

**INCREMENTO EN LA COBERTURA DE ESPECIES EXÓTICAS DEL SOTO-  
BOSQUE DEBIDO A INCENDIOS EN BOSQUES MANEJADOS DE *Nothofagus*  
*antarctica* (Forster f.) Oersted**

**ANTHROPIC FIRES PROMOTES THE INCREASE OF ALIEN SPECIES COVER  
IN THE UNDERSTORY OF *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted FORESTS  
UNDER MANAGEMENT**

**Soler, Rosina<sup>1\*</sup>; Lencinas, MV<sup>1</sup>; Barrera, M<sup>2</sup>; Kreps, G<sup>1</sup>; Cellini, JM<sup>2</sup>; Martínez Pastur, G<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Lab. de Recursos Agroforestales, Centro Austral de Investigaciones Científicas. Houssay 200, (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego (Argentina). Tel. 02901-422310 int. 164. Email: [rosinas@cadic-conicet.gob.ar](mailto:rosinas@cadic-conicet.gob.ar)

<sup>2</sup> Laboratorio de Investigaciones de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA-UNLP). Diagonal 113 n° 469 (B1904DPS) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

**Resumen**

Se analizó la respuesta temprana del sotobosque de *Nothofagus antarctica* (ñire) luego de un incendio, particularmente, la potencialidad de invasión por parte de especies exóticas. Se establecieron transectas permanentes (n=6 por sitio) de 10 m de longitud antes (2008) y después del fuego (2009 a 2014) en bosques maduros con manejo silvopastoril. Se evaluó la riqueza y cobertura de especies con el método de intersección puntual y se analizaron los datos mediante ANOVAs de medidas repetidas. La composición del sotobosque de *N. antarctica* se modificó debido a: (a) el aumento de la cobertura de hierbas y pastos exóticos, (b) el ingreso de especies exóticas nuevas ausentes en la situación pre-incendio, (c) la menor cobertura de algunas especies de hierbas nativas, d) el ingreso de especies nativas de Tierra del Fuego, pero no propias del bosque y que estaban ausentes en la situación pre-incendio.

**Palabras clave:** ensamble de especies, riqueza, cobertura, bosque nativo, Tierra del Fuego.

**Summary**

We examined the early response of *Nothofagus antarctica* (ñire) understory after a fire, including the potential for invasion by exotic species. Permanent transects (n =6 per site) 10m length were surveyed before (2008) and after fire (2009 to 2014). In each transect, vegetation (species richness and cover) was recorded at by the point-intercept method. Data were analyzed using repeated measures ANOVAs. The composition of *N. antarctica* understory was significantly modified from: (a) increasing the coverage of alien species of herbs and grasses, (b) the income of new alien species that were absent in the pre-fire situation, (c) the lowest coverage of some native species of herbs, (d) the income of native species of Tierra del Fuego, which are typical from other habitat types (e.g., grasslands), and which were absent in the pre-fire situation.

**Key words:** native forest, plant assemblage, species cover, species richness, Tierra del Fuego.

**Introducción**

Los incendios forestales no solo destruyen la vegetación original, sino que también afectan las condiciones ambientales (ej., fertilidad del suelo, disponibilidad de nutrientes, contenido de materia orgánica, humedad) que determinarán la recuperación de las especies vegetales (Varela *et al.* 2006). Dicha recuperación post-incendio depende en gran medida de la intensidad del incendio, del tamaño y composición del banco de semillas, de la capacidad de rebrote de las especies vegetales y de las condiciones ambientales que permitan la expresión de las mismas luego del impacto (Kozlowski 2002).

