

Recibido 28 de junio de 2018 // Aceptado 12 de noviembre de 2018 // Publicado online 06 de mayo de 2020

# Forestación en pastizales: el rol de las especies y el manejo forestal sobre el proceso de salinización secundaria de suelos

MILIONE, G.M.<sup>1</sup>; MUJICA, C.R.<sup>2</sup>; BEA, S.A.<sup>2</sup>; DOMINGUEZ DAGUER, D.<sup>3</sup>; GYENGE, J.E.<sup>4</sup>

## RESUMEN

La introducción de forestaciones con especies de rápido crecimiento donde la vegetación original es la de pastizal puede traer aparejado cambios en los flujos de agua, causando la movilización de las sales disueltas en el suelo. La magnitud/sentido de los flujos hídricos y, por lo tanto, de la acumulación de sales en el suelo dependerá de factores climáticos, hidrogeológicos y biológicos. Para evaluar el efecto biológico, se midió la conductividad eléctrica (CE) del suelo en 12 parcelas apareadas (forestación con *Eucalyptus* spp. y *Pinus radiata* con diversos manejos silvícolas vs. agricultura / pastizal) distribuidas en un sitio en el centro sur de la provincia de Buenos Aires. No se observaron diferencias significativas en la CE del suelo entre todas las situaciones a una profundidad de 0-20 cm. Por el contrario, a los 20-40 cm se encontraron diferencias significativas, midiéndose los valores más altos en macizos de *Pinus radiata* y los más bajos en una tala rasa de dos años de antigüedad de la misma especie. El suelo sometido a agricultura / pastizal y a la forestación con *Eucalyptus* spp. mostró valores similares de CE. Los valores de CE se relacionaron positivamente con la cobertura forestal, mostrando que el manejo silvícola juega un rol determinante en la acumulación de sales en el suelo. Más allá de las diferencias de CE entre usos del suelo, se concluyó que el cambio de la vegetación no generó un aumento de sales que pueda afectar la producción de los cultivos agrícolas y forestales más conspicuos de la región.

**Palabras clave:** impacto de la forestación, salinización secundaria, cambio de uso del suelo, manejo silvícola.

## ABSTRACT

*The introduction of fast-growing species afforestation in grassland could induce changes on the water flows with the consequent soil dissolved salts mobilization. The magnitude / direction of these water flows, and therefore, the soil salts accumulation will depend on climatic, hydrogeological and biological factors. To assess this last one, the soil electrical conductivity (EC) was measured in 12 paired plots (afforestation of *Eucalyptus* spp. and *Pinus radiata* with different silvicultural treatments and crops / grassland) distributed on an area in the south center of Buenos Aires province. No significant differences were observed in the soil EC in all plots at*

<sup>1</sup>CONICET, IHLLA y Cátedra de Dasonomía (UNCPBA). Av. Rca de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina.

Correo electrónico: gmilione@faa.unicen.edu.ar

<sup>2</sup>CONICET e IHLLA. Av. Rca de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. Correo electrónico: claudioramonmujica@gmail.com.ar

<sup>3</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Balcarce, Agencia de Extensión Rural (AER) Tandil Dirección Nacional de Desarrollo Forestoindustrial. Gral. Rodríguez 370 (7000), Tandil, Buenos Aires, Argentina. Correo electrónico: ddforestal@gmail.com

<sup>4</sup>CONICET, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Balcarce, Agencia de Extensión Rural (AER) Tandil, Gral. Rodríguez 370 (7000), Tandil, Buenos Aires, Argentina. Correo electrónico: javier\_gyenge@yahoo.com

0-20 cm depth. Contrary, significant differences were found at 20-40 cm being the highest values measured in *Pinus radiata* plantation, whereas the lowest ones in a two year old felled area of the same tree species. On the other hand, managed agriculture/pasture soils with *Eucalyptus* spp. afforestation showed similar EC values. EC values were positively related to the forest cover, showing that the silvicultural management plays a crucial role in the soil salts accumulation. Beyond the EC differences between land usages, it was concluded that the vegetation changes did not generate an increment in the soil salts that could affect the production of the most conspicuous agricultural and forest crops in the region.

**Keywords:** afforestation impact, secondary salinization, soil use change, silvicultural treatments.

## INTRODUCCIÓN

El cambio de la cobertura vegetal del suelo genera alteraciones en los flujos de agua y solutos, cuya magnitud varía según diversos factores (Nosetto *et al.*, 2008; Jobbágy *et al.*, 2008). Así se han verificado procesos de salinización secundaria como fruto de alguna actividad antrópica que rompe el equilibrio hídrico produciendo la removilización de las sales desde fuentes cercanas (subsuelos salinos, aguas subterráneas, etc.) (Zhang *et al.*, 2003; Bin *et al.*, 2014). Este proceso de salinización secundaria puede surgir como consecuencia de la forestación de pastizales y posee tres componentes impulsores: aspectos de índole biológico, hidrogeológicos y climáticos (Nosetto *et al.*, 2008; Jobbágy *et al.*, 2008).

