



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

“Una oportunidad para el desarrollo sustentable”

Villa La Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de Octubre al 2 de Noviembre de 2018

ACTAS

 **INTA Ediciones**

Colección
INVESTIGACIÓN, DESARROLLO E INNOVACIÓN



IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles

"Una oportunidad para el desarrollo sustentable"

Villa la Angostura, Neuquén, Argentina, 31 de octubre al 2 de noviembre

Rusch, Verónica

Actas. IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles /
Verónica Rusch; Gonzalo Caballé; Santiago Varela, Juan Pablo Diez. - - 1ª ed.
San Carlos de Bariloche: Ediciones INTA, 2018

749 p.

Libro digital

ISSN: 1667-4014

1. Ganadería. 2. Producción Forestal. 3. Sustentabilidad.
4. Ambiente. 5. Productor



Agradecemos a todos los revisores de trabajos, que entregaron su tiempo y sus conocimientos, para ayudar a los autores a presentar sus investigaciones y actividades de una mejor manera.

MIEMBROS DEL COMITÉ CIENTÍFICO

Gonzalo Caballé, Presidente Comité Científico

Dr. Gabriel Stecher	AUSMA, UNCo	Dr. Nahuel Pachas	University of Queensland, Australia
Dra. Pamela Quinteros	CIEFAP	Dra. Guillermina Dalla Salda	INTA, EEA Bariloche
Lic. Jaime Salinas	INFOR, Sede Patagonia, Chile	Dra. Ma Victoria Lantschner	INTA, EEA Bariloche
Dr. Javier Gyenge	INTA, EEA Balcarce	Dr. Alejandro Aparicio	INTA, EEA Bariloche
Dra. María Elena Fernández	INTA, EEA Balcarce	Lic. Leonardo Claps	INTA, EEA Bariloche
Dr. Pablo Laclau	INTA, EEA Bariloche	Dra. Paula Marchelli	INTA, EEA Bariloche
Ms. Karina Cancino	INTA, EEA Bariloche	Dr. Alejandro Martínez	INTA, EEA Bariloche
Ms. Santiago Varela	INTA, EEA Bariloche	Dr. Federico Letourneau	INTA, EEA Bariloche
Ms. Ma Belén Rossner	INTA, EEA Cerro Azul	Dr. Ignacio Gasparri	INTA, EEA Bariloche
Ms. Juan José Verdoljak	INTA, EEA Corrientes	Ms. Victoria Cremona	INTA, EEA Bariloche
Dr. Axel Von Muller	INTA, EEA Esquel	Dr. Marcos Easdale	INTA, EEA Bariloche
Ms. Sebastian Ormaechea	INTA, EEA Manfredi	Ing. Verónica Rusch	INTA, EEA Bariloche
Ms. Marcelo de León	INTA, EEA Manfredi; U.N.Cba.		
Ing. Luis Colcombet	INTA, EEA Montecarlo		
Ms. Hugo Fassola	INTA, EEA Montecarlo		
Dra. Natalia Aguilar	INTA EEA Sáenz Peña		
Dr. Pablo Peri	INTA, EEA Santa Cruz		
Dra. Verónica Gargaglione	INTA, EEA Santa Cruz		
Ms. Héctor Bahamonde	INTA, EEA Santa Cruz		
Dr. Carlos Kunst	INTA, EEA Santiago del Estero		
Ing. Marcelo Navall	INTA, EEA Santiago del Estero		
Ms. Adriana Gómez	INTA, EEA Santiago del Estero		
Dr. Dardo López	INTA, Est. Ftal. Villa Dolores		
Ing. Carlos Carranza	INTA, Est. Ftal. Villa Dolores		
Ms. Carlos Rossi	U.N. de Lomas de Zamora		
Dr. Tomás Schlichter	UBA, FAUBA		



LÍNEA de BASE PARA EL MONITOREO DE MANEJO SILVOPASTORIL CON SEPARACIÓN DE AMBIENTES

BASELINE TO MONITORING SILVOPASTORAL MANAGEMENT USING VEGETATION TYPE SEPARATION

Soler, Rosina M. (1); Pablo L. Peri (2)

⁽¹⁾ Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

⁽²⁾ UNPA-INTA-CONICET, Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Dirección de contacto e-mail: rosinas@cadic-conicet.gob.ar; 200 Houssay, (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Resumen