La estructura y dinámica de los bosques de *Nothofagus* de Sudamérica está asociada a disturbios naturales periódicos, tales como volteos por viento o deslizamientos (Veblen *et al.* 1981). Sin embargo, los incendios naturales (ej., originados por rayos) en Patagonia son mínimos e inexistentes en Patagonia Sur, por lo que no generan una influencia selectiva importante sobre las comunidades vegetales (Holz *et al.* 2012). En particular, en Tierra del Fuego, los disturbios por incendios se presentan como eventos esporádicos y de origen antrópico (intencionales o accidentales), que en los últimos años han presentado una mayor frecuencia (Pereslindo *et al.* 2012). Esto significa que no representan una fuente natural de disturbio para el bosque nativo, y por ende no existe una dinámica natural de estos ecosistemas asociada al fuego.

En los bosques de *Nothofagus* de Patagonia Norte, la recuperación post-fuego de las especies vegetales nativas del sotobosque es muy lenta, y las especies invasoras que ingresan al nuevo ensamble de plantas juegan un rol determinante en la futura composición del sotobosque (Gobbi *et al.* 1995; Kitzberger *et al.* 2005). A su vez, en Patagonia Sur las prácticas agroforestales (ej., extracción de madera, uso silvopastoril) al remover parte de la cobertura del dosel y modificar factores microclimáticos como la intensidad de la radiación solar (Martínez Pastur *et al.* 2011, Promis *et al.* 2010), también generan cambios en la composición de especies del sotobosque y facilita el ingreso de especies no propias del bosque nativo (Martínez Pastur *et al.* 2002; Lencinas *et al.* 2011; Soler 2012). Pero en este caso, algunas especies nativas del sotobosque original se mantienen presentes luego de las intervenciones y aumentan su cobertura, facilitando la recuperación del sistema a futuro (Lencinas *et al.* 2011). El impacto del incendio, en cambio, podría conducir a un mayor reemplazo de especies. El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios en la cobertura de especies nativas y exóticas del sotobosque debido a incendios en bosques manejados de *Nothofagus antarctica*. A través del mismo, se intentan responder las siguientes preguntas: (i) se modifica la riqueza y cobertura de las especies exóticas presentes en los bosques manejados al producirse un incendio?, (ii) los incendios facilitan el ingreso de las nuevas especies exóticas al bosque impactado?, (iii) los incendios provocan la desaparición de especies nativas?, y (iv) los incendios provocan cambios en el ensamble de las especies permitiendo el ingreso de nuevas especies nativas desde los ambientes asociados?

## **Materiales y métodos**

Este estudio se llevó a cabo en dos bosques maduros (2-3 Ha cada uno) de *N. antarctica* dentro de Ea. Los Cerros (54°20'S y 67°52'O), Tierra del Fuego (Argentina). Estos sitios pertenecen a una red de parcelas permanentes (muestreos a largo plazo) que fueron instalados en 2008 para realizar estudios de vegetación (situación pre-incendio). Los bosques se encontraban en fase de crecimiento avanzada (envejecimiento-desmoronamiento) con edades entre 130-180 años, altura dominante de 12 m, 40-47 cm de D.A.P. y 55-60% de cobertura de copas. Dichos sitios habían sido intervenidos mediante cortas selectivas y raleos hace aproximadamente una década, con fines de uso silvopastoril.

En diciembre 2008 ocurrió un incendio que quemó dichos sitios por completo, quedando muchos de los árboles muertos en pie. Los muestreos de vegetación continuaron

durante los sucesivos años hasta el presente (2009-2014 situación post-incendio). Previo al incendio, se habían establecido transectas permanentes (n = 6 por sitio), de 10 m de longitud, ubicadas de a pares en forma paralela y con una distancia de 5 m entre sí. Sobre cada transecta, se registró la vegetación a intervalos de 20 cm (50 puntos de muestreo por transecta) siguiendo el método de intersección puntual (Brancaleoni *et al.* 2003).