El componente biológico incide en el proceso de salinización secundaria a través del consumo diferencial de agua dado por las características ecofisiológicas de las especies (Gyenge *et al.*, 2011), su tolerancia a la salinidad (Nosetto *et al.*, 2008) y la redistribución de las precipitaciones a través de la cobertura vegetal (Besteiro y Rodríguez Vagaría, 2012). En general, el consumo diferencial de agua de las forestaciones se encuentra ligado con su productividad, aunque no siempre de manera proporcional (Gyenge *et al.*, 2011). Así los árboles de rápido crecimiento consumen más recursos que los de menor productividad (por ejemplo; Gyenge *et al.*, 2011). En este sentido, ante el caso de que dos especies se cultiven en el mismo sitio, se esperaría la ocurrencia de este proceso de salinización secundaria en la forestación con la especie más productiva. Asimismo, la magnitud de la salinización también dependerá del nivel de tolerancia de las especies a la concentración de solutos en el suelo, tal como lo demostraron Nosetto *et al.* (2008). Estos autores observaron que las especies más tolerantes pueden llevar a una mayor acumulación de sales antes de sufrir los efectos negativos. Además del uso del agua, es importante analizar la interceptación de lluvias por parte del dosel forestal que influye directamente sobre los flujos verticales de agua. Este proceso también difiere entre especies. Por ejemplo, Besteiro *et al.* (2012) estimaron que la interceptación de las precipitaciones de forestaciones de *Eucalyptus* spp. fueron inferiores a forestaciones de *Pinus* spp. Por un lado, estas diferencias generarían cambios en la cantidad de precipitación directa que llegue al suelo, pu-

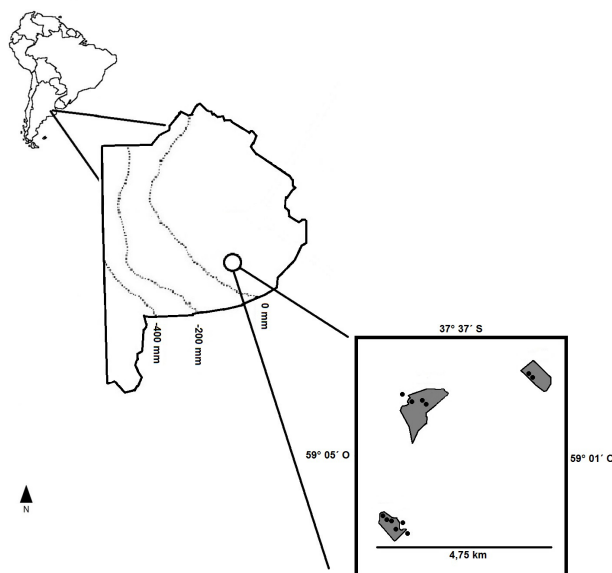
diendo provocar mayores flujos de drenaje y, por lo tanto, un mayor lavado de sales del perfil del suelo (Nosetto *et al.*, 2008; Jobbágy *et al.*, 2008). Por otro lado, tal como menciona Besteiro *et al.* (2013), el cambio de cobertura vegetal modifica los procesos de lavado / lixiviado de sales del suelo. En este sentido, como la cobertura de una forestación puede ser modificada por el manejo (densidad de plantación, podas, raleos), es posible disminuir la evapotranspiración del ecosistema lo que podría generar mayores excesos hídricos y, por lo tanto, un mayor lixiviado de sales del suelo (Zhang, 2001).

El objetivo principal de este trabajo fue el de cuantificar la conductividad eléctrica del suelo (CE,  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) sometido a distintos usos y manejos silvícolas: forestaciones con *Eucalyptus* spp. y *Pinus radiata*, agricultura y pastizal natural. Se utilizó la CE del suelo como un indicador de los cambios en la concentración de sales, permitiéndonos identificar situaciones que comprometan la calidad / productividad de los cultivos agrícolas y forestales más conspicuos de la región.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las sierras de Tandilia, con una altura máxima de 524 m s. n. m., se alzan sobre la llanura bonaerense con orientación NO-SE y tiene una longitud de 350 km desde la ciudad de Mar del Plata hasta la ciudad de Olavarría y un ancho máximo de 60 km (De la Sota, 1967; Dalla Salda *et al.*, 2006). El área de estudio se encuentra en la zona central de este sistema, en el grupo serrano de Tandil-Barker, provincia de Buenos Aires (figura 1). La vegetación natural predominante son los pajonales y matorrales (Frangi, 1975). El clima es templado húmedo con precipitaciones promedio que rondan los 893 mm año<sup>-1</sup> y distribuidas de manera más o menos homogénea a lo largo del año (Aeródromo Tandil, 2016), lo que genera un balance hídrico de 0 a 200 mm año<sup>-1</sup> (Nosetto *et al.*, 2008, figura 1). Los suelos son de textura franca a franca fina, profundos en el piedemonte y en las sierras son poco desarrollados y están emplazados sobre un manto rocoso (INTA, 1989).

