999), parecen haber favorecido un desplazamiento relativamente permanente de los bosques por arbustales o pastizales, mediante los mecanismos descriptos en el presente estudio. Es posible que los cambios futuros del paisaje asociados a las sequías se vean acelerados donde las igniciones de origen humano son más frecuentes, como en los alrededores de la ciudad de Bariloche. Los efectos sinérgicos de las quemas intencionales de los bosques, efectuadas por los colonos entre los años 1880 y 1910 para la creación de pasturas en las zonas próximas a Bariloche, en combinación con el incremento en las tasas de ignición debido al crecimiento de la población, parecen estar originando un "human mediated vegetation switch" (*sensu* Wilson y McG King 1995). La zona de interfase ciudad - área silvestre en los alrededores de Bariloche es un modelo histórico de cambios que han ocurrido relativamente despacio durante los pasados 100 años, pero es muy posible que la conversión de bosques a matorrales o pastizales se acelere debido al crecimiento de la población y al incremento del uso recreativo de los paisajes patagónicos. Asimismo, una tendencia hacia un clima más cálido y seco, o simplemente la ocurrencia de cortos episodios climáticos más favorables al fuego, o una producción masiva de combustibles debido al florecimiento y muerte de la caña, acelerará aún más estos cambios.

El modelo empírico derivado de este estudio acerca de las influencias bióticas y abióticas sobre la distribución espacial de los fuegos en los paisajes del noroeste de Patagonia incluye variables relacionadas con los disturbios pasados así como con la topografía. Sin embargo, contrariamente a los modelos que predicen la probabilidad de incendios de un modo determinístico a partir del tiempo desde el último disturbio, los resultados hallados enfatizan la importancia de las múltiples trayectorias sucesionales de los bosques quemados, que en algunas circunstancias resultan en un reemplazo de los bosques menos inflamables por arbustales más propensos al fuego. Un factor clave en los patrones variables de respuestas post-fuego en Patagonia, que lo es también en muchos otros ecosistemas (Whelan 1995, Bond y van Wilgen 1996) es el fuerte contraste en los atributos de la historia de vida de los arbustos dominantes (que rebrotan) y los bosques (que se reproducen obligadamente por semillas y no dejan un banco de semillas viables luego de incendios). El proceso de retroalimentación positiva entre el fuego y la conversión de bosques a matorrales, debido al contraste entre los sistemas boscosos sensibles al fuego con lenta recuperación y los matorrales propensos al fuego con rápida recuperación, podría aplicarse a muchos otros paisajes complejos. De hecho se ha postulado que la existencia de una alta frecuencia de incendios ha permitido la evolución de ecosistemas de pastizales y arbustales en amplias regiones del mundo, que en ausencia de fuego podrían sustentar vegetación boscosa (Bond et al. 2005).

Estos hallazgos para los paisajes de Patagonia son consistentes con un modelo conceptual de probabilidad de incendios que integra las discontinuidades espaciales y temporales de los combustibles asociadas tanto a las influencias topográficas sobre la vegetación como a los legados de la historia de disturbios.

### **5.5. Futuras líneas de investigación**

Si bien en el presente trabajo se verifica la influencia del paisaje en la ocurrencia y propagación del fuego y en la recuperación de la vegetación luego de incendios, resta aún dilucidar diversas cuestiones vinculadas a estas influencias. Un aspecto que se considera relevante, que no pudo ser abordado en este estudio, es el referido al estadío de madurez de los bosques. Si bien en los bosques de coníferas de Norteamérica se considera que la susceptibilidad al fuego se incrementa al aumentar la edad del bosque, debido a la mayor acumulación de combustibles en los bosques maduros; en los bosques de *Nothofagus* de la región la situación podría ser distinta. Los bosques jóvenes coetáneos post-incendio presentan una importante acumulación de combustibles secos de mediano porte cuando se encuentran en la etapa de autoraleo por competencia por la luz solar, y estas etapas sucesionales podrían ser más susceptibles al inicio del fuego que las correspondientes a los bosques maduros, en la que predominan los combustibles gruesos o muy gruesos. De este modo los paisajes post-fuego del noroeste de Patagonia, no sólo serían más susceptibles a los incendios en el caso de que el fuego derive en un reemplazo del bosque por matorrales, sino aún cuando las condiciones permitan una rápida recuperación del bosque.