Las plantas vasculares fueron clasificadas taxonómicamente, diferenciando entre especies nativas o exóticas, dicotiledóneas (hierbas) o monocotiledóneas (pastos). Luego, se calculó la riqueza por parcela y la cobertura vegetal para cada especie vegetal y por grupos (hierbas, pastos, nativas y exóticas). Los datos fueron analizados mediante ANOVAs de medidas repetidas, considerando los años pre- y post-fuego (2008 al 2014) como principal factor de análisis. Luego, se aplicó test post-hoc de Tukey ( $p < 0,05$ ) para la comparación entre las medias de cada año.

## Resultados y Discusión

Se identificaron 44 especies, de las cuales 29 fueron dicotiledóneas (hierbas), 14 monocotiledóneas (pastos) y 1 helecho. Aproximadamente un 75% de las especies registradas fueron nativas (20 hierbas, 12 pastos y 1 helecho), mientras que el 25% restante fueron especies exóticas (9 hierbas y 2 pastos). Estos valores son similares a los reportados por Soler (2012) y Gallo *et al.* (2004), pero menor que los descritos por Quinteros *et al.* (2010) en bosques de ñire de Chubut. Sin embargo, en todos los estudios tanto la riqueza como la abundancia varían de acuerdo a la cobertura del dosel y sus alteraciones. En la situación pre-incendio, dentro de las especies más comunes registradas en el sotobosque de ñire ( $\geq 2\%$  de cobertura relativa) se encontraron a *Acaena ovalifolia*, *Blechnum pennamarina*, *Cotula scariosa*, *Festuca magellanica*, *Galium aparine*, *Osmorhiza depauperata*, *Phleum alpinum* y *Uncinia lechleriana*.

La riqueza de especies se vio fuertemente afectada por el efecto del fuego (Tabla 1). La riqueza total, de nativas y exóticas disminuyó inmediatamente después del fuego, volviendo a incrementarse con los sucesivos años hasta alcanzar en la actualidad (5 años desde el incendio) valores similares a los iniciales. La diferencia fue que las especies nativas alcanzaron valores similares a los iniciales, pero el número de especies exóticas se triplicó. Además de las ya existentes, hierbas como *Capsella bursa-pastoris*, *Sagina procumbens*, *Senecio vulgaris* y *Veronica serpyllifolia* ausentes antes del fuego, aparecieron 2 años después.

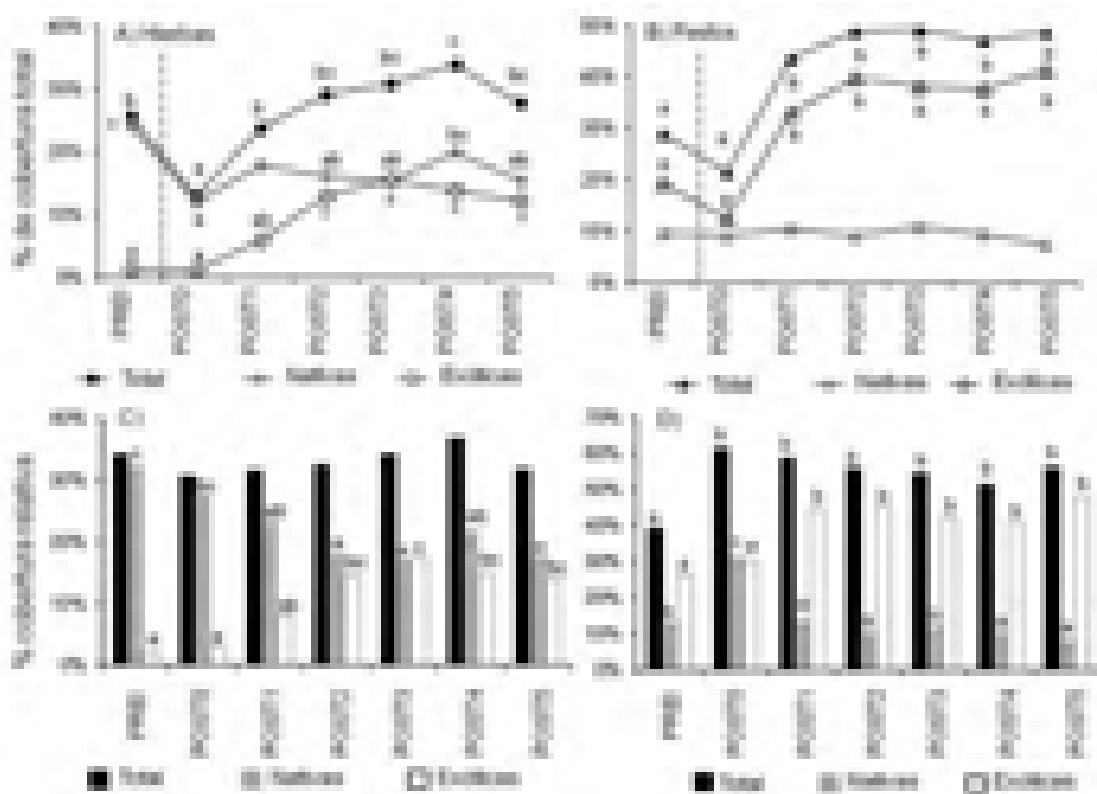
**Tabla 1: Riqueza y cobertura total de especies nativas y exóticas del sotobosque de *N. antarctica*. PREI= pre-incendio (2008), POST= de 0 a 5 años posterior al incendio (2009 a 2014). Letras en cada columna indican diferencias significativas (Tukey  $p < 0,05$ ) entre años de acuerdo a ANOVAs de medidas repetidas.**

