

Series:
Comunicaciones Técnicas
ISSN 1667-4014

COMUNICACIÓN TÉCNICA Nº 95
AREA FORESTAL
Ecología Forestal

Variables del suelo como indicadores de manejo forestal sustentable: el caso de las plantaciones de *Pinus ponderosa* en el NO de la Patagonia argentina.

Verónica Rusch; Mercedes de Urquiza

2006

■ **Ediciones**

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
Centro Regional Patagonia Norte
Estación Experimental Agropecuaria Bariloche. "Dr. Grenville Morris"
biblioteca@bariloche.inta.gov.ar



VARIABLES DEL SUELO COMO INDICADORAS DE MANEJO FORESTAL SUSTENTABLE: EL CASO DE LAS PLANTACIONES DE *Pinus ponderosa* EN EL NO DE LA PATAGONIA ARGENTINA.

VERONICA RUSCH¹.; MERCEDES DE URQUIZA

RESUMEN

Aunque la sustentabilidad es el paradigma bajo el cual se evalúa el manejo de los ecosistemas en la actualidad, no es común el desarrollo de indicadores para definir prácticas de manejo que permitan evaluar el mantenimiento de la capacidad productiva para el caso de los bosques implantados. Se calcula que, en el ecotono entre el bosque y la estepa Patagónica, existen 2,8 millones de hectáreas susceptibles de ser forestadas con coníferas exóticas. Esta actividad recibe subsidios del estado aunque sus efectos sobre el ambiente no han sido estudiados con profundidad y existen actores preocupados por la potencial acidificación de los suelos. El objetivo de este trabajo es evaluar, a nivel regional, indicadores del mantenimiento de la capacidad productiva del sistema a través de variables de calidad de suelo – principalmente acidez y densidad- bajo plantaciones, fundamentalmente de pino ponderosa,

en comparación a los sistemas nativos. Se analizaron muestras de suelos de 30 plantaciones y sus controles de vegetación nativa (bosques de coihue, de ciprés y estepas). Se halló un pH (H₂O) menor en plantaciones (0,1 puntos) entre los 0 y 25 cm y un aumento en el contenido de P disponible (5 ppm en el control vs. 10 ppm en la plantación). Se recomienda monitorear los cambios en el pH aunque los encontrados hasta el momento son leves. Asimismo, se halló un incremento (0,90 vs 0,97 Mg m⁻³) en la densidad de suelo de los primeros 25 cm. por efecto del reemplazo de la vegetación.

Palabras clave: acidez, impacto, sustentabilidad, densidad, fósforo, *Pinus sp.*

SUMMARY

Though sustainability is the common framework to evaluate ecosystem management, little development has been achieved to find indicators of the maintenance of productive capacity in

¹ Grupo de Ecología Forestal, INTA EEA Bariloche, CC 277, 8400 Bariloche, Argentina, RUSCH.VERONICA@INTA.GOB.AR

forest plantations. It has been calculated that the ecotone between the Andes and Patagonian steppe have 2.8 million ha capable of being planted with exotic coniferous. This activity receives subsidies from the state though its effects on the environment have not yet been deeply studied and many actors are worried about potential acidification of the soils. The objective of this work has been to evaluate, at a regional level, indicators of the maintenance of productive capacity of the systems through soil variables –mainly acidity, density, and nutrients- under plantations, mainly of ponderosa pine, in relation to native systems, and the state of nutrient content in those critical sites where pH (H₂O) might be lower. Soil samples of 30 planted forests and their controls of native vegetation of cordillera cypress forests, steppe, and coihue forests were analyzed. We found statistically lower pH (H₂O) under plantation soils (difference 0.1) at 0-25 cm depth and an increase of available P content (5 ppm for control vs 10 ppm for plantations). We suggest monitoring pH changes though those found are still low. Differences in soil density were found between plantations and the native vegetation in the upper 25 cm. (0,90 vs 0,97 Mg m⁻³).

Keywords: acidity, impact, sustainability, density, phosphorous, *Pinus sp.*

INTRODUCCIÓN

El Manejo Sustentable es el paradigma bajo el cual se analiza el manejo de los ecosistemas en la actualidad. Son numerosas las iniciativas que proponen este tipo de manejos pero, sin embargo, no siempre es claro el camino para alcanzarlo. Un mecanismo posible para ello lo constituye el empleo de Criterios e Indicadores, los cuales se derivan en forma estrecha de Principios de Sustentabilidad. Se considera que, si se obtiene un cuerpo de criterios y de indicadores que se desprendan de estos principios, es posible contar con un sistema capaz de guiar y evaluar las normas de manejo y la evolución de los sistemas. Sin embargo, un indicador útil debe reunir ciertas cualidades: ser sencillo, fácil de medir, integrador y debe estar directamente relacionado con la problemática de la sustentabilidad. Un principio clave para la sustentabilidad es que “la capacidad productiva de los sistemas también debe mantener o incrementarse” (CIFOR, 1999; Rusch *et al.*, 2004). Existen numerosas iniciativas que presentan cuerpos de indicadores para evaluar el manejo de bosques nativos (CIFOR, 1999; McGinley y Finegan, 2002), siendo en cambio menor o inexistente el desarrollo de los mismos para bosques implantados. Entre los indicadores del mantenimiento de la

capacidad productiva, la regeneración de las especies de interés es el principal criterio empleado en el análisis de bosques nativos. En los bosques implantados, en cambio, el mantenimiento de la calidad de los suelos es el criterio considerado más relevante. Numerosas variables deben conocerse para poder evaluar la fertilidad de los suelos, siendo la acidez una variable que reúne las características de indicador, pues puede actuar como medida integradora de fertilidad química, disponibilidad de cationes, solubilidad de micronutrientes y toxicidad potencial, hasta de las condiciones para la supervivencia de los micro-organismos del suelo (Khana y Ulrich, 1984; Bohn *et al.*, 1985). La densidad (por su relación con la porosidad) es también un indicador importante, reflejando características de la fertilidad física de los suelos.

Algunos de los resultados sobre los cambios en el pH del suelo y agua que las plantaciones de coníferas han producido en otras regiones del mundo (Binkley, 1995; Olsson, 1999; Ingerslev *et al.*, 2001), han alertado a productores y conservacionistas de esta región sobre las posibles alteraciones que ocasionarían las plantaciones. Sin embargo, la intensidad de los procesos es muy diferente en cada región, debido a los diferentes materiales parentales, la

edad de los suelos, el aporte de ácidos desde la atmósfera, la absorción diferencial de nutrientes por parte de la vegetación o la calidad de la hojarasca aportada por ella (Miles, 1985). Es entonces necesario contar con información para precisar la magnitud de los procesos en la región.

En el noroeste de la Patagonia Argentina, la plantación de coníferas de rápido crecimiento es impulsada como una alternativa productiva rentable y dinamizadora de la economía regional a mediano plazo. En los últimos 25 años se han plantado cerca de 70.000 ha, calculándose la existencia de una superficie disponible apta para forestación de secano de 2,835 millones de hectáreas en toda la Patagonia (Laclau, 2002). Aunque la mayoría de las plantaciones en la región son aún jóvenes, se propone realizar el análisis de la acidez de estos suelos como un indicador de la tendencia de cambios en estos sistemas.

Existen algunos antecedentes en la zona sobre los cambios de pH bajo plantaciones de *Pinus sp.* Broquen *et al.* (1995) no hallaron diferencias significativas en el pH (H₂O) y (KCl) bajo plantaciones en zona del bosque húmedo (*Nothofagus spp.*) y estepas mientras que Gobbi y colaboradores (datos no publicados), al comparar la fertilidad en microsítios de una estepa,

un ñirantal y dos cipresales con la de pinares implantados en las adyacencias de dichos sitios, hallaron un menor pH (H₂O) y contenido de bases en los pinares próximos a los cipresales. Por otro lado, Lanciotti (2000) comparó 4 pares de sitios (pino vs vegetación nativa) ubicados en una transecta O-E sólo hallando diferencias del pH (H₂O) en un sitio con plantaciones de *Pinus sp.* en estepa entre los 30 y 60 cm de profundidad. A su vez, Broquen y colaboradores (2002) al analizar el pH (H₂O) y pH (KCl) de los primeros 5 cm de suelo en bosques de *Nothofagus dombeyi* (coihue) y en bosques de *Pinus ponderosa* (pino ponderosa) sobre Andisoles en el suroeste de la Provincia del Neuquén, hallaron cambios en la acidez potencial, ligados a productos de la degradación de la materia orgánica.