Una línea de base constituye un punto de referencia con el cual comparar y detectar cambios en el tiempo según el manejo que se haga del área de interés. La implementación de nuevos esquemas productivos (ej., manejo silvopastoril intensivo o MSI) deben incluir una línea de base y posterior monitoreo a fin de evaluar la sustentabilidad del sistema. Este trabajo evalúa la situación inicial de la regeneración de ñire y la composición botánica en diferentes ambientes bajo manejo en Ea. San Pablo, previo a la implementación de un MSI. Se establecieron 32 estaciones de muestreo en bosques de ñire, capados (bosques quemados para generar pasturas), bordes bosque-pastizal y pastizales. Se realizaron 64 parcelas de regeneración y 128 relevamientos de plantas. La mayor densidad de plántulas se registró en los bordes bosque-pastizal (3288 ind.ha⁻¹) e interior de bosque (1048 ind.ha⁻¹), que además tuvieron la mayor altura. En los capados la regeneración fue escasa (75 ind.ha⁻¹), con forma arbustiva. El daño por herbivoría fue alto (75-100%) y no difirió entre ambientes. Para la vegetación, los bosques presentaron la mayor cobertura de helechos, los pastizales la mayor cobertura de pastos, seguido por los capados y los bordes. Del total de las especies registradas (92), el 15% fueron indicadoras y el 20% detectoras: 6 especies indicadoras y 7 detectoras en los bosques de ñire; 4 indicadoras y 3 detectoras en los capados; 3 indicadoras y 5 detectoras en el pastizal; y sólo 1 indicadora y 1 detectora el borde bosque-pastizal. Se recomienda monitorear la regeneración y analizar la evolución de las especies indicadoras de cada tipo de ambiente, para identificar evidencias de degradación (disminución de abundancia o pérdida de especies indicadoras) o de cambios ambientales a través de las especies detectoras.

Palabras claves: especies indicadoras; manejo intensivo; ñire; regeneración arbórea; Tierra del Fuego.

Abstract

A baseline monitoring is a reference point with which compare and detect future changes according to the management proposed. The implementation of new productive schemes (eg., intensive silvopastoral management or MSI) must necessarily include a baseline and subsequent monitoring in order to evaluate the sustainability of the system. This work evaluated the initial situation of tree (ñire) regeneration and the botanical composition in different representative habitats in San Pablo ranch, prior to the implementation of MSI. A total of 32 sampling stations were established in ñire forests, "capados" (burned forests for pastures), forest-grassland edges and grasslands. 64 regeneration plots and 128 vegetation plots were surveyed. The highest sapling density was recorded at forest-grassland edge (3288 ind.ha⁻¹) and ñire forest (1048 ind.ha⁻¹), which also had the highest sapling height. Tree regeneration was scarce in capados (75 ind.ha⁻¹), with a shrubby form. Herbivory was high (75-100%) and it did not differ between habitats. Ñire forests had the highest ferns cover, the grasslands the largest pasture cover, followed by capados and edges. Of the total registered species (92), 15% were indicators and 20% were detectors: 6 indicator species and 7 detectors in ñire forests; 4 indicators and 3 detectors in capados; 3 indicators and 5 detectors in the pasture; and only 1



indicator and 1 detector forest-grassland edge. We recommend to monitor tree regeneration and to analyze the evolution of indicator species of each habitat, to identify evidence of degradation (decrease in abundance or loss of indicator species) or of environmental changes through detector species.

Keywords: *indicator species; intensive management; ñire; tree regeneration; Tierra del Fuego.*

INTRODUCCIÓN

La línea de base (LB) es un estudio o relevamiento que permite determinar el estado "cero" de un ecosistema previo a la aplicación de un manejo determinado, incluyendo su rango de variación natural (Thompson et al., 2013). Los datos obtenidos de un estudio de línea de base constituyen un punto de referencia con el cual comparar y así poder detectar cambios a lo largo del tiempo según el manejo o uso que se haga en el área de interés.

En un estudio de línea de base la regeneración natural de ecosistemas forestales, los árboles jóvenes constituyen una fase temprana y frágil dentro del ciclo de vida (Jordano et al., 2008; Soler et al., 2013) y serán las que definan la capacidad de continuidad del bosque en tiempo y espacio. Consecuentemente, representan un indicador de manejo conservativo (Newton, 2007). En el caso de la biodiversidad, el principal objetivo es estimar principalmente la riqueza de especies y sus abundancias (absolutas o relativas), es decir, la diversidad de especies. En particular, las comunidades de plantas se conciben como tipos de vegetación reconocidos a través de su composición florística. La composición completa de especies de la comunidad expresa mejor sus relaciones interespecíficas y con el ambiente que cualquier otra característica (Alcaraz Ariza, 2013). Entre las especies que componen una comunidad, algunas son mejores indicadores de las interrelaciones que otras y para clasificaciones prácticas se utilizan dichas especies puesto que son más efectivas como indicadores (Lencinas et al., 2008; 2011; Alcaraz Ariza, 2013).

Tanto la regeneración como el uso de especies indicadoras de hábitat, son algunos de los criterios e indicadores (C&I) recomendados para el monitoreo MBGI a escala predial en Patagonia (Carranza et al., 2016). El manejo ganadero en Patagonia Sur se realiza mayormente en forma extensiva (veranadas/invernadas o pastoreo continuo) donde los animales pastorean en extensos cuadros de más de 800 ha (Chayer y Gianfrancesco, 2007), seleccionando libremente los diferentes ambientes disponibles lo cual conlleva a un sobreuso de ciertas áreas y la subutilización de otras (Bailey et al., 1998; Ormaechea et al., 2018). Para evitar áreas concentradas de sobrepastoreo y optimizar el uso de todo el campo, se ha propuesto la implementación de un manejo intensivo que integre la evaluación de pastizales, la separación de ambientes y un pastoreo rotativo con potreros más chicos y movimiento de animales más frecuente (Peri et al., 2016). Frente a este cambio de esquema de manejo, y sobre todo considerando la intensificación que se propone, es necesario realizar un estudio de línea de base y monitoreo posterior, para llevar a cabo muestreos estratégicos con base científica en los sitios destinados al manejo productivo.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la situación inicial de la regeneración del bosque de ñire y la composición botánica de los diferentes ambientes representativos del paisaje afectado al manejo en Ea. San Pablo, previo a la implementación de un manejo silvopastoril intensivo (MSI). De esta manera, se buscó establecer la línea base para los monitoreos a futuro que permitirán comparar la