**Table 1: Species richness and total cover of native and alien species in the understory of *N. antarctica*. PREI= pre-fire (2008) POST= 0 to 5 years after fire (2009-2014). Letters in each column indicate significant differences (Tukey  $p < 0.05$ ) between years according repeated measures ANOVAs.**

Tiempo	R Total	R Nativas	R Exóticas	C Nativas	C Exóticas
PREI	11,8 b	9,9 bc	1,9 ab	53,1 c	20,8 b
POST0	7,3 a	5,9 a	1,4 a	23,6 a	13,5 a
POST1	12,7 bc	9,5 bc	3,2 bc	34,7 b	39,0 c
POST2	13,3 bc	9,2 bc	4,2 cde	31,8 ab	52,7 d
POST3	15,5 c	10,7 c	4,8 de	33,0 b	53,8 d
POST4	15,5 c	10,6 c	4,9 e	34,7 b	51,5 d
POST5	11,5 b	8,0 ab	3,5 cd	28,6 ab	53,6 d
F (p)	17,1 (<0,001)	10,1 (<0,001)	19,2 (<0,001)	23,2 (<0,001)	62,2 (<0,001)

En relación a la cobertura vegetal, se detectaron diferencias significativas para los diferentes grupos (**Tabla 1**). La mayor cobertura de especies nativas totales fue mayor en la situación previa al incendio, mientras que la cobertura de especies exóticas totales, si bien se vio afectada por el incendio, se incrementó significativamente en los años subsiguientes hasta alcanzar los mayores valores en la actualidad (**Tabla 1**).

Tanto los grupos de hierbas (dicotiledóneas) como los pastos (monocotiledóneas), sufrieron reducción en su cobertura debido al incendio (**Gráfico 1A y B**). Luego, las hierbas exóticas, aunque estaban presentes antes del incendio en baja cobertura (1,5%), alcanzaron la misma proporción (15%) que las hierbas nativas en los últimos años (17%). Mientras tanto, la cobertura de pastos exóticos se incrementó significativamente (de 19% a 40%), en contraposición a los pastos nativos que se mantuvieron en la misma cobertura (**Gráfico 1B**). Al analizar la cobertura relativa, se observó que la participación de las especies exóticas se incrementó significativamente en ambos grupos (**Gráfico 1C y D**). Esto podría relacionarse a los cambios en el microclima (ej., radiación solar, temperatura, humedad del suelo) y que se producen luego de la eliminación de la cobertura de copas, favoreciendo el ingreso y establecimiento de especies propias de ambientes asociados a los bosques de *Nothofagus* como pastizales, turbales o bordes bosque-pastizal (Lencinas *et al.* 2011). Pero no se trata solo de especies exóticas, sino que algunas hierbas nativas como *Epilobium australe*, *Gentianella magellanica* y *Leucanthemum vulgare* ausentes en 2008 también aparecieron en los muestreos post-incendio pero en 2012 y 2014.



