

MANEJO DE RESIDUOS DE *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden EN SITIOS CONTRASTANTES

MANAGEMENT OF RESIDUES FROM *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden HARVESTING IN CONTRASTING SITES

Ana Maria Lupi¹ Teresa Boca² Maria De Los Angeles Garcia³ Diana Diaz⁴ Luciana Ingaramo⁵

RESUMEN

En la región NE de Argentina existe poca información sobre el impacto que tienen las diferentes alternativas de manejo de residuos de la cosecha forestal sobre las propiedades edáficas. En este estudio se analizó el efecto a corto plazo de sistemas de manejo de residuos de la cosecha de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, sobre la concentración del carbono orgánico total del suelo (COT) y la fracción particulada (COP), su estado estructural y la conductividad hidráulica saturada. El estudio se desarrolló en dos sitios de la Provincia de Entre Ríos, Argentina, en un suelo Aquic Hapluderts (S1) y en un Fluventic Hapludolls (S2). Se aplicaron los siguientes tratamientos: 1. Extracción total de residuos (ER), 2. Conservación de residuos (CR), 3. Quema de residuos-testigo (QR), 4. Doble adición de residuos (DAR). El muestreo de suelos en las profundidades 0-5 cm y 5-10 cm se realizó a los 18 (S1) y a los 22 (S2) meses de aplicar los tratamientos. En el corto plazo, el efecto de los tratamientos dependió del tipo de suelo y de la variable analizada. Los contrastes más importantes se debieron al efecto de las características intrínsecas del suelo sobre el tamaño de los agregados y la conductividad hidráulica saturada. La conservación de residuos no aumentó la concentración de COT ni modificó la calidad de la materia orgánica medida a partir de COP. El suelo Aquic Hapluderts presentó agregados más grandes, más estables y una mayor K_{sat} en comparación con el Fluventic Hapludolls. En el Aquic Hapluderts se observó una mayor conductividad hidráulica saturada en los tratamientos con conservación de los residuos (DAR y CR), debido a que la cobertura preservaría el sistema poroso en la interfase suelo-atmosfera. El Fluventic Hapludolls fue menos estable y los tratamientos no modificaron significativamente el tamaño de los agregados ni la conductividad hidráulica saturada. Considerando que las características del sitio tienen efectos de corto plazo y las variables respuesta son afectadas de manera diferencial es necesario realizar un monitoreo de los parámetros evaluados para analizar las respuestas y las recomendaciones según el suelo.

Palabras clave: residuos de cosecha; carbono orgánico del suelo; estabilidad de agregados; conductividad hidráulica saturada.

ABSTRACT

In northeastern Argentina, very little is known about the impact of various techniques of management of residues from forest harvesting on soil properties. We carried out this study in two sites in Entre Ríos Province (Argentina): post-harvest of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden stands in an Aquic Hapludert

1 Ingeniera Forestal, MSc., Instituto de Suelos, Centro de Investigación en Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Nicolas Repetto y de los Reseros s/n (1686), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina. lupi.ana@inta.gob.ar

2 Ingeniera Agrónoma, MSc., Instituto de Clima y Agua, Centro de Investigación en Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Nicolas Repetto y de los Reseros s/n (1686), Hurlingham, Buenos Aires, Argentina. boca.teresa@inta.gob.ar

3 Ingeniera Forestal, MSc., EEA Concordia INTA, Estación Yuquerí, Ruta Provincial 22 y vías del Ferrocarril (3200), Concordia, Entre Ríos, Argentina. garcia.mariaa@inta.gob.ar

4 Ingeniera Agrónoma, Dr^a, EEA Concordia INTA, Estación Yuquerí, Ruta Provincial 22 y vías del Ferrocarril (3200), Concordia, Entre Ríos, Argentina. diaz.diana@inta.gob.ar

5 Ingeniera Agrónoma, MSc., EEA Concordia INTA, Estación Yuquerí, Ruta Provincial 22 y vías del Ferrocarril (3200), Concordia, Entre Ríos, Argentina.

(S1) and in a Fluventic Hapludoll (S2). We analyzed the short-term effects of four techniques of residue management from eucalypt harvesting: extraction of residues (ER), conservation of residues (CR), burning of residues (BR=control treatment) and conservation of double the regular quantity of residues (CDQR), which consisted in adding residues from one plot to the adjacent one. Soils were sampled at 0-5 cm and 5-10 cm in 18 (S1) and 22 months (S2) after the techniques of management of residues were applied. Soil organic carbon (SOC), particulate organic carbon (POC), soil structure and saturated hydraulic conductivity (K_{sat}) were determined. Short-term effects of the techniques applied depended on the soil type and on the soil property analyzed. The main differences between soil properties were due to the effect of soil type on the size of the aggregates and on K_{sat} . CR caused neither SOC increase nor POC changes, whereas CDQR and CR increased K_{sat} in S1, thus suggesting that the surface cover preserves porosity at the soil-atmosphere interphase. In contrast, S2 showed no significant differences between the effects of the techniques on soil properties. S1 showed large, stable aggregates and high K_{sat} , whereas S2 showed less stable structure. Site characteristics such as soil texture affect the short-term response of soil properties, thus indicating further evaluations of soil properties are needed to analyze the techniques of management of residue effects and give management recommendations based on the soil type.

Keywords: harvest residues; soil organic carbon; aggregate stability; saturated hydraulic conductivity.

INTRODUCCION

La provincia de Entre Ríos, localizada en la Mesopotamia Argentina, posee 150.000 ha forestadas principalmente con *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y sobre la costa del Río Uruguay (AGER, 2012). Esta provincia ocupa el tercer lugar en el país en cuanto a superficie forestada y es el segundo productor del género *Eucalyptus* (ARGENTINA, 2009).

En esta zona las forestaciones se disponen sobre suelos que generalmente no se destinan al uso agrícola y hasta el momento soportaron uno o dos ciclos forestales previos con manejo de rebrotes y turnos de corta tempranos (entre los 9 y 12 años). Estudios regionales desarrollados por Goya (2004) y Barrera, Goya y Frangi (2005), en plantaciones de *Eucalyptus grandis* refieren que esta especie, en comparación a otras, presenta elevadas demandas de nutrientes acordes a sus tasas de crecimiento y a la silvicultura intensiva a las que se somete. Los sistemas de producción con especies de rápido crecimiento, rotaciones cortas y manejo intensivo de los recursos del sitio pueden afectar la productividad del suelo a largo plazo (GONZÁLEZ et al., 1997; POWERS, 1999). Las operaciones que se han definido como conflictivas, por su potencial efecto negativo, se realizan en el periodo de interrotación. Una de ellas es la cosecha; ésta genera una exportación de carbono (C) y de nutrientes esenciales como el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), a partir de la biomasa cosechable. En combinación con la posterior quema de residuos se puede promover la pérdida adicional de estos nutrientes y de la materia orgánica del suelo (MOS) (GOYA et al., 2003; 2009; MARTIERENA; VON WALLIS; KNEBEL, 2009; GOYA et al., 2013). El creciente uso de residuos de la cosecha con fines energéticos, reduce los retornos de biomasa y con ello el retorno de C y nutrientes al suelo.

A pesar de las advertencias que se han emitido en numerosos estudios, existen otras investigaciones donde se plantean que el impacto del manejo forestal intensivo inter-rotación no siempre puede ser registrado dado que existen múltiples factores que interactúan como lo son el tipo de suelo y el tiempo transcurrido desde la aplicación de los tratamientos, entre otros aspectos (NAVE et al., 2010).

Una forma de analizar los disturbios ocasionados al suelo como consecuencia del manejo es mediante el análisis de los cambios en la MO y en la agregación del suelo. Estudios como los realizados por Mathers y Xu (2003), Merino et al. (2004), Chen y Xu (2005) y Tutua et al. (2008), analizaron algunas propiedades edáficas y la productividad de las plantaciones en relación al manejo de los residuos post-cosecha. Los autores mostraron los efectos positivos de la retención de residuos sobre el carbono orgánico total (COT) del suelo y los parámetros de calidad de la materia orgánica del suelo (MOS), en comparación con la eliminación de residuos. Otras investigaciones informan efectos de diferentes magnitudes o bien no han detectado cambios sobre la MOS y la condición física del suelo (GIUFFRÉ et al., 2002; GATTO et al., 2003; MATHERS et al., 2003; DU TOIT et al., 2004).