Es probable que el estadío de madurez del bosque pre-incendio influya también en forma importante en la sucesión post-fuego de los sitios. En un incendio que afecte a un bosque joven coetáneo seguramente habrá una menor supervivencia de árboles semilleros, por lo que las transiciones a matorral pueden ser más frecuentes. En ese sentido, resultaría sumamente interesante evaluar los efectos de fuegos recurrentes sobre los distintos tipos de bosques.

En cuanto a la recuperación de los bosques, se considera de interés abordar nuevos estudios referidos a las influencias de la ubicación de los sitios en el gradiente de precipitaciones. Los resultados obtenidos en el presente trabajo sugieren una importante influencia del nivel de precipitaciones en la recuperación del bosque, pero dado que no se contó con réplicas de incendios en distintos sitios del gradiente, no se pudieron obtener datos concluyentes.

Además de las líneas de investigación mencionadas anteriormente, se considera relevante la profundización de estos estudios en nuevas líneas de investigación aplicadas a la prevención y combate de incendios. Al respecto, sería necesario encarar estudios a una escala más detallada que las abordadas en el presente trabajo, a fin de determinar la carga y tipo de combustibles de los distintos tipos de vegetación, y la humedad de los combustibles en distintas situaciones topográficas y diferentes puntos del gradiente de precipitaciones. Asimismo sería sumamente importante dilucidar cuáles son los umbrales climáticos en los que se facilita la propagación del fuego hacia los bosques, a fin de contar con mayores elementos para definir las estrategias de combate de incendios. Por otra parte, se considera de interés la evaluación y ensayo de distintas alternativas de manejo para la reducción de combustibles en los matorrales, con el fin de reducir los riesgos de propagación del fuego de los matorrales hacia sitios con asentamientos humanos, y hacia bosques altos ubicados en áreas en las que, por sus características ambientales, puede presumirse que la recuperación del bosque será más lenta.

Finalmente, se considera que sería sumamente interesante integrar la información aportada por este estudio con la preexistente de otras fuentes, en un modelo dinámico a escala de paisaje que permita simular las consecuencias de distintos regímenes de fuego, ante cambios en los factores sociales que inciden en las probabilidades de ignición, y ante un escenario de cambio climático global.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Agee, J. K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Island Press, Washington, D.C.
- Albini, F. A. 1976. Estimating wildfire behavior and effects. General Technical Report INT-30. USDA Forest Service, Washington, D.C., USA.
- Anderson, H. E. 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. USDA. For. Ser. Res. Paper INT - 56.
- Bailey, T. C. y Gatrell, A. C. 1995. Interactive spatial data analysis. Longman Group Limited, Essex, UK.
- Baker, W. L. y K. F. Kipfmüller. 2001. Spatial ecology of pre-Euro-American fires in a southern Rocky Mountain subalpine forest landscape. Professional Geographer **53**:248-262
- Barrett, S. W. 1988. Fire suppression's effects on forest succession within a central Idaho wilderness. Western Journal of Applied Forestry **3**: 76-80.
- Barros, V., V. Cordón, C. Moyano, R. Méndez, J. Forquera, y O. Pizzio. 1983. Cartas de precipitación de la zona oeste de las provincias de Río Negro y Neuquén. Unpublished report, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, Cinco Saltos.
- Barrows, J.S., D. V. Sandberg, y J. D. Hart. 1976. Lightning fires in northern Rocky Mountain forests. Report to USDA Forest Service Interm. Forand Range Exp. Station, Northern Forest Fire Lab., Dep. of Forest and Wood Science, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. Ecology **72**:1980-1992.
- Bessie, W.C., y E. A. Johnson. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. Ecology **3**:747-762.
- Bond, W.J., y B. W. van Wilgen. 1996. Fire and plants. Chapman and Hall, London.
- Bond, W.J., F I. Woodward y G. F. Midgley. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* **165**: 525–538.
- Bormann, F. H. y G. E. Likens. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Callaway R. M. y F. W. Davis. 1993. Vegetation dynamics, fire, and the physical environment in coastal central California. Ecology **74**:1567-1578.
- Clarke K. C., J. A. Brass, y P. J. Riggan. 1994. A cellular automaton model of wildfire propagation and extinction. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. **60**: 1355-1367.
- Cruz M. G., M. E. Alexander, y R. H. Wakimoto. 2002. Predicting crown fire behavior to support forest fire management decision-making. Pgs 1-11 en: Viegas, (editor) Forest Fire Research and Wildland Fire Safety. Millpress, Rotterdam.
- DeBano, L. F., J. F. Osborn, J.S. Krammes, y J. Letey, Jr. 1967. Soil wettability and wetting agents: Our current knowledge of the problem. USDA Forest Service Research Paper Pacific Southwest-43
- De Fina, A. L. 1972. El clima de la región de los bosques andino-patagónicos argentinos. En Dimitri, M. J. (ed): La Región de los Bosques Andino – Patagónicos. Sinopsis General. I.N.T.A. Buenos Aires.
- Debussche M., J. Escarré, y J. Lepart . 1980. Changes in Mediterranean shrub communities with *Cytisus purgans* and *Genista scorpius*. Vegetatio **43**: 73-82.
- Eastman, R., J. McKendry, y M. Fulk. 2000. Change and Time Series Analysis (second edition) United Nations Institute for Training and Research,

