

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO**

Memoria de Título

**EVALUACIÓN ESTACIONAL DEL CONTENIDO DE AGUA Y
RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN DE UN SUELO CON MANEJO
AGROFORESTAL Y COSECHA DE AGUA EN EL SECANO
INTERIOR DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE**

RICARDO ANDRÉS MORENO ISAMIT

**SANTIAGO, CHILE
2014**

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO**

Memoria de Título

**EVALUACIÓN ESTACIONAL DEL CONTENIDO DE AGUA Y
RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN DE UN SUELO CON MANEJO
AGROFORESTAL Y COSECHA DE AGUA EN EL SECANO
INTERIOR DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE**

**SEASONAL EVALUATION OF WATER CONTENT AND
PENETRATION RESISTANCE OF A SOIL UNDER
AGROFORESTRY AND WATER HARVEST IN THE DRYLAND OF
CENTRAL CHILE**

RICARDO ANDRÉS MORENO ISAMIT

**SANTIAGO, CHILE
2014**

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO**

**EVALUACIÓN ESTACIONAL DEL CONTENIDO DE AGUA Y
RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN DE UN SUELO CON MANEJO
AGROFORESTAL Y COSECHA DE AGUA EN EL SECANO
INTERIOR DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE**

Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo

RICARDO ANDRÉS MORENO ISAMIT

Profesores Guías	Calificaciones
Sr. Manuel Casanova P. Ingeniero Agrónomo, Ms Sc.	7,0
Sr. Oscar Seguel S. Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,6
Profesores Evaluadores	
Sr. Ian Homer B. Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,0
Sr. Thomas Fichet L. Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,4

**SANTIAGO - CHILE
2014**

AGRADECIMIENTOS

Mis más sinceros agradecimientos a todos los que de alguna forma participaron de este trabajo y en mi formación profesional, en especial a:

Mis profesores guías Don Manuel Casanova y Don Oscar Seguel por su entrega diaria en la docencia y desarrollo de nuevos amantes del suelo, por el constante apoyo y la infinita paciencia que me tuvieron.

Al esfuerzo de mis compañeros que de forma desinteresada aportaron con su ayuda en terreno en especial Dolo y Padarian.

A mis compañeros y amigos a lo largo de la carrera, por acompañarme en las buenas y en las malas.

Finalmente agradecer a mi familia, en especial a mi mamá, por su constante sacrificio y sin duda que sin su apoyo y preocupación no lo hubiese logrado y a mi hermana, Karen, por sus palabras de aliento a lo largo del proceso.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN	3
MATERIALES Y MÉTODOS	7
Sitio de estudio.....	7
Tratamientos y diseño experimental	8
Manejo y evaluaciones.....	9
Análisis estadístico.....	10
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	12
Análisis químicos.....	12
Calibración de la sonda.....	13
Dinámica del agua.....	13
Resistencia a la penetración	22
CONCLUSIONES	26
BIBLIOGRAFÍA	27
ANEXOS	35
Anexo I.....	35
Anexo II	36
APÉNDICES.....	38
Apéndice I.....	38
Apéndice II.....	39

RESUMEN

En un sistema agroforestal asociado a cosecha de agua en el secano central de Chile, establecido en el año 1996, se evaluó en el año 2010 la variación en el contenido de agua y la resistencia a la penetración (RP) del suelo. Se establecieron cuatro tratamientos Agroforestería (A), Agroforestería – Labranza (AL), Agroforestería – Labranza – Escurrecimiento (ALE) y Agroforestería – Escurrecimiento (AE)], los que fueron contrastados con un testigo (T). Se hicieron mediciones bajo la influencia (CI) y fuera de la influencia (SI) de árboles de *Acacia saligna*, evaluando en un ciclo anual el contenido de agua con una sonda FDR y la RP en época invernal mediante un penetrómetro de punta cónica. Se encontró que durante la temporada de muestreo el tratamiento ALE (CI) mantuvo mayores valores de agua en el suelo que los demás tratamientos y el testigo. En profundidad, el efecto de la labranza en los tratamientos ALE y AL generó mayores contenidos de agua debido a una disminución del tamaño de poros por un reordenamiento de partículas. La RP presentó valores más uniformes en las evaluaciones registradas bajo la influencia de *A. saligna* (CI) y menores valores en todos los tratamientos, con respecto al testigo (T).

Palabras clave: *Acacia saligna*, pradera mediterránea anual, propiedades físicas de suelo, suelo coluvial, FDR.

ABSTRACT

In a agroforestry system (*Acacia saligna* – Mediterranean annual prairie) associated with water harvesting, the penetration resistance (RP) and water contents of the soil were assessed in the year 2010. A FDR probe was used to monitoring the annual soil water contents and a cone-shaped penetrometer for soil strength in winter time. Agroforestry (A), Agroforestry-Plowing (AL), Agroforestry-Plowing-Water Harvesting (ALE) and Agroforestry-Water Harvesting (AE) as treatments were contrasted with a control (T) in the rainfed of central Chile. Measurements were made on sites influenced by the canopy of trees (CI) and without the influence of the canopy trees (SI). The highest soil water contents were observed in ALE treatment under the influence of tree canopy (CI). In the soil profile depth, the effect of plowing on ALE and AL treatments promoted higher water contents due to a decrease in the soil pore sizes caused by a rearrangement of the soil particles. Soil penetration resistance was low on all treatments compared to the control (T) and was more uniform under tree canopy (CI).

Key words: *Acacia saligna*, annual mediterranean prairie, soil physical properties, soil colluvial, FDR.

INTRODUCCIÓN

En Chile Central, el área del secano interior corresponde a un gran agroecosistema que comprende gran parte del valle longitudinal central y la vertiente oriental de la Cordillera de la Costa (aproximadamente 2 millones de ha entre los paralelos 30° y 37° LS).

Sotomayor (1998), lo describe como un ecosistema caracterizado fundamentalmente por restricciones ambientales, especialmente impuestas por el clima mediterráneo: el 60% de la pluviometría anual se concentra en los meses de invierno, el 15% en primavera y el 2% en verano. Al respecto, Ellies (2000), indica que en este régimen de precipitaciones de distribución irregular, pocos eventos pero de gran intensidad incrementan las tasas de erosión hídrica del suelo, empobreciéndolo y degradándolo; así, la práctica de cultivos en pendientes excesivas exacerba este deterioro. Recientemente, Bonilla y Vidal (2011) describieron la erosividad de las lluvias para la zona, confirmando la alta energía disponible para eventos erosivos potenciales.

Del Pozo *et al.* (1993), estiman valores de pérdida de suelo por erosión hídrica, en laderas con gradiente entre 5 y 20%, de 11,9 a 94,1 Mg ha⁻¹ en suelos manejados con labranza tradicional y de 1,8 a 14,7 Mg ha⁻¹ con un manejo de cero labranza. Por otra parte Rodríguez *et al.* (2000), en suelos de la precordillera andina de la zona centro – sur, indican que con un sistema de labranza convencional las pérdidas anuales, por erosión, promediaron los 20 Mg ha⁻¹ y con un sistema de siembra directa, las pérdidas pueden ser reducidas significativamente (4 a 5 veces menor) respecto a un sistema de labranza tradicional.

Otro factor determinante de las pérdidas informadas para este sector es el tipo de suelo, destacando tres tipos de materiales parentales en la zona de estudio (Undurraga *et al.*, 2004; Luzio *et al.*, 2010). El primero de ellos corresponde a roca granítica, constituidos por rocas en descomposición avanzada hasta gran profundidad, lo que incide fuertemente en la susceptibilidad que presenta a la erosión hídrica. El segundo corresponde a roca metamórfica, que origina suelos en posiciones de gran pendiente y también suelos con ondulaciones, también con alto grado de meteorización y elevado contenido de sílice. Por último, se encuentran materiales sedimentarios que han originado suelos con horizontes argílicos, en posiciones bajas, con topografía plana y de gran uniformidad (vegas); poseen alto contenido de arcillas en todo el perfil, de color gris oscuro, con un substrato de toba muy impermeable y drenaje imperfecto. También recientemente, Bonilla y Johnson (2012) caracterizaron los suelos de esta zona en términos de su erodabilidad.

Con respecto a su fertilidad, Rodríguez (2002), señala que los suelos agrícolas del secano interior son deficientes tanto en nitrógeno como en fósforo, debido a los bajos contenidos de materia orgánica (MO) del suelo y a la erosión, respectivamente. Otros macroelementos (el potasio, calcio y magnesio) son incluidos en una categoría de medio a alto. Así, la baja disponibilidad de agua (Uribe, 2002) y de nutrientes, además del estado de degradación dan

cuenta de los bajos potenciales productivos de estos suelos, por lo que es necesario tomar medidas de protección y hacer un uso eficiente del escaso recurso disponible.

Una alternativa productiva para estos suelos es la agroforestería, que se orienta a permitir actividades productivas en condiciones de alta fragilidad, con recursos naturales degradados, alterando al mínimo la estabilidad ecológica; ello contribuiría a alcanzar la sostenibilidad de los sistemas de producción y, como consecuencia, mejoraría el nivel de vida de la población rural (Renda *et al.*, 1997). Nair *et al.* (2008, 2009), la definen como una práctica que tiene como propósito el crecimiento de árboles, cultivos y/o animales, en combinaciones interactivas, para una variedad de beneficios y servicios; destacan el aumento de la biodiversidad y de alternativas productivas, el reciclaje de nutrientes y la protección del suelo ante eventos erosivos.

Young (1997), señala que la agroforestería se puede clasificar por el arreglo de los diferentes componentes en el tiempo (arreglo temporal) o en el espacio (arreglo espacial). Tolunay *et al.* (2007), identifican varias técnicas agroforestales y estudian varios sistemas de clasificación, concluyendo que la realizada por Nair (1993), es la más apropiada y eficiente. Ésta se basa en criterios funcionales, ecológicos, estructurales y socioeconómicos, dividiendo los sistemas agroforestales en tres grupos principales según su composición: agrosilvocultural (cultivos + árboles/arbustos), silvopastoral (pradera/animales + árboles) y agrosilvopastoral (cultivos + pradera/animales + árboles).