La MOS es una propiedad de estudio relevante ya que sintetiza el funcionamiento del suelo y

regula los procesos físicos, químicos y biológicos ligados al almacenamiento y abastecimiento de agua y nutrientes (VANCE, 2000). Por otro lado, la textura es una propiedad intrínseca del suelo que no varía con el manejo, pero es un factor que controla la agregación y determina la protección de la MOS debido al resguardo físico, químico y bioquímico (VANCE, 2000; SIX et al., 2002). La inter-relación entre la MO y la textura fue un tema ampliamente analizado. Se ha demostrado que los suelos con mayores contenidos de limo más arcilla, con conservación de residuos, mayores niveles de MO humificada y MO lábil son menos vulnerables a perder su condición de agregación (TISDALL; OADES, 1982; PUGET; LAL, 2005; MADARI et al., 2005). La presencia de agregados estables se asocia a poros grandes, continuos y persistentes; facilitando el ingreso y el movimiento del agua en el suelo (CERANA et al., 2006; MEDINA-MENDEZ et al., 2006). La pérdida de MO puede conducir a una disminución de la estabilidad de los agregados y con ello un desequilibrio entre macro y microporos que culmina en cambios negativos en las propiedades hidráulicas del suelo (GIOVANNINI; LUCCHESI, 1983; RAB, 1996; FERRERAS; TORESANI; PECORARI, 2002).

El mantenimiento de la productividad en las sucesivas rotaciones dependerá, en parte, de la conservación de la fertilidad del suelo a partir de la aplicación de prácticas de manejo apropiadas. El mantenimiento de los residuos de cosecha en la superficie del suelo es una práctica de manejo recomendada ya que, por un lado reduce las pérdidas de nutrientes, aumenta el contenido de nutrientes en la capa superior del suelo y a partir de la cobertura mejora la recarga de agua del perfil del suelo (GÓMEZ REY; VASCONCELOS; MADEIRA, 2008). En un contexto mundial donde se plantea un continuo aumento en la demanda de madera proveniente de bosques cultivados y donde la actividad forestal se concentra en tierras marginales, se requiere desarrollar estrategias de manejo sostenibles (TUTUA et al., 2008; ARGENTINA, 2009) apropiadas a cada suelo de tal manera que este mantenga sus funciones (BURGER; KELTING, 1999). Conocer el impacto de diferentes modalidades de manejo de residuos de la cosecha de *Eucalyptus grandis* sobre la MOS, la estabilidad de los agregados y las propiedades hidráulicas es fundamental para comprender la sostenibilidad de un sistema productivo desde el componente suelo (UNGER, 1997). En este sentido, a nivel mesopotámico en general y en la zona de cultivo de *Eucalyptus grandis* en particular existe cierta incertidumbre respecto del comportamiento de suelos diferentes sometidos a similares prácticas de manejo de los residuos. Se plantea que la respuesta a los tratamientos de manejo de residuos de la cosecha depende del tipo de suelo. En este marco, el objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de diferentes sistemas de manejo de residuos forestales sobre la concentración del carbono orgánico total en la fracción del suelo entero (COT) y en la fracción particulada (COP), su estado estructural y la conductividad hidráulica saturada en dos suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de trabajo

Se instalaron dos experimentos en proximidad de la ciudad de Concordia, provincia de Entre Ríos, Argentina (31° 23' S; 58° 02' W). El suelo del sitio 1 (S1) es un Aquic Hapluderts y del sitio 2 (S2) un Fluventic Hapludolls (SOIL SURVEY STAFF, 2014), y provienen de una rotación con *Eucalyptus grandis* de 15 años. En la Tabla 1 se detallan sus principales características obtenidas de la carta de suelo (ARGENTINA, 1993). El primero fue clasificado como poco apto para el cultivo de *Eucalyptus* y es el de mayor representatividad del departamento Concordia, mientras que el segundo se clasificó como muy apto para el cultivo de esta especie. El clima de la zona es templado húmedo con una temperatura media anual de 18,5 °C. El promedio anual de precipitaciones es de 1.275 mm, concentrado en la estación más cálida (ARGENTINA, 1993).

Tratamientos y diseño experimental

En los dos sitios se aplicaron los siguientes tratamientos: 1. Extracción total de residuos (ER): luego de la cosecha, toda la biomasa remanente (mantillo, sotobosque, ramas y hojas) fue retirada en forma manual de la parcela. 2. Conservación de residuos (CR): luego de la cosecha toda la biomasa remanente

TABLA 1: Localización y características de los sitios experimentales.

TABLE 1: Location and characteristics of the experimental sites.

	S1	S2
Serie de Suelo	Yerua	Calabacilla
Gran grupo de suelo	Aquic Hapluderts	Fluventic Hapludolls
Textura del Horizonte A11	Franco limoso (22 % arcilla; 20 % arena; 60 % limo)	Franco arcillo arenoso (26 % arcilla; 57 % arena; 17 % limo)
MO (mg dm ⁻³)	31,7	20,3
pH H ₂ O	5,8	5,3
N (%)	0,14	0,09
P (mg dm ⁻³)	1,81	3,23

Donde: S1 = sitio 1; S2 = sitio 2; pH H₂O: relación suelo-agua 1:2,5; Materia orgánica: método Walkey - Black [C.O.]; Nitrógeno: método semi-micro Kjeldahl [N]; Fósforo: método Bray II [P].

(mantillo, sotobosque, ramas y hojas) fue mantenida en la parcela, distribuida en forma homogénea sobre el suelo. 3. Quema de residuos-testigo (QR): luego de la cosecha se quemó la biomasa distribuida en forma homogénea sobre el suelo, mediante un fuego controlado de baja intensidad. 4. Doble adición de residuos (DAR): luego de la cosecha toda la biomasa fue conservada en la parcela y se adicionó el material extraído del tratamiento ER.

Los experimentos se dispusieron bajo un diseño en bloques al azar con cuatro repeticiones en S1 y tres repeticiones en S2. Cada parcela experimental contó con una superficie de 1.352 m², con bordura incluida.

En S1 la cosecha se realizó entre mayo-junio de 2005 y entre agosto y noviembre se aplicaron los tratamientos. En S2, la cosecha se realizó entre noviembre y diciembre, y luego se aplicaron los tratamientos. En S1 la plantación se realizó en diciembre de 2005 y en S2 en enero 2006, sin laboreo del suelo, plantando con pala a un distanciamiento de 3 m x 3 m.

Muestreo de residuos previo a los tratamientos

A partir de un muestreo realizado luego de la cosecha se determinó la materia seca (MS) de residuos. Para esto se tomaron 8 muestras de residuos por parcela al azar, en una superficie de 0,25 m² (cuadro de hierro de 25 cm x 25 cm). El material vegetal se dividió en tres clases: a) fino: mantillo, hojas, frutos y ramas menores a 5 mm de diámetro de los residuos, b) grueso: ramas mayores a 5 mm de diámetro y hasta 10 cm y c) corteza. En la Tabla 2 se presenta la cantidad de residuos de la cosecha por sitio y tratamiento. Las diferencias en la cantidad de residuos entre sitios se atribuyen a diferencias en productividad, en historia y en el manejo de los rebrotes en rotaciones previas.

Muestreo de suelo y determinaciones

Se tomaron muestras de suelo por parcela (compuestas por 30 submuestras) en las profundidades 0-5 cm y 5-10 cm, a los 18 (S1) y a los 22 (S2) meses de aplicar los tratamientos. Las muestras se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de 2 mm. En el suelo entero se determinó la concentración de carbono orgánico total (COT) mediante combustión seca en LECO CR12 analyser. Se realizó un fraccionamiento físico de la MOS por tamizado en húmedo según Galantini (2005). Sobre la fracción gruesa o fracción particulada (> 53 µm) se cuantificó el carbono orgánico (COP) con el LECO CR12 analyser. Se calculó la relación de estratificación (RE) del COT y COP para describir el efecto de las prácticas de manejo (FRANZLUEBBERS, 2002) como el cociente entre las concentraciones en la profundidad 0-5 cm respecto de la profundidad 5-10 cm.

Para la evaluación de la estabilidad de los agregados se tomaron cuidadosamente muestras de suelo

TABLA 2: Materia seca de residuos de cosecha y necromasa del mantillo de la plantación previa (Mg ha^{-1}), por tratamiento y sitio.TABLE 2: Dry matter of harvest residue and forest floor the previous planting (Mg ha^{-1}), by treatment and site.

	Grueso	Corteza	Fino	Total	Grueso	Corteza	Fino	Total
	S1				S2			
CR	32,5 (6,6)	3,2 (1,9)	31,9 (17,5)	67,5 (23,8)	35 (11,9)	3,9 (2,8)	33 (5,6)	71 (16,9)
QR	26,6 (3,3)	3,3 (0,76)	22,0 (5,08)	51,9 (4,88)	32 (8,6)	3,9 (0,9)	38 (3,0)	75 (12,2)
DAR	47,2 (8,2)	3,3 (0,74)	34,5 (7,5)	85,0 (7,64)	32 (7,8)	8,8 (2,9)	40 (8,9)	81 (16,8)

Donde: S1 = sitio 1; S2 = sitio 2. CR = Conservación de residuos; QR = Quema de residuos; DAR = Doble adición de residuos. El valor entre paréntesis representa el desvío estándar de la muestra.

de las profundidades 0-5 cm y 5-10 cm y se determinó el diámetro medio ponderado de los agregados tamizados en seco (DMPS) y tamizados en agua (DMPH), mediante el método de De Boodt y De Leehneer (1958). Se calculó el cambio en el diámetro medio de los agregados (CDMA) como la diferencia entre DMPS y DMPH.