Numerosos autores han encontrado una estrecha relación entre la acidificación y la pérdida de cationes, especialmente Ca (Musto, 1991; Parfitt *et al.*, 1997; Jobbagy y Jackson, 2001). Binkley (1986) recopila información del hemisferio norte, subrayando los importantes volúmenes de cationes (especialmente el calcio), que son removidos en la cosecha forestal mientras que Schlatter y colaboradores (1999), en Chile, analizan que en ciertos casos más del 40% de este

cación y hasta el 100% del potasio es removido en algunos suelos.

En cuanto a la densidad como indicadora de calidad de los suelos, en la región las plantaciones se realizan con escasa o nula mecanización. Aunque es reconocido que la compactación es resultante del intenso uso de la maquinaria pesada (King y Haines, 1979; Fernández, 1995) resultó de interés conocer la tendencia de este proceso en la región, cuando se emplean las prácticas tradicionales.

El objetivo de este trabajo fue analizar el comportamiento de dos indicadores de calidad de suelo (acidez y densidad) bajo plantaciones de pino ponderosa en áreas de estepas graminosa-arbustivas; bosques de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera) y bosque de coihue, analizando los contenidos de cationes y fósforo en aquellos casos en que existan cambios significativos de pH (H₂O). La hipótesis planteada es que los sitios con plantaciones forestales de rápido crecimiento muestran una tendencia al descenso del pH (H₂O) y que el mismo está ligado al descenso de los cationes. A su vez se quiere comprobar si existe un efecto de estas plantaciones sobre otras variables importantes para la nutrición como son la densidad de suelo y los contenidos de fósforo disponible. Dado que es reconocida la mayor demanda de

calidad sitio (y mayor calidad de madera) de otra conífera implantada, *Pseudotsuga menziesii* (pino oregón) también se analizó un sitio forestado con esta especie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El estudio se realizó en el área comprendida entre los 39°56' y 42°14' latitud S y entre los 70°58' y 71°35' longitud W. Corresponde a una franja paralela a la Cordillera de los Andes en el suroeste de la provincia de Neuquén, el oeste de la provincia de Río Negro y el noroeste de la provincia de Chubut, Argentina. El área se seleccionó teniendo en cuenta la zona donde se encuentran la mayoría de las plantaciones de pino ponderosa. Dicha área resulta de la combinación de dos factores, la potencialidad del ambiente para el crecimiento de la especie y la disponibilidad de tierras que no se encuentren destinadas a la conservación.

Florísticamente, la zona de estudio abarca la porción oriental del bosque andino patagónico y su ecotono con la estepa patagónica. Las precipitaciones disminuyen de oeste a este desde 2200 mm hasta 450 mm anuales (Barros *et al.* 1983, Cordon *et al.* 1993). Entre los 2000 mm y 1600

mm de precipitación anual crecen bosques mixtos de coihue y ciprés de la cordillera (Dezzotti y Sancholuz, 1991), si bien de acuerdo a las características topográficas, pueden encontrarse bosques dominados por coihue sobre suelos profundos o bosques dominados por ciprés en sitios con suelos someros (Cabrera, 1976). Hacia el este se desarrollan bosques puros compactos de ciprés hasta los 900 mm de precipitación anual y, en el área de ecotono, esta especie se encuentra en pequeños grupos dentro de una matriz de estepa gramínea arbustiva (Dezzotti y Sancholuz, 1991). En la franja entre 2200mm y 2000 mm de precipitación la vegetación dominante es el bosque de coihue.

El estrato arbustivo de los bosques de coihue está formado principalmente por *Chusquea culeou* (caña coligüe), varias especies del género *Berberis* y *Escallonia*, *Pernettya mucronata*, *Ribes magellanicum*, *Discaria serratifolia*, *Buddleja globosa*, *Azara microphylla*, *Azara lanceolata* y *Myoschilos oblongum*, entre otras. El ciprés generalmente está acompañado por *Lomatia hirsuta*, *Schinus patagonicus*, *Maytenus boaria*, *Diostea juncea*, *Fabiana imbricata*, *P. mucronata*, *Berberis darwinii*, *B. buxifolia*, *Aristotelia maqui* y *Azara microphylla*. En la estepa predomina la gramínea *Festuca pallescens*,

acompañada por *Stipa speciosa*, *Mulinum spinosum*, *Acaena splendens* y *Acaena pinnatifida*, entre otras (Cabrera, 1976). Las plantaciones de pino ponderosa fueron instaladas predominantemente sobre sitios de pastizal o de sucesiones secundarias de ciprés. Al cerrarse el dosel completamente, entre los 15 y 20 años de edad de los pinos, prácticamente desaparece la vegetación herbácea o leñosa acompañante, perdurando sólo en bordes o claros de plantación (Laclau, 2003).

La vegetación descrita se desarrolla sobre un basamento rocoso y geformas glaciales que fueron recubiertas por aportes importantes de cenizas volcánicas. Hacia el oeste, los suelos dominantes son los Andisoles, ya que el medio con humedad permanente, bien drenado y aireado favorece a la formación de sustancias alofánicas. A medida que las precipitaciones disminuyen y existe una estación seca pronunciada aparecen las arcillas cristalinas de neoformación que dan lugar a Molisoles (Colmet Dâage et al, 1995).

METODOLOGÍA

Las plantaciones se seleccionaron de manera de abarcar una amplia distribución dentro del área potencial de plantación y de contar con

la presencia cercana de un área de ambiente natural en condiciones topográficas similares a las de la plantación, para utilizar dichos sitios como control. Se evaluaron 29 plantaciones de pino ponderosa y una de pino oregón con sus respectivos controles de vegetación natural y la ubicación de las mismas se muestra en la Fig. 1.

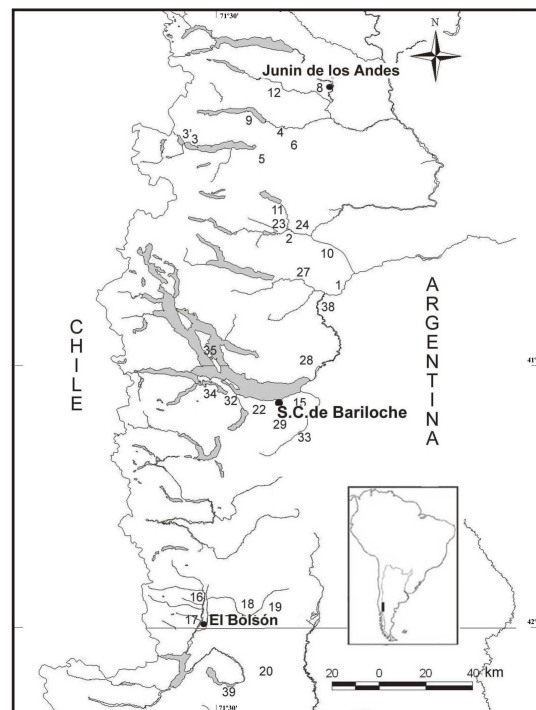


Figura 1- Ubicación de los sitios de muestreo

A fin de caracterizar los sitios de muestreo, en la Tabla 1 se presentan datos generales de la plantación (tipo de vegetación control, variables topográficas, precipitación, tipo de suelo, cobertura herbácea arbustiva y edad de la plantación, entre otras, de Köning *et al.*, 2002; Urquiza, 2002).

Tabla 1- Descripción generales de los sitios de estudio.