Una de las principales ventajas, de los sistemas agroforestales, es que pueden aumentar en gran medida la utilización de agua de lluvia, en comparación con los sistemas de cultivos anuales (Lott *et al.*, 2003; Raddad y Luukkanen, 2007). Smit y Rethman (2000), proponen una cierta compartimentación del agua del suelo en horizontes superficiales y subsuperficiales, que puede bajar la competencia entre las plantas leñosas y pastos o cultivos anuales, respectivamente. Las plantas leñosas presumiblemente hacen un uso exclusivo de las aguas más profundas y, por lo tanto, no afectarían el establecimiento o crecimiento de cultivos asociados.

Los sistemas agroforestales han mostrado ser también superiores en el control de la erosión del suelo respecto a otros sistemas de producción de cultivos, al mantener una cobertura vegetal permanente que protege al suelo de la acción de las precipitaciones (Wiersum, 1991). Asimismo, Lenka *et al.* (2012), señalan que la vegetación es un factor importante en la génesis de la estructura del suelo, ya que produce residuos que son fuente de energía para la actividad microbiana en la formación de compuestos húmicos del suelo; además, aporta un sistema de raíces que no sólo contribuye a la cantidad de residuos producidos, sino que también influye en la formación de agregados estables. La MO aportada al suelo aumenta la resistencia mecánica de éste, al actuar ligando las partículas y aumentando la cohesión y los valores de ángulo de fricción (Hartge y Horn, 2009); más aún, disminuye la variación de la cohesividad del suelo con distintos contenidos de agua. Seguel y Orellana (2008), compararon la variación de la cohesividad versus el potencial mátrico entre ultisoles y andisoles; los suelos con mayor contenido de MO (andisoles) presentaron una menor

variación de la cohesividad bajo distintos potenciales mátricos, lo que es reflejo de una estructura más estable.

El secano interior de Chile es una zona caracterizada por una baja disponibilidad de agua (Uribe, 2002), lo que constituye uno de los factores más importantes que explican el bajo nivel de desarrollo alcanzado en lo referente a agricultura. Se vislumbra entonces, como una posible solución para estas zonas, la práctica de cosecha de aguas (Li *et al.*, 2000), para sostener y/o incrementar la producción agrícola, pues de acuerdo a FAO (2004), esta práctica puede ser usada en zonas áridas y semiáridas, a menudo caracterizadas por una distribución espacial y temporal irregular de las precipitaciones. Por otra parte, FAO (2000) señala que la recolección de la escorrentía superficial para propósitos de producción agropecuaria y forestal disminuye el riesgo de erosión del suelo al disminuir dicha escorrentía. Sin embargo, su éxito depende de la adecuada infiltración y el almacenamiento del agua en la zona de interés productivo. La tasa de infiltración afecta no solamente a la economía del agua, sino que también a la cantidad potencial de escorrentía superficial y al riesgo de erosión de suelos cultivados en pendiente (Senay y Verdin, 2004; Schiettecatte *et al.*, 2005; Oweis y Hachum, 2006).

Droppelman y Berliner (2003), informan que los sistemas asociados de escorrentía-agroforestería son poco afectados por la variabilidad interanual de las lluvias, por lo que cantidades suficientes de leña, forraje y alimento pueden ser producidos en áreas pequeñas, agregando que pueden ser un factor clave en la restauración de zonas degradadas. Al respecto Bauzá (2009), evaluando las propiedades físicas de suelo en un sistema agroforestal basado en *A. saligna* y asociado a cosecha de agua, determinó que la infiltración de agua se mantuvo alta en un periodo de tiempo mayor a 10 años y potencialmente redujo el escurrimiento superficial y la pérdida de suelo; esto estaría explicado por una mayor estabilidad de agregados en relación a un testigo sin éstas prácticas de manejo. Casanova *et al.* (2012), en el mismo sitio experimental determinaron un incremento de la MO del suelo, favoreciendo el reciclaje de nutrientes e incrementando la producción de la pradera mediterránea anual.

Estudios previos en el secano central de Chile han evaluado la relación entre las precipitaciones (monto y distribución) y la producción de la pradera (Olivares *et al.*, 2006), el efecto de diferentes sistemas de labranza sobre las propiedades del suelo (Martínez *et al.*, 2011) y los cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo en sistemas agroforestales con cosecha de agua (Salazar *et al.*, 2011; Leiva, 2005; Bauzá, 2009; Villarroel, 2012). Sin embargo, no se ha establecido la dependencia de las propiedades del suelo (físicas y químicas) con respecto al tipo de sistema agroforestal y el monto y distribución de las precipitaciones.

Siendo *A. saligna* la especie no maderable más plantada, con casi 600.000 ha establecidas en todo el mundo (Griffin *et al.*, 2011), resulta interesante estudiar el efecto producido por esta especie en la dinámica del agua del suelo y su relación con la resistencia mecánica de éste en sectores complejos como el secano interior de Chile.

El objetivo de este trabajo fue evaluar las variaciones estacionales del contenido de agua y la resistencia a la penetración del suelo, en condiciones de agroforestería y/o cosecha de agua para el secano interior de la zona central de Chile.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

La investigación se llevó a cabo en la Estación Experimental Germán Greve Silva (33° 28' LS – 70° 50' LW) en Rinconada de Maipú, perteneciente a la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, durante los meses de mayo de 2010 a agosto de 2011. Los análisis químicos de los suelos evaluados, se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de esta Facultad.

El sitio se caracterizó por presentar un clima templado cálido. Las lluvias presentan montos altamente variables entre años, siendo la media aproximada de 317 mm. Estos montos se concentran principalmente en invierno, con un periodo seco que puede abarcar desde 7 a 10 meses (Olivares *et al.*, 1998). En la Figura 1 se muestran los montos precipitados en la época de muestreo y mediciones del lugar estudiado.

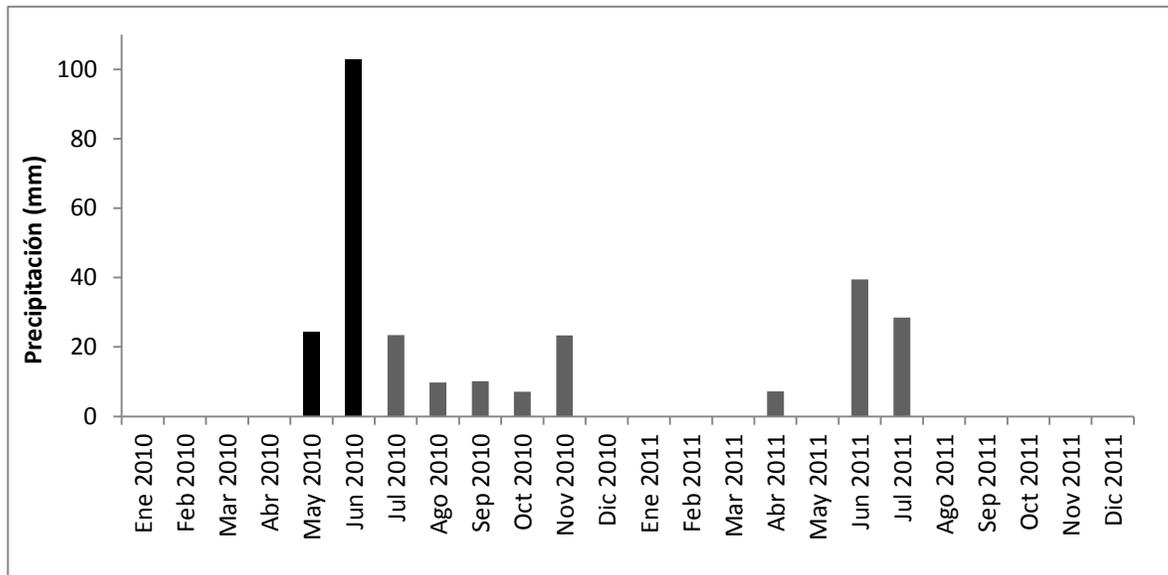


Figura 1. Precipitaciones en la temporada 2010-2011 Rinconada de Maipú, R.M. Barras de color negro indican la época de muestreo y mediciones *in situ*.

El suelo, de origen coluvial con influencia aluvial, pertenece a la Serie Cuesta Barriga (CIREN, 1996). Es un suelo delgado, bien drenado, ligeramente pedregoso y en el sitio del ensayo posee un gradiente de pendiente de 10%. Ha sido clasificado como Typic

Haploxyeroll (Luzio, 1996). En el Anexo I se incluyen propiedades físicas de los primeros 10 cm del sitio estudiado, descritas previamente por Bauzá (2009).

Tratamientos y diseño experimental

El ensayo se inició el año 1996 y se diseñó en bloques completos al azar, estableciendo unidades experimentales de 11 m de ancho y 15 m de largo con un sistema agroforestal, compuesto en un principio por un cultivo de aramo azul (*Acacia saligna* (Labill.) H. Wendl.) y la pradera mediterránea anual (PMA) que crecía en forma natural en la zona de estudio, con o sin un cultivo de avena (*Avena sativa* L.). El ensayo consideró además el efecto de la cosecha de agua, esto es, de los flujos superficiales y subsuperficiales generados por las precipitaciones del lugar, estableciendo según tratamiento zonas de escurrimiento dentro de la unidad experimental.