Durante el mes de febrero del 2016, se establecieron parcelas apareadas en sitios con una cobertura vegetal herbácea (pastura o pastizal) y otras en forestaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp. Todas las forestaciones



**Figura 1.** Ubicación de la zona de muestreo (círculo hueco) con sus parcelas apareadas (puntos negros), en gris se denota las forestaciones. Con líneas punteadas se denotan los balances hídricos calculados como la diferencia entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial de Penman-Montheith (modificado a partir de Nosetto *et al.*, 2008).

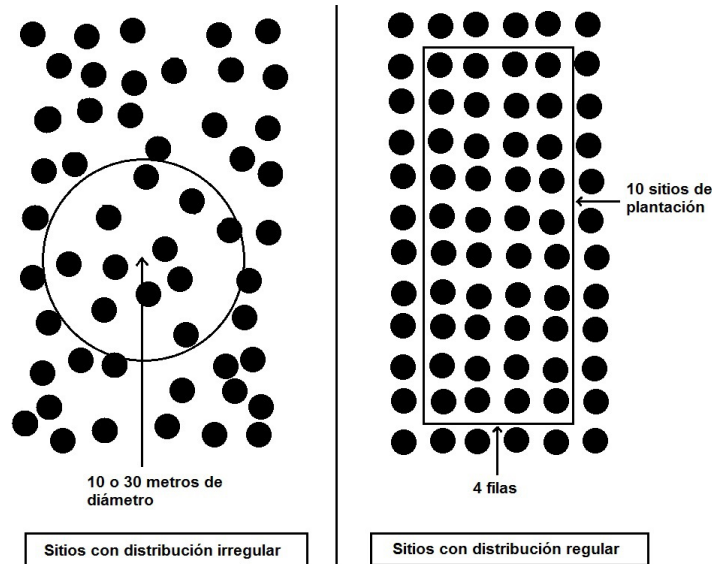
fueron implantadas en 1990 (28 años de edad al momento del muestreo) y poseían diferentes manejos silvícolas. Los manejos silvícolas abarcaron macizos de *Eucalyptus* spp. (EU) y *Pinus radiata* (PD) (códigos EU1, EU2, EU3, PD1, PD2 y PD3, tabla 1), un sistema silvopastoril en fajas de 10 metros de ancho abierta en el año 2011 (código F11, tabla 1), otro silvopastoril con fajas de 14 metros de ancho abierta en el año 2013 (código F21, tabla 1) y una tala rasa realizada dos años antes del muestreo (código Tr2, tabla 1) todos provenientes de macizos de *Pinus radiata*.

Con el objetivo de analizar las características estructurales del rodal y tomar las muestras de suelo, en las parcelas situadas en las forestaciones se demarcó una superficie que tuvo distinto tamaño dependiendo de la densidad y la distribución de los árboles. Así, en unos sitios con distribución irregular de los árboles (sitios EU1, PD2 y EU2) se delimitaron superficies circulares de 10 y 30 metros de diámetro dependiendo del distanciamiento entre los árboles, mientras que en los sitios con una distribución regular (sitios EU3, PD1, PD3) se establecieron parcelas de 4 filas por 10 árboles, midiendo *a posteriori* la superficie ocupada (figura 2).