La distribución del tamaño de los agregados en seco fue obtenida mediante los tamices con aberturas de malla de 8 mm, 4,8 mm, 3 mm y 2 mm, obteniéndose tres fracciones de agregados: 8-4,76 mm; 4,76-3,36 mm; 3,36-2,0 mm. La distribución de tamaño de los agregados tamizados en agua fue obtenida de las siguientes fracciones: 8-4,76 mm; 4,76-3,36 mm; 3,36-2,0 mm; 2-1 mm; < 1 mm.

Se realizaron determinaciones de conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) superficial con un permeámetro de disco (GIL, 2006) En cada parcela se realizaron 6 o 7 determinaciones. La duración de la medición en cada punto de observación fue de 1,5-2 horas, con lecturas a intervalos de 5 minutos. El valor de la k_{sat} de cada punto de muestreo se obtuvo como promedio de las tres últimas lecturas cuando las mismas fueron similares.

Análisis estadísticos

Para los estimadores de los parámetros obtenidos de las variables COT, DMPS, DMPH y Ksat se realizó un análisis de varianza (ANAVA) para un arreglo factorial con 4 repeticiones en S1 y 3 repeticiones en S2. Se asume que no constituye una limitante para la comparación de los tratamientos entre sitios las diferencias de fechas de muestreo (4 meses), para el COT, K_{sat} , el DMPS, DMPH y la distribución de tamaño de agregados. Por el contrario, debido a la dinámica de corto plazo de la fracción particulada del CO, el COP no se compara entre sitios. Por lo tanto, para COT, DMPS, DMPH los factores en análisis fueron los sitios, las profundidades de muestreo y los tratamientos de manejo de residuos. La evaluación de la Ksat no incluyó el factor profundidad. Para la variable COP y el porcentaje de agregados estables por cada clase de tamiz se analizó en forma independiente para cada profundidad y tipo de suelo. Antes de proceder a realizar las conclusiones en el ANAVA se validaron los supuestos de homogeneidad de varianza a través de la prueba de Levene y el de normalidad de los residuales con la prueba de Shapiro-Wilk, para ambas pruebas no se encontraron evidencias para rechazar el cumplimiento de los supuestos.

Cuando se detectaron diferencias estadísticas las medias se compararon mediante el test de Tuckey a un nivel de significancia del 95 %. Además, se establecieron correlaciones entre las variables indicadas. Para los análisis se empleó el paquete estadístico R (DEVELOPMENT CORE TEAM R, 2012).

RESULTADOS

La Tabla 3 muestra los resultados del ANVA para las variables estudiadas, el efecto de los factores individuales y sus interacciones. La interacción tratamiento x sitio fue significativa para las variables DMPH y K_{sat} . Los factores restantes pueden ser analizados de forma independiente.

El COT fue estadísticamente similar entre sitios y entre tratamientos (Tabla 3). En S1 la

TABLA 3: Valor *p* del análisis estadístico para las variables COT, COP, DMPS, DMPH y *K_{sat}*.
TABLE 3: *p*-Value of statistical analysis for TOC, POC, MWDD, MWDW and *K_{sat}*.

Factores	COT	COP	DMPS	DMPH	<i>K_{sat}</i>
Tratamientos	0,19638	0,3782	0,08501	0,23844	0,00055
Sitio	0,18194	-	< 0,0001	< 0,0001	<0,0001
Profundidad	< 0,0001	< 0,0001	0,04011	0,00016	-
Prof. x Trat.	0,83637	0,3858	0,82029	0,48385	-
Prof. x Sitio	0,08392	-	0,26299	0,34579	-
Sitio x Trat.	0,55791	-	0,27553	0,01397	0,0029

Donde: COT = carbono orgánico total; COP = carbono orgánico particulado; DMPS = diámetro medio de los agregados tamizados en seco; DMPH = diámetro medio de los agregados tamizados en agua; *K_{sat}* = conductividad hidráulica saturada. Valores de *p* < 0,05 indican diferencias significativas.

concentración fue de 22,9 ± 3,2 mg dm⁻³ en la profundidad 0-5 cm y 15,6 ± 1,7 mg dm⁻³ en la profundidad 5-10 cm. En S2 el COT fue de 27,0 ± 3,2 mg dm⁻³ en la profundidad 0-5 cm y 15,1 ± 0,7 mg dm⁻³ en la profundidad 5-10 cm (Tabla 4). Las diferencias se encontraron entre las profundidades siendo, como es de esperar, la concentración en los primeros 5 cm superior (*p* < 0,05).

En promedio, en S1 la concentración de COP fue de 3,4 ± 0,4 mg dm⁻³ mientras que en S2 fue de

TABLA 4: Carbono orgánico total (COT), diámetro medio de los agregados tamizado en seco (DMPS), tamizados en agua (DMPH) y conductividad hidráulica saturada (*K_{sat}*), por sitio, tratamiento y profundidad de muestreo.

TABLE 4: Total organic carbon (TOC), mean weight diameter of wet (MWDW) sieved aggregates, mean weight diameter of dry (MWDD) sieved and saturated hydraulic conductivity (*K_{sat}*), per site, treatment and sampling depth.

		COT (mg dm ⁻³)		DMPS (mm)		DMPH (mm)		<i>K_{sat}</i> (mm h ⁻¹)
	Profundidad Trat.	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	Superficial
S1	DAR	27,6 (9,6)	17,7 (2,8)	5,19 (0,13)	5,13 (0,11)	2,44 (0,13)	2,11 (0,07)	7,14 (4,68)
	CR	21,2 (7,8)	15,7 (5,6)	5,11 (0,11)	5,12 (0,20)	2,15 (0,40)	1,85 (0,58)	8,22 (7,81)
	ER	20,4 (4,8)	15,5 (1,6)	5,17 (0,04)	5,10 (0,11)	2,08 (0,23)	1,77 (0,35)	3,56 (2,9)
	QR	22,4 (6,5)	13,6 (2,2)	5,12 (0,04)	5,09 (0,10)	2,09 (0,07)	1,92 (0,23)	2,52 (1,92)
	DAR	29,5 (2,5)	14,9 (0,3)	4,92 (0,06)	4,90 (0,11)	1,60 (0,31)	0,93 (0,29)	1,69 (1,51)
	CR	28,1 (5,3)	15,7 (0,7)	4,92 (0,17)	4,87 (0,14)	2,33 (0,27)	1,31 (0,31)	2,38 (1,52)
S2	ER	27,9 (3,1)	15,6 (0,9)	4,86 (0,02)	4,66 (0,22)	1,48 (0,26)	1,08 (0,51)	1,30 (1,68)
	QR	22,3 (7,2)	14,1 (0,6)	4,74 (0,13)	4,64 (0,03)	1,36 (0,26)	1,42 (0,32)	2,15 (1,56)

Donde: S1 = sitio 1; S2 = sitio 2. ER = Extracción total de residuos; CR = Conservación de residuos; QR = Quema de residuos; DAR = Doble adición de residuos. Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar de la muestra.

$2,8 \pm 0,5 \text{ mg dm}^{-3}$. Si bien se observaron valores nominales más altos en los tratamientos con residuos, el COP no mostró un efecto claro de los tratamientos, posiblemente debido a la alta variabilidad del parámetro que mostró un coeficiente de variación del 74 %. En consecuencia, no sería posible tomar el COP como indicador de corto plazo sensible al manejo, en contraposición a lo que plantean Galantini y Suñer (2008). Este parámetro representa un compartimento de la MO edáfica con un grado de transformación intermedio entre los residuos frescos de reciente aporte y la materia orgánica humificada (GREGORICH; JANZEN, 1996). Sería necesario aumentar el tamaño de muestras para verificar si estos indicadores detectan impactos de sistemas de manejo contrastantes en el corto plazo.

La relación entre el COT y el COP fueron altas y significativas en los dos sitios, alcanzando un $r = 0,8$ ($p < 0,0002$) en S1 y un $r = 0,89$ ($p < 0,0001$) en S2, similar a lo informado por Lupi et al. (2007) al evaluar tratamientos similares en un Ultisol con residuos de *Pinus*.