Si bien es cierto que al inicio del ensayo los tratamientos establecidos correspondían a asociaciones de Acacia, avena y PMA, la siembra del cereal se realizó sólo el primer año, en cuyo caso se realizó una inversión del horizonte superficial. Luego, durante los siguientes trece años, no hubo intervención del suelo. Sin embargo, para la presente investigación se realizó una labranza en mayo de 2010, preparando los primeros 10 cm de suelo mediante un motocultor, lo que permitió definir los tratamientos especificados en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Tratamientos del ensayo y sus características de establecimiento.

Tratamiento ¹	Tamaño de parcela (m)	Área de escurrimiento (%)	Especies vegetales	Labranza (año 0 y 14)
T	11 x 10	100	PMA	No
AL	11 x 15	0	<i>A. saligna</i> , PMA ²	Sí
ALE	11 x 15	67	<i>A. saligna</i> , PMA	Sí
A	11 x 15	0	<i>A. saligna</i> , PMA	No
AE	11 x 15	67	<i>A. saligna</i> , PMA	No

¹⁾ T: Testigo; AL: Agroforestería – Labranza; ALE: Agroforestería – Labranza – Escurrecimiento; A: Agroforestería; AE: Agroforestería – Escurrecimiento. ²⁾ PMA: Pradera Mediterránea Anual.

El testigo (T) mantuvo la PMA desde su establecimiento, sin intervención mecánica, lo que implicó que todos los restos orgánicos generados por las especies vegetales presentes se mantuvieron dentro de cada unidad experimental. Fuera del sitio bajo estudio, se advirtió una PMA muy degradada a causa de pastoreo directo de ovinos.

El T se diseñó con un tamaño menor, comparado con los tratamientos (Figura 2), de manera de tener dimensiones equivalentes a los 2/3 superiores de las parcelas que poseen el sistema de cosecha de aguas (ALE y AE), de tal forma que se pudieran comparar con los montos de escurrimiento de las áreas cultivadas. Los 2/3 ó el 67% correspondiente al área de escurrimiento,

se determinó al inicio del proyecto, con el fundamento que la cantidad de agua que escurre en esa área cubre las necesidades de agua del tercio inferior cultivado (Salazar, 2003a).

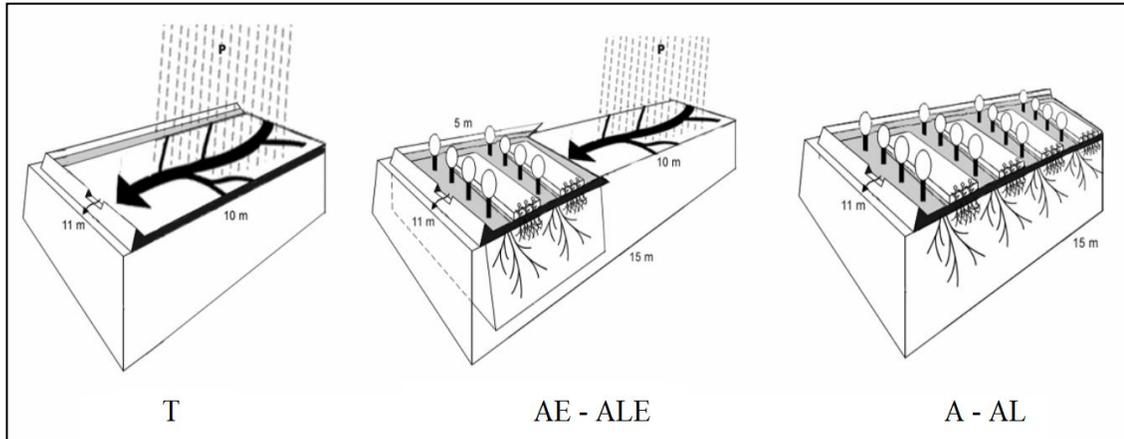


Figura 2. Representación gráfica de las dimensiones de la zona de escurrimiento y distribución de las especies vegetales establecidas para el testigo (T), tratamientos con zona de escurrimiento (AE-ALE) y tratamientos sin escurrimiento (A-AL).

Manejo y evaluaciones

Los tratamientos presentaron una estructura agrosilvocultural (Figura 2), donde estaban plantados 16 árboles de *A. saligna* distribuidos en toda la parcela, en un marco de plantación de 2 x 3 m de cuatro árboles en cuatro filas (A y AL) y 8 árboles en dos filas para el caso de los tratamientos con área de escurrimiento (AE y ALE). Los tratamientos con labranza tuvieron una siembra de avena en la entre hilera de las plantas de Acacia. La avena fue cosechada y retirada de la parcela en el año 1997. Para esta investigación, como se ha señalado, en Agosto del 2010, se realizó una labranza de los primeros 10 cm de suelo en los tratamientos AL y ALE, con el objeto de incorporar la PMA al suelo.

Se realizó un muestreo de suelos para análisis químicos en el mes de mayo de 2011, considerando para todos los casos el área inferior de cada parcela, correspondiente a una superficie de 11 x 5 m. Se tomaron muestras compuestas, constituidas de 15 muestras representativas de la unidad de muestreo, en los primeros 10 cm de suelo.

La materia orgánica (MO) del suelo fue determinada mediante oxidación por vía húmeda del carbono orgánico y el pH fue determinado electrométricamente en agua (relación 1:2,5). También se midió la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe) y los contenidos de Nitrógeno total (Nt) y tanto Fósforo (Pd) como Potasio (Kd) disponibles, todos medidos por los métodos descritos en Sadzawka *et al.* (2006).

Para la medición del contenido de agua del suelo, se utilizó un sensor de capacitancia FDR (DIVINER 2000, Sentek Pty. Ltda., Australia). Esta técnica está basada en la medición de la constante dieléctrica para determinar el contenido de agua del suelo, midiendo el tiempo de carga de un condensador que utiliza el suelo como medio dieléctrico (Evelt *et al.*, 2002a). La constante dieléctrica del agua pura a 20°C y a presión atmosférica es de 80,4, la de los sólidos del suelo es de 3 a 7 y la del aire es 1 (Paltineanu y Starr, 1997). Topp *et al.* (1980), determinaron de manera empírica la relación entre la constante dieléctrica del suelo y su contenido volumétrico de agua. Los principios de este método son descritos en detalle por Zuñiga (2004) e Hidalgo *et al.* (2003).

Se instalaron dos tubos de acceso en cada parcela (bajo y fuera de la influencia de la *A. saligna*, determinándose los valores de contenido de agua hasta 50 cm de profundidad, con intervalos regulares de 10 cm. Los registros se realizaron con una frecuencia semanal entre julio de 2010 y agosto de 2011.

Al final del ensayo, la sonda fue calibrada para el suelo estudiado a través de un método directo (IAEA, 2008). Para ello se compararon las lecturas de la sonda y con contenidos de agua del suelo determinados en laboratorio, para un amplio rango de contenidos de agua.

En términos físicos, se determinó además la resistencia a la penetración (Koolen y Kuipers, 1983) mediante un penetrómetro de punta cónica (Penetrologger Eijkelkamp, Holanda), que consiste en un penetrómetro digital y un software que permite almacenar los registros obtenidos. Esta evaluación se efectuó en el mes de julio de 2011, 48 h después de una lluvia, por lo que fue tomada con el suelo cercano a capacidad de campo; consideró tres repeticiones en cada unidad experimental, bajo y fuera de la influencia de la canopia de la *A. saligna* y hasta los 50 cm de profundidad del suelo (a intervalos regulares de 10 cm). El testigo fue medido una segunda vez, luego de inducir una saturación del perfil para contrastar con el nivel de menor resistencia a la penetración en relación a una condición de capacidad de campo.

Análisis estadístico

Los resultados fueron sometidos a un análisis de varianza ($\alpha \leq 5\%$) y pruebas de comparaciones múltiples de Fisher.

En los análisis químicos se compararon los valores obtenidos entre los tratamientos, para el año de medición, a la única profundidad muestreada. El testigo fue analizado y comparado individualmente con cada tratamiento.

La resistencia a la penetración fue comparada entre los tratamientos de manera separada bajo y fuera de la influencia de *A. saligna*. Además se comparó el mismo manejo

agrosilvocultural con y sin la influencia de la *A. saligna*. El testigo se comparó con todos los tratamientos con y sin influencia de la *A. saligna*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis químicos

El Cuadro 2 incluye los resultados de propiedades químicas del suelo, al cabo de un año de realizada la labranza en los tratamientos ALE y AL (año 2011).

Cuadro 2. Análisis químico del suelo en el intervalo de 0 a 10 cm de profundidad.

Tratamiento	CEe	pH _{agua}	MO	N _t	P _d	K _d
	(dS m ⁻¹)	-	--- (g kg ⁻¹) ---		--- (ppm) ---	
A	1,59±0,15 a *	6,03±0,15	45,1±8,60	2,16±0,25	52±7,57 a	52±4,36
ALE	0,98±0,15 b *	6,20±0,10	47,3±5,35	2,40±0,30	74±6,08 b *	61±10,07
AL	0,94±0,30 b *	6,22±0,15	50,1±5,12	2,03±0,76	80±12,01 b *	63±7,02
AE	1,97±0,18 a *	6,30±0,17	47,6±11,8	2,23±0,51	64±9,87 ab	62±13,20
T	0,57±0,08	6,10±0,10	40,3±9,88	1,93±0,57	53±4,04	49±17,10

*Indica diferencias entre el tratamiento y el testigo ($p < 0,05$). N_t: Nitrógeno total; P_d: Fósforo disponible; K_d: Potasio disponible. Letras distintas en una columna denotan diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). T: Testigo; AL: Agroforestería – Labranza; ALE: Agroforestería – Labranza – Ecurrimiento; A: Agroforestería; AE: Agroforestería - Ecurrimiento.