Sitio	Vegetación Control	Altitud (m.s.n.m)		Pendiente (%)	Precipitación (mm)	Tipo de suelo	Textura	Edad de la plantación (años)	Cobertura herbácea arbustiva (%)	Carbono total (%)	Nitrógeno (%)
		Exposición (grados)									
Quiñilhue	3 bosque de coihue	800	260	35	2200	Hapludand típico	franco-arenoso	49	0	3,78	0,25
Quechuquina (pino c	3' bosque de coihue	759	0	0	2200	Hapludand típico					
Colonia Suiza	34 bosque de coihue	917	10	61	1650	Hapludand típico	arenoso-franco	13	0	1,34	0,10
Isla Victoria	35 bosque de coihue	830	75	31	1500	Hapludand típico	franco-arenoso	64	0	2,27	0,13
Lemu Cuyen	2 bosque de ciprés	904	0	0	900	Udivitrand típico	franco-arenoso	16	0	1,68	0,13
Sta Bárbara	4 bosque de ciprés	921	15	7	1000	Udivitrand típico	franco-arenoso	13	0	1,51	0,11
Lote 69	5 bosque de ciprés	990	25	225	1450	Udivitrand típico	franco-arenoso	42	0	4,17	0,27
Lolog	9 bosque de ciprés	1031	25	20	1300	Udivitrand típico	franco-arenoso	8	40	3,40	0,26
Santa Lucía	11 bosque de ciprés	1008	70	38	1000	Udivitrand típico	franco-arenoso	13	10	4,94	0,37
Arroyo del Medio	15 bosque de ciprés	1025	310	19	700	Udivitrand típico	franco-arenoso	21	0	3,19	0,23
Mallin Ahogado	16 bosque de ciprés	728	305	41	950	Hapludand típico	arenoso-franco	18	0	1,62	0,12
Loma del Medio	17 bosque de ciprés	305	255	23	1100	Hapludand típico	franco	16	20	6,42	0,51
El Coihue	20 bosque de ciprés	624	145	12	800	Hapludand típico	franco-limoso	16	0	5,03	0,41
Filo Huahum	23 bosque de ciprés	1072	70	30	1300	Hapludand típico	franco-limoso	12	20	8,06	0,65
San Jorge	24 bosque de ciprés	915	35	225	1075	Udivitrand típico	franco-arenoso	9	30	3,16	0,23
Chalhuaco	29 bosque de ciprés	949	330	25	1100	Udivitrand típico	franco-arenoso	17	10	2,23	0,17
Pájaro Azul	32 bosque de ciprés	850	60	9	1300	Udivitrand típico	franco-arenoso	10	20	3,23	0,23
Epyuén	39 bosque de ciprés	443	300	25	1250	Udivitrand típico	franco-arenoso	18	0	3,68	0,29
Piscicultura	1 estepa	887	20	8	450	Haploxerol típico	franco-arenoso	11	40	0,99	0,08
Chapelco	6 estepa	780	310	20	1000	Vitrikerand mólico	franco-arenoso	17	0	2,09	0,17
Corfone Junin	8 estepa	920	105	13	800	Haploxerol vitrándico	franco-arenoso	16	0	0,98	0,07
Chacabuco casco	10 estepa	818	210	20	450	Haploxeralf típico	arenoso-franco	12	0	0,67	0,06
Collun-Co	12 estepa	980	0	0	1100	Haploxerol vitrándico	arenoso-franco	15	20	1,59	0,13
Cta del Ternero	18 estepa	791	0	0	875	Udivitrand típico	arenoso-franco	10	40	1,68	0,15
Mallin Cume	19 estepa	765	0	0	650	Haploxerol vitrándico	franco-arenoso	12	5	2,00	0,16
Co Otto	22 estepa	1295	350	60	1250	Udivitrand típico	franco-arenoso	12	40	2,69	0,21
Río Trafal	27 estepa	783	0	0	750	Haploxerol típico	franco-arenoso	18	0	0,78	0,06
Fortin Chacabuco	28 estepa	929	0	0	650	Udivitrand típico	arenoso-franco	16	30	1,29	0,10
Ñirihuau	33 estepa	1022	355	5	800	Haploxerol vitrándico	franco-arenoso	17	0	1,26	0,10
Confluencia	38 estepa	735	275	16	700	Haploxerol típico	franco-arenoso	8	20	0,67	0,07

La clasificación de los suelos se basó en USDA 1998, y teniendo como referencia cartas de suelos de la región (Ferrer *et al.* 1990; INTA, 1990; Irisarri y Mendía, 1991; Irisarri *et al.* 1995; Letourneau *et al.*, 1998; López, 2002; López y Gaitán, 2005).

Las muestras de suelo se tomaron a dos profundidades, entre 0 y 25 cm y entre 25 y 50 cm. Para la recolección de las mismas, en cada sitio se trazó una transecta de 50 m de largo con cinta; a los 0, 16.7, 33.3 y 50m del extremo se ubicaron puntos al azar a distancias perpendiculares a la cinta a derecha e izquierda de la misma (máximo 25m). En cada punto se tomó una muestra compuesta por tres

submuestras para cada profundidad, obteniendo por lo tanto en cada sitio ocho muestras compuestas para cada profundidad.

Análisis de pH

En cuatro de las ocho muestras por profundidad por sitio se determinó el pH con un potenciómetro (marca GPHR-1400) a partir de una dilución 1:25 en agua. Mediante test t de Student de muestras apareadas (t_a) se comparó el pH de la plantación y del control en la totalidad de los sitios y para cada tipo de vegetación control. También se compararon los valores de pH entre los ambientes de vegetación

nativa mediante una ANOVA. El pH en cada sitio se comparó con un test t de Student.

Para profundizar el conocimiento de esta variable, en los sitios donde se encontraron diferencias significativas, se determinó la acidez potencial o de intercambio (pH en KCl 1N 1:2.5) y se evaluaron los efectos de la plantación mediante test t de Student.

Análisis de nutrientes

Se determinaron cationes de intercambio (extracción con amonio a pH 7, Van Reeuwijk 1986) y P disponible (Olsen (Kuo, 1996)) y se calculó la capacidad de intercambio catiónico efectiva (suma de bases más acidez intercambiable), ya que es lo recomendado para suelos de carga variable como son los Andisoles (Besoain y Sepúlveda, 1985). Esto se realizó en seis de las ocho muestras por sitio en dos profundidades, en los sitios donde se encontraron diferencias significativas de pH (H₂O) y en el sitio "Isla Victoria", donde se encontraba la plantación más antigua.

Para todas las variables se compararon las diferencias entre plantación y vegetación control mediante test de t de Student de muestras apareadas y luego en cada sitio mediante test de t de Student. Para el caso de comparaciones de medias con varianzas heterogéneas, se

empleó el test de rangos de Wilcoxon para muestras apareadas y test de Kruskal-Wallis para no apareadas (Zar, 1974).

Densidad aparente

En todos los sitios donde se evaluó el efecto de pino ponderosa sobre el suelo (n=29), se tomó una muestra con anillo metálico de 250 cm³ en ambas profundidades en cuatro de los ocho puntos por parcela. Las muestras se secaron en estufa a 105° C durante 24 horas. Se evaluaron diferencias entre tipos de vegetación nativa mediante un Análisis de Varianza. Mediante test de Student de muestras apareadas se comparó la densidad aparente de la plantación y del ambiente control.

RESULTADOS

Análisis de pH

El análisis de los datos de pH (H₂O) de los tres tipos de vegetación en su conjunto permitió determinar una diferencia estadísticamente significativa en los primeros 25 cm. del suelo de los sitios control en comparación con las plantaciones de pinos (test t_a p = 0,004, pH; promedio 5,9 vs. 5,8). En la Figura 2 se comparan los valores medios de pH de suelo bajo plantaciones con los de ambientes de ciprés (n: 14), de coihue (n:4) y de

estepa (n:12) en ambas profundidades. Las mayores diferencias en pH se encontraron entre ciprés y pino ponderosa entre los 0 y 25 cm. (0,2 puntos de pH, test t_a $p = 0,009$), y entre estepa y pino ponderosa entre 25 y 50 cm. (0,2 puntos de pH test t_a $p = 0,002$). En estepa entre 0 y 25 cm. la

diferencia fue de 0,1 punto de pH (test t_a $p = 0,04$). En el bosque de coihue, en ambas profundidades, también se encontró una diferencia de 0,1 punto de pH, pero la misma no resultó estadísticamente significativa.

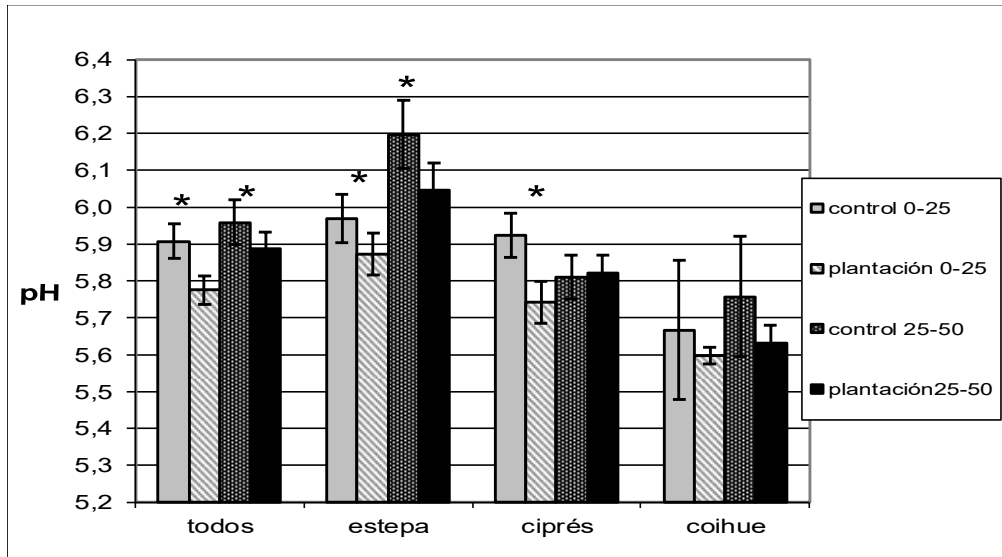


Figura 2- Valores medios de pH en H₂O de suelo mineral en plantaciones y sus correspondientes ecosistemas control. Las barras representan los errores estándar. * representa $p < 0,05$ (test t' de muestras apareadas).