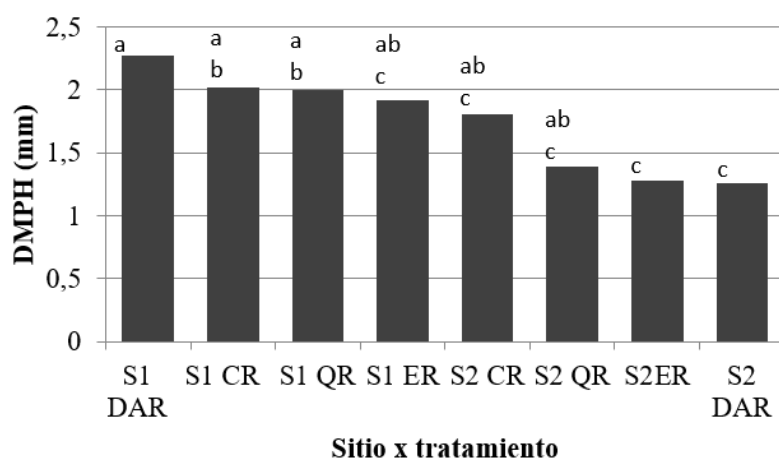
Las diferencias fueron estadísticamente significativas al comparar las profundidades de muestreo, siendo notablemente superior el COP en la profundidad 0-5 cm ($4,8 \pm 0,4 \text{ mg dm}^{-3}$) respecto de la profundidad 5-10 cm ($1,4 \pm 0,4 \text{ mg dm}^{-3}$). La mayor concentración superficial de COP (3,4 veces mayor) se relacionaría con la deposición del mantillo de las plantaciones.

La proporción COP/COT de la profundidad 0-5 cm se mantuvo en similar rango de valores en los dos sitios y si bien no fue estadísticamente diferente entre tratamientos, el valor nominal fue menor en ER, donde se eliminaron todos los aportes. En promedio, para el S1 la proporción COP/COT mostró la siguiente tendencia: 16,4 % (ER) < 18,3 % (CR) < 18,6 % (QR) < 22,9 % (DAR), mientras que en S2 el orden fue: 15 % (ER) < 15,4 % (QR) < 19 % (DAR) < 22,3 % (CR).

La ausencia de cambios en las concentraciones de COT en tratamientos como CR y DAR puede ser atribuida al corto tiempo transcurrido desde la realización de aportes de los residuos de la cosecha (< 2 años), en combinación con otros factores que habrían limitado el proceso de descomposición: la baja calidad del sustrato, su disposición sobre el suelo (sin incorporación) y su tamaño (no fueron fraccionados o triturados) (BERG et al., 1998, HATTENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005). Debe tenerse en cuenta que durante los 24 meses posteriores a la cosecha se presentó un marcado déficit hídrico con altas temperaturas estivales. Esto habría condicionado el acceso de los microorganismos al sustrato depositado sobre el suelo (BERG et al., 1998; FIORETTO et al., 2007). Al momento del muestreo, aún permanecían en los dos sitios residuos gruesos (ramas y fustes) sin descomponer y probablemente la cantidad de C incorporado al suelo por la descomposición de hojas y ramas finas no fue suficiente para detectar cambios.

La ausencia de laboreo en los tratamientos ER y QR contribuyó a proteger el COT alojado dentro y entre agregados, limitando el acceso de los microorganismos (TISDALL; OADES, 1982; DEXTER, 1988), y en consecuencia controlando la descomposición del COP y del humus nativo. Por otro lado, la intensidad de la quema no habría sido suficiente para consumir el COT del suelo. En quemas controladas, de moderada a baja intensidad, generalmente no se consume el COT del suelo dado que la temperatura del suelo no excede los 100-150 °C y alcanza los 50-75 °C a los 5 cm de profundidad (NEARY et al., 1999; VARELA; RODRIGUEZ-ALLERES; BENITO, 2007). Las pérdidas de COT de los primeros centímetros del suelo suceden cuando las temperaturas oscilan desde 380 °C hasta 460 °C (VARELA; RODRIGUEZ-ALLERES; BENITO, 2007) y los efectos más severos se presentan en torno a los 500-600 °C o superiores (HEPPER et al., 2008); niveles que no se habrían alcanzado en ninguno en las quemas controladas realizadas en los sitios.

La estratificación del COT es un índice que relaciona las concentraciones o contenidos de COT entre dos capas de suelo diferentes. Por lo general, la primera capa es la capa superficial del suelo, que está fuertemente influenciada por el manejo. Un mayor valor se asocia a los residuos depositados en superficie en contacto con los primeros cm de suelo, que se encuentran en proceso de transformación de la MO edáfica. Valores mayores a 2 indican que el manejo adoptado mejora la calidad del suelo (FRANZLUEBBERS, 2002; 2010; MORAES SA; LAL, 2009). La relación de estratificación (RE) del COT fue en promedio superior en S2 (1,78) en comparación con S1 (1,47) y la diferencia fue más acentuada cuando se calculó la RE del COP, en concordancia con lo indicado por Franzluebbbers (2002) y Alvarez et al. (2011). Para este parámetro se alcanzó un valor de 7,8 en S2 y de 3,5 en S1. Las diferencias entre sitios podrían ser atribuibles, por un lado, a diferencias en el proceso de descomposición e incorporación del C de los residuos al suelo según la textura de cada sitio, y por otro, la mayor cantidad de residuos y la mayor productividad



Donde: S1 = sitio 1; S2 = sitio 2. ER = Extracción total de residuos; CR = Conservación de residuos; QR = Quema de residuos; DAR = Doble adición de residuos. Letras diferentes indican diferencias significativas $p < 0,05$.

FIGURA 1: Diámetro medio ponderado de los agregados tamizados en agua, por sitio y tratamiento de manejo de residuos.

FIGURE 1: Mean weight diameter of sieved aggregates in different harvest residue managements and sites.

de S2. De hecho, en S2 se encontró una fuerte asociación entre la RECOT y la concentración de COT ($r = 0,92$; $p < 0,05$), lo cual sugiere un proceso de transformación de los residuos más acelerado en este suelo, en comparación con S1 donde la correlación entre la RECOT y el COT fue menor ($r = 0,46$; $p = 0,05$).

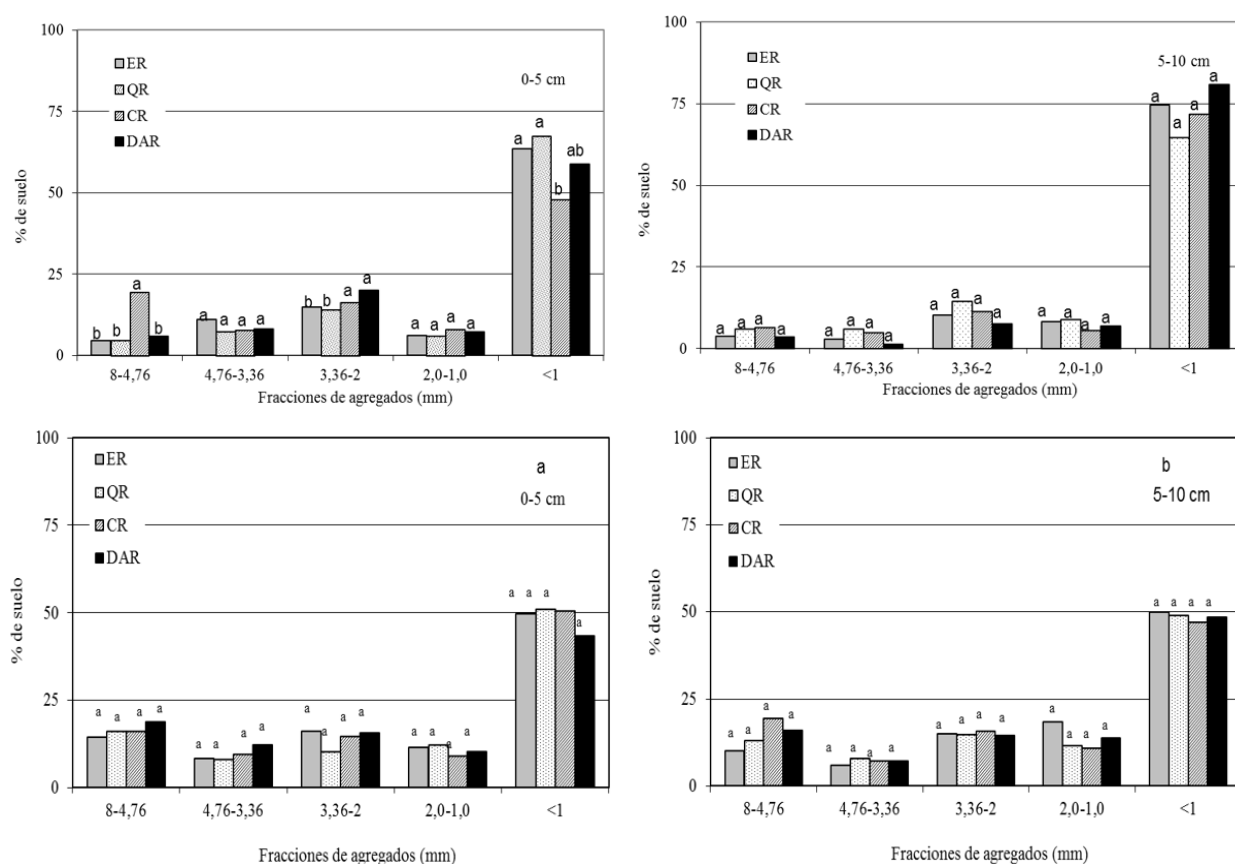
Los valores de RECOT por tratamiento en S1 fueron de 1,31 (ER) < 1,52 (CR) < 1,53 (DAR) < 1,64 (QR) y en S2 1,6 (QR) < 1,78 (CR) < 1,79 (ER) < 1,97 (DAR). Los valores de la RECOP en los tratamientos de S1 fueron 2,31 (ER) < 2,71 (CR) < 4,04 (QR) < 4,81 (DAR), y en S2 fueron 6,95 (ER) < 8,18 (DAR) < 8,25 (QR) < (8,89) CR. Se esperaba que la RECOT fuera mayor en los tratamientos con residuos en superficie, pero no se hallaron diferencias significativas entre sistemas de manejos. Franzluebbbers (2002) y Alvarez et al. (2011) encontraron mayores RECOT en plantíos agrícolas sin laboreo con residuos en superficie en comparación con sistemas agrícolas convencionales con laboreo. Las diferencias con los mencionados autores puede deberse a que en éstos sistemas forestales no se realizó laboreo del suelo como método de preparación del terreno, con lo cual se plantea que se mantiene la estratificación del COT en todos los tratamientos ya que no se produce una homogenización por laboreo del suelo y, existe una protección del COT. La RECOP fue notablemente más alta en el sitio con más residuos aunque igualmente no se encontraron diferencias estadísticas debido a la variabilidad del parámetro. En contraposición a nuestros resultados, Franzluebbbers (2002) y Alvarez et al. (2011) destacan la mayor sensibilidad del RECOP al analizar en conjunto con otras fracciones activas de la MO.