evolución temporal de la vegetación, detectar especies de diagnóstico y signos de degradación ambiental (regeneración, especies invasoras) en los campos bajo manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En 2014 la Estancia San Pablo comenzó con la implementación del uso estratégicos de alambrados tendientes a un MSI con separación de ambientes, para la protección de los bosques nativos en dos campos: "El Aserradero" (840 ha) y "El Muerto" (1600 ha). Ambos campos están conformados por diferentes unidades o comunidades vegetales (Fig. 1), que incluyen bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) y lenga (*N. pumilio*), bosques capados de ñire y lenga (bosques que fueron quemados intencionalmente en la década del '30 con el objetivo de aumentar la superficie de pasturas), pastizales (clasificados en cortos, buenos, mejorados, implantados), vegas (regulares, buenas, muy buenas), juncales y turbales.

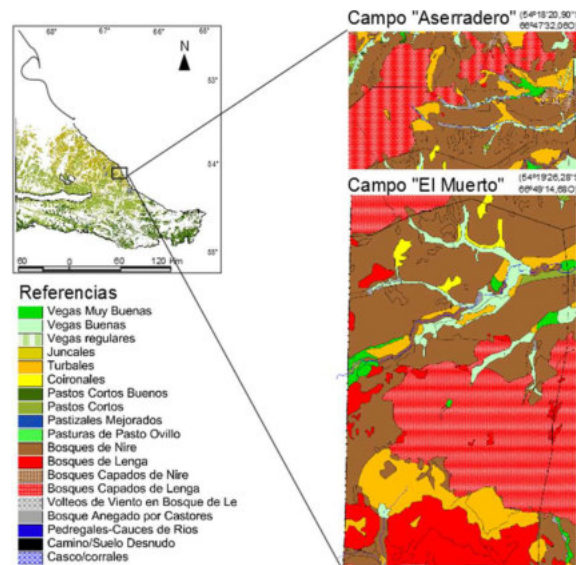


Figura 1. Imagen con las coberturas de los distintos tipos de ambientes en campos El Muerto y Aserradero.

Para la presente LB y los posteriores monitoreos, se propuso diferenciar y trabajar sobre 4 unidades de vegetación o tipos de ambientes: 1) bosque de ñire: interior de bosque de ñire maduro, distanciado al menos 100 m de cualquier límite con otros ambientes; 2) bordes bosque-pastizal: zona estrecha de contacto entre ambientes abiertos de pastizal y bosques de ñire, generalmente con una estructura joven de bosque; 3) capado de lenga: tierras forestales que fueron transformadas en la década del '30 para aumentar la superficie de pasturas, a través del anillado de árboles y posterior quemas relativamente controladas; 4) pastizal húmedo y zonas de borde bosque (ñire)-pastizal. No se consideraron los bosques de lenga, ya que sólo quedan pequeños remanentes en la matriz de capados y la estancia prevé su exclusión. Se establecieron ocho estaciones de muestreo para cada tipo de ambiente (total = 32 sitios o estaciones de muestreo) donde se llevaron



a cabo los relevamientos para la LB. En la Tabla 1 se indican las principales características de los ambientes considerados.

Tabla 1. las principales características de los ambientes monitoreados en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego.

Campo	Tipo	Altitud (m.s.n.m.)	Orientación	CC (%)	AB (m ² .ha ⁻¹)	HD (m)
Muerto	Bosque	82,5	N - O	65,8	59,5	11,4
	Borde	52,0	N - S	43,4	25,3	8,1
	Capado	124,2	NE - SO	-	-	-
	Pastizal	53,0	N - SE	-	-	-
Aserradero	Bosque	88,3	N	61,9	56,9	11,5
	Borde	65,3	N - O	29,7	30,5	6,2
	Capado	102,3	SE - SO	-	-	-
	Pastizal	58,0	N - NE	-	-	-