Al comparar los valores de pH de los sistemas de vegetación natural (controles) entre sí, sólo se encontraron diferencias significativas entre 25 y 50 cm., siendo el pH en estepa mayor que en los ambientes de bosque (ANOVA $p=0.03$ y contrastes de Tukey $p < 0.05$).

En el Anexo 1 se señala, el valor de las medias de pH (H₂O) para las dos profundidades en la plantación y en el control y la significancia estadística de las diferencias (test t). Los sitios en

ambiente de ciprés, "Lote 69", y "Loma del Medio", presentaron diferencias significativas entre los 0 y 25 cm. de profundidad; el sitio en ambiente de estepa, "Río Traful", presentó incremento de pH a mayor profundidad y la plantación de pino oregón "Quechuquina", en ambiente de coihue, presentó diferencias en ambas profundidades

Los valores del pH en KCl fueron siempre inferiores a los medidos en

H₂O y superiores a pH 5 (excepto en el sitio "Quechuquina"); siendo las

diferencias entre ambos cercanas a 0,5 (Tabla 2).

Tratamiento Profundidad	pH en KCl				CICE			
	control	plantación	control	plantación	control	plantación	control	plantación
	0-25 cm	0-25 cm	25-50 cm	25-50 cm	0-25 cm	0-25 cm	25-50 cm	25-50 cm
Lote 69	5,6	4,9	5,2	5,2	10,40	7,32	4,73	6,21
Loma del Medio	5,7	5,5	5,7	5,4	14,27	13,82	7,52	10,90
Río Traful	5,5*	5,0*	5,6*	5,2*	5,83	5,33	5,25	7,33
Isla Victoria	5,4	5,3	5,2*	5,6*	8,56	7,44	6,41	9,44
Quechuquina	5,3	5,0	5,3	4,9	13,86*	9,35*	10,07	7,32

Tabla 2- pH en KCl y Capacidad de Intercambio Efectiva (CICE) en sitios control y plantaciones. Los asteriscos (*) expresan diferencias significativas ($p < 0,05$, test "t", pino vs control).

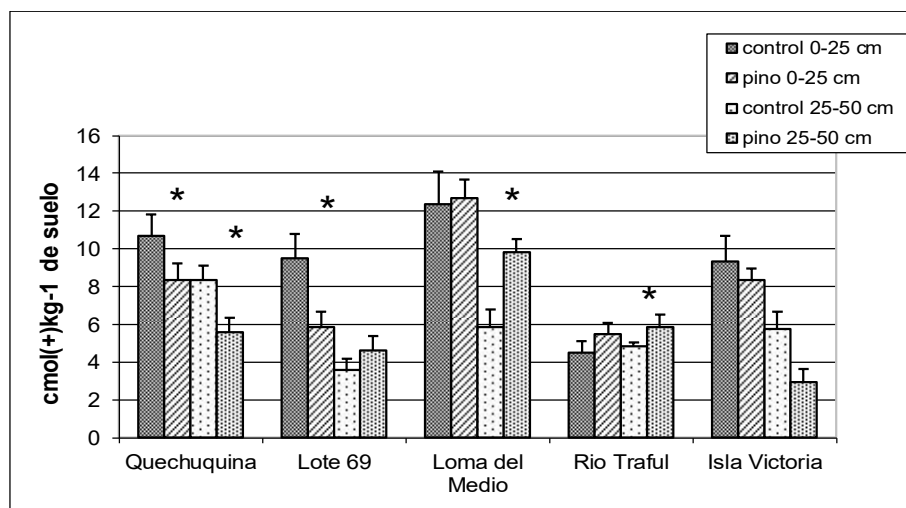


Figura 3: Contenido de bases intercambiables (suma de Ca, Mg, Na y K), discriminado por profundidad y tipo de vegetación y sitio. Valores medios (barras) y un error estándar (líneas).

Análisis de nutrientes

El análisis conjunto de los 5 sitios analizados indica que el contenido total de bases de intercambio (Ca, Mg, Na y K) (en cmol(+)kg⁻¹ de suelo) no difirió estadísticamente entre los controles y los pinares en ninguna de las dos

profundidades consideradas. Los valores promedio entre 0 y 25 cm resultaron de 9,28 y 8,15 cmol(+)kg⁻¹ respectivamente (test t_a, p = 0,26) y entre 25 y 50 cm fueron de 5,68 y 7,09 y (test t_a, p = 0,16). Sin embargo, al analizar individualmente los 5 sitios, se hallaron diferencias significativas en

superficie en el "Lote 69" y en el sitio "Quechuquina", en ambos casos el contenido de bases disminuyó en la plantación con respecto a la vegetación control. En profundidad, se hallaron diferencias significativas en "Loma del Medio" y en "Río Traful" (Figura 3). En el Lote 69 se encontró menor contenido de Ca en la plantación solo en superficie (40% menos), mientras que en Quechuquina se encontraron

menores contenidos a ambas profundidades (35 y 30% menos). En cambio, en Loma del Medio y en Río Traful el Ca aumentó en profundidad (Figura 4a). El Mg presenta contenidos mayores en profundidad en la plantación de Río Traful (Figura 4b) y el K y el Na no presentan cambios significativos en ninguno de los sitios (Figuras 4c y 4d).

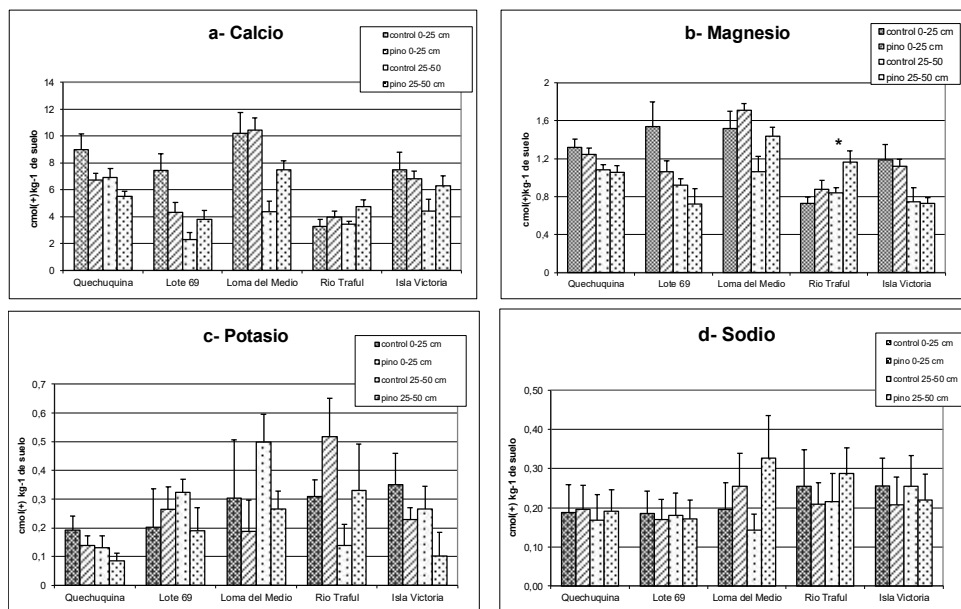


Figura 4 Contenido de Bases en el suelo mineral. Se indican las concentraciones a diferentes profundidades en los ambientes control y en plantaciones, a diferentes profundidades. Valores medios (barras) y un error estándar (líneas). * indica $p < 0.05$ (plantación vs control a esa profundidad).

Por otra parte, la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE, Tabla 3), disminuyó significativamente (test t, $p < 0,05$) en los horizontes superficiales de Quechuquina bajo plantación de oregón y muestran sus

menores valores en "Río Traful".

El contenido de P disponible bajo pinos resultó mayor que bajo la vegetación original en el estrato superior (test t_a , $p = 0,056$) y a 25-50 cm. siendo en este caso $p \sim 0,099$. Al

analizar cada sitio en particular solo se hallaron diferencias significativas en “Río Traful” en ambas profundidades y

en “Lote 69” y “Loma del Medio” entre los 25 y 50 cm (Figura 5).