**Gráfico 1:** Cobertura A) total de hierbas (dicotiledóneas) y B) pastos (monocotiledóneas), C) cobertura relativa de hierbas, y D) pastos, en el sotobosque de *N. antarctica* diferenciando entre especies nativas y exóticas. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey  $p < 0,05$ ) entre años de acuerdo a ANOVAs de medidas repetidas.

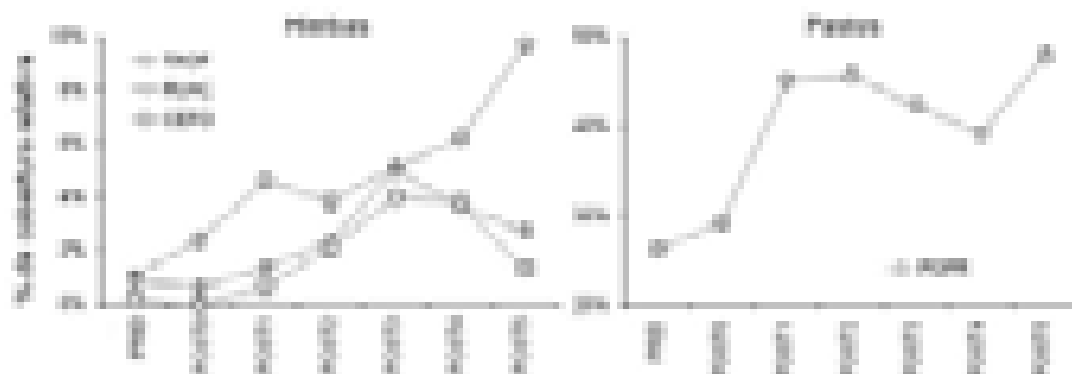
**Gráfico 1:** Cover of A) herbs (dicots) and B) grasses (monocots), C) relative cover of herbs, and D) grasses. Different letters indicate significant differences (Tukey  $p < 0.05$ ) between years according repeated measures ANOVAs.

La disminución significativa de la cobertura de hierbas nativas está determinada por algunas especies importantes del sotobosque, como por ejemplo *Osmorhiza depauperata* y *Acaena ovalifolia* (**Gráfico 2**), las cuáles redujeron fuertemente luego del incendio y no alcanzaron a recuperar los niveles originales de 2008. Por otro lado, las coberturas relativas de algunas especies de pastos nativos como *Festuca magellanica*, *Uncinia lechleriana* y *Deschampsia flexuosa*, se vieron favorecidas inmediatamente después del incendio (2009), aunque años más tarde disminuyeron hasta valores similares al inicial.



**Gráfico 2:** Variación en la cobertura de las hierbas (dicotiledóneas) y pastos (monocotiledóneas) nativos con una frecuencia de ocurrencia >50% en los muestreos. COSC= *Cotula scariosa*, SCRA= *Schizilema ranunculus*, GAAP= *Galium aparine*, OSDE= *Osmorhiza depauperata*, PHAL= *Phleum alpinum*, UNLE= *Uncinia lechleriana*, DEFL= *Deschampsia flexuosa*, FEMA= *Festuca magellanica*.  
Graphic 1: Cover variation of native species of herbs (Dicots) and grasses (Monocots), with >50% occurrence frequency during surveys.