Regeneración del bosque: en cada estación de muestreo correspondiente a bosque, borde bosque-pastizal y capado se evaluó la densidad de regeneración pre-instalada, considerando aquellos individuos de entre 0,3 y 1,5 m de altura. No se detectó regeneración de lenga, por lo cual siempre se refiere a regeneración de ñire, pero es necesario considerar la posible ocurrencia de lenga en los futuros monitoreos. Se establecieron 4 parcelas en faja de 2x5 m sobre las que se cuantificó la cantidad de plántulas de ñire. En aquellos sitios donde no fue posible encontrar una plántula dentro de los 5 m, se consideró un largo variable de faja a fin de incluir al menos 1 plántula de regeneración. A cada individuo se midió su altura, el diámetro al cuello (DAC) y la presencia de daño por ramoneo. Por otro lado, en cada una de las estaciones de muestreo se identificaron y marcaron 10 renovales para monitorear el daño por ramoneo. Se midió la altura de cada renewal, la altura del ramoneo y la intensidad del daño estimada visualmente en una escala de 0 a 3. Para el análisis de los datos se consideraron como factores de clasificación: i) el tipo de ambiente, y ii) el campo bajo manejo, por ser unidades de manejo independientes, con distintas proporciones de ambiente que pueden influir en el uso animal y la respuesta de la regeneración. Las variables respuesta analizadas fueron la densidad de regeneración (individuos.ha⁻¹), el DAC (cm) y la altura de individuos (cm), así como el porcentaje de ramoneo. Estos datos se analizaron con ANOVAs bifactoriales (campo y tipo de ambiente) y posterior test de Tukey ($p < 0,05$) para la comparación de medias.



Diversidad vegetal: en cada estación de muestreo se utilizaron 4 cuadrantes de 2x2 m para determinar la composición de la vegetación (suelo desnudo, ramas o troncos, rocas, vegetación, etc.). En total se relevaron 128 parcelas (2 campos × 4 unidades vegetales × 4 réplicas × 4 subparcelas). Una vez reconocidos los principales componentes del sotobosque en cada parcela, se determinó la riqueza (número de especies presentes) y abundancia (porcentaje de cobertura) de especies vegetales (hierbas, pastos, helechos) según la escala combinada de Braun-Blanquet (1979). En caso de no reconocer alguna de las especies presentes, se colectaron ejemplares de las mismas para su posterior identificación taxonómica en el Herbario de Tierra del Fuego del CADIC (CONICET) en Ushuaia. Posteriormente, el conjunto de especies identificadas se clasificó según su taxonomía en pastos (monocotiledóneas), hierbas (dicotiledóneas) y helechos (pteridófitas), y según su origen (nativas o exóticas). Para el análisis de los datos se consideraron como factores de clasificación: i) el tipo de ambiente, y ii) el campo bajo manejo, por ser unidades de manejo independientes, con distintas proporciones de ambiente que pueden influir en el uso animal y la respuesta de la vegetación. Se evaluó la cobertura (% por parcela) de cada componente del sotobosque (suelo desnudo, residuos leñosos, vegetación) y de cada grupo vegetal (pastos, hierbas, helechos) mediante ANOVAs bifactoriales (campo y tipo de ambiente) y posterior test de Tukey ($p < 0,05$) para la comparación de las medias. Luego, para evaluar la similitud o la diferencia de la composición vegetal entre ambientes se realizó un análisis de correspondencia canónica (DCA). Para identificar especies de diagnóstico ambiental se calculó el valor del indicador ecológico de cada especie (IndVal) por el método de Dufrené y Legendre (1997) que incluye la prueba de Monte Carlo ($p < 0,05$) para evaluar la significancia. Este método se basa en el grado de especificidad del hábitat de la especie, es decir, la exclusividad a un hábitat determinado y la fidelidad o la frecuencia de ocurrencia dentro de un mismo hábitat, expresada con un valor porcentual. Las especies con un IndVal > 50 ($p < 0,05$) son consideradas como indicadores para un sitio dado, mientras que aquellas con una IndVal < 50 y > 25 ($p < 0,05$) son consideradas como especies detectoras. Se utilizó el programa InfoStat para los análisis paramétricos y el programa PcOrd para los análisis multivariados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estado de la regeneración

Las densidades de plantas de ñire en los sitios analizados fueron abundantes en ambos campos. Sin embargo, dentro del bosque de ñire se observó una diferencia marcada entre ambos campos (Fig. 2). La densidad de regeneración dentro del bosque maduro varió entre 1200-3000 individuos.ha⁻¹ para el campo "Aserradero", siendo mucho más elevada que dentro del campo "El Muerto" la cual varió entre 150-1000 individuos.ha⁻¹. A pesar de esto, las diferencias no fueron significativas (Tabla 2).

Por otro lado, la densidad de regeneración en las zonas de borde y en el bosque fue mayor que en los capados, y a su vez mayor dentro del campo "Aserradero" que dentro de "El Muerto" (Fig. 2, Tabla 2). Algunos de los bordes bosque-pastizal presentan una situación de avance del bosque hacia el pastizal, con arbolitos jóvenes de alturas variables, aunque con una fuerte presión de ramoneo evidenciado por la forma arbustiva tal como se refiere Echevarría et al. (2014). Otros, sin embargo, presentan una situación más estable, donde no se observa una dinámica actual de bosque joven. En



ambos campos se observaron las dos situaciones. La densidad de regeneración en la zona de borde varió entre 2000-5000 individuos.ha⁻¹ para el campo "Aserradero", mientras que en el campo "El Muerto" varió entre 1600-5700 individuos.ha⁻¹ (Fig. 2).

Tabla 2. Análisis de la varianza para la densidad, diámetro y altura de plantas de ñire en los distintos ambientes monitoreados en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego.