Se observaron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos para la conductividad eléctrica (CE), registrando AE y A los mayores valores, aunque en el rango no salino. Los tratamientos con labranza (ALE y AL) registraron los menores valores, ya que inmediatamente después de la labranza se logra una mayor infiltración (Bauzá, 2009), lo que ayudaría al lavado de sales. Todos los tratamientos tuvieron diferencias estadísticas significativas con el testigo, el que presentó un valor de 0,57 dS m⁻¹. La escasa cobertura vegetal del tratamiento T (Villaruel, 2012) resulta en un menor reciclaje de bases y sales solubles, por lo que las precipitaciones naturales son más eficientes en lixiviarlas del perfil.

Superficialmente el pH, la materia orgánica (MO) y el N_t no mostraron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos, ni con el testigo, manteniendo las tendencias observadas a este nivel por otros autores (Salazar, 2003a; Leiva, 2005; Villaruel, 2012) en el sitio. No obstante, en el caso de la MO, existe una tendencia de todos los tratamientos a contener valores más altos que el testigo.

El potasio disponible (K_d) no presentó diferencias estadísticas significativas. Sin embargo, todos los tratamientos presentaron una tendencia a tener mayores contenidos que el testigo, aunque en rangos bajos a muy bajos desde el punto de vista de fertilidad de suelos (Havlin *et al.*, 2004).

Los tratamientos con labranza (ALE y AL) presentaron diferencias estadísticas significativas con el tratamiento A y con el testigo (T) para el fósforo disponible (P_d), aunque para todos los casos se observó un contenido muy alto del elemento (Havlin *et al.*, 2004). Las diferencias estadísticas se podrían deber al efecto reciclaje de los sistemas radicales de *A. saligna* y la PMA, los cuales actúan a distintas profundidades. Además, AL y ALE poseen una alta producción de PMA bajo la acacia (Villaruel, 2012), determinando un aporte anual importante de material fresco de rápida mineralización (Brady y Weil, 2009). De acuerdo a Lehmann *et al.* (1999), las especies herbáceas aumentan su eficiencia de absorción de P cuando se asocian a especies leñosas, lo que dejaría una mayor cantidad de P disponible una vez que se reciclen los residuos de la PMA.

El efecto de la labranza sobre el Pd no es muy claro. Daroub *et al.* (2000), indican que en ensayos de largo plazo conducidos en sitios de distintas características, no se observó un efecto claro de las labranzas sobre las fracciones de P, e incluso algunas de las diferencias encontradas entre sitios no fueron consistentes. Por su parte, Blake *et al.* (2010), señalan que la erosión de suelos es el principal mecanismo de pérdida de P, lo que se favorece en sistemas de labranza intensiva (Granger *et al.*, 2007); ello no ocurrió en los sitios bajo labranza del presente ensayo, debido a que se realizaron labores en el año 0 y 14 años después, por lo que generó un aporte de P por la mineralización de la PMA.

Calibración de la sonda

El ajuste de las lecturas a los contenidos de agua *in situ* realizado durante la calibración de la sonda se incluye en el Apéndice I. Evett *et al.* (2002b, 2006), indican la importancia de la calibración en campo para cada suelo en particular, no siendo recomendable utilizar la calibración de fábrica en suelos con características particulares, como aquellos con altos contenidos de sales, materia orgánica o fragmentos gruesos.

El sensor utilizado (Diviner2000) no presentó una buena sensibilidad a bajos contenidos de agua, debido posiblemente a la presencia abundante de fragmentos gruesos en el perfil de suelo; en cambio, a medida que operó a niveles superiores de contenido de agua en el suelo, presentó una mayor sensibilidad en relación a las lecturas directas.

Dinámica del agua

La labranza produce cambios físicos en el suelo que facilitan el establecimiento de los cultivos agrícolas. Sin embargo, con los años genera alteraciones que disminuyen los rendimientos, expone al suelo a la erosión (hídrica y eólica) y facilita el contacto con el

oxígeno, lo que estimula la actividad microbiana, oxidando la materia orgánica (Acevedo y Silva, 2003). La acción protectora de una especie arbustiva puede disminuir la evaporación directa de agua desde la superficie del suelo (Droppelman *et al.*, 2000), pero el resultado final, evaluado como contenido de agua dentro del perfil, dependerá de la actividad de raíces. Bajo la cobertura arbustiva se desarrolla una mayor biomasa de pradera (Villarreal, 2012), pudiendo incluso existir menor contenido de agua dentro del perfil una vez que termina el periodo de lluvias, debido al proceso de transpiración de la biomasa (Cantero-Martínez *et al.*, 2007).

En la Figura 3, se puede observar que el contenido de agua en el perfil, a lo largo de la temporada de muestreo, fue generalmente menor bajo la canopia (CI) de *A. saligna* que fuera de ésta (SI) y el testigo (T), exceptuando el tratamiento ALE. Un factor importante que explica estos resultados es la interceptación de la lluvia por la canopia, ya que los árboles pueden reducir sustancialmente la cantidad de lluvia que alcance la superficie del suelo durante precipitaciones suaves, pero la proporción de lluvia interceptada disminuye con el aumento de la intensidad y duración de la precipitación (Young, 1997); además, la interceptación de la lluvia puede aumentar o disminuir dependiendo de la estructura de la canopia (Pypker *et al.*, 2005). Al respecto, se han desarrollado modelos sofisticados para analizar la interceptación de lluvia en bosques (Rutter *et al.*, 1971; Gash y Morton, 1978; Davie y Durocher, 1997; Xiao *et al.*, 2000; Alavi *et al.*, 2001; Chappell *et al.*, 2001), pero escapa a los objetivos de la presente memoria.

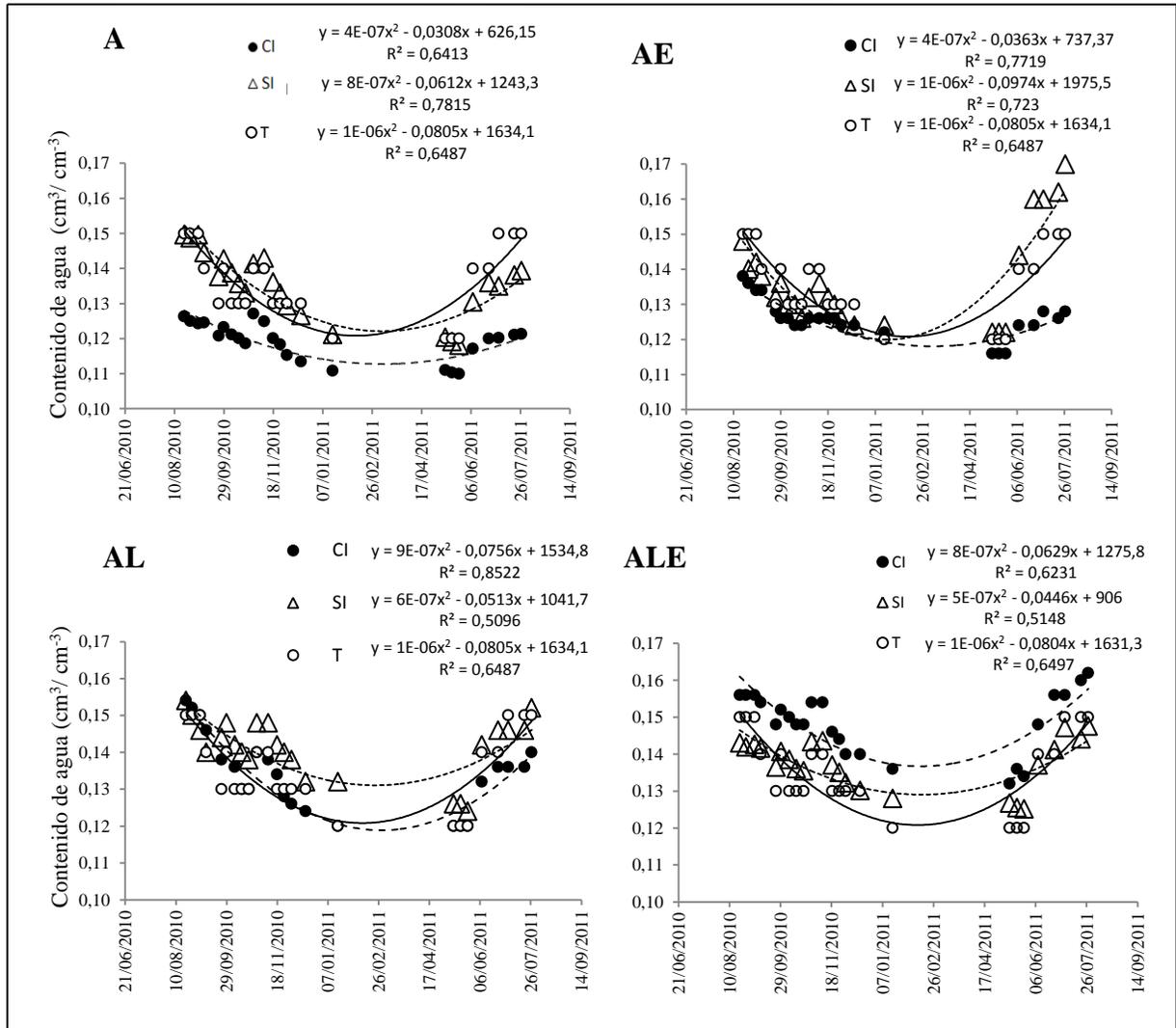


Figura 3. Dinámica del contenido de agua en el suelo en todo el perfil (0 a 50 cm), en los distintos tratamientos (CI: bajo la canopia, SI: fuera de la canopia) en relación al testigo (T) a lo largo del tiempo de medición. A = agroforestería; AE = agroforestería – escurrimiento; AL = agroforestería – labranza; ALE = agroforestería – labranza – escurrimiento.