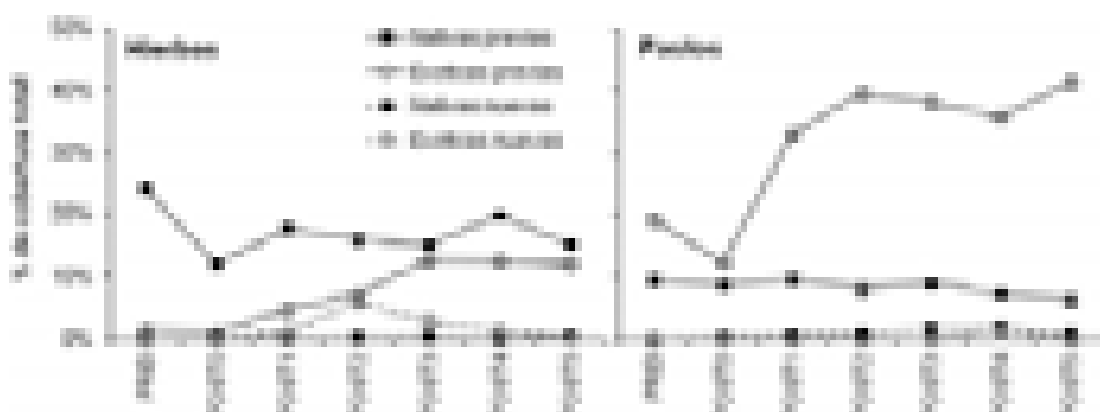
Por el contrario, las hierbas exóticas más importantes como *Rumex acetosella* y *Taraxacum officinale* aumentaron considerablemente luego del incendio (**Gráfico 3**), pasando de un 1,3% y 0,5% respectivamente, a un 5% de cobertura relativa de ambas especies. Asimismo, el fuerte incremento en la cobertura de pastos exóticos fue determinado casi exclusivamente por *Poa pratensis* que pasó de tener 24% a un 45% de cobertura relativa en el sotobosque (**Gráfico 3**). La otra especie de pasto exótico fue *Poa annua* que no estaba presente en el sotobosque original y apareció luego del incendio.



**Gráfico 3:** Variación en la cobertura de hierbas (dicotiledóneas) y pastos (monocotiledóneas) exóticas con una frecuencia de ocurrencia >50% en los muestreos. TAOF= *Taraxacum officinale*, RUAC= *Rumex acetosella*, CEFO= *Cerastium fontanum*, POPR= *Poa pratensis*.  
Graphic 3: Coverage variation of alien species of herbs (Dicots) and grasses (Monocots), with >50% occurrence frequency during surveys.

Entre las especies exóticas, la mayoría de las observadas (ej., *Cerastium fontanum*, *R. acetosella*, *T. officinale*) corresponden a especies introducidas desde Europa, que se encuentran actualmente naturalizadas y crecen en ambientes con y sin disturbios (Moore 1983), gracias a su habilidad para dispersarse y aclimatarse. Otras especies exóticas menos frecuentes (ej., *Capsella bursa-pastoris*, *Stellaria media*) suelen dominar en suelos disturbados, tales como los producidos por efecto del ganado (Roig 1998). Algunos pastos (ej., *P. annua*) suelen ser incorporados por los propietarios de las estancias, para mejorar el pastizal natural que alimentan al ganado, y luego al dispersarse es posible encontrarlas dentro del bosque. Probablemente, la presencia de ganado vacuno juega un rol importante en la dispersión de estas especies (Gobbi *et al.* 1995), considerando que dentro de esta estancia el uso silvopastoril de los bosques de ñire es muy común.