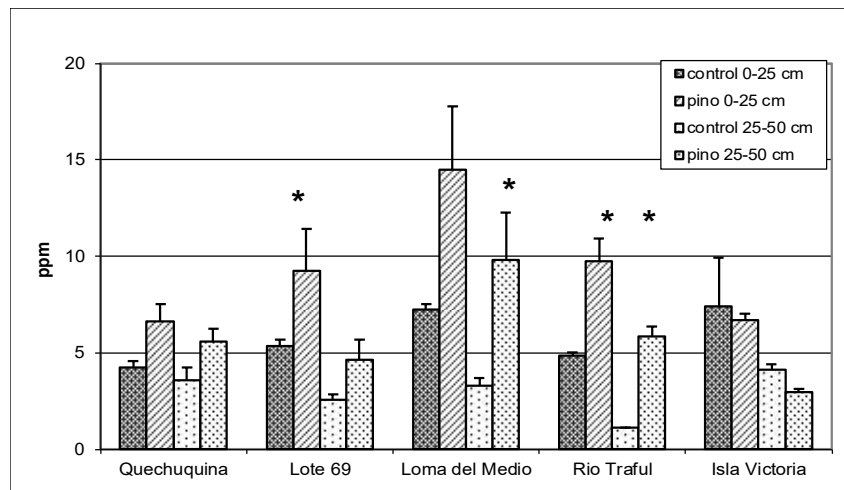


Figura 5: Contenido de Fósforo soluble en el perfil del suelo en sitios con cambios de pH significativos y la plantación de mayor edad (I. Victoria). Valores medios (barras) y un error estándar (líneas). * indica $p < 0.05$ entre la plantación y el control a esa profundidad.

Densidad aparente

La densidad aparente mostró ser mayor bajo pinares que bajo vegetación nativa ($0,97$ vs $0,90$ Mg m^{-3} ; $p = 0,011$) en los primeros 25 cm. de suelo mineral. A su vez se halló asociada al tipo de vegetación original. Los suelos de estepa presentan mayor densidad en superficie y en profundidad que los cipresales y los bosques de coihue ($p < 0,001$). En la Figura 6 se comparan los valores de densidad aparente del suelo de la

vegetación nativa control con las plantaciones. Las densidades en estepas presentaron los valores mayores ($1,08$ Mg m^{-3}), no habiendo diferencias entre las plantaciones y la vegetación control en estos casos. En los sitios de ciprés o coihue se detectó una tendencia al incremento de la densidad aparente bajo plantaciones en todo el perfil del suelo ($0,1$ y $0,15$ Mg m^{-3} respectivamente), aunque las diferencias sólo resultaron significativas en los ambientes de ciprés entre 0 y 25 cm. (test t_a , $p = 0,03$).

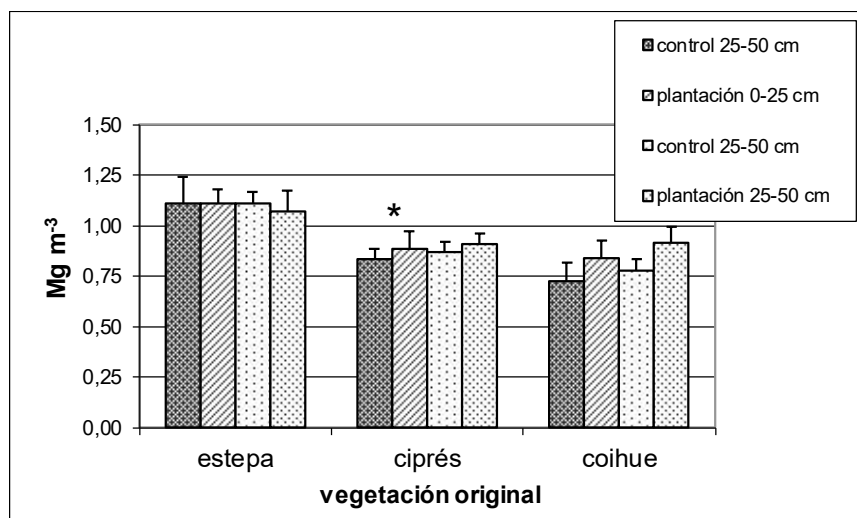


Figura 6 - Densidad aparente de los suelos. Valores medios (barras) y un error standar (líneas).). * indica $p < 0.05$.

DISCUSIÓN

Los resultados señalan que, en las plantaciones de coníferas de rápido crecimiento se produjeron descensos de pH (H_2O) estadísticamente significativos, pero categorizables como leves (0,1 puntos en promedio para el estrato superior), si se lo compara con estudios realizados en otros sistemas. Tamm y Hallbacken (1986), Binkley (1994) y Dai y colaboradores (1998), entre otros, señalan la reducción de entre 1 y 2 puntos de pH en plantaciones de diversas especies de coníferas y latifoliadas tanto en Europa como América del Norte y China. A su vez, Jobbágy y Ulrich (2001) hallaron un descenso de entre 1 y 2 puntos de pH en forestaciones de *Eucalyptus* sp en la Pampa Húmeda, Argentina. Otros

estudios no muestran cambios, como los de Lefevre (1997) quien no halló diferencias en suelos "podzólicos" y "castaños" en Francia.

Los tipos de vegetación analizados responden a un gradiente de disponibilidad de humedad. A la mayor precipitación en áreas de bosque y menor en estepas al este; se le suma la mayor capacidad de retención hídrica de los suelos con mayor aporte de cenizas volcánicas, en el oeste (Comet Daage *et al.* 1988). De Köning y colaboradores (2002) hallaron, en un análisis previo de más de 100 sitios a lo largo de este gradiente, una estrecha correlación entre precipitaciones y pH (H_2O) de suelo (Coeficiente de Pearson: 0,79**), lo que podría estar asociado, entre

otros factores, a la lixiviación o al mayor consumo de bases en un sistema de mayor productividad.

Las diferencias de acidez entre la vegetación nativa y las plantaciones fueron mayores en los sitios de bosques de ciprés. El mayor cambio de pH (H₂O) en plantaciones en áreas de bosque de ciprés con respecto a aquellas en ambiente de estepa coincide con lo hallado por Gobbi y colaboradores (datos no publicados) y podría estar ligado a las mayores precipitaciones (de Köning *et al.*, 2002) que se mencionó anteriormente. También es de interés señalar que en los bosques de ciprés el mantillo originado por esta especie es de pH alto (cercano a 8, Gobbi 2000) lo que también puede estar influyendo en los altos valores de pH (H₂O) de referencia.

En los sitios más húmedos, la plantación de coníferas exóticas (más productiva que los bosques nativos, Andenmatten y Letourneau, 1997; Chauchard *et al.*; Davel, 1998) presentó pHs (H₂O) menores que el control, pero las diferencias no fueron significativas, aunque se subraya que el número de pares de sitios en este estudio fue bajo (n:4), por lo que sería deseable contar con mayor información de estas plantaciones.

Bohn (1986), Musto (1991) y

Parffit y colaboradores (1997) mencionan, entre otros, que una disminución de la saturación de bases del complejo de intercambio por su acumulación en la biomasa podría ser un factor clave en la reducción del pH aunque otros factores, tales como la lixiviación de las bases o la producción de ácidos por parte de la materia orgánica podrían estar actuando. En el caso de estudio, el análisis detallado de los cambios en el contenido de bases mostraron que, en los primeros 25 cm., en dos de los cinco sitios analizados ("Quechuquina" y "Lote 69") los contenidos de bases de intercambio fueron, como se hipotetizaba, significativamente menores en plantaciones que en los sistemas nativos, diferencias ligadas básicamente a los contenidos de Ca. A mayor profundidad, sin embargo, los comportamientos difieren. Mientras que "Quechuquina" (la plantación de pino oregón) sí presentó menores contenidos de bases (y de Ca); en "Loma del Medio" y "Trafal" los contenidos de bases fueron mayores en las plantaciones (mayores contenidos de Ca en el primer sitio y de Ca y Mg en el segundo). Esto implica entonces que los cambios en los contenidos de bases estarían asociados sólo parcialmente a los cambios en pH observados. En "Trafal", una plantación sobre suelo aluvial de por sí pobre, con bajos contenidos de

Ca en el control y baja capacidad de intercambio catiónico (y posiblemente baja capacidad de amortiguamiento), deberían ser analizados los procesos que determinan el incremento de bases en profundidad con metodologías específicas que consideren la dinámica de cationes en el suelo. Estudios más profundos también deberían ser llevados a cabo para comprender los procesos de aumento de bases en "Loma del Medio".

La vieja plantación de pino oregón sobre bosque de coihue (sitio "Quechuquina") fue sin duda la que provocó los mayores cambios, tanto en pH como en bases, aunque un sitio similar (Quiñilhue) pero plantado con pino ponderosa no mostró esas diferencias. Este último resultado se asemeja a lo hallado por Broquen *et al.* (1995) para el sudoeste de Neuquén. El mayor cambio puede deberse entonces a que la especie considerada es más productiva, sumada a la edad de la plantación (50 años).