		Densidad (individuos.ha ⁻¹)	DAC (cm)	Altura (cm)
Campo	Muerto	1450	1,82	65,86
	Aserradero	2421	1,97	69,49
<i>F (p)</i>		<i>0,80 (0,380)</i>	<i>0,28 (0,606)</i>	<i>0,06 (0,791)</i>
Ambiente	Capado	75 <i>a</i>	1,93 <i>ab</i>	36,50
	Borde	3288 <i>b</i>	2,44 <i>b</i>	70,62
	Bosque	1048 <i>b</i>	1,34 <i>a</i>	72,53
<i>F (p)</i>		<i>28,98 (<0,001)</i>	<i>6,94 (<0,001)</i>	<i>2,72 (0,105)</i>
<i>Campo × Ambiente</i>		<i>0,41 (0,661)</i>	<i>0,02 (0,980)</i>	<i>0,507 (0,614)</i>

En los capados la regeneración fue casi ausente o muy escasa por sectores. En ambos campos, la regeneración en los capados varió entre 0-100 individuos.ha⁻¹. Esta información es importante para valorar la continuidad del estrato arbóreo mediante la estimación de la cantidad de regeneración instalada. Todos los valores encontrados son menores que los reportados previamente para Tierra del Fuego (Soler et al., 2013; Peri et al., 2016) y Santa Cruz (Bahamonde et al., 2011, 2013; Peri et al., 2016). Sin embargo, estos trabajos se refieren a regeneración inicial de plántulas ≤10 años de edad y <30 cm de altura, mientras que los valores del presente estudio se refieren a edades más avanzadas que ya han sobrepasado las primeras limitantes. Incluso Peri et al. (2006), afirman que con 19.500 individuos.ha⁻¹ estaría por debajo del mínimo necesario para asegurar la continuidad del bosque teniendo en cuenta que aún las plántulas estarán sometidas a futura presión del ganado. Basado en el modelo estructural-funcional de Estados y Transiciones generado para los ñirantales de Patagonia Sur, Peri et al. (2017) sugieren realizar un manejo sustentable silvopastoril para bosques maduros (fase de Envejecimiento) con intervención silvicultural en el Estados II, lo cual representa para la regeneración establecida (>1,3 m de altura y >5 cm de DAP) valores de 9.800 a 15.000 individuos.ha⁻¹. Al menos en este estudio, la densidad registrada en los capados refleja un



límite indeseable, pero la discusión de los umbrales de regeneración debería ajustarse a las particularidades ambientales, calidad de sitio, historia de uso, etc. de cada campo bajo manejo.

En cuanto a la altura de la regeneración, no se observaron diferencias entre ambos campos (Tabla 2). Al comparar las plantas muestreadas en los distintos ambientes, se observó que la altura también fue menor en los capados, que en el bosque propiamente dicho y las zonas de borde. En los capados, la altura varió entre 25-60 cm con un promedio de 36 cm, mientras que en el bosque varió entre 60-93 cm con un promedio de 72 cm, y en las zonas de borde varió entre 34-102 cm con un promedio de 70 cm. A pesar de esto, los análisis estadísticos indican que las diferencias no son significativas (Tabla 2), debido a la variabilidad entre plantas muestreadas. En cuanto al diámetro a la altura del cuello, no se observaron diferencias entre ambos campos (Tabla 3).

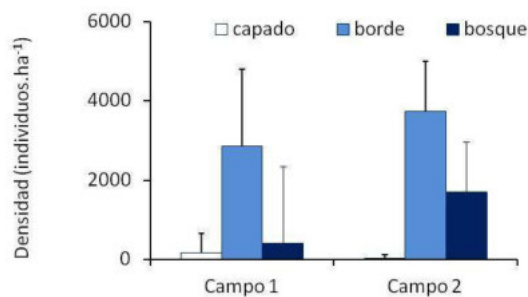


Figura 2. Densidad de plantas de ñire en ambientes de bosque, borde bosque-pastizal y capado en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego. Las barras indican desvío estándar.

Al comparar los distintos ambientes, se observó que las plantas de ñire creciendo en los bordes bosque-pastizal tuvieron el mayor diámetro (Tabla 3), el cual varió entre 1,80-3,40 cm con un promedio de 2,44 cm; mientras que en los capados varió entre 1,80-2,70 cm con un promedio de 2,20 cm, y en el bosque varió entre 0,80-1,73 cm con un promedio de 1,30 cm. En general, dentro del bosque puro de ñire se observaron plantas altas y de tallos más delgados, mientras que las plantas creciendo en los bordes presentan un tallo más grueso, aunque de altura similar a las del bosque, con sólo algunas excepciones (campo "Aserradero") donde la regeneración midió más de 1 m. Por el contrario, la regeneración en los capados, además de ser muy escasa, presentó la menor altura y un DAC grueso, lo cual refleja una morfología de los arbolitos más achaparrada y arbustiva. En el caso de los capados específicamente, la recuperación del bosque se observa sobre algunas laderas con menor exposición al viento, siempre cercana a los bordes de bosques o árboles aislados en pie. Ya que este trabajo sólo analizó la regeneración menor de 1,5 m de altura, no es posible concluir sobre el escape a la herbivoría, pero sería deseable que la altura promedio aumente con el tiempo en las plantas medidas y marcadas, a la vez que se instalan nuevos individuos.