Finalmente, fue posible observar que las hierbas nativas que estaban presentes antes del incendio mantienen su nivel de cobertura total, mientras que las hierbas exóticas antes presentes aumentaron e igualaron a las nativas (**Gráfico 4**). También se observó que si bien hubo un ingreso de especies nativas y exóticas nuevas posiblemente desde otros ambientes asociados (ej., pastizales, turbales) (Lencinas *et al.* 2011), dichas coberturas fueron muy bajas (0,5-5%). Asimismo, la cobertura de pastos nativos presentes desde antes del incendio (10%) se mantuvo en valores similares (7-9%), mientras que los pastos exóticos aumentaron hasta alcanzar valores cuatro veces mayores (de 19% a 41%) que las nativas (**Gráfico 4**). Si bien se registraron el ingreso de varias especies nativas y sólo una exótica nueva, dichas coberturas fueron muy bajas (1-2%).



**Gráfico 4:** Coberturas de hierbas (dicotiledóneas) y pastos (monocotiledóneas) nativos y exóticos presentes antes del incendio (previas) y aquellas que ingresaron posteriormente entre 2010 y 2014 (nuevas) al sotobosque de *N. antarctica*.

**Graphic 4:** Cover of native and alien species of herbs (Dicots) and grasses (Monocots) existing before the fire (previas), and those incoming after fire between 2010 and 2014 (nuevas) in the *N. antarctica* understory.

Desde el punto de vista productivo, el fuego favoreció la cobertura de especies forrajeras (ej., *P. pratensis*, *Bromus unioloides*) deseables en muchos bosques de ñire donde se cría ganado vacuno y ovino en Patagonia Sur (Peri *et al.* 2005). En el pasado, las quemadas sin prescripción han sido ampliamente usadas en los bosques de ñire de Tierra del Fuego con este fin productivo (Somlo *et al.* 1997; Roig 1998). Sin embargo, esta práctica no produjo los resultados esperados, ya que si bien produce un aumento en la oferta del pastizal en el corto plazo, los rodales tienden a regenerar agresivamente en el mediano-largo plazo. Esta abundante regeneración genera rodales de alta cobertura no aptos para el uso silvopastoril. Desde el punto de vista de la conservación, el incendio produjo un fuerte incremento de especies exóticas y de nativas no propias del bosque de *N. antarctica* en los años sucesivos al fuego.

Dichos cambios podrían implicar el aumento de la competencia interespecífica (Royo y Carson 2008) con otras especies nativas y con las plántulas de ñire encargadas de regenerar el bosque (Bahamonde *et al.* 2011, Soler 2012). Sin embargo, no es posible hablar de reemplazo de especies, ya que sólo abarcamos un estadio temprano dentro de un proceso sucesional más largo y complejo (Frangi *et al.* 2004).

## Conclusiones

Nuestros resultados demuestran que luego de un incendio de origen antrópico, la composición del sotobosque de *N. antarctica* se modificó debido a: a) el aumento de la riqueza y cobertura de especies exóticas (hierbas y pastos), b) el ingreso de especies exóticas nuevas que estaban ausentes en la situación pre-incendio, c) la reducción de cobertura de algunas especies de hierbas nativas, d) el ingreso de especies nativas desde los ambientes asociados, pero no propias del bosque y que estaban ausentes en la situación pre-incendio. Aunque el sotobosque está compuesto mayormente por especies que ya estaban presentes antes del incendio, las nuevas especies que ingresan podrían permanecer en el futuro profundizando aun más las diferencias en el ensamble de especies.

## Agradecimientos

A Eleonora Bassino, Ayelén Martínez, Joaquín Córdoba, Sofía Gómez, Maricel Galán, Patricio Valenzuela Celis y Ana Delia Torres por su participación en el trabajo de campo. A Carlos Henninger y Roberto Fernández dentro de la Ea. Los Cerros por la colaboración logística.