Tanto en las parcelas con forestaciones como en las establecidas en los cultivos herbáceos, pastizal natural y

Código	Ubicación	Profundidad del suelo (cm)	Textura del suelo	Cobertura
EU1	37°40'9.14"S 59° 4'52.62"O	110		Ed
F21	37°40'8.47"S 59° 4'57.75"O	40		Pr
PD1	37°40'16.92"S 59° 4'41.28"O	40	Franco a Franco arcillo arenoso	Pr
Pas1	37°40'13.38"S 59° 4'38.31"O	80		A
F11	37°40'10.92"S 59° 4'47.02"O	40		Pr
Nat1	37°40'19.69"S 59° 4'31.21"O	40		Pn
EU2	37°38'28.75"S 59° 4'43.62"O	80		Ev
Tr	37°38'28.09"S 59° 4'32.36"O	40	Franco arcilloso a arcillo arenoso	Tr
Nat2	37°38'24.99"S 59° 4'50.05"O	40		Pn
PD2	37°38'30.86"S 59° 4'28.31"O	40		Pr
PD3	37°37'59.38"S 59° 2'33.88"O	40	Franco arcilloso	Pr
EU3	37°38'2.17"S 59° 2'29.64"O	80		Ev

**Tabla 1.** Código y ubicación geodésica de las parcelas, profundidad de suelo (estimada a partir de los mapas de suelo 1:50000, INTA (1989) y corroborado a campo), textura del suelo, cobertura (Ed: *Eucalyptus dalympheana*, Ev: *Eucalyptus viminalis*, Pr: *Pinus radiata*, Pn: Pastizal natural, A: *Avena sativa*, Tr: Tala rasa).



**Figura 2.** Ejemplo de cómo fueron establecidas dentro de la forestación las parcelas muestradas (los puntos negros representan los árboles). Estas parcelas tuvieron distinto tamaño dependiendo de la densidad y la distribución espacial de los árboles.

tala rasa, se extrajeron muestras de suelo en 5 puntos al azar hasta máxima profundidad posible (las limitaciones de profundidad están dadas en todos los casos por la presencia de un manto rocoso o carbonato de calcio cementado). La distancia entre ambas parcelas apareadas fue de, aproximadamente, unos 50 metros buscando la mayor homogeneidad posible en cuanto a pendiente y exposición. Se analizó la conductividad eléctrica del suelo (CE,  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) en diluciones 1:2,5 por medio de un lector OAKTON PC700 con sonda de CE-temperatura 35608-74 y se determinó la textura del suelo de cada muestra por el método de Bouyoucos (p.ej., Bouyoucos, 1962; Elliot *et al.*, 1999).

Con el fin de caracterizar las forestaciones y dentro de cada superficie delimitada, se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP, cm), con cinta diamétrica, de todos los árboles vivos y la altura de los árboles dominantes (H, m) mediante clinómetro Suunto PM-5/360PC (Suunto, Finlandia). Se consideró como pie individual a todos aquellos fustes mayores de 3 cm de diámetro. A partir de estos estadísticos se estimó la densidad (árboles  $\text{ha}^{-1}$ ) y área basal del rodal (AB,  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ; tabla 2) estimada a partir de la sumatoria de todas las áreas individuales obtenidas a partir del DAP. La cobertura forestal se estimó a partir del análisis de fotografías planas mediante el programa ImageJ 1.48v (Wayne Rasband, National Institutes of Health, EE. UU.).

Se analizaron diferencias entre tratamientos (eucaliptos macizo, pinos macizo, pinos silvopastoril, pastizal natural, avena y tala rasa; tabla 3) mediante ANOVA con un  $\alpha = 0,05$  aplicándose test de LSD de Fisher (InfoStat versión 2011). En el caso de las forestaciones con pinos, la mayor profundidad encontrada fue de 40 cm. Por este motivo, se

compararon los valores promedio de CE por cada tratamiento de las profundidades 0-20 y 20-40 cm.

## RESULTADOS

### Caracterización de las forestaciones

Las forestaciones que denominamos macizos (códigos EU1, EU2, EU3, PD1, PD2 y PD3, tabla 1) carecían de manejo silvícola. La densidad de plantación varió desde 127,3 hasta 1572,6 árboles  $\text{ha}^{-1}$  (para macizos de *Eucalyptus viminalis* y *Pinus radiata* respectivamente), mientras que el área basal de los rodales estuvo entre los 22,9 y 91,9  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$  (tabla 2). La cobertura del dosel arbóreo varió entre 11,2% y 76,3%, estimándose para las fajas del sistema silvopastoril y macizo de *Pinus radiata* respectivamente (figura 3), mientras que los macizos de *Eucalyptus* spp. mostraron valores intermedios (de 50 al 60%) (figura 3).

### Variables de suelo por especie y manejo

No se observó una gran variación en la textura de los suelos de los distintos tratamientos, estimándose una textura general franca en la superficie (0-20 cm) a franca arcillosa o arcillosa arenosa en profundidad (20-40 cm, tabla 1).