Schlatter y colaboradores (1993) y Schlatter y Gerding (1999) analizaron la concentración, acumulación y extracción de elementos nutritivos en pino radiata en Chile, determinando que en una rotación la plantación logra extraer entre un 43 y un 177 % del Ca disponible y entre un 20 y un 131 % del Mg, según la intensidad de la cosecha

y el tipo de suelo –los porcentajes mayores corresponden a arenales-, lo que equivale a hasta 300 kg/ha. Las intensas extracciones de Ca, han sido consideradas críticas en plantaciones de bosques templados de todo el mundo (Weetman y Webber, 1972 ; Turner, 1981; Timmer, *et al* 1982; Alban, 1982, Johnson, 1982- en Binkley, 1986-). Ranger, *et al.* (2002) sugieren que, para *Pseudotsuga mensiezii* en Francia, una rotación comercial normal requiere indefectiblemente el aporte de fertilizantes.

Dado que la tendencia (todos los sitios reunidos) es hacia un descenso de pH (H₂O) en los primeros 25 cm., se sugiere que sucesivas futuras rotaciones, podrían producir cambios significativos de pH (H₂O) en suelo a esta profundidad, aunque estos valores serían bajos y no biológicamente críticos a corto plazo. Khana y Ulrich (1984) presentan claramente la manera en que los suelos de regiones templadas pueden descender su pH en forma escalonada debido al efecto de amortiguamiento derivado de diferentes componentes del mismo. En el rango de pHs entre 6,2 a 5 (denominado rango de amortiguamiento de silicatos) se asegura un aprovisionamiento de nutrientes a las plantas adecuado y balanceado, sugiriendo que es el valor de pH dentro de los cuales los

manejadores de sistemas deberían mantener el suelo. Por debajo de estos valores de pH (y hasta el valor de 4,2) actuaría el sistema de amortiguamiento de "intercambio catiónico". En este rango un efecto negativo para las plantas es la reducción de la capacidad de intercambio catiónico, mientras que las formas de aluminio soluble e intercambiables presentes con este nivel de acidez pueden producir efectos adversos sobre la actividad biótica del suelo produciendo una acumulación de materia orgánica y una menor tasa de recirculación de nutrientes. Valores de pH aún menores (entre 4,2 y 3,8) presentan efectos fitotóxicos directos sobre las plantas, además de la drástica reducción de la capacidad de intercambio catiónico, la acidificación del subsuelo y del agua de drenaje (Khana y Ulrich, 1984). Por ello, de emplearse el pH como indicador del mantenimiento de la capacidad productiva de los sistemas, se sugiere emplear umbrales de aceptación de entre 6,5 y 5, como rango óptimo, y un mínimo aceptable de 4,2; por debajo del cual se consideraría al suelo como "deteriorado". El rango actual de pHs (H₂O) registrados en este estudio muestra entonces que los mismos se hallan dentro del rango óptimo, aunque para el caso más extremo de cambio (la plantación de pino oregón de "Quechuquina") se muestra una menor capacidad de intercambio catiónico

efectiva bajo la plantación y la presencia de cargas electronegativas (diferencias entre pH (H₂O) y en KCl mayor a 0,5). En los otros sitios, también se presentan este tipo de cargas aunque sin reducir en forma significativa la capacidad de intercambio.

La comparación de los contenidos de fósforo disponible mostró un incremento de dicha fracción adjudicándose el efecto a las plantaciones. Se sugiere que este incremento podría deberse al efecto de las micorrizas que aumentan la solubilidad de este nutriente. Frossard, y colaboradores (2000) subrayan la estrecha relación entre el fósforo orgánico soluble y lábil en la rizosfera con la actividad microbiana y con la acción de las enzimas fosfatasas extracelulares. Las asociaciones con micorrizas que liberan dichas enzimas han sido estudiadas en varias especies (Joner, *et al*, 1995; Gahoonia y Nielsen, 1995; Firching y Claassen, 1996 citado en Frossard *et al.*-2000-). En estudios de disponibilidad de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* en Nueva Zelandia (Davis y Lang 1991; Chen, 2000) se halló un incremento del fósforo inorgánico y una reducción en el fósforo orgánico, aunque sólo a través de un ensayo de laboratorio permitieron sugerir que este fenómeno se debía a ectomicorrizas. Es sabido

que las ectomicorrizas (como las que presentan el pino ponderoso y el pino oregón) permiten aumentar considerablemente su área de acción, distribuyéndose sobre las raíces pero también a grandes distancias en el suelo siendo entonces muy eficientes en su capacidad de absorber agua y nutrientes y solubilizar el fósforo. Las endomicorrizas, en cambio, normalmente presentan un radio de acción restringido a los alrededores de las raicillas (Sylvia *et al.*, 2006). En este estudio, las diferencias significativas en el contenido de fósforo disponible se encontraron al analizar todos los pares de sitios conjuntamente (n: 5) y al evaluar en detalle “Loma del Medio”, “Trafal” y “Lote 69”, mientras que en “Quechuquina” e “Isla Victoria” no se hallaron cambios significativos. Barroetaveña y Rajchenberg (2003_a y 2003_b) señalan que la vegetación de la zona de estepa y ecotono –bosques de ciprés- (donde se hallan ubicados los tres primeros sitios mencionados) presenta micorrizas endotróficas, y por ende menos efectivas, mientras que los bosques de coihue (que es la vegetación “control” del segundo grupo de sitios mencionados) sí presentan ectomicorrizas. Los resultados serían entonces consistentes con la hipótesis que relaciona la mayor disponibilidad del P con la presencia de ectomicorrizas asociadas a las coníferas implantadas en suelos donde

las mismas no estaban presentes.

En relación a la densidad aparente, las diferencias halladas en los primeros 25 cm. al reunir todos los datos y en ambientes de ciprés señaló que sería de interés profundizar los mecanismos ligados a este proceso, y que es una variable que también deberá ser monitoreada para asegurar que la fertilidad física del suelo se mantenga. En los ambientes de estepa se partió de valores mayores de densidad en el sistema nativo, que podría estar determinada por la diferente densidad de los materiales parentales. En áreas donde se realizan plantaciones sin acción intensa de la maquinaria no es común hallar un efecto directo de las plantaciones sobre esta variable. Aunque Kongsom (1989) en Tailandia, halló un incremento en la densidad aparente (y una disminución en la porosidad) al evaluar el efecto directo de las plantaciones reemplazando vegetación nativa, Sánchez–Marañón y colaboradores (2002) evaluaron 47 sitios del sur de España reconociendo el efecto deteriorante de la agricultura y la ganadería en la fertilidad física de los suelos al evaluar la erodabilidad y compactación de suelo, no hallando estos efectos en plantaciones de *Pinus spp.* También el uso silvopastoril de los bosques puede producir mayor compactación, como lo analizaran Krzic

y colaboradores (1999) en Columbia Británica. En relación al efecto de las plantaciones en Patagonia en las que no ha intervenido aún la maquinaria, Broquen y colaboradores (2000) determinaron que, en el sudoeste de Neuquén, las raíces de los pinos modificaban la estructura del horizonte superficial (de granular a masiva), pero sin cambiar la porosidad total ni la densidad aparente en estepas o bosques nativos.

Por último, se recomienda que, en base a las tendencias halladas, el pH (H₂O) (y el pH -KCl-) y la densidad de suelo sean tenidos en cuenta a lo largo de sucesivas rotaciones, así como si se evalúa la posibilidad de retornar a la vegetación original del sistema. En futuros estudios será necesario profundizar el análisis de los ciclos de nutrientes, tanto en los ambientes naturales como en las plantaciones, analizando el efecto preciso de diferentes formas de extracción de la biomasa acumulada para distintas calidades de suelos e intensidad de manejo (como sugieren Burger y Kelting, 1999) de manera de conocer los balances del ciclo productivo (Olsson, 1999; Ranger y Turpault, 1999; Wei et al., 2000; Fox, 1999), así como la dinámica de los mismos en las fracciones minerales y la materia orgánica del suelo y los mecanismos subyacentes en el

aumento de la densidad de suelo. De esta manera se podrán fijar umbrales apropiados para otras posibles variables indicadoras.