Otro aspecto a considerar, es la extracción preferencial de agua de las zonas más cercanas al árbol. Livesley *et al.* (2004), en un sistema agroforestal compuesto por *Grevillea robusta* y maíz, encontraron que generalmente el contenido de agua en el suelo es menor en las cercanías del árbol y aumenta con la distancia desde la hilera de árboles. Resultados similares se han encontrado con otras especies en zonas semiáridas, tales como *Eucalyptus tereticornis* (Malik y Sharma, 1990; Onyewotu y Stigter, 1995) y *Bauhania rufescens* (Mayus *et al.*, 1994). Por otra parte Previati *et al.* (2010), en un sistema de construcción de microcuencas alrededor de los árboles de Acacia, demostraron que dentro de la microcuenca o bajo la influencia del árbol el contenido de agua es generalmente más alto

que fuera de ésta, variando según el tipo de suelo, la época del año, el manejo agronómico y la profundidad de suelo.

El comportamiento similar entre los sitios con y sin influencia de la *A. saligna* en ALE se puede deber a la acción conjunta del sistema escorrentía – labranza – Acacia, en que la zona de escurrimiento aporta agua a la zona de cultivo, la labranza aumenta la capacidad de infiltración de agua en el suelo y la cobertura de la Acacia previene la evaporación del agua desde la superficie del suelo. Bauzá (2009), en evaluaciones de infiltración realizadas en el sitio de estudio, concluyó que esta práctica genera aumentos inmediatos en la infiltración, debido al aumento en la macroporosidad de la zona labrada y por lo tanto una mayor conductividad hidráulica en los primeros centímetros de suelo, favoreciendo la acumulación de agua tanto en la zona con y sin influencia del árbol.

Las mediciones realizadas fuera de la influencia de la canopia de *A. saligna* tuvieron un comportamiento similar con respecto al testigo. Sin embargo, las mediciones tomadas en el año 2011 en el tratamiento AE, mostraron una tasa de acumulación diferente a medida que avanzó la temporada de lluvia (otoño-invierno), siguiendo el orden $SI > T > CI$ en el periodo de fines de abril a fines de julio. Si bien *A. saligna* posee raíces profundizadoras, también desarrolla un abundante enraizamiento en superficie (Peter y Lehmann, 2000) por lo que la preparación de suelos en ALE y AL pudo cortar raíces, bajando el consumo de agua del árbol; esto no habría ocurrido en AE y A, donde se observó el menor contenido de agua bajo la influencia de la *A. saligna* (CI), debido a un sistema radical más activo que está absorbiendo agua, pero confinado bajo la copa del árbol. Así, el sitio sin influencia de la *A. saligna* (SI) presentó aumentos mayores en el contenido de agua del suelo hasta antes que la pradera (PMA) comience a desarrollarse. Al respecto, la distribución del contenido de agua en el perfil se presenta en la Figura 4 para dos periodos contrastantes (invierno-verano).

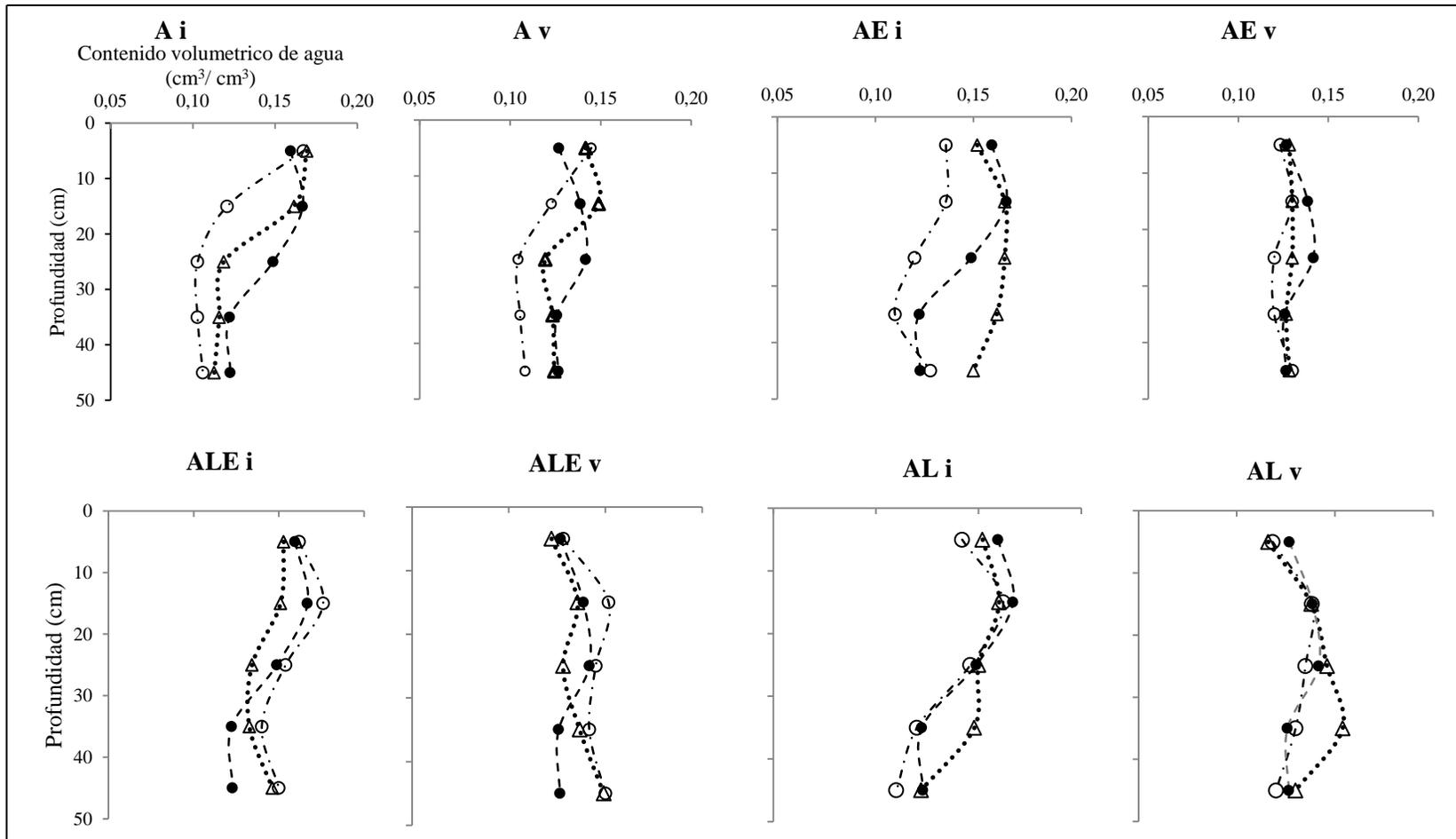


Figura 4. Dinámica del agua en profundidad en época invernal (i) y estival (v) (o: CI; Δ : SI; \bullet : T). A = agroforestería; AE = agroforestería – escurrimiento; ALE = agroforestería – labranza – escurrimiento; AL = agroforestería – labranza.

En la Figura 4, se puede observar que la variación, invierno-verano del contenido de agua de los tratamientos, fue mínima y baja, dada la dominancia de clases texturales gruesas (franco arenosa) con abundante pedregosidad. El testigo, en general, mostró mayores niveles de agua en los primeros 20 cm de suelo, con un descenso hasta los 40 cm, estabilizándose en el rango de 40 a 50 cm. El escaso desarrollo de la PMA en el testigo sólo logró capturar agua en los primeros centímetros de suelo y básicamente las variaciones del contenido de agua en el perfil respondieron a condiciones de suelo, sobre todo a la alta pedregosidad existente en profundidad.

En el tratamiento A se puede observar que bajo la influencia de *A. saligna* se generó un mayor consumo de agua, lo que para la zona fuera de la influencia se produjo bajo los 20 cm de profundidad. Este consumo responde a que la *A. saligna* tiene una mayor densidad de raíces finas en los primeros centímetros de suelo (0 – 15 cm) y el 50% de éstas se concentran hasta los 30 cm (Peter y Lehmann, 2000). Fuera de la proyección de copa del árbol el consumo se puede atribuir a algunas raíces más profundizadoras.

En el tratamiento AE el consumo de agua se generó desde los 10 hasta los 40 cm, luego existió un pequeño aumento, probablemente por la entrada de agua a mayor profundidad desde la zona sin influencia de la *A. saligna*, alcanzando los niveles del testigo, lo que es consistente con la dinámica estacional discutida en la Figura 3. Tanto A como AE presentaron menores contenidos de agua en relación al testigo, lo que denota la alta actividad evaporativa de los árboles.

En los tratamientos con labranza (ALE y AL), casi no existieron diferencias entre la situación bajo y fuera de la influencia de la *A. saligna*. Se puede observar que en el intervalo de 10 a 20 cm se generó una acumulación de agua, especialmente bajo la influencia del árbol. De acuerdo a Dexter *et al.* (2004), la labranza suelta el suelo en superficie, generando un aumento de la infiltración. Sin embargo, el frente de labranza (profundidad del implemento) destruye los bioporos, generando una discontinuidad dentro del perfil, lo cual disminuye la permeabilidad, favoreciendo la acumulación de agua en la zona límite de la labranza con el suelo no alterado.