Por un lado, en general, se observó una tendencia a obtener menores valores de CE en los perfiles de suelos más profundos (tabla 3). No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en la CE del suelo a una profundidad de 0-20 cm, a pesar de los manejos y especies contrastantes (tabla 3). Por el contrario, la CE varió en la profundidad de 20-40 cm en respuesta al uso y al manejo silvícola. Así en el aprovechamiento a tala rasa, con tan solo 2 años de

Código	Especie	N	DAP	AB	H
EU1	Ed	636,6	34,4 ± 12,11	66,1	27
F21	Pr	-	-	-	-
PD1	Pr	1572,6	26,9 ± 4,57	91,9	16,7
F11	Pr	-	-	-	-
EU2	Ev	127,3	46,4 ± 12,3	22,9	26,2
PD2	Pr	700,3	32,4 ± 5,8	58,7	20,2
PD3	Pr	790,7	27,9 ± 6,8	51,1	16,5
EU3	Ev	925,9	22,9 ± 8,7	43,6	21,2

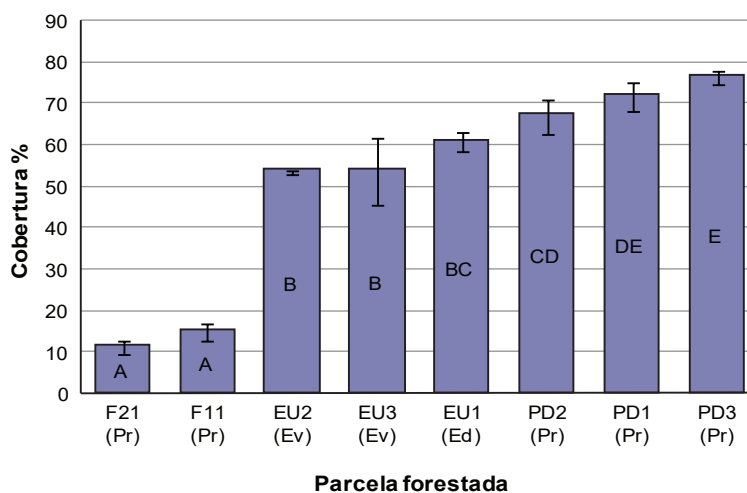
**Tabla 2.** Variables descriptoras de los rodales. Especie= Ed: *Eucalyptus dalrympeana*, Ev: *Eucalyptus viminalis*, Pr: *Pinus radiata*; N= Densidad (árboles ha<sup>-1</sup>); DAP= diámetro del fuste a 1,30 m (cm); AB= área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); H= altura dominante (m).

antigüedad, se midieron los valores más bajos de CE (65,08  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , tabla 3), mostrando diferencias significativas con todos los tratamientos (herbáceas, silvopastoriles y macizos de *Pinus radiata*) excepto con el suelo donde se situaron los macizos de *Eucalyptus* spp. En contraste, a esta profundidad del suelo, los macizos de *Pinus radiata* mostraron los valores más altos de CE (110,44  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , tabla 3) diferenciándose de la tala rasa y los macizos de *Eucalyptus* spp. Por último, la CE del suelo en los sistemas silvopastoriles mostraron valores intermedios (101,31  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , tabla 3), que no se diferenciaron del pastizal ni del cultivo.

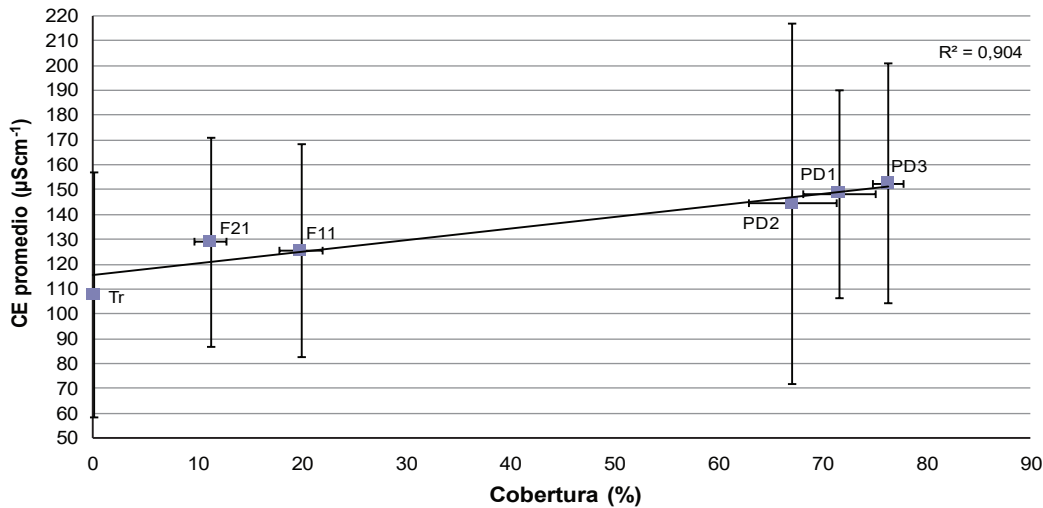
Por otro lado, al analizar los distintos tipos de manejo forestal para la especie *Pinus radiata*, se encontró una relación positiva entre la CE promedio del suelo y la cobertura ( $R^2 = 0,94$ , figura 4).