- Explorations in Geographic Information Systems Technology. Vol 1. Rev feb 2000. Geneva, Switzerland.
- Eskuche, U. 1973. Estudios fitosociológicos en el norte de la Patagonia I. Investigación de algunos factores de ambiente en comunidades de bosque y de chaparral. *Phytocoenologia* **1**:64-113.
- Forman R. 1995. Land mosaics: the ecology of landscape and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman R., y M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* **31**:733 - 740.
- Hosmer W., y S. Lemeshow. 1989. Applied logistic regression. John Wiley & Sons.
- Gallopin, G. C. 1978. Estudio Ecológico Integrado de la Cuenca del Río Manso Superior (Río Negro, Argentina). I. Descripción general de la cuenca. *Anales de Parques Nacionales* **XIV**:161- 216.
- Geldenhuys, C. J. 1994. Bergwind fires and the location patterns of forest patches in the southern Cape landscape, South Africa. *J. Biogeogr.* **21**:29-62.
- Gobbi, M. 1994. Regeneración de la vegetación en incendios recientes de bosques de ciprés de la cordillera (Austrocedrus chilensis) en el área del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Medio Ambiente* **12**: 9-15.
- Gobbi, M., y L. Sancholuz. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (Austrocedrus chilensis) en los primeros años. *Bosque* **13**:25-32.
- Green, K., D. Kempka, y L. Lackey. 1994. Using remote sensing to detect and monitor land-cover and land-use change. *Phot. Eng. and Rem. Sensing* **60**:331-337
- Haase, P. 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's K-function: Introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science* **6**: 575-582.
- Halpern, C. B. 1988. Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology* **69**:1703-1715
- Halpern, C. B. 1989. Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance. *Ecology* **70**:704-720
- Heinselman, M.L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area. Minnesota. *Quaternary Research* **3**: 329-382.
- Hosmer, D., y S. Lemeshow. 1989. Applied logistic regression. John Wiley & Sons.
- Jackson, W.D. 1968. Fire, air, earth and water—an elemental ecology of Tasmania. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* **3**:9-16.
- Janzen, D. A. 1976. "Why bamboos wait so long to flower." *Annual Review of Ecology and Systematics* **7**:347-391.
- Johnson, E., y C. Van Wagner. 1985. The theory and use of two fire history models. *Canadian Journal of Forest Research* **15**:214-220.
- Kitzberger, T. 1994. Fire regime variation along a northern Patagonian forest-steppe ecotone: stand and landscape response. Ph. D. Thesis. Department of Geography, University of Colorado, Boulder.
- Kitzberger, T., E. Raffaele, K. Heinemann, and J. Mazzarino. 2005. Direct and indirect effects of fire severity in north patagonian subalpine forests. *Journal of Vegetation Science.* **16**:5-12.
- Kitzberger, T., D.F. Steinaker and T.T. Veblen. 2000. Establishment of Austrocedrus chilensis in Patagonian forest-steppe ecotones: Facilitation and climatic variability. *Ecology* **81**: 1914-1924.