Se registró una mayor cantidad de plantas ramoneadas en las zonas de borde, que en el bosque y que en los capados ($F=26,24$; $p<0,001$) (Fig. 3A). Sin embargo, al expresarlo como la proporción de plantas ramoneadas las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F=0,46$; $p=0,641$). En los capados el 100% de las plantas de ñire fueron dañadas por ramoneo, mientras que en los bosques y bordes el porcentaje de daño fue del 75-80% (Fig. 3B).

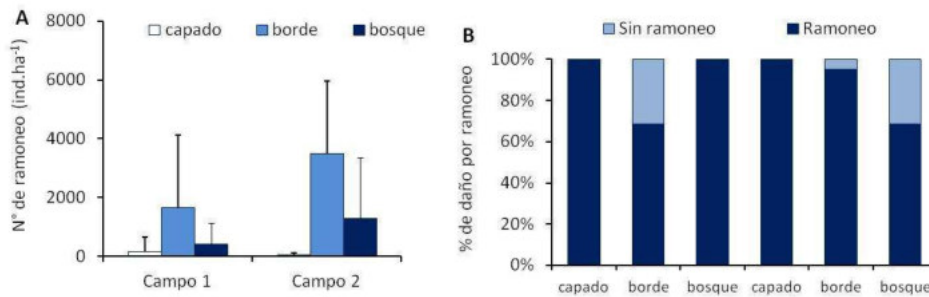


Figura 3. Daño por ramoneo expresado como número (A) y proporción de plantas ramoneadas (B) en los distintos ambientes monitoreados en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego.

Echevarría et al. (2014) y Von Müller y Hansen (2016) destacan el efecto negativo de la presión del ramoneo sobre el crecimiento apical y lateral. Sin embargo, el presente trabajo sólo analizó la presencia o no de daño por ramoneo sin estimar la intensidad de éste. Es recomendable que a futuro se incorpore dicha medida para evaluar la magnitud de daño en diferentes ambientes.

Composición del sotobosque y comunidades vegetales en los diferentes ambientes

El sotobosque estuvo mayormente representado por cobertura vegetal (86-98%), pero también se registraron residuos leñosos de troncos y ramas (1-20%) y suelo desnudo o cubierto de hojarasca (2-7%). Dichas coberturas fueron similares entre los dos campos relevados ($F=1,15$; $p=0,293$). En cuanto a los grupos de plantas que conforman la vegetación, el tipo de ambiente tuvo un efecto significativo éstos (Tabla 3). Los bosques de ñire presentaron la mayor cobertura de helechos, mientras que los pastizales presentaron la mayor cobertura de pastos (monocotiledóneas), seguido por los capados y las zonas de borde. La cobertura de hierbas (dicotiledóneas) fue similar entre los ambientes (Tabla 3). Las coberturas entre los campos fueron similares, excepto para los pastos ya que el campo "Aserradero" presentó mayor cobertura que "El Muerto".

En cuanto a la composición específica, se registraron 92 especies vegetales en total: 37 especies en el bosque de ñire, 52 especies en los capados y 62 especies tanto para pastizales como para los bordes bosque-pastizal. El análisis DCA basado en la cobertura de especies de plantas agrupó los sitios de bosque en un extremo y los pastizales en el otro extremo del eje 1 (Fig. 4). Muy cercano al grupo del bosque se ubicó el grupo de capados y los bordes, esto debido a que se registraron 7 especies comunes para bosque-capado-borde. Este resultado es llamativo, ya que los capados son considerados bosques degradados y que fueron generados para incrementar la superficie de pasturas (Collado, 2001) por lo cual su fisonomía es más similar a un pastizal que a un bosque. Sin embargo, podría haber elementos de la vegetación (ej., residuos en el suelo, abundancia de helechos como *Blechnum penna-marina*) que guardan similitud con los bosques originales. Asimismo, el grupo de pastizales se ubicó cercano al grupo de los bordes, debido a que se registraron 10 especies comunes para capado-borde-pastizal. En relación a especies exclusivas de cada ambiente, los pastizales tuvieron la mayor cantidad (16 especies), luego los bordes bosque-pastizal (7), los capados (5), mientras que en los bosques de ñire se registraron sólo 3 especies exclusivas.



Tabla 3. Análisis de la varianza para el porcentaje de cobertura de pastos (monocotiledóneas), hierbas (dicotiledóneas) y helechos, de acuerdo a diferentes ambientes y campos en Ea. San Pablo.