Especie y sistema de producción	Código	EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	
		Profundidad	
		0-20 cm	20-40 cm
Eucaliptos macizo	EU	148,05 ± 61,40a	71,71 ± 25,87ab
Pinos macizo	PD	186,73 ± 44,62a	110,44 ± 30,19c
Pinos silvopastoril	F	153,46 ± 40,66a	101,31 ± 20,77bc
Pastizal natural	Nat	170,46 ± 37,37a	101,42 ± 33,53bc
Avena	Pas	150,66 ± 23,21a	109,38 ± 24,21bc
Tala rasa	Tr	150,60 ± 28,53a	65,08 ± 11,25a

**Tabla 3.** Conductividad eléctrica del suelo promedio (CE,  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y desvíos en la localidad de Tandil de las parcelas por especie y tipo de sistema de producción, discriminando los valores por profundidad de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas para cada profundidad con un  $\alpha=0,05$ .



**Figura 3.** Cobertura del dosel arbóreo (%) y sus desvíos para cada parcela de la localidad de Tandil. Entre paréntesis la especie correspondiente a cada parcela (Pr: *Pinus radiata*, Ev: *Eucalyptus viminalis*, Ed: *Eucalyptus dalrympeana*). Letras distintas indican diferencias significativas entre parcelas con un  $\alpha = 0,05$ .



**Figura 4.** Relación entre la cobertura (%) y la CE promedio ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ ) para *Pinus radiata* bajo distintos tipos de manejo. Donde PD1, PD2 y PD3; macizos, F11 y F21; fajas silvopastoriles y Tr; tala rasa.

## DISCUSIÓN

### Características de las forestaciones

La variación de la cobertura arbórea se relacionó de manera lógica con los manejos forestales (tabla 2). Así, las mayores coberturas se estimaron en las parcelas de los macizos de *Pinus radiata*, los que, además, mostraron una mayor densidad y área basal. De manera contraria, las fajas silvopastoriles mostraron valores bajos de cobertura (figura 3), propios de estos sistemas de manejo (Fassola *et al.*, 2005).

### Efectos en la CE del suelo producto del cambio de uso

No se observaron diferencias en la CE del suelo entre los tratamientos en los primeros 20 cm de profundidad, más allá del tipo de cobertura vegetal y manejo. Esto posiblemente se deba a un fácil lavado de los cationes debido a la buena infiltración de las texturas francas en la superficie (Weil y Brady, 2017). No obstante, se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos en la profundidad de 20-40 cm, observándose una mayor CE en los macizos de *Pinus radiata* (tabla 3). Este efecto puede ser producto de la mayor cobertura arbórea (figura 3) en conjunto con una acumulación de solutos lixiviados sobre el manto rocoso. Sin embargo, estos valores están muy por debajo de los  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$  ( $1 \text{ dS m}^{-1}$ ), que podrían afectar la producción de los cultivos agrícolas o forestales más sensibles de la región (Hillel, 2000; Marcar *et al.*, 2002; Stirzaker *et al.*, 2002). De manera contraria, se observó la menor CE en el suelo de los macizos de *Eucalyptus* spp. a 20-40 cm, los que poseían una menor cobertura (figura 3) y se encontraban sobre suelos más profundos (tabla 1), permitiendo probablemente un mayor lixiviado de sales en profundidad. Así también, existen antecedentes que plantean la baja ca-

pacidad de retención de agua en el suelo forestal en rodales de *Eucalyptus* spp. frente a pastizales naturales. Esto debido a un mayor porcentaje de macro/mesoporos y a una mayor hidrofobicidad de la materia orgánica (Silveira *et al.*, 2006). Esta combinación de factores favorecería el lavado de sales hacia perfiles más profundos durante los periodos de exceso hídrico.

Como mencionamos, a una profundidad de 20-40 cm, el aprovechamiento a tala rasa obtuvo los valores más bajos de CE (tabla 3). Como es de esperar, el efecto más notorio ocurre al disminuir bruscamente la cobertura forestal. Tal como menciona Roberts (2001), la tala rasa genera un aumento instantáneo del rendimiento hídrico debido a la consecuente caída del consumo de agua. Así, es interesante recalcar lo rápido que se observa una reversibilidad del proceso, ya que se midió una disminución significativa de la CE con solo dos años desde que la forestación fue cosechada. Como complemento, sería interesante analizar los cambios en la calidad de las salidas de agua en las forestaciones sometidas a este tipo de manejo.