En este estudio, no se hallaron cambios en los niveles de COT y la RECOT no alcanzó el valor 2 en ninguno de los tratamientos y sitios. Probablemente estos resultados se deban al momento de muestreo no adecuado para detectar cambios en un suelo sin laboreo, y los tratamientos contrastantes como la DAR y ER no se han manifestado claramente. Estos resultados de corto plazo concuerdan con lo informado por Lupi, Conti y Fernández (2012), al evaluar luego de 2 años similares sistemas de manejo con residuos de *Pinus* en un Ultisol bajo condición subtropical, donde la extracción o la quema de residuos no generaron pérdidas de CO del suelo. Por el contrario, estos hallazgos difieren de lo reportado por Giuffrè et al. (2002) en idénticas condiciones a los 6 meses de aplicar los tratamientos. Estos autores informan una caída en el COT, particularmente en la situación con extracción total de residuos. Las diferencias pueden ser atribuidas a los momentos de evaluación.

En cuanto a los indicadores físicos, se ha indicado que el tamaño de los agregados tamizados en seco (DMPS) refleja sus dimensiones en el campo. Este indicador no varió con los tratamientos, aunque puso en evidencia las importantes diferencias que existen entre los sitios ($S1 > S2$; $p = 0,014$) y entre profundidades

de muestreo (Tablas 3 y 4). El tamaño de los agregados tamizados en agua (DMPH) refleja la resistencia a la fractura por ejemplo ante la acción de la gota de lluvia. En nuestro experimento la interacción sitio x tratamiento fue significativa para las variables DMPH y K_{sat} indicando que el manejo de los residuos tiene un comportamiento diferencial según el suelo. Como puede verse en la Figura 1, si bien no hay diferencias en el DMPH de los tratamientos en S1 ni en S2, DAR en S1 presentó los agregados de mayores dimensiones y lo contrario sucedió en S2. El comportamiento de DAR en S2 resulta difícil explicar, aunque como se verá mantiene coherencia en el comportamiento de otras variables físicas.

La distribución de tamaños de agregados en seco mostró que el tamiz con abertura de 4,76 mm almacenó más del 50 % del suelo en los dos sitios (datos no presentados). Cuando las muestras se sometieron al tamizado en agua (Figura 2) se produjo una ruptura de los agregados grandes y la acumulación de suelo en el tamiz de abertura < 1 mm. La desintegración de agregados grandes fue mayor en S2 y en consecuencia mayor la acumulación de material en el tamiz de < 1 mm. En este tamiz se acumuló el 70 % del suelo mientras que en S1 sólo el 50 %. Esto se asocia al tipo de suelo que sería más susceptible a la degradación estructural. Un comportamiento opuesto lo observó Lupi et al. (2007), cuando analizó el efecto de diferentes sistemas de manejo de residuos de *Pinus* en un suelo Ultisol de Misiones, Argentina. En este estudio los autores muestran que luego del tamizado en agua, aún permanecía la mayor proporción de suelo en el tamiz de mayores dimensiones, reflejando la fuerte estabilidad natural de estos suelos con presencia de óxidos de Fe y Al.



Donde ER = Extracción total de residuos; CR = Conservación de residuos; QR = Quema de residuos; DAR = Doble adición de residuos. Para cada profundidad, letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de $p < 0,05$.

FIGURA 2: Distribución de tamaño de los agregados luego del tamizado en agua, por tratamiento, en un Aquic Hapluderts (superior) y un Fluventic Hapludolls (inferior).

FIGURE 2: Distribution of aggregate size after sieving water, for treatment, in a Aquic Hapluderts (top) and Fluventic Hapludolls (lower).

El efecto de colapso y disgregación de los agregados de 6,38 mm y 2,68 mm fue significativo ($p < 0,05$) en la profundidad 0-5 cm de los tratamientos sin residuos (QR y ER) en S2 (Figura 2c). El tratamiento CR mantuvo una cantidad significativamente mayor de agregados grandes y en consecuencia una menor acumulación de agregados en el tamiz de < 1 mm. El tratamiento DAR mostró un comportamiento intermedio. El tamaño de agregados fue similar en cada tamiz para todos los tratamientos.

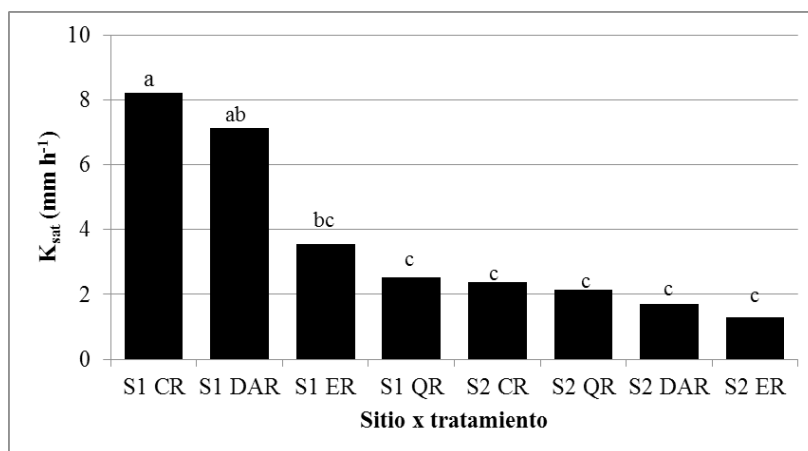
El CDMA es una medida de la inestabilidad y erodabilidad del suelo, siendo esta mayor cuanto más grande es la diferencia entre el DMPS y el DMPS. La menor estabilidad natural del suelo en S2 es atribuida a la mayor proporción de arena que lo tornaría más susceptible a la erosión hídrica en este caso. El mayor CDMA se dio en la profundidad 0-5 cm con una tendencia decreciente hacia los tratamientos con residuos. Los valores en S1 fueron: 3,1 mm (ER) $>$ 2,9 mm (QR) = 2,9 mm (CR) $>$ 2,5 mm (DAR) mientras que en S2 fueron: 3,4 mm (ER) = 3,5 mm (QR) $>$ 3,3 mm (DAR) $>$ 2,6 mm (CR). El efecto de la textura sobre la estabilidad de los agregados fue estudiado por Gryze et al. (2005), entre otros, donde demuestran que la cantidad de macroagregados estables disminuyeron al pasar de suelos de texturas francas a franco arenosas. El mayor CDMA en ER y QR probablemente se deba a una pérdida de COP encargado de mantener unido a los agregados mayores y que no fue detectada por la variabilidad del parámetro.

La conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) fue la variable más sensible al manejo y dependiente del sitio (Tabla 3). Los registros individuales en S1 oscilaron entre 0,75 mm h⁻¹ y 28,7 mm h⁻¹; con un valor medio de 5,36 mm h⁻¹. En S2 oscilaron desde 0,023 mm h⁻¹ hasta 11,14 mm h⁻¹; y un promedio de 1,88 mm h⁻¹. En promedio, la K_{sat} del suelo de S1 fue prácticamente 3 veces superior a la del suelo de S2 y de esta manera se pone en evidencia las diferencias que presentan naturalmente los sitios. Según Klute y Dirksen (1986), ambos suelos son clasificados con K_{sat} bajas a muy bajas.