		Pastos	Hierbas	Helechos
Campo	Muerto	59,42 a	30,61	6,87
	Aserradero	68,28 b	24,84	9,96
<i>F (p)</i>		4,90 (0,036)	2,13 (0,156)	1,23 (0,277)
Ambiente	Pastizal	77,63 b	22,30	0,07 a
	Capado	64,48 ab	25,43	12,20 bc
	Borde	62,37 ab	29,73	2,08 ab
	Bosque	50,94 a	33,45	19,33 c
<i>F (p)</i>		7,47 (0,001)	1,53 (0,232)	10,48 (<0,001)
<i>Campo × Ambiente</i>		1,64 (0,206)	0,76 (0,527)	0,86 (0,470)

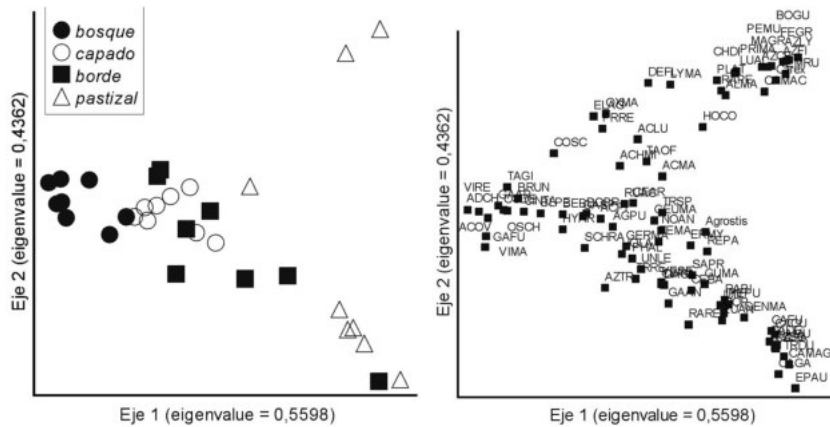


Figura 4. Análisis de correspondencias canónica (DCA) basado en la cobertura de especies de plantas en los distintos ambientes en Ea. San Pablo, Tierra del Fuego. A) agrupamiento de sitios, B) distribución de especies.

De acuerdo al análisis de especies indicadoras, el bosque de ñire tuvo 6 especies indicadoras y 7 especies detectoras (Tabla 4), el capado 4 indicadoras y 3 detectoras, el pastizal presentó solo 3 indicadoras y 5 detectoras, mientras que el borde bosque-pastizal tuvo sólo una indicadora y una detectora. Esto significa que, del total de las especies consideradas en este estudio, el 15% fueron indicadoras y el 20% detectoras para alguno de los ambientes estudiados. Este resultado señala que casi un tercio de las especies tienen el potencial para indicar cambios ambientales que puedan surgir



como consecuencia de la implementación del manejo intensivo. El mayor número de especies indicadoras ocurrió en el bosque de ñire, es decir con más especies típicas y todas nativas, las cuales podrían ser sensibles a la intensificación del manejo. Por otra parte, las especies detectoras proveen información de más de un hábitat y pueden dar nociones de la dirección de los cambios en la calidad del hábitat (ej., grado de conservación o grado de perturbación) (Carbone et al., 2017). Es interesante notar que los capados tuvieron sus propias especies indicadoras, la mayoría nativas y una sola exótica. Esto quizás reafirma la idea de que los capados representan una unidad vegetacional diferente a la de los bosques que alguna vez fueron, pero también diferente de los pastizales naturales que hay en la zona de estudio.

CONCLUSIÓN

A través de este estudio se estableció la línea base que permitirá en futuros monitoreos analizar la evolución temporal de la regeneración natural y vegetación, después de la aplicación de un manejo silvopastoril intensivo en Tierra del Fuego. Se recomienda mantener el mismo diseño de muestreo a fin de lograr una comparación más precisa, reducir la variabilidad y los errores de muestreo. La regeneración en la zona de capados es la más comprometida por la presión de ramoneo, pero los bordes bosque-pastizal, a pesar de su elevada densidad de plántulas, también podría verse comprometido con la intensificación del uso al ser éste un ambiente de contacto. Si bien aún no están claros los umbrales de regeneración para los bosques de ñire en Patagonia, la densidad registrada está por debajo del mínimo establecido en trabajos previos. Por otro lado, se recomienda analizar la evolución de las especies indicadoras de cada tipo de ambiente, para identificar evidencias de degradación (disminución de abundancia o pérdida de especies indicadoras) o de cambios ambientales a través de las especies detectoras.

Tabla 4. Análisis de especies indicadoras (IndVal y probabilidad entre paréntesis) de especies de plantas vasculares indicadoras (IndVal > 50 y $p < 0,05$) y detectoras (IndVal entre 25-50 y $p < 0,05$) para cada tipo de ambiente en Ea. San Pablo.

Especie	Bosque	Capado	Borde	Pastizal
<i>Acaena ovalifolia</i>	94,8 (<0,001)			
<i>Adenocaulon chilense</i>	62,5 (<0,001)			
<i>Galium aparine</i>	38,2 (0,032)			
<i>Galium fuegianum</i>	50,0 (0,008)			
<i>Osmorhiza chilensis</i>	85,6 (<0,001)			
<i>Osmorhiza depauperata</i>	75,4 (<0,001)			
<i>Pratia repens</i>	43,2 (0,049)			
<i>Schizeilema ranunculus</i>	45,1 (0,001)			
<i>Taraxacum gilliesii</i>	72,3 (<0,001)			
<i>Bromus unioloides</i>	70,6 (<0,001)			