La relación positiva entre la CE del suelo y la cobertura forestal (figura 4) pone de manifiesto el valor del manejo silvícola como herramienta para disminuir la acumulación de sales en la rizosfera. En este sentido, las fajas silvopastoriles a una profundidad de 20-40 cm obtuvieron valores intermedios de CE, solo diferenciándose de la tala rasa (mínimo valor absoluto de CE para todas las situaciones consideradas) y muy similares a los del pastizal natural (tabla 3). Así, es importante resaltar la importancia del manejo forestal en cuanto a la acumulación de sales en el suelo, como también a la disponibilidad relativa de los recursos que limitan la productividad (por ejemplo, el agua; Martínez Meier *et al.*, 2015). Entonces, como mencionan Jobbágy *et al.* (2006), la instalación de plantaciones con bajas den-

sidades podría ser considerada como una alternativa de menor impacto en estas regiones que pueda reducir la intensidad de los procesos de salinización secundaria.

### Efecto de las especies en la CE

Tal como se esperaba, los mayores valores de CE fueron estimados en los pinares (tabla 3). En este sentido, *Eucalyptus viminialis* y *Eucalyptus dalrympleana* fueron descriptas como especies de tolerancia baja a moderada (2000 a 4000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; FAO 1981, Marcar *et al.*, 2002), mientras que *P. radiata* se describe como de una mayor tolerancia a la salinidad que estas especies (4000 a 8000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; Marcar *et al.*, 2002). Esto estaría en concordancia con lo encontrado por Nosetto *et al.* (2008), quienes indican que las especies más tolerantes podrían llevar a una acumulación mayor de sales. Finalmente, si bien los crecimientos en el centro de la provincia de Buenos Aires de *Eucalyptus viminialis* son mayores a los de *Pinus radiata* (SINAVIMO, 2014; Ferrere *et al.*, 2015) la CE del suelo mostró una relación inversa, indicando que la mayor productividad no fue un factor determinante como impulsor de un proceso de salinización secundaria. En este sentido, sería importante determinar el consumo y la eficiencia en el uso del agua de ambas especies, no solo teniendo en cuenta el efecto sobre la dinámica de sales en el suelo, sino también sobre el posible impacto sobre los recursos hídricos locales.

### CONCLUSIONES

El cambio de uso del suelo, las distintas especies forestales y el manejo silvícola generan cambios en la magnitud de las sales acumuladas en el suelo. Sin embargo, estas diferencias son reversibles y no de una magnitud tal como para generar consecuencias negativas en los cultivos agrícolas o forestales. Estos resultados contribuyen a comprender que la especie vegetal dominante y el manejo son factores clave para tener en cuenta, ya que impactan rápidamente en los flujos de sales del sistema. Así, una menor expresión de los procesos de acumulación de sales puede ir de la mano de una correcta selección de la especie y de un manejo adecuado de los turnos de corta, densidades de plantación, raleos y escamondos.

### AGRADECIMIENTOS

Nosotros agradecemos al Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) por brindarnos los medios para las mediciones a campo y laboratorio. Agradecemos también a los propietarios de la Ea. San Lorenzo por permitir el acceso a los puntos de muestro. Este proyecto fue financiado por PICT 2013 1223 Prést. BID de FONCYT-MINCYT e INTA (PNFOR 1104073), Argentina.

### BIBLIOGRAFÍA

AERÓDROMO TANDIL. 2016. Datos del periodo 1973-2015, reportados por la estación meteorológica: 876450 (SAZT). Latitud: -37.23, longitud: -59.25, Altitud: 175.

BESTEIRO, S. 2013. Evaluación de la influencia hidrológica de forestaciones en la llanura pampeana. Tesis doctoral. Facultad de ciencias agrarias y forestales UNLP. La plata, Bs. As., Argentina.

BESTEIRO, S.; RODRÍGUEZ VAGARÍA, A. 2012. Redistribución de las precipitaciones sobre plantaciones forestales en un predio del partido de La Plata, Buenos Aires. Rev. Fac. Agron. 111: 75-82.

BIN, H.; YONGLI, C.; WENRUI, R.; HONG, J. 2014. Spatial and seasonal variations of soil salinity following vegetation restoration in coastal saline land in eastern China. Catena 147-153, 118 pp.

BOUYOUCOS, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils, Agron. J., 54, 464-465.