La alta variabilidad observada en la K_{sat} es natural y expresa la variación horizontal intrínseca del sistema poroso del suelo (TSEGAYE; HILL, 1998), combinada con la variabilidad temporal de estos suelos que poseen arcillas expandentes (CERANA et al., 2005). A elevados contenidos de humedad se produce el hinchamiento de la matriz del suelo y disminuye significativamente la cantidad de macroporos (DÍAZ et al., 2003) modificando la transmisión de agua en la matriz edáfica.

En S1, los tratamientos con conservación de residuos (CR y DAR) se destacan por sus mayores valores de K_{sat} (Figura 3). En ER y QR la K_{sat} desciende aproximadamente un 50 % respecto de CR y alcanzan valores similares y estadísticamente homogéneos con todos los tratamientos de S2.

Los resultados obtenidos expresan que la K_{sat} reflejó el efecto de los tratamientos en el corto plazo en S1, a pesar de su elevada variabilidad, de la ausencia de cambios en el DMPH y en la distribución de tamaño de los agregados.



Donde: S1 = sitio 1; S2 = sitio 2. ER = Extracción total de residuos; CR = Conservación de residuos; QR = Quema de residuos; DAR = Doble adición de residuos. Letras diferentes indican diferencias significativas $p < 0,05$.

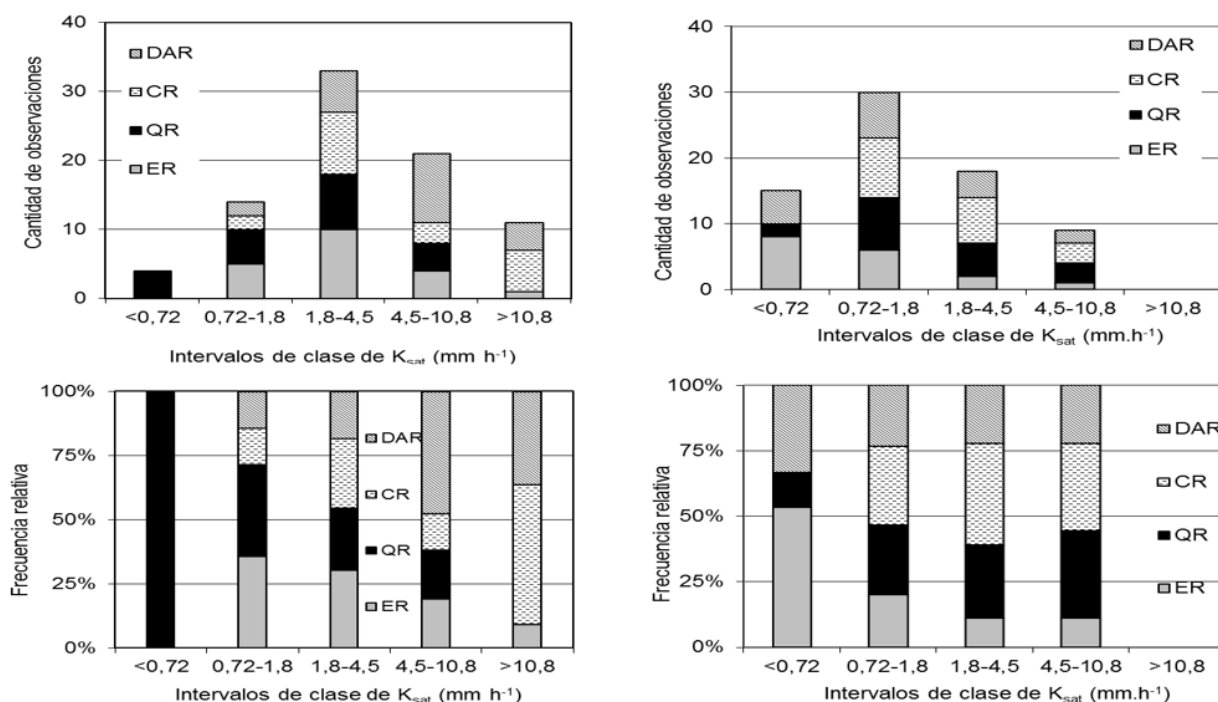
FIGURA 3: Valores promedio de conductividad hidráulica saturada para la interacción sitio x tratamiento.

FIGURE 3: Average values of saturated hydraulic conductivity for the site x treatment interaction.

Se realizó un análisis de distribución de frecuencia de los valores, por sitio y tratamiento, en términos absolutos y relativos (Figura 4), según intervalos de clase arbitrariamente preestablecidos. En S1 la mayor abundancia de lecturas de K_{sat} se presentó en la clase 1,8-4,5 mm h⁻¹ (Figura 4). Más del 50 % de las observaciones de este intervalo y los intervalos superiores pertenecen a los tratamientos CR y DAR (Figura 4). El 90 % de las observaciones del intervalo de clase > 10,8 mm h⁻¹ pertenecen a los tratamientos con residuos. En contraposición, en los intervalos de clases inferiores a 1,8 mm h⁻¹ se observó un predominio de observaciones correspondiente a los tratamientos sin residuos (ER o QR). En S2, la mayor abundancia de observaciones de K_{sat} se encontró en la clase 0,72-1,8 mm h⁻¹ (Figura 4). Más del 50 % de las observaciones de este intervalo de clase y los superiores corresponden a los tratamientos con residuos (Figura 4, abajo), y no se midieron valores de K_{sat} > 10,8 mm h⁻¹. A diferencia de S1, se advierte que existe una proporción de valores de K_{sat} en DAR en el intervalo de clase más bajo, que se correspondería con el menor DMPH estadísticamente similar a ER (Figura 1) y con la mayor acumulación de suelo en la fracción de agregados < 1mm (Figura 2).

De los datos se puede inferir que la textura y la estructura son los dos factores que estarían controlando las diferencias entre sitios (FUENTES; FLURY; BEZDICEK, 2004). La mayor K_{sat} de S1 puede atribuirse a la mayor proporción de limo+arcilla que genera mayor cohesión entre partículas, agregados y poros estables y continuos. La continuidad de los poros estaría dada por la ausencia de laboreo (ATTOU; BRUAND; LE BOSSINNAIS, 1998; WILSON; CERANA, 2004; BRONICK; LAL, 2005) desde la rotación previa.

Agrupando los dos sitios se encontró una importante asociación entre la K_{sat} y el DMPH ($r = 0,79$; $p = 0,0193$), lo cual pone en relieve la importancia de contar con agregados estables en la interface suelo-atmósfera para favorecer la recarga del perfil del suelo y disminuir el riesgo de erosión. En este sentido, la



Donde: ER = Extracción total de residuos; CR = Conservación de residuos; QR = Quema de residuos; DAR = Doble adición de residuos.

FIGURA 4: Distribución de las observaciones K_{sat} en valores absolutos (arriba) y valores relativos (abajo) según intervalos de clase en un Aquic Hapluderts (izquierda) y en un Fluventic Hapludolls (derecha).

FIGURE 4: Distribution of K_{sat} observations in absolute (top) and in relative (below) terms in class intervals for Aquic Hapluderts (left) and Fluventic Hapludolls (right).

ley de Poiseuille explica el movimiento de un fluido, por ejemplo el agua, en el suelo. Indica que la velocidad promedio de movimiento del agua en los poros es proporcional a la cuarta potencia de su radio. Dicho de otro modo, si el radio de un poro se redujera a la mitad, por la ruptura de los agregados poco estables, el caudal de agua que pasa por ese poro se reduce 16 veces ya que el flujo es inversamente proporcional al radio elevado a la cuarta potencia. En la Figura 5, el modelo exponencial explica el destacado aumento de la Ksat con la presencia de agregado más grandes y estables, luego del tamizado en húmedo.

En S1 los niveles de COT no serían críticos dado que la estabilidad de los agregados no se vio afectada por los distintos tratamientos; sin embargo, se destaca la función de protección que estaría desempeñando cobertura con residuos. La mayor K_{sat} en DAR y CR sería producto de este efecto, evitando la obstrucción de los poros y manteniendo una mayor proporción de poros grandes, abiertos y continuos por la ausencia de laboreo (MARTIN et al., 1955, WILSON; CERANA, 2004). En los tratamientos QR y ER (Figura 3), la ausencia de cobertura y el impacto de las gotas de lluvias habrían favorecido la formación de costras y taponamiento de poros en la interfase suelo-atmósfera (LE BISSONNAIS; ARROUAYS, 1997; SASAL et al., 2009). Esto se verifica en la mayor proporción y cantidad de observaciones de lecturas de K_{sat} en los intervalos de clases inferiores (Figura 4), que se corresponde con poros de menores dimensiones. La menor capacidad del suelo para transmitir el agua y la poca capacidad de conducción de los horizontes subsuperficiales potenciarían la natural susceptibilidad a la erosión al aumentar la escorrentía superficial (INDEANGELO; WILSON; TASI, 2007) en situaciones sin cobertura.