CONCLUSIONES

En la región estudiada se hallaron diferencias estadísticamente significativas de pH (H₂O), entre la vegetación natural y las plantaciones de coníferas de rápido crecimiento en los primeros 25 cm. de 0,1 puntos de pH (H₂O), ligadas parcialmente a una disminución de bases, no encontrándose esta variable, sin embargo, dentro de rangos críticos. Indicadores como el pH en H₂O y en KCl pueden emplearse para realizar una primera prospección de la fertilidad química de los suelos, aunque el análisis de detalle del consumo de bases y disponibilidad de nutrientes que incluyan los ciclos de la materia orgánica debería complementar aquel estudio que pretenda brindar soluciones a posibles carencias. Se concluye que, aunque los valores de pH se hallan dentro del rango que presenta mayor calidad de suelo para las plantas se encontraron tendencias hacia el empobrecimiento del sistema, por lo que será importante monitorear la calidad de suelo de estos sistemas para asegurar el mantenimiento de la capacidad productiva de los mismos.

Del mismo modo existe una tendencia al aumento de la densidad del suelo bajo plantaciones, siendo necesario ahondar en los procesos subyacentes para poder tomar medidas de mitigación si éstos se profundizan.

Cuando se parte de sitios de ecotono, las coníferas implantadas, además, podrían estar logrando poner a disposición de la vegetación un mayor contenido de fósforo, elemento que usualmente es limitante para el crecimiento en la región, efecto que podría estar ligado a la asociación de los pinos con ectomicorrizas. En este sentido, se estaría mejorando la calidad del sitio.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo del Proyecto Forestal de Desarrollo (SAGPyA, PIA 2/00), al INTA (Proyecto Nacional 567) y al Proyecto “Evaluación del potencial de secuestro de carbono en proyectos de forestación y bosques secundarios en dos zonas climáticas de Sudamérica”, INTA-Göttingen (GTZ-TÖB), dirigido por E. Veldkamp. Agradecemos también el aporte de María Victoria Cremona y Carlos López (EEA INTA Bariloche) y los fructíferos comentarios sobre el texto de Pablo Laclau, Ernesto Andenmatten y revisores anónimos.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBAN, D. 1982. Effect of nutrient accumulation by aspen, spruce and pine on soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 46: 853-861.
- ANDENMATTEN, E.; LETOURNEAU, F. 1997. Tablas de volumen de rodal para *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco y *Pinus ponderosa* (Dougl.) Laws de aplicación en la región Andino-Patagónica de las Provincias de Río Negro y Chubut. IUFRO Conference, Valdivia, Chile, septiembre 1997
- BARROETAVERÑA, C.; RAJCHENBERG, M. 2003a. Las micorrizas y la producción de plántulas de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco en la Patagonia, Argentina. *Bosque* 24:1 (3-15).
- BARROETAVERÑA, C.; RAJCHENBERG, M. 2003b. Las micorrizas y la producción de plántulas de *Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws. en la Patagonia, Argentina. *Bosque* 24:1 (17-33).
- BARROS, V.R.; CORDON, V.; MOYANO, C.; MÉNDEZ, R. FORQUERA, J.; PIZZIO, O. 1983. Cartas de Precipitación de la zona oeste de las Provincias de Río Negro y Neuquén.
- BESOAIN, E; SEPÚLVEDA, G. 1985. Minerales Secundarios. *En: INIA (ed). Suelos Volcánicos de Chile. Capítulo 2.2. 1º Ed. Santiago, Chile.*
- BOHN, H.; MC NEAL, B.; O’CONNOR, G. 1985. *Soil Chemistry* (2nd ed.). John Wiley & Sons, 341 pgs..
- BINKLEY, D. 1986. *Forest Nutrition Management*. John Wiley & Sons, Inc. U.S.A., 290 pgs.
- BINKLEY, D. 1994. The influence of tree species on forest soils: processes and patterns. *En : Mead, D; I Cornforth (eds) Trees and Soil Workshop. Proceedings. New Zealand. Special Publication N° 10, Chapter 1: 1-24.*
- BROQUEN, P.; GIRARDIN, J.; FUGRONI, M. 1995. Evaluación de algunas propiedades de suelos derivados de cenizas volcánicas asociadas con forestaciones de coníferas exóticas (S.O. de la provincia de Neuquén – R. Argentina-). *Bosque* 16 (2): 69-79.
- BROQUEN, P.; FALBO, G.; FUGRONI, C.; GIRARDIN, J.; GUIDO, M.; P. MARTINESE. 2000. Estructura y porosidad

- en andisoles con vegetación natural y con plantaciones de *Pinus ponderosa* Dougl. en el suroeste de Neuquén, Revista Bosque 21 (1): 25-36.
- BROQUEN, P.; J. GIRARDIN; G. FALBO; F. CANDAN; A. APCARIÁN; V. PELLEGRINI; M. MARTÍNEZ. 2002. Efecto del pino ponderosa sobre el suelo y su relación con la productividad. Jornadas Técnicas de divulgación. Grupo de Suelos – sustentabilidad. AUSMA, Fac. Cs. Agrarias, Univ. Comahue.
- BURGER J.; KELTING, D. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. Forest Ecology and Management 122: 155-166.
- CABRERA, A. 1976. "Regiones Fitogeográficas Argentinas", en Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. Editorial ACME S.A.C.I. Buenos Aires. 85 p.
- CHEN C.; CONDRON L.; DAVIS M.; SHERLOCK, R. 2000: Effects of afforestation on phosphorous dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. Plant and Soil 220: 151 - 163.
- CHAUCHARD, L.; SBRANCIA, R.; PEÑALBA, M.; RABINO, A.; MARESCA L.;BLAHER, C. 1997. Dinámica y manejo del bosque de Nothofagus. Administración de Parques Nacionales, Universidad Nacional del Comahue, I.N.T.A., 93 págs..
- CIFOR, 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. A C&I developer's reference. CIFOR, Indonesia, 10 Vol.
- COLMET DAAGE, F.; MARCOLIN, A.; LÓPEZ, C.; LANCIOTTI, M.L.; AYESA, J.; BRAN, D.; ANDENMATTEN, E.; BROQUEN, P.; GIRARDIN, J.; CORTÉS, G.; IRISARRI, J.; BESSOAIN, E.; SADZAWKA, A.; SEPÚLVEDA, G.; MAZZARO, S.; MILLOT, G.; BOULEAU, P. 1988 Características de los suelos derivados de las cenizas volcánicas de la cordillera y precordillera del norte de la Patagonia. SC. De Bariloche. INTA – ORSTROM, 167 pp
- COLMET DAAGE, F.; M.L. LANCIOTTI Y A.A. MARCOLIN. 1995. Importancia forestal de los suelos volcánicos de la Patagonia Norte y Central. INTA – SAGPyA, 27pp.
- CORDON, V.; FORGUERA, J.; GASTIAZORO, J. 1993. Estudio microclimático del área cordillerana del SO de la provincia de Río Negro, "Carta de precipitación". Facultad de Ciencias Agrarias, UNCOMA, Cinco Saltos, Río Negro, 19pp.
- DAI, Z; LIU, X.; WANG, X; ZHAO, D. 1998. Changes in pH CEC and exchangeable acidity of some forest soils in Southern China during the last 32-35 years. Water, Air and Soil Pollution, vol 108,3-4:377-390.
- DAVEL, M. 1998. Identificación y caracterización de zonas para crecimiento de oregón en la Patagonia andina argentina. Tesis Magíster. Univ. Austral de Chile, Valdivia, Chile, 123 pp..
- DAVIS M.; LANG, M.H. 1991. Increased nutrient availability in topsoils under conifers in the South Island High Country. New Zealand Journal of Forestry Science 21: 165-179.
- DE KÖNNING, F.; OLSCHESKI, R.; VELDKAMP, E.; BENITEZ, P.; LACLAU, P.; LÓPEZ, M.; DE URQUIZA, M.; SCHLICHTER, T. Evaluation of the CO₂ sequestration potential of afforestation projects and secondary forests in two different climate zones of South America. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Alemania 149 pp.
- DEZOTTI, A.; SANCHOLUZ, L. 1991. Los Bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina, ubicación, estructura y crecimiento. Bosque 12 (2): 43-52.
- FERNÁNDEZ, R. 1995. Influencia de la compactación producida durante la tala rasa sobre la productividad del segundo ciclo de *Pinus taeda* L. Bosque 16 (2): 91-99.
- GOBBI, M. 2000. Aspectos ecológicos del manejo productivo de bosques puros y densos de *Austrocedrus chilensis*. Tesis doctoral de la Universidad Nacional del Comahue. 207 pp.
- KING, T; HAINES, S. 1979. Soil compaction absent in plantation thinning. USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Research Note SO-251.
- KRZIC, M.; NEWMAN, R.; BROERSMA, K.; BOMKE, A. 1999. Soil compaction of forest plantations in interior British Columbia. Journal of Range Management, 52: 671-677.