DALLA SALDA, L.; SPALLETTI, L.; POIRÉ, D.; DE ARRIO, R.; ECHEVESTE, H; BENIALGO, A. 2006. Tandilia. INSUGEO. Serie Correlación Geológica, 21: 17-46.

DE LA SOTA, E.R. 1967. Composición, origen y vinculaciones de la flora pteridológica de las Sierras de Buenos Aires (Argentina). Bol. Soc. Argent. Bot. 11: 105-128.

ELLIOT, E.T.; JEIL, J.W.; KELLY, E.F.; CURTIS MONGER, H. 1999. Soil structural and other physical properties. En: ROBERTSON, G.P.; COLEMAN, D.C.; BLEDSOE, C.S.; SOLLINS, P. (ed.). Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research. Oxford Univ. Press, Nueva York. 74-85 pp.

FAO. 1981. El eucalipto en la repoblación forestal. Via delle Terme di Caracalla, 00100 Roma, Italia.

FASSOLA, H.; PACHAS, N.; LACORTE, S. 2005. Estimación de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y niveles de sombra bajo dosel de *Pinus Taeda* en la provincia de Misiones y NE de Corrientes. INTA EEA Montecarlo.

FERRERE, P.; LUPI, A.M.; BOCA, T. 2015. Growth of *Pinus radiata* undergoing different thinning and pruning treatments in the Southeast of the province of Buenos Aires, Argentina. Bosque 36(3): 423-434. DOI: 10.4067/S0717-92002015000300009

FRANGI, J.L. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales y el medio en las Sierras de Tandil (provincia de Buenos Aires). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 16: 293-319.

GYENGE, J.E.; FERNÁNDEZ, M.E.; LICATA, J.; WEIGANDT, M.; BOND, B.; SCHLICHTER, T. 2011. Uso del agua y productividad de los bosques nativos e implantados en el NO de la Patagonia: aproximaciones desde la ecología y la ecofisiología. Ecología Austral (Número especial: Ecofisiología de especies leñosas) 21: 271-284.

HILLEL, D. 2000. Salinity Management for Sustainable Irrigation. Integrating Science, Environment, and Economics. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank 1818 H Street, N.W. Washington, D.C. 20433, EUA.

INTA. 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. Instituto de suelos - INTA Buenos Aires, 525p.

JOBBÁGY, E.G.; NOSETTO, M.; SANTONI, C.; BALDI, G. 2008. El desafío ecología hídrica de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. Ecología Austral 18:305-322. Doi:10.1029/2007GB003000

JOBBÁGY, E.G.; NOSETTO, M.; PARUELO, J.M.; PIÑEIRO, G. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. Ciencia Hoy, Vol. 16 N.º 95. 12-21.

MARCAR, N.; CRAWFORD, D.; LEPPERT, P.; JOVANOVIC, T.; FLOYD, R.; FARROW, R. 2002. Trees for saltland; a guide to selecting native species for Australia. CSIRO Press, Melbourne Victoria, Australia. 72 p.

MARTINEZ-MEIER, A.; FERNÁNDEZ, M.E.; DALLA-SALDA, G.; GYENGE, J.; LICATA, J.; ROZENBERG, P. 2015. Ecophysiological basis of wood formation in ponderosa pine: linking water

flux patterns with wood microdensity variables. *Forest Ecology and Management* 346: 31-40. DOI 10.1016/j.foreco.2015.02.021

NOSETTO, M.; JOBBÁGY, E.; TÓTH, T.; JACKSON R. 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*. 22 (2), art. N.º GB2015.

ROBERTS, J. 2001. Catchment and process studies in forest hydrology: implications for indicators of sustainable forest management. En: RAISON R.J.; BROWN, A.; FLINN, D. (ed.). *Criteria and indicators for sustainable forest management*. IUFRO 7, CABI Publishers. 259-310 pp.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J.; MARTÍNEZ, L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia*. Vol. x N.º 2: 75-93.

STIRZAKER, R.; VERTESSY, R.; SARRE, A. 2002. *Trees, Water and Salt: An Australian guide to using trees for healthy catchments and productive farms*, Canberra.

WEIL, R.R.; BRADY, N.C. 2017. *The Nature and Properties of Soils*. Fifteenth Edition, Pearson Education, Inc. United States of America. 1071 p.

ZHANG, L.; DOWLING, T.; HOCKING, M.; MORRIS, J.; ADAMS, G.; HICKEL, K.; BEST, A.; VERTESSY, R. 2003. Predicting the effects of large-scale Afforestation on annual flow regime and Water allocation: an example for the Goulburn-broken catchments. Technical report 03/5. Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Canberra, CSIRO Land and Water.

ZHANG, I.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resource Research* 37: 701.