## Bibliografía

- Bahamonde HA, Peri PL, Monelos L, Martínez Pastur G. 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 32: 20-29.
- Brancaleoni L, Strelin J, Gerdol R. 2003. Relationships between geomorphology and vegetation patterns in subantarctic Andean tundra of Tierra del Fuego. *Polar Biology* 26: 404-410.
- Frangi JL, Barrera MD, Puig de Fábregas J, Yapura PF, Arambarri AM, Richter L. 2004. Ecología de los bosques de Tierra del Fuego. En: Arturi MF, Frangi JL, Goya JF (eds) *Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*. Presentación multimedia en CD, Editorial Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Gallo E, Lencinas MV, Peri PL. 2004. Desarrollo de sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus antarctica*. Capítulo 2: Biodiversidad en los ñirantales. Informe PIARFON BAP. 24 p.
- Gobbi M, Puntieri J, Calvelo S. 1995. Post-fire recovery and invasion by alien plant species in a South American woodland-steppe ecotone. Pp. 105-115 en: Pyšek P, K Prach, M Rejmánek, M Wade (eds.). *Plant Invasions: General Aspects and Special and Special Problems*. Amsterdam, Netherlands: SPB Academic Publishing.
- Holz A, Haberle S, Veblen TT, De Pol-Holz R, Southon J. 2012. Fire history in western Patagonia from paired tree-ring fire-scar and charcoal records. *Climate of the Past* 8: 451-466.
- Kitzberger T, Raffaele E, Heinemann K, Mazzarino MJ. 2005. Direct and indirect effects of fire severity in north patagonian subalpine forests. *Journal of Vegetation Science* 16: 5-12.
- Kozłowski TT. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 158: 195-221.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Gallo E, Cellini JM. 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1236-1250.
- Martínez Pastur G, Peri PL, Fernández C, Staffieri G, Lencinas MV. 2002. Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7(3): 165-174

- Martínez Pastur G, Peri PL, Cellini JM, Lencinas MV, Barrera M, Ivancich H. 2011. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Science* 68: 587-594.
- Pereslindo C, Urquía N, Jaras F. 2012. Estadísticas de Incendios Forestales del período 1993-2012 en Tierra del Fuego, Argentina. *Actas de las II Jornadas Forestales de Patagonia Sur*. P 15.
- Peri PL, Martínez Pastur G, Monelos L, Allogia M, Livraghi E, Christiansen R y Sturzenbaum MV. 2005. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire: una estrategia para el desarrollo sustentable en la Patagonia Sur. En: Zárate R. y Artesi L (eds) *Dinámicas Mundiales, Integración Regional y Patrimonio en Espacios Periféricos*. Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Río Gallegos, pp 251-259
- Promis A, Caldentey J, Ibarra M. 2010. Microclima en el interior de un bosque de *Nothofagus pumilio* y el efecto de una corta de regeneración. *Bosque* 31(2): 129-139.
- Quinteros P, Hansen N, Kutschker A. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología Austral* 20: 225-234.
- Roig F. 1998. La vegetación de la Patagonia. En: Correa M (ed) *Flora Patagónica*. Buenos Aires, Argentina, INTA Colección Científica, p 1-174.
- Royo AA, Carson WP. 2008. Direct and indirect effects of a dense understory on tree seedling recruitment in temperate forests: habitat-mediated predation versus competition. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1634-1645.
- Soler R. 2012. Regeneración natural de *Nothofagus antarctica* en bosques primarios, secundarios y con uso silvopastoril en Tierra del Fuego. Tesis de Doctorado, Universidad de Córdoba, 145 p.
- Somlo R, Bonvisutto G, Schlichter T, Laclau P, Peri PL, Allogia M. 1997. Silvopastoral use of Argentine Patagonian Forests. En: Gordon AM, Newman SM (eds) *Temperate agroforestry systems*. CAB International, United Kingdom. P 237-250.
- Varela SA, Gobbi ME, Laos F. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología austral*.16: 63-78.
- Veblen TT, Donoso ZC, Schlegel FM, Escobar B.1981. Forest dynamics in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 8: 211-247.