- KUO, S. 1996. Phosphorous. Chapter 32. *En: Sparks, DL ed. Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America. Book Series N° 5. American Society of Agronomy Inc. Madison, Wisconsin, USA.*
- LACLAU, P. 2002. La forestación en la Patagonia y el cambio climático. INTA-GTZ, 55 pág.
- LACLAU, P.; OLSCHESKI, R.; SCHLICHTER, T.; DE KÖNING, F. 2003. Rentabilidad comparada del uso forestal y ganadero del suelo en el NO de la Patagonia. TÖEB Serial Number: TWF-415, 56 pp.
- LANCIOTTI, M. L. 2000. Influencia de la forestación con coníferas sobre la reacción del suelo en el oeste de la Patagonia Norte. 11ª Conferencia de la Organización Nacional de la Conservación de Suelos. Bs As.
- LEFEVRE, Y. 1997. An assessment of the recent trend of pH and base cations in some forest soils in the Vosges Mountains (north-east France) *Annales des Sciences Forestieres*, vol 54 (5): 483-492.
- LETOURNEAU, F.; LÓPEZ, C.; AYESA, J.; BRAN, D. 1998. Inventario de plantaciones forestales y caracterización del ambiente natural, suelos y vegetación de la Ea. Sta. Lucía, Valle del río Meliquina, Provincia del Neuquén. Informe Interno. Área de Recursos Naturales INTA EEA Bariloche.
- LÓPEZ, C. 2002. Carta detallada de suelos de la cuenca del río Ñirihuau. Com. Téc. Relevamiento e Imágenes N° 81, INTA EEA Bariloche.
- LÓPEZ, C.; GAITÁN, J. 2005. Características y distribución espacial e los suelos del área de San Carlos de Bariloche, Río Negro. Informe Interna Grupo de Suelos, EEA INTA Bariloche.
- MCGINLEY, K.; B. FINEGAN, 2002. Evaluación de la sostenibilidad para el manejo forestal. Determinación de un estándar integrado y adaptativo para la evaluación de la sostenibilidad ecológica del manejo forestal en Costa Rica. CATIE-CIFOR, 75 págs.
- MILES J. 1985. The pedogenic effects of different species and vegetation types and the implications of succession. *Journal of Soil Science* 36: 571-584.
- MUSTO, J. 1991. Impacts of plantation forestry on various soil types. In: *Institue for Commercial Forestry Research Annual Report for 1991: 37-39.*
- PARFITT, R.; PERCIVAL, R.; DAHLEGREN R.; HILL, L. 1997. Soil and solution chemistry under pasture and radiata pine in New Zealand. *Plant and Soil* 191: 279-290
- OLSSON, B. 1999. Effect of biomass removal in thinning and compensatory fertilization on exchangeable base cations pools in acid forest soils. *Forest Ecology and Management* 122: 29-39.
- PRITCHETT, W. 1986. Suelos forestales, propiedades, conservación y mejoramiento. *Limusa*, 633 pág.
- RANGER, J.; TURPAULT, M. 1999. Input-Output budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *Forest Ecology and management* 122: 139-154.
- RANGER, J.; ALLIEA, S.; GELHAYEA, D.; POLLIERA, B.; TURPAULT, M.; GRANIERB; A. 2002. Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study. *Forest Ecology and Management* 171 (1-2): 3-16.
- RUSCH, V.; R. ROVETA; C. PERALTA, B. MARQUÉS; A. VILA; M. SARASOLA; C. TODARO; D. BARRIOS. 2004. Criterios e Indicadores de Manejo sustentable en sistemas silvopastoriles. Informe Proyecto de Investigación Aplicada a los Bosques Nativos, Bosques Andino Patagónicos, SMAyDS.
- SÁNCHEZ-MARAÑÓN, M.; SORIANO, M.; DELGADO, G.; DELGADO, R. 2002. Soil quality in Mediterranean Mountain Environments: Effects of land use change. *Soil Science Society of America Journal* 66 (3): 948-958.
- SAS INSTITUTE INC. 1989. SAS/STAT. Users Guide, version 6, Fourth edition, Volume 2, Cary, N.C. SAS Institute Inc.
- SCHLATTER, J.; RODRÍGUEZ, C.; PRADO, J.; GERDING, V. 1993. Concentración y acumulación de elementos nutritivos en *Pinus radiata* D. Don. CORFO-Instituto Forestal, Univ. Austral. Informe, 24 pp.
- SCHLATTER, J; GERDING, V. 1999. Productividad en el ejemplo de seis sitios característicos de la VIII Región con *Pinus radiata* D. Don. *Bosque* 20 (1): 65-78.
- SYLVIA, D.; FURHMANN, J.; HARTEL, P.; SUBERER, D. 2005. Principles and

applications of soil microbiology. 2nd ed. Prentice Hall, U.S.A. 550 pgs..

TAMM, C.; HALLBACKEN, L. 1986. Changes in soil pH over a 50-year period under different forest canopies in Southeast Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 337-341

TIMMER, V.; SAVINSKY H.; MAREK, G. 1982. Impact of intensive harvesting on nutrient budgets of boreal forest stands. *En: R Wein, R. Riewe and I Methven (eds) Resources and dynamics of the boreal zone. Association of Universities for Northern Studies. Ottawa: pp 131-147.*

TURNER, J. 1981 Nutrient cycling in an age sequence of Western Washington Douglas fir stands. *Annals of Botany* 48: 159:169.

URQUIZA, M. 2002. Secuestro de Carbono en suelos bajo uso ganadero y forestal ene. NO de la Patagonia. Report of the Tropical support Program (TÖB) of the Detsche Gessellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn,

Germany. (WWW/gtz/de/toeb

USDA. 1998. Soil Taxonomy, A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Agriculture Handbook No. 436. 2nd edition, USDA, NRSC, USA.

VAN REEUWIJK, L.1986. Procedures for soil analysis. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC). Technical Paper 9. Wageningen, The Netherlands.

WEETMAN, G; WEBER, B. 1972 The influence of weed harvesting on the nutrient status of two spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* 2:351-369.

WEI, X.; LIU, W.; WATERHOUSE, J.; ARMLEDER, M. 2000. Simulation of impacts of different management strategies on long term site productivity in lodgepole pine forests of the Central interior of British Columbia. *Forest Ecology and Management* 133: 217-229.

ZAR, J. 1974. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, 120 pp.

Anexo 1 - pH de los suelos bajo plantaciones de pino y la vegetación nativa control

Sitio	pH en H ₂ O				
	control 0-25 cm	plantación 0-25 cm	control 25-50 cm	plantación 25-50cm	
PLANTACIONES EN AMBIENTE DE COIHUE					
Quiñilhue	3	5,1	5,6	5,3	5,5
Quechuquina (pino oregón)*	3'	5,9	5,6	5,9	5,6
Colonia Suiza	34	5,7	5,7	5,9	5,7
Isla Victoria	35	6,0	5,6	6,0	5,7
PLANTACIONES EN AMBIENTE DE CIPRÉS					
Lemu Cuyen	2	5,8	5,6	5,6	5,6
Sta Bárbara	4	5,7	5,7	5,7	6,0
Lote 69 **	5	6,1	5,4	5,7	5,6
Lolog	9	5,5	5,4	5,4	5,6
Santa Lucía	11	5,5	5,7	5,8	5,7
Arroyo del Medio	15	6,1	6,0	6,1	5,9
Mallin Ahogado	16	6,1	5,9	5,6	6,0
Loma del Medio *	17	6,3	6,0	6,2	6,2
El Coihue	20	6,1	5,9	5,9	5,8
Filo Huahum	23	5,8	5,8	5,8	5,8
San Jorge	24	5,8	5,9	5,9	6,0
Chalhuaco	29	5,9	5,9	5,9	5,8
Pájaro Azul	32	5,9	5,6	5,8	5,7
Epuén	39	5,7	5,6	5,6	5,7
PLANTACIONES EN AMBIENTE DE ESTEPA					
Piscicultura	1	6,1	6,0	6,3	6,1
Chapelco	6	5,7	5,7	5,7	5,8
Corfone Junin	8	6,0	6,1	6,1	6,2
Chacabuco casco	10	6,3	6,0	6,5	6,2
Collun-Co	12	6,1	5,6	6,1	5,8
Cta del Ternero	18	5,9	5,5	5,9	5,8
Mallin Cume	19	6,0	5,8	6,1	5,8
Co Otto	22	5,9	6,0	6,0	6,0
Río Trafal *	27	6,0	5,8	6,3	6,1
Fortin Chacabuco	28	6,1	5,9	6,6	6,2
Ñirihuau	33	5,8	5,7	6,3	6,1
Confluencia	38	6,3	6,2	6,7	6,6