- Kitzberger, T., y T.T. Veblen. 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology* **14**:1-15.
- Kitzberger, T., y T.T. Veblen. 2003. Influences of climate on fire in northern Patagonia, Argentina. Pages 290-315 in: T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro and T.W. Swetnam (eds). *Fire Regimes and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Springer-Verlag.
- Kitzberger, T., T. T. Veblen, y R. Villalba. 1997. Climatic influences of fire regimes along a rain forest – to – xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *J. Biogeogr.* **24**:35-47.
- Knight, D. H. 1987. Parasites, lightning, and the vegetation mosaic in wilderness landscapes. Pages 59-83 in Turner, M.G. editor. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag. New York.
- Kushila, J. D., y W.J. Ripple. 1997. The role of terrain in a fire mosaic of a temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management* **95**:97-107.
- Lara, A., D. Bran, P. Rutherford, A. Pérez, S. Clayton, D. Barrios, J. Ayesa, M. Gross, y G. Iglesias. 1999. "Mapeo de la Ecorregión de los Bosques Valdivianos de Argentina y Chile, en escala 1:500,000". Boletín Técnico FVSA N° 51. Diciembre 1999. Proyecto Binacional Chile - Argentina, INTA - APN - UACH - FVSA – WWF.
- Latham R., J. Tompson, S. Riley, y A. Wibialske . 1996. The Pocono till barrens: shrub savannas persisting on soils favoring forests. *Bull of the Torrey Bot. Club*: **123**: 330-349.
- Lippe, E., T. De Smidt, y D. C. Glenn-Lewin. 1985. Markov models and succession: a test from a heathland in the Netherlands. *Journal of Ecology* **73**:775-791.
- Manly, B., L. Mc. Donald y D. Thomas. 1993. *Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies*. Chapman & Hall. London. UK.
- Masters, A. M. 1989. Changes in forest fire frequency in Kootenay National Park, Canadian Rockies. *Canadian Journal of Botany* **68**:1763-1767.
- Meentemeyer, V., y E. O. Box. 1987. Scale effects in landscape studies. En M. G. Turner, ed. *Landscape Heterogeneity and Disturbance*, pp. 15-34. Springer Verlag, New York, New York, USA.
- Mermoz, M. M. 2002. Detección y mapeo de incendios forestales en los Parques Nacionales de norpatagonia, período 1985-1999. Informe para la CONAE en el marco del Programa de Uso de la Información Espacial para el Manejo de Catástrofes y sus Efectos. Administración de Parques Nacionales. San Carlos de Bariloche, julio de 2002.  
(<http://www.conae.gov.ar/emergencia/incendios.html>)
- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science* **219**:1287-1294.
- Minnich, R.A., y Y.H. Chou. 1997. Wildland fire patch dynamics in the chaparral of southern California and northern Baja California. *International Journal of Wildland Fire* **7**:221-248.
- Moritz, M.A. 2003. Spatiotemporal analysis of controls on shrubland and fire regimes: Age dependency and fire hazard. *Ecology* **84**:351-361.
- Muchoney, D., y B. Haack. 1994. Change detection for monitoring forest defoliation. *Phot. Eng. and Rem. Sensing* **60**:1243-1251.
- Noble, I. R., y R. O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* **43**:5-21

- Odion, D.C., E.J. Frost, J. R. Strittholt, H. Jian, D. A. Dellasala, y M. A. Moritz. 2004. Patterns of fire severity and forest conditions in the western Klamath Mountains, California. *Conservation Biology* **18**: 927-936.
- Ogden, J., L. Basher, y M. McGlone. 1998. Fire, forest regeneration and links with early human habitation: evidence from New Zealand. *Annals of Botany* **81**:687-696.
- Pastor, E., L. Zarate, E. Planas y J Arnaldos. 2003. Mathematical models and calculation systems for the study of wildland fire behaviour. *Progress in Energy and Combustion Science*, **29**: 139-153
- Peet, R. K. 1981. Forest vegetation of the Colorado Front Range. Composition and dynamics. *Vegetatio* **45**:3-75.
- Perry, G. L., A. D. Sparrow, y I. F. Owens. 1999. A GIS-supported model for the simulation of the spatial structure of wildland fire, Cass Basin, New Zealand. *Journal of Applied Ecology* **36**:502-518.
- Picket S.T., S. C. Collins, y J. J. Armesto. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review* **53**:335-371
- Read, J., y M. Brown. 1996. Ecology of Australian Nothofagus forests. en *The Ecology and Biogeography of Nothofagus forests*, eds. T.T. Veblen, R. S. Hill, and J. Read, pp. 131-181. New Haven: The University Press.
- Romme, W. H. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* **52**:199-221.
- Romme, W. H., y D. H. Knight. 1981. Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology* **62**:319-326.
- Rothermel, R. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115, 40 pp. Intermtn. For Rang. Exp. Sta. Ogden, Utah.
- Rusch, V. 1989. Determinación de las transiciones de estado en bosques de lenga (Nothofagus pumilio). Informe final. Beca de Perfeccionamiento del CONICET.
- Schadt, S., E. Revilla, T. Wiegand, F. Knauer, P. Kaczensky, U. Breitenmoser, L. Bufka, J. Cerveny, P. Koubek, T. Huber, C. Stanisa, y L. Trepl. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* **39**:189-203.
- Stahelin, R. 1943. Factors influencing the natural re-stocking of high altitude burns by coniferous trees in the central Rocky Mountains. *Ecology* **21**:19-30.
- Suffling, R. 1993. Induction of vertical zones in sub-alpine valley forests by avalanche-formed fuel breaks. *Landscape Ecology* **8**:127-138.
- Taylor, A. H., y C. N. Skinner. 1998. Fire history and landscape dynamics in a late-successional reserve, Klamath Mountains, California, USA. *Forest Ecology and Management* **111**:285-301.
- Turner, M. G., W. L. Baker, C. J. Peterson, y K. R. Peet. 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* **1**: 511-523.
- Turner, M. G., y V. H. Dale. 1990. Modeling landscape disturbance. en *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. M. Turner y R. Gardner (eds). Ecological Studies 82, pp: 323-351 Springer Verlag, New York.
- Turner, M. G., y V. H. Dale. 1998. Comparing large, infrequent disturbances: what have we learned? *Ecosystems* **1**:493-496.
- Turner, M. G., W. W. Hargrove, R. H. Gardner, y W. H. Romme. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science*, **5**:731-742.