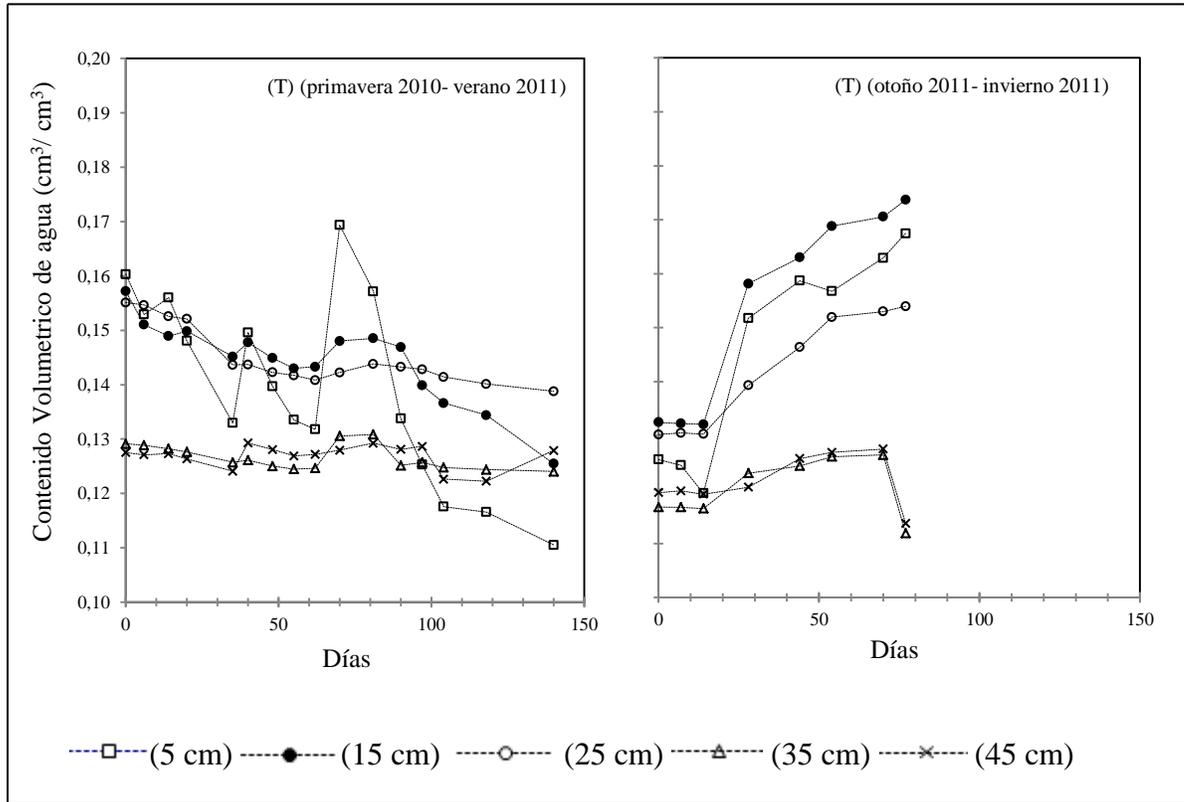


Figura 5 Dinámica del agua del testigo (T) por horizontes en las distintas épocas de muestreo en relación al tiempo.

La Figura 5 muestra la dinámica de agua del testigo, donde se puede observar que en los estratos profundos (35 y 45 cm), el contenido de agua en función del tiempo fue mínimo, debido al tipo de suelo que se encuentra en el lugar, siendo éste ligeramente profundo y con aumentos de pedregosidad en profundidad.

En los 5 cm de suelo fue donde se mostraron las mayores variaciones de contenido de agua, debido a que este horizonte fue el que estaba en contacto con la atmósfera, siendo más susceptible a los cambios ambientales; a esto se suma la escasa cobertura vegetal y el bajo desarrollo radical de la PMA.

En la Figura 6 se observa que el horizonte más próximo a la superficie del tratamiento AE tiene un menor dinamismo en la época primavera 2010- verano 2011 en comparación con T, principalmente por el efecto paraguas que genera la Acacia y a la cobertura de hojarasca en superficie. Para la época otoño 2011- invierno 2011, los aumentos en el contenido de agua bajo la canopia fueron mayores en los 25 cm de suelo, debido al mayor ingreso de agua en el perfil por los aportes de la zona de escurrimiento y por la baja permeabilidad de los estratos inferiores.

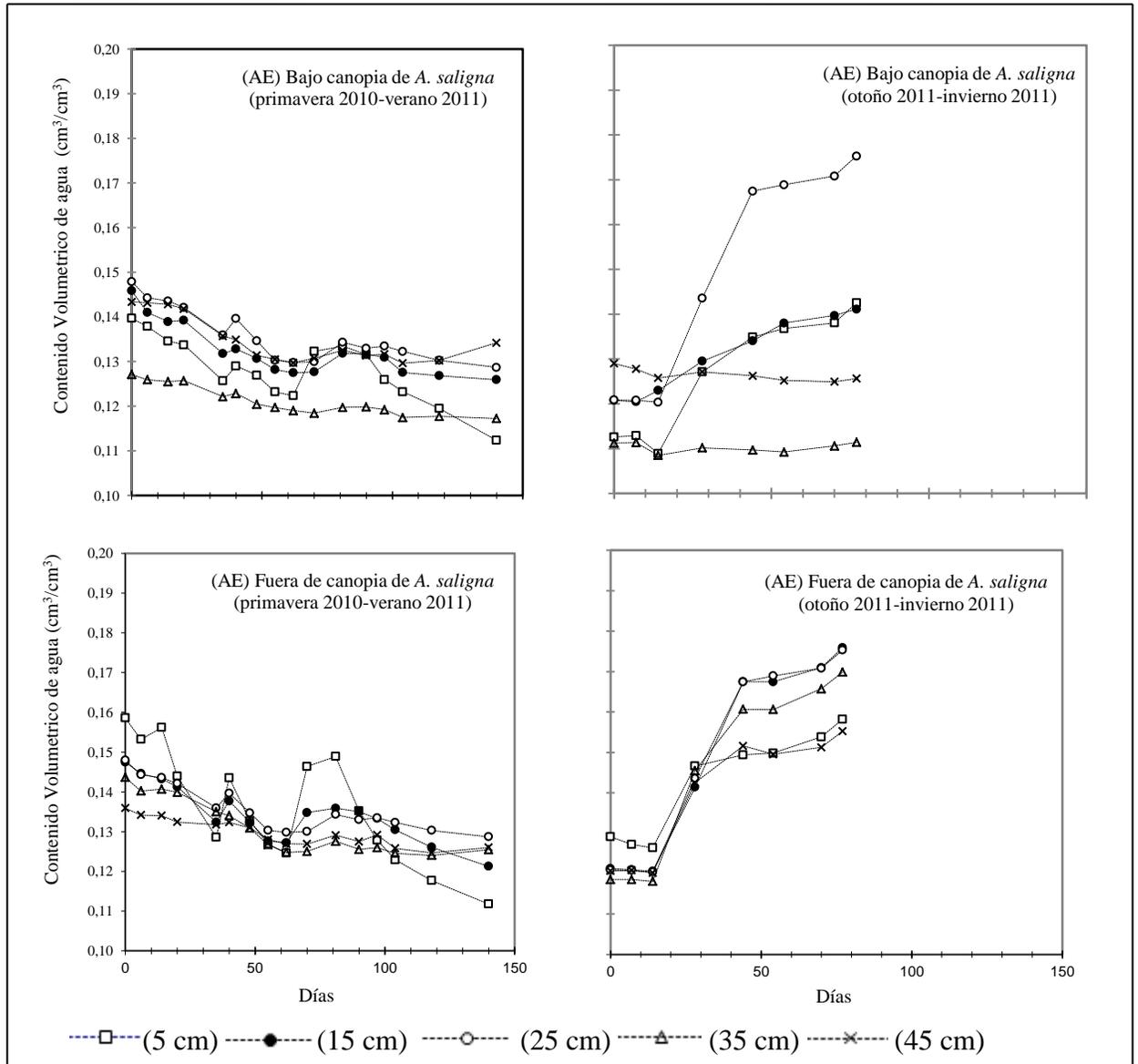


Figura 6. Dinámica del agua en el suelo fuera y dentro de la influencia de la *A. saligna* por profundidades para el tratamiento AE.

En el caso de AE, fuera de la canopia, se observó un aumento en el contenido de agua en todos los horizontes durante el periodo otoño – invierno 2011, lo que se puede explicar por la acción de dos factores. Primero, el aporte de agua de la zona de escurrimiento y segundo, la ausencia del efecto paraguas de la *A. saligna*, generando los mayores aportes de agua en este tratamiento.

En el caso del tratamiento A (Figura 7), los horizontes más dinámicos fueron a los 5 cm y 15 cm, dentro y fuera de la *A. saligna* y en ambas épocas, notándose claramente que el agua no se movió de manera importante más allá de los 15 cm. En contraste con el sitio

control (T), el horizonte superficial (5 cm) presentó un movimiento similar pero con mayor contenido de agua, dado el mayor contenido de materia orgánica y sombra proyectada por el árbol, disminuyendo así la evapotranspiración.