<i>Deschampsia flexuosa</i>	42,9 (0,036)	
<i>Phleum alpinum</i>	46,7 (0,019)	
<i>Poa pratensis</i>	44,2 (0,014)	
<i>Acaena pinnatifida</i>	99,4 (<0,001)	
<i>Cerastium arvense</i>	66,4 (<0,001)	
<i>Rumex acetosella</i>	78,2 (<0,001)	
<i>Agropyron pubiflorum</i>	41,4 (0,015)	
<i>Trisetum spicatum</i>	54,5 (<0,001)	
<i>Uncinia lechleriana</i>	46,7 (0,010)	
<i>Blechnum penna-marina</i>	46,3 (0,023)	
<i>Nothofagus antarctica</i>		61,1 (0,026)
<i>Alopecurus magellanica</i>		37,5 (0,042)
<i>Empetrum rubrum</i>		37,5 (0,043)
<i>Gentianella magellanica</i>		47,0 (0,027)
<i>Nanodea muscosa</i>		50,0 (0,008)
<i>Pernettya pumila</i>		48,7 (0,015)
<i>Carex curta</i>		56,1 (0,002)
<i>Carex fuscula</i>		60,0 (0,003)
<i>Carex macloviana</i>		58,2 (0,003)
<i>Carex sp.</i>		50,0 (0,007)

Bibliografía

- Alcaraz Ariza, F.J., 2013. El método fitosociológico, Geobotánica, Tema 11. Universidad de Murcia, España, p16.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2011. Ecological aspects of regeneration from seeds of *Nothofagus antarctica* native forest in Southern Patagonia, Argentina. *Bosque* 32: 20-29.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2013. Seed regeneration in native forests of *Nothofagus antarctica* under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Bosque* 34: 89-101.
- Bailey, D.W., Dumont, B., Wallis De Vries, M.F., 1998. Utilization of heterogeneous grasslands by domestic herbivores: theory to management. *Annales de Zootechnie* 47: 321-333.
- Braun-Blanquet, J., 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales, Blume Ediciones, Madrid, 820 p.
- Carbone, L.M., Aguirre-Acosta, N., Tavella, J., Aguilar, R., 2017. Cambios florísticos inducidos por la frecuencia de fuego en el Chaco Serrano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 52: 753-778.
- Carranza, C., Daniele, G., Cabello, M.J., Peri, P.L., 2016. Informe de Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en Patagonia. Informe Técnico, p. 19.
- Chayer, R., Gianfrancesco, A., 2007. Relevamiento de la producción bovina de carne en la provincia de Tierra del Fuego. Informe Técnico Consultores Pampeanos Asociados (CONPAS), Buenos Aires, p 24.



- Collado, L., (2001). Los bosques de Tierra del Fuego: Análisis de su estratificación mediante imágenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. *Multequina*, 10: 01-15.
- Dufrène, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph* 67: 345-366.
- Echevarría, D.C., von Müller, A.R., Hansen, N.E., Bava, J.O., 2014. Efecto del ramoneo bovino en renovales de *Nothofagus antarctica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de las plantas. *Bosque* 35(3): 357-368.
- Jordano, P., Pulido, F., Arroyo, J., García-Castaño, J.L., García-Fayos, P., 2008. Procesos de limitación demográfica. En: Valladares F (ed) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, Madrid, p 231-250.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Rivero, P., Busso, C., 2008. Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity and Conservation* 17: 2579-2597.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Gallo, E., Cellini, J.M., 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1236-1250.
- Newton, A.C., 2007. *Forest Ecology and Conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press Inc., New York, p 454.
- Ormaechea, S., Gargaglione, V., Bahamonde, H.A., Escribano, C., Ceccaldi, E., Peri, P.L., 2018. Producción bovina bajo manejo silvopastoril intensivo a escala de establecimiento y ciclo completo en Tierra del Fuego, Argentina. *Livestock Research for Rural Development* 30:2.
- Peri, P.L., Monelos, L., Bahamonde, H., 2006. Evaluación de la continuidad del estrato arbóreo en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril con ganado ovino en Patagonia Sur, Argentina. *Actas 4º Congreso Latinoamericano de Agroforestería Sustentable*. Varadero, Cuba, p. 6.
- Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Von Müller, A.R., Ormaechea, S., Gargaglione, S., Soler, R.M., Tejera, L., Lloyd, C.E., Martínez Pastur, G., 2016. Silvopastoral systems under native forest in Patagonia, Argentina. En: *Silvopastoral systems in southern South America* (P.L. Peri, F. Dube, A. Varella, Eds.). Ed. Springer. Series: *Advances in Agroforestry* 11, Chapter 6, pp 117-168.
- Peri, P.L., López, D.R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y.M., Martínez Pastur, G., 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13(2): 105-118.
- Soler, R.M., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Pulido, F., 2013. Are silvopastoral systems compatible with forest regeneration? An integrative approach in southern Patagonia. *Agroforestry Systems* 87: 1213-1227.
- Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., Sabogal, C., 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20.
- Von Müller, A., Hansen, N., 2016. Intervenciones silvopastoriles en bosque de ñire: análisis de viabilidad productiva y de daño a renovales. *Actas V Jornadas Forestales Patagónicas – III Jornadas Forestales de Patagonia Sur*. Esquel, Argentina, p. 354.