- Turner, M. G., y W. H. Romme. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* **9**:59-77.
- Turner, M. G., W. H. Romme, R. H. Gardner, R. V. O'Neill, y T. K. Kratz. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* **8**:213-227.
- Urban, D. L., C. Miller, P. N. Halpin, y N. L. Stephenson. 2000. Forest gradient response in Sierran landscapes: the physical template. *Landscape Ecology* **15**: 603-620.
- Urban, D. L., R. V. O'Neill, y H. H. Shugart. 1987. *Landscape Ecology*. BioScience **37**:119-127.
- Usher, M. B. 1981. Modelling ecological succession, with particular reference to Markovian models. *Vegetatio* **46**:11-18.
- van Groenendaal, J.M., R. G. Roepers, I. Woltjer y H. R. Zweers. et al. 1996. Vegetation succession in lakes of West Connemara, Ireland: comparing predicted and actual changes. *Journal of Vegetation Science* **7**:211-218.
- Van Hulst, R. 1980. Vegetation dynamics or ecosystem dynamics: dynamic sufficiency in succession theory. *Vegetatio* **43**:147-151.
- Veblen, T. T., C. Donoso, T. Kitzberger, y A. J. Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus Forests. en *The Ecology and Biogeography of Nothofagus forests*, eds. T.T. Veblen, R. S. Hill, and J. Read, pp. 293-353. New Haven: The University Press.
- Veblen, T. T., T Kitzberger, y A. Lara. (1992) Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland. *Journal of Vegetation Science* **3**, 507-520.
- Veblen, T.T., T. Kitzberger, E. Raffaele, y D. Lorenz. 2003. Fire history and vegetation changes in northern Patagonia, Argentina. Pp 265 – 295 in T.T. Veblen, W. Baker, G. Montenegro, T.W. Swetnam (eds) *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Ecological Studies 160. Springer Verlag, New York.
- Veblen, T.T.,T. Kitzberger, R. Villalba, y J. Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* **69**:47-67.
- Veblen, T. T., y D. C. Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in Patagonia. *Vegetatio* **73**:113-126.
- Veblen, T. T., y D. C. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the Forest/Steppe ecotone of northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* **78**: 93-111.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens, J. 1999. Landscape ecology: Scaling from mechanisms to management. Pgs 13-24 en A. Farina (ed) *Perspectives in Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Willis, B. 1914. El norte de la Patagonia. Dirección de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- Wilson, J. B., y W. McG King. 1995. Human-mediated vegetation switches as processes in landscape ecology. *Landscape Ecology* **16**:191-196.
- Withers, M. A., y V. Meentemeyer. 1999. Concepts of scale in landscape ecology. Pp. 205-252 en J. M. Klopatek and R. H. Gardner, eds. *Landscape Ecological Analysis. Issues and Applications*. Springer, NY.
- Wu, J., D. E. Jelinski, M. Luck, y P. T. Tueller. 2000. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences* **6**:6-19.