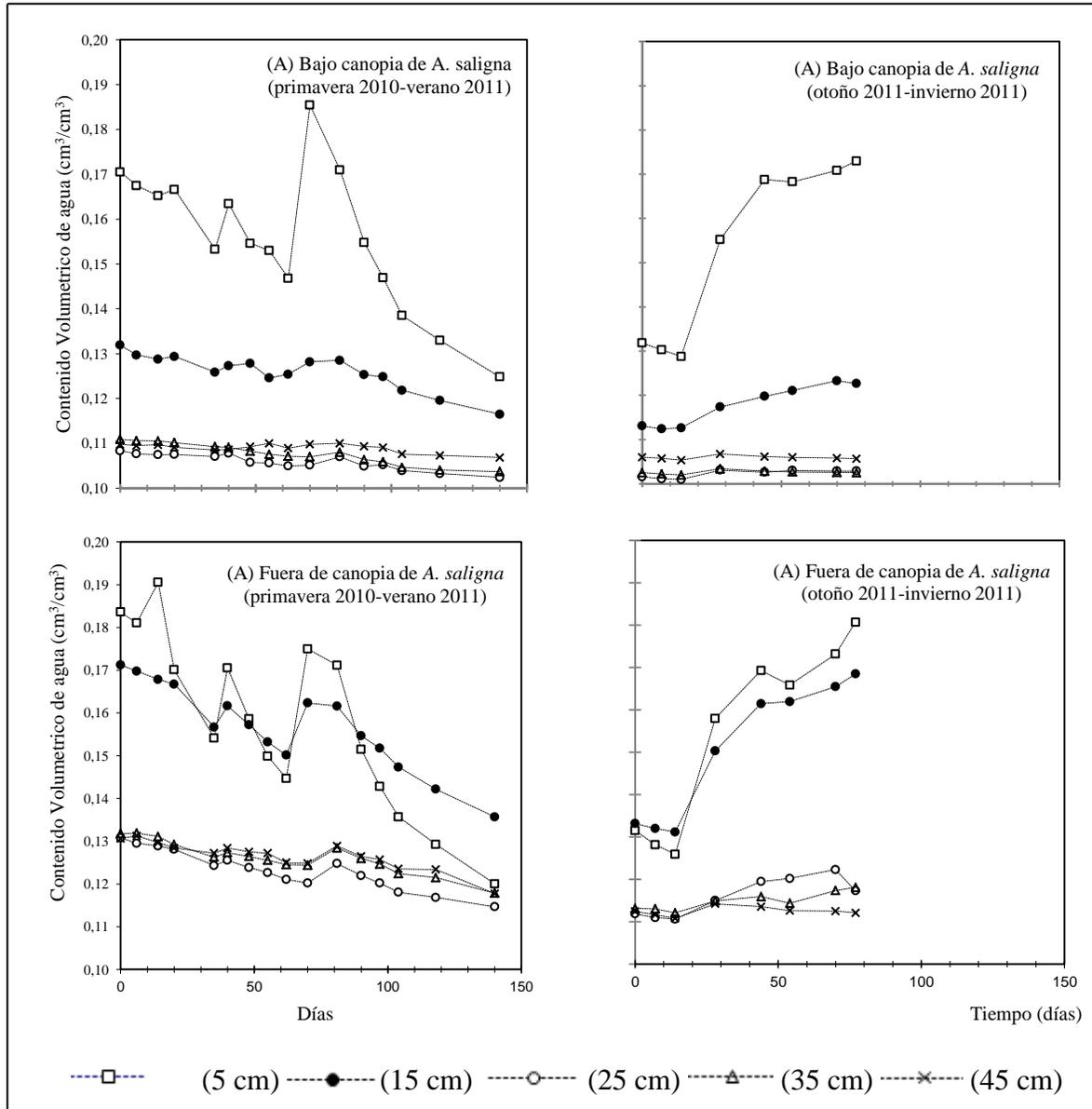


Figura 7. Dinámica del agua en el suelo fuera y dentro de la influencia de la *A. saligna* por profundidades para el tratamiento A.

El resto de los tratamientos se presenta en el Apéndice II, no difiriendo de los tratamientos comentados previamente.

Resistencia a la penetración

La resistencia a la penetración (RP) es definida como la resistencia que ofrece el suelo a una fuerza por unidad de área; se expresa en N/m^2 o en MPa y está relacionada con otras propiedades del suelo, tales como la densidad aparente, el contenido de agua, la estructura, la textura y la materia orgánica que éste contenga (Horn, 2003).

En el Cuadro 3 se muestran los valores de RP bajo y fuera de la influencia de la Acacia para cada tratamiento y el testigo. En general, fuera de la influencia de la Acacia la variabilidad fue mayor que dentro de esta, donde hubo mayor aporte de materia orgánica vía mantillo, lo que produjo una menor variabilidad de la RP. Aún así ninguno de los tratamientos presentó diferencias estadísticas significativas con el testigo. El análisis de varianza realizado en todos los tratamientos sin influencia (SI) de la Acacia, solo mostró diferencias estadísticas significativas en el rango de 0 – 10 cm de suelo. Los mayores valores de RP correspondieron a los tratamientos ALE y AE, con 2,80 y 3,07 MPa respectivamente. La labranza en ALE no fue efectiva ni persistente en mantener un suelo suelto, el que se consolidó rápidamente por reacomodo de partículas, dado el aporte extra de agua de la zona de escurrimiento (Horn, 2003).

Cuadro 3. Valores de resistencia a la penetración (MPa) medido con un contenido de agua equivalente a capacidad de campo y en función de la profundidad de suelo.

Tratamiento	Resistencia a la penetración (MPa)				
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm
A _{SI}	2,65±0,26 ab	1,90±1,23	1,15±0,80	-----	-----
ALE _{SI}	2,80±0,34 b	2,47±0,45	2,01±1,28	0,85±0,23	1,28±0,51
AL _{SI}	2,22±0,27 a	3,04±2,43	1,80±2,08	2,06±0,00	0,43±0,00 A
AE _{SI}	3,07±0,17 b	1,77±1,27	2,77±0,72 A	2,16±1,87	1,53±1,39
T	3,45±1,32	1,88±0,43	1,50±0,86	1,18±1,17	1,36±1,37
A _{CI}	2,25±0,53	1,49±0,26	0,55±0,53 a	0,65±0,68	0,09±0,00 a
ALE _{CI}	2,69±0,50	1,47±0,73	0,87±0,39 a	1,45±0,55	1,02±0,05 b
AL _{CI}	3,13±0,68	1,94±1,28	1,95±0,48 b	1,51±0,45	0,83±0,02 bB
AE _{CI}	2,34±0,79	1,89±0,42	1,08±0,45 abB	1,72±0,40	1,09±0,21 b

Letras minúsculas distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre tratamientos dentro de una misma situación (SI: sin influencia de la acacia; CI: bajo la influencia de la acacia) ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas indican diferencias entre el mismo tratamiento bajo y fuera de la influencia de la Acacia ($p < 0,05$).

Los tratamientos bajo la influencia de la Acacia mostraron diferencias estadísticas significativas en los rangos de 20 a 30 y de 40 a 50 cm de profundidad, siendo el tratamiento A_{CI} el que presentó los menores valores dentro del perfil, finalizando entre 40-50 cm con un nivel bajo, de 0,09 MPa, mientras que AL_{CI} fue el que presentó los mayores valores en todo el perfil, con un promedio de 1,87 MPa.

El análisis realizado entre tratamientos con y sin la influencia de la Acacia, mostró diferencias estadísticas significativas en el tratamiento AE en el rango de 20-30 cm, siendo mayor fuera de la influencia de la acacia, y en el tratamiento AL en el rango de 40 a 50 cm, siendo dentro de la influencia de la acacia el mayor valor de RP.

Valores máximos de RP se han registrado en rangos entre 4,6 y 5,1 MPa para suelos no labrados y 3,6 MPa para suelos labrados de acuerdo con Ehlers *et al.* (1983) y da Silva *et al.* (1994), respectivamente. Taylor y Brar (1991), indican un valor de 2 MPa para evidenciar una disminución del desarrollo radical. Un estudio indica que con valores de 2,5 MPa la elongación radicular es significativamente restringida, pero en el caso de especies arbóreas, la tolerancia a la alta RP puede ser mayor (Walley *et al.* 2007).

Godefroid y Koedam (2009), en un estudio con *Fagus sylvatica*, demostraron que las raíces de los árboles pueden inducir la compactación del suelo mediante el movimiento pendular de éstos por la acción del viento. Esto sería posible plantear para explicar los altos valores de resistencia en AL_{CI} y AE_{CI} de los 20 a 40 cm ya que, según Moore (2000), existen cuatro componentes principales en el anclaje de la raíz: (1) fuerza de tensión de las raíces de barlovento; (2) peso de la raíz sobre el suelo; (3) resistencia de las raíces de sotavento a la flexión en la región bisagra y, (4) la resistencia a la fractura del suelo bajo la línea de la raíz.

En la Figura 8 se muestran los valores de los tratamientos bajo la influencia de la Acacia comparados con el testigo (T) y con el testigo en una condición saturada (Tsat). La mayor resistencia en superficie se generó por los procesos de estructuración y por la mayor tensión hídrica del suelo debido al secado (demanda atmosférica), aún estando el suelo a capacidad de campo (Vaz *et al.*, 2011). Sin embargo, bajo 20 cm la RP tendió a estabilizarse y a encontrar la condición hidrostática generada por el peso sobreyacente acumulado en profundidad (Horn *et al.*, 2007).