La mayor disminución de la K_{sat} en QR (Figura 3) puede ocurrir por la presencia del fenómeno de hidrofobicidad generado por el fuego de baja severidad (VARELA TEIJERIO; 2007; FERNÁNDEZ FILGUEIRA et al., 2013). Cuando la temperatura del fuego es del orden de los 176-288 °C se forma una película de compuestos orgánicos condensados que se dispone en forma paralela a la superficie del suelo o recubriendo agregados, generando repelencia al agua. Este fenómeno dificulta la humectación de los agregados, disminuye la infiltración e incrementa el escurrimiento superficial (DEBANO, 2000; NEARY, 2004; VARELA TEIJERIO; 2007). Las temperaturas alcanzadas por la quema pudieron ser de este orden ya que no afectaron el COT ni el COP. En consecuencia, la estrategia clave sería mantener la cobertura del suelo durante la implantación para asegurar la recarga del perfil y reducir la escorrentía.

En el suelo de S2, la presencia o ausencia de cobertura del suelo con los residuos o el uso del fuego no sería el factor determinante de cambios en la K_{sat}. La mayor proporción de arena se traduce en agregados menos estables (Figura 2). La energía del tamizado en agua debilita los agentes de unión y agregación provocando una mayor dispersión de agregados y de partículas individuales que al desprenderse obstruyen los poros y reducen la K_{sat} (FERRERAS et al., 2007). El rol clave que juega la MO en este suelo

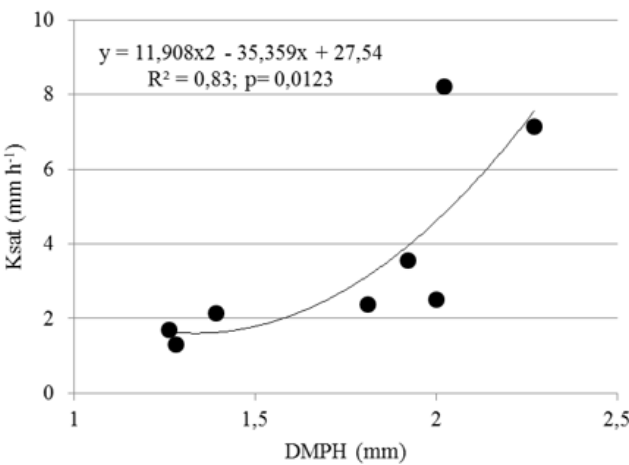


FIGURA 5: Relación entre la conductividad hidráulica saturada y el diámetro medio ponderado de los agregados tamizados en agua.
FIGURE 5: Relationship between saturated hydraulic conductivity and the mean weight diameter of aggregates of water-sieved.

como determinante de la estabilidad de los agregados se observa en la estrecha relación negativa entre el COP y la proporción de agregados < 1 mm ($r = -0,88$; $p < 0,05$), los mayores CDMA y los menores valores nominales de DMPH en ER y QR (Figura 1). Según Franzluebbers (2002) y Moraes Sa y Lal (2009), las altas RE en sistemas con conservación de residuos como CR, con agregados grandes y estables al agua resultan una expresión de la participación de agentes de agregación de naturaleza transitoria y temporaria que se encuentran asociados al COP. En consecuencia, en este suelo, el rol de la MO sería de mayor relevancia a efecto de asegurar las funciones edáficas.

CONCLUSIONES

En el corto plazo, el efecto de los tratamientos de manejo de residuos de la cosecha dependió del tipo de suelo y de la variable analizada. Las diferencias entre sitios son atribuibles a las características intrínsecas de cada suelo que controlaron las propiedades de agregación (DMPH, DMPS, distribución de tamaño de agregados) y el movimiento del agua en el suelo (K_{sat}). El suelo Aquic Hapluderts presentó agregados más grandes, más estables y una mayor K_{sat} en comparación con el Fluventic Hapludolls.

Los tratamientos de manejo de residuos no modificaron los niveles de COT ni COP, en ninguno de los sitios. En el Aquic Hapluderts la conservación de los residuos (DAR y CR) generó una mayor K_{sat} debido al efecto de cobertura del suelo que habría contribuido a preservar el sistema poroso en la interfase suelo-atmosfera. En el Fluventic Hapludolls, los tratamientos no generaron modificaciones en el DMPS, en el DMPH ni en la K_{sat} .

Debido a que en el corto plazo las características del sitio ejercen mayores controles y diferenciales según las propiedades edáficas evaluadas, es necesario realizar un monitoreo de los parámetros evaluados. De esta manera se podrá analizar y ajustar las respuestas y las recomendaciones según el tipo de suelo.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por el proyecto Nacional INTA PNFOR2214. Se agradece a los técnicos del INTA EEA Paraná por la clasificación taxonómica de los suelos. A la Empresa Forestal Argentina y al propietario del campo del sitio S1 (Margarita Echezarreta).

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ, C. R. et al. Distribution and vertical stratification of carbon and nitrogen in soil under different managements in the pampean region of Argentina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, n. 6, dec. 2011.
- AGER, E. Entre Ríos, Provincia Forestal. **Producción Forestal**, Asunción, v. 2, n. 3, p. 5-6, mayo 2012.
- ARGENTINA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. **Plan Mapa de Suelos**. Carta de suelo de la República Argentina, Departamento Concordia, Provincia de Entre Ríos. Concordia: INTA, 1993. 92 p. (Serie Relevamiento de Recursos Naturales, 10).
- ARGENTINA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. **Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial (PEA2)**: Provincia de Entre Ríos, Cadena foresto-Industrial de la Provincia. Concordia: Centro Regional Entre Ríos, EEA Concordia, 2009. Disponible en: <www.cadenasdevalor.gov.ar/Fuentes/descarga.php?>. Acceso el: 25 enero 2013.
- ATTOU, F.; BRUAND, A.; LE BOSSINNAIS, Y. Effect of clay content and silt clay fabric on stability of artificial aggregates. **European Journal of Soil Science**, United Kingdom, v. 49, n. 4, p. 569-577, dic. 1998.
- BARRERA, M. D.; GOYA, J. F.; FRANGI, J. L. Cielo y eficiencia en el uso de N y P en plantaciones de *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) sobre diferentes tipos de suelos en Entre Ríos, Argentina. En: CONGRESO FORESTAL ARGENTINO Y LATINOAMERICANO, 3., Corrientes, Argentina. **Anais...** 2005. 10 p.
- BERG, B. et al. Decomposition of tree root litter in a climatic transect of coniferous forests in Northern Europe: a synthesis. **Scandinavian Journal Forest Research**, Sweden, v. 13, n. 1/4, p. 402-412, 1998.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124,

n. 1/2, p. 3-22, enero 2005.

BURGER, J. A.; KELTING, D. Using soil quality indicators to assess forest stand management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, n. 1/2, p.155-166, sep. 1999.

CHEN, C. R.; XU, Z. H. Soil carbon and nitrogen pools and microbial properties in a 6-year-old slash pine plantation of subtropical Australia: impacts of harvest residue management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 206, n. 1/3, p. 237-247, feb. 2005.

CERANA, J. et al. Relaciones matemáticas entre la resistencia mecánica a la penetración y el contenido hídrico en un vertisol. En: SAMPER CALVETE, F. J.; PAZ-GONZALEZ, A (Ed). **Estudios de la Zona No Saturada del Suelo**, [s. l.: s. n.], 2005. v. 7, p. 159-163.

CERANA, J. et al. Estabilidad estructural de los vertisoles de Entre Ríos en un sistema arrocero regado con agua subterránea. **RIA**, Buenos Aires, v. 35, n. 1, p. 87-106, abr. 2006.

DEBANO, L. F. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 231/232, p. 195-206, Mayo 2000.

DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2012.

DEXTER, A. R. Advances in characterization of soil structure. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 11, n. 3/4, p. 199-238, jun. 1988.

DÍAZ, E. et al. Ajuste Metodológico en la medición de la conductividad hidráulica saturada “In Situ” en suelos Vertisoles y Entisoles de la República Argentina mediante el permeámetro de Guelph. En: ÁLVAREZ-BENEDI, J.; MARINERO, P. **Estudios de la Zona No Saturada del Suelo**. [s. l.: s. n.], 2003. v. 6, p. 153-157.

DU TOIT, B. et al. Effect of harvesting of site management on nutrients pool and stand growth in South African Eucalyptus plantations. En: NAMBIAR, E. K. S. et al. (Eds.). **Site management and productivity in tropical plantation forests: a progress report**. Bogor: CIFOR, 2004. p 31-43.

FERNÁNDEZ FILGUEIRA, C. et al. Severidad del fuego y repelencia al agua en el suelo después de incendios forestales en Galicia. En: CONGRESO FORESTALL ESPAÑOL, 6., Montes **Anais...** Vitoria, 2013.

FERRERAS, L. et al. Indicadores de calidad física en suelos de la Región Pampeana Norte de Argentina bajo siembra directa. **Ciencia del suelo**, Buenos Aires, v. 25, n. 2, dic. 2007.

FERRERAS, L.; TORESANI, S.; PECORARI, C. Parámetros edáficos, crecimiento y rendimiento del cultivo de trigo bajo diferentes manejos. **Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias**, Santa Fe, v. 2, n. 2, p. 51-67, 2002.

FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 66, p. 95-106, 2002.

FRANZLUEBBERS, A. J. Achieving soil organic carbon sequestration with conservation agricultural systems in the southeastern USA. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 74, p. 347-357, 2010.

FIORETTO, A. et al. Decomposition dynamics of *Myrtus communis* and *Quercus ilex* leaf litter: mass loss, microbial activity and quality change. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 36, n. 1, p. 32-40, mayo 2007.

FUENTES, J. P.; FLURY, M.; BEZDICEK, D. F. Hydraulic Properties in a Silt Loam Soil under Natural Prairie, Conventional Till, and No-Till. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 5, p. 1679-1688, sep. 2004.

GALANTINI, J. A. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: MARBAN, L.; RATTO, S. (Eds). **Tecnología en análisis de suelos: alcances a laboratorios agropecuarios**. [s. l.]: Asociación Argentina de la Ciencia del suelo, 2005 p. 103-114.

GALANTINI, J. A.; SUÑER, L. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Revisión. **Agriscientia**, Córdoba, v. 25, n.1, p. 41-55, 2008.

GATTO, A. et al. Efeito do método de preparo do solo, em área de reforma nas suas características, na composição mineral e na produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 635-646, sept./oct. 2003.

GIL, R. Infiltrómetro permeámetro de disco. En: CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO, 2006. TRABAJOS. FÍSICA, QUÍMICA Y FÍSICO-QUÍMICA DE LOS SUELOS. **Anais...**

Salta – Jujuy, 2006. CD ROM.

GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. **Soil Science**, Baltimore, v. 13, n. 4, p. 231-236, oct. 1983.

GIUFFRÉ, L. et al. The effect of different techniques of forest harvest residue management on some properties of a Kandiuult soil in Northeastern Argentina. **Agricultura Técnica**, Chillan, v. 62, p. 133-142, enero 2002.

GÓMEZ REY, M. X.; VASCONCELOS, E.; MADEIRA, M. Effects of eucalypt residue management on nutrient leaching and soil properties. **European Journal Forest Research**, United Kingdom, v. 127, p. 379-386, 2008.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Soil and stand management for short rotation plantations. En: NAMBIAR, E. K. S.; BROWN, A. G. (Eds.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests**. [s. l.]: ACIAR, p. 379-417, 1997.

GOYA, J. F. Análisis del ciclo de nutrientes en *Eucalyptus grandis* de dos edades de plantación en el NE de Entre Ríos. En: CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO, 19., Paraná, Entre Ríos, Argentina. **Anais...** 2004. 10 p.

GOYA J. et al. Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. **Ecología Austral**, Buenos Aires, v. 13, p. 139-150, dic. 2003.

GOYA J. et al. Simulación del impacto de diferentes regímenes de cosecha sobre el capital de nutrientes e indicadores económicos en plantaciones de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. **Augmdomus**, La Plata, v. 1, p.1-17, 2009.

GOYA J. et al. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus grandis* sobre el contenido de N del suelo en el NE de Entre Ríos. En: CONGRESO FORESTAL ARGENTINO Y LATINOAMERICANO, 4., 2013. **Anais...** Puerto Iguazú, 2013. CD ROM.

GREGORICH, E. G., JANZEN, M. H. Storage of soil carbon in the light fraction and macro organic matter. En: CARTER, M. R., STEWART, B. A. (Eds.). **Serie Advances in Soil Science: structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Lewis, 1996. p. 167-190.

GRYZE, S. et al. A quantification of short-term macroaggregate dynamics: influences of wheat residue input and texture. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 55-66, enero 2005.

HATTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 36, p. 191-218, ago. 2005.

HEPPER, E. et al. Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos de la Región Semiárida Pampeana Central. **Ciencia del suelo**, Buenos Aires, v. 26, n. 1, p. 29-34, 2008.

INDEÁNGELO, N.; WILSON, M. G.; TASI, H. A. Indicadores de calidad para dos suelos con características verticas de Entre Ríos (Argentina). **Cadernos do Laboratorio Xeoloxico de Laxe Coruna**, La Coruña, v. 32, p. 111-125, 2007.

LE BISSONNAIS, Y.; ARROUAYS, D. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, n.1, p. 39-48, marzo 1997.

LUPI, A. M. et al. Efecto de las prácticas de repoblación forestal sobre el carbono orgánico del suelo y la estabilidad de los agregados en el noreste de Argentina. **Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales**, Madrid, v. 16, n. 3, p. 230-240, 2007.

LUPI, A. M.; CONTI, M.; FERNÁNDEZ, R. Calidad del carbono orgánico del suelo en diferentes técnicas de manejo de residuos forestales. **Ciência Florestal**, Santa María, v. 22, n. 2, p. 295-303, abr./jun. 2012.

MATHERS, N. J. et al. How does residue management impact soil organic matter composition and quality under *Eucalyptus globules* plantations in southwestern Australia? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 179, n. 1/3, p. 253-267, jul. 2003.

MARTIN, J. et al. Soil aggregation. **Advances in Agronomy**, Amsterdam, v. 7, p. 1-37, 1955.

MADARI, B. et al. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, n. 1/2, p. 185-200, enero 2005.

MARTIARENA, R.; VON WALLIS, A.; KNEBEL, O. Pérdida de nutrientes durante la cosecha y el establecimiento forestal, en un rodal de *Pinus taeda*, en Misiones, Argentina. **Revista Forestal Venezolana**,

Venezuela, v. 53, n. 2, p. 165-173, jul./dic. 2009.

MEDINA-MÉNDEZ, J. et al. Cambios en las propiedades físicas del suelo a través del tiempo en los sistemas de maíz bajo temporal y mango bajo riego en luvisoles del estado de Campeche. **Uciencia**, España, v. 22, n. 2, p. 175-189, 2006.

MERINO, A. et al. Soil changes and tree growth in intensively managed *Pinus radiata* in northern Spain. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 196, n. 2-3, p. 393-404, jul. 2004.

MORAES SA, J. C.; LAL, R. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 46-56, abr. 2009.

NAVE, L. E. et al. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests Review. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, n. 5, p. 857-866, feb. 2010.

NEARY, D. et al. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, n. 1/2, p. 51-71, sep. 1999.

NEARY, D. G. 2004. **Fire Effects on Soils**: Southwest Hydrology, Rocky Mountain Research Station, Flagstaff, Arizona, Sep/Oct. 2004. Disponible en: <http://www.swhydro.arizona.edu/archive/V3_N5/feature4.pdf>. Acceso en: sep. 2012.

POWERS, R. F. On the sustainability of planted forests. **New Forest**, New York, v. 17, p. 263-306, 1999.

PUGET, P.; LAL, R. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, n.1/2, p. 201-213, enero 2005.

RAB, M. A. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the *Eucalyptus regnans* forest of southeastern Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 84, n. 1/3, p. 159-176, ago. 1996.

SASAL, M. C. et al. Propiedades hidrológicas edáficas bajo diferentes secuencias de cultivos en siembra directa. En: SILVA, O. et al. **Estudios en la Zona no Saturada del Suelo**. Barcelona: [s. n.], 2009. Disponible en: <<http://congress.cimne.com/zns09/admin/files/filepaper/p351.pdf>>. Consultado en: jul. 2014.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils Review. **Plant and Soil**, Switzerland, v. 241, n. 2, p. 155-176, abr. 2002.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to Soil Taxonomy**, 12th ed. Washington: USDA-Natural Resources Conservation Service, 2014.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, n. 2, p. 141-163, jun. 1982.

TSEGAYE, T.; HILL, R. L. Intensive tillage effects on spatial variability of soil physical properties. **Soil Science**, Madison, v. 163, n. 2, p. 143-154, feb. 1998.

TUTUA, S. et al. Long-term impacts of harvest residue management on nutrition, growth and productivity of an exotic pine plantation of sub-tropical Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 4, p. 741-748, ago. 2008.

UNGER, P. W. Aggregate and organic carbon concentration interrelationships of Torricic Paleustoll. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 42, n. 1, p. 95-113, mayo 1997.

VANCE, E. D. Agricultural site productivity: principles derived from long-term experiments and their implications for intensively managed forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, n. 1/3, p. 369-396, nov. 2000.

VARELA TEIJERO, M. E. Efectos de los incendios forestales en la degradación física de los suelos de Galicia. 2007. Disertación (Doctorado) - Universidad de Vigo, Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Facultad de Biología, Vigo, 2007.

VARELA, M. E.; RODRIGUEZ-ALLERES, M.; BENITO, E. Impacto del fuego en la degradación física de dos suelos forestales en Galicia. **Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe**, Coruna, v. 32, p. 103-110, 2007.

WILSON, M.; CERANA, J. Mediciones físicas en suelos con características vérticas. **Revista Científica Agropecuaria**, Entre Rios, v. 8, n. 1, p. 11-22, 2004.