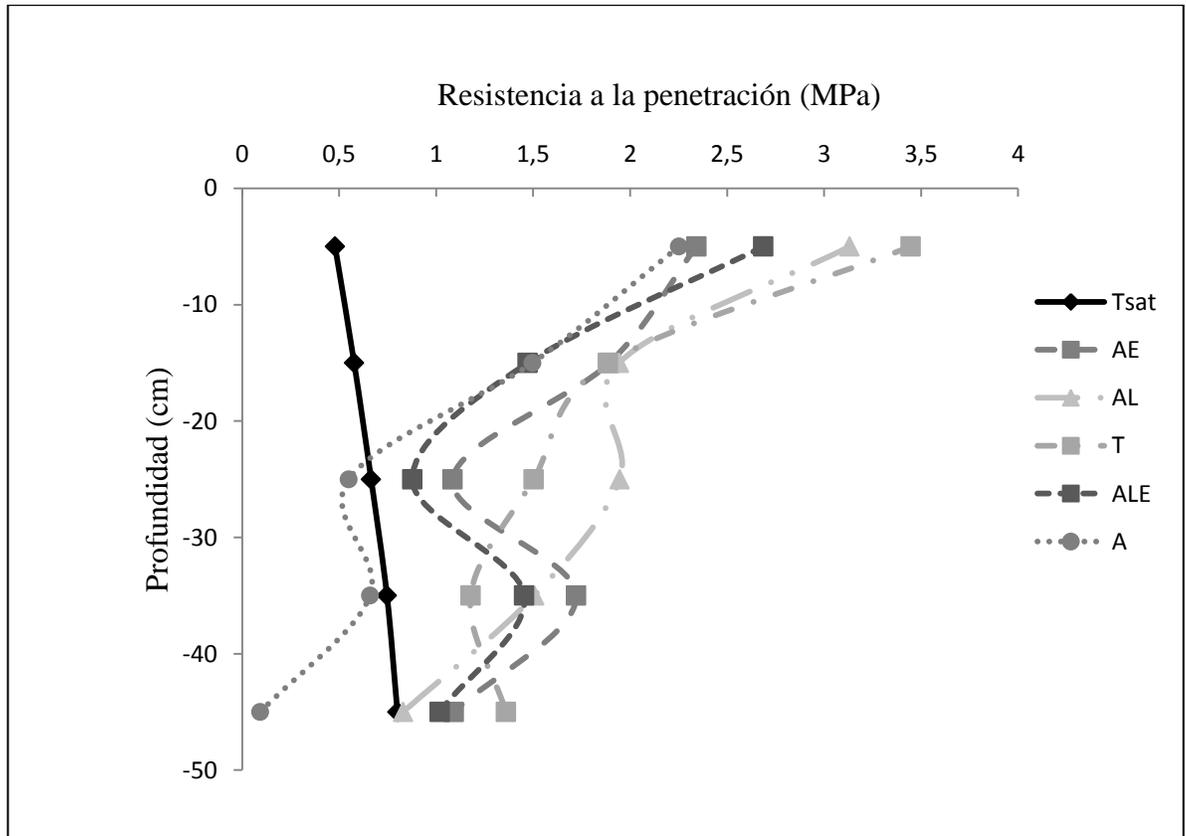


Figura 8. Resistencia a la penetración en el perfil de los tratamientos bajo la influencia de la *A. saligna*, comparados con testigo saturado (Tsats) artificialmente (Julio 2011).

La condición de saturación anula el efecto de la tensión interna del suelo (Fredlund y Rahardjo, 1993), quedando de manifiesto el efecto creciente de las cargas sobreyacentes al aumentar la masa de suelo en profundidad (Kezdi, 1980). Los tratamientos tendieron a mantenerse dentro de estos rangos, aunque el tratamiento A en profundidad manifestó una baja resistencia mecánica.

Al analizar la variación promedio del perfil, entre cada uno de los tratamientos y el testigo saturado, como un índice de estabilidad entre la condición saturada y la bajo tensión de -33 kPa, el testigo presentó un valor de 1,27 MPa de diferencia, respecto a las condiciones bajo la influencia de Acacia, con un rango de 0,36 a 1,22 MPa y un promedio de 0,85 MPa. Es decir, si bien todos los tratamientos presentaron restricciones al enraizamiento en los primeros 15cm ($RP > 2,0$ MPa), la menor variabilidad saturado – húmedo en los tratamientos bajo Acacia estarían indicando una mayor estabilidad frente a las variaciones estacionales del agua (Seguel y Orellana, 2008).

Finalmente, si bien Derbel *et al.* (2009), concluyeron en un estudio con *A. saligna* que luego de 20 años de establecida la especie, no existe un mejoramiento de indicadores superficiales de funcionalidad del suelo, en el presente trabajo se observó un efecto dado

por la canopia del árbol respecto a su entorno inmediato, atribuible al aporte de materia orgánica y cambio en las condiciones hidrológicas locales (Zhang *et al.*, 2005). A futuro se pueden realizar este tipo de trabajos analizando el efecto de los manejos desde un punto de vista multisistémico, captura de C, dinámica del agua y calidad del suelo.

CONCLUSIONES

En un sistema agroforestal asociado a cosecha de agua, establecido en el secano de Chile central en 1996 y evaluado el año 2010, se producen cambios relevantes sobre las propiedades físicas de los suelos tales como contenido de agua y resistencia a la penetración.

La acción combinada de una zona de escurrimiento y una labor de labranza, genera un mayor contenido de agua durante la temporada bajo la influencia de la *Acacia saligna*, debido a los aportes de escurrimiento y a la mayor infiltración generada por el laboreo. Sin embargo, el mayor consumo de agua por parte de la *A. saligna* se generó en los tratamientos A y AE, lo que respondería a la persistencia del sistema radical activo en los primeros horizontes en ausencia de labranza.

La labranza en ALE no fue efectiva ni persistente en mantener un suelo suelto, el que se consolidó rápidamente por un reordenamiento de partículas dado el aporte extra de agua de la zona de escurrimiento. En general todos los tratamientos presentaron una alta resistencia mecánica en superficie, no ejerciendo un efecto positivo con respecto a la condición fuera de la canopia.

A nivel de balance de agua en la temporada, el tratamiento A fue el que presentó mayor acumulación de agua en los primeros horizontes dentro y fuera de la influencia de la *Acacia*, tanto en primavera-verano (secado) como otoño-invierno (mojamiento), sin embargo el tratamiento AE promovió una mayor acumulación de agua en profundidad en la época otoño-invierno.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, E. y P. Silva. 2003. *Agronomía de la Cero Labranza*. Santiago, Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. 118p. (Ciencias Agronómicas N° 10).
- Alavi, G.; P. Jansson; J. Hallgren and J. Bergholm. 2001. Interception of a dense spruce forest, performance of a simplified canopy water balance model. *Nordic Hydrology*, 32(4-5): 265–284.
- Bauzá, F. 2009. Evaluación de las propiedades físicas de un suelo con manejo agroforestal y cosecha de agua en el secano interior de la zona central de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo, Mención Manejo de Suelos y Agua. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 24h.
- Blake, W.; S. Theocharopoulos; N. Skoulikidis; P. Clark; P. Tountas; R. Hartley. *et. al.* 2010, may. Wildfire impacts on hillslope sediment and phosphorus yields. *Soil Sediments*, 10(4): 671- 682.
- Bonilla C. and K. Vidal. 2011, nov. Rainfall erosivity in Central Chile. *Journal of Hydrology*, 410(1-2): 126-133.
- Bonilla C. and O. Johnson. 2012, nov. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. *Geoderma*, (189-190): 116-123.
- Brady, N. and R. Weil. 2009. *Elements of the nature and properties of soils*. 3a. ed. New Jersey, USA: Prentice Hall. 559 p.
- Cantero-Martínez, C.; P. Angás and J. Lampurlanés. 2007, jun. Long-term yield and water use efficiency under various tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. *Annals of Applied Biology*, 150(3): 293-305.
- Chappell, N.; K. Bidin and W. Tych. 2001, abr. Modelling rainfall and canopy controls on net-precipitation beneath selectively-logged tropical forest. *Plant Ecology*, 153(1-2): 215–229.
- Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel; F. Najera; R. Villarroel and C. Leiva. 2012, oct. Long-term monitoring of soil fertility and agroforestry combined with water harvesting in Central Chile. *Archives of Agronomy and Soil Sciences*, 58(1): 165- 169.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 1996. *Estudio Agrológico de la Región Metropolitana*. Santiago, Chile: Centro de Información de Recursos Naturales. 425 p. (CIREN N° 115).

da Silva, A.; B. Kay and E. Perfect. 1994. Characterization of the least limiting water range for assessing soil physical quality. *Soil Science Society of American Journal*, 58 (6): 1775-1781.

Daroub, S.; F. Pierce and B. Ellis. 2000, ene. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 64(1): 170-176.

Davie, T. and M. Durocher. 1997. A model to consider the spatial variability of rainfall partitioning within deciduous canopy. I. Model description. *Hydrological Processes*, 11(11): 1509–1523.

del Pozo, A.; J. Riquelme; D. Jeldres y C. Aliaga. 1993. Pérdidas de suelo por erosión hídrica en tres sistemas de labranza en el secano interior de la zona mediterránea de Chile. (pp. 417-422). En: Encuentro Latinoamericano sobre Plantio Direto na Pequena Propiedade (1^{er}. Ponta Grossa, Brasil).

Derbel S.; J. Cortina and M. Chaieb. 2009, ene. *Acacia saligna* plantation impact on soil surface properties and vascular plant species composition in central Tunisia. *Arid Land Research and Management*, 23(1): 28–46.

Dexter, A.; E. Czyz and O. Gate. 2004, dic. Soil structure and the saturated hydraulic conductivity of subsoils. *Soil and Tillage Research*, 79(2): 185-189.

Droppelmann, K.; J. Ephrath and P. Berliner. 2000. Tree/crop complementarity in an arid zone runoff agroforestry systems in northern Kenya. *Agroforestry Systems*, 50(1): 1-16.

Droppelmann, K. and P. Berliner. 2003, jul. Runoff agroforestry: a technique to secure the livelihood of pastoralists in the Middle East. *Journal of Arid Environments*, 54(3): 571–577.

Ehlers, W.; U. Kopke; F. Hesse and W. Böhm. 1983, jul. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil and Tillage Research*, 3(3): 261-275.

Ellies, A. 2000. Soil erosion and its control in Chile: an overview. *Acta Geológica Hispánica*, 35(3-4): 279-284.

Evelt, S.; B. Ruthardt; S. Kottkamp; T. Howell; A. Schneider and J. Tolk. 2002a. Accuracy and precision of soil water measurements by neutron, capacitance, and TDR methods. (pt. 318, pp. 1-8). En: World Congress of Soil Science (17th, August 2002, Bangkok, Thailand). Recuperado en: <<http://www.cpri.ars.usda.gov/pdfs/wcss0318.pdf>> Consultado el: 31 de agosto de 2014.

Evelt, S.; J. Laurent; P. Cepuder and C. Hignett. 2002b. Neutron scattering, capacitance and TDR soil water content measurements compared on four continents. (pt. 1021, pp. 1-

10). En: World Congress of Soil Science (17th, August 2002, Bangkok, Thailand). Recuperado en: <<http://www.cprl.ars.usda.gov/wmru/pdfs/wcss1021.pdf>> Consultado el: 29 de agosto de 2014.

Evelt, S.; J. Tolk and T. Howell. 2006, ago. Soil profile water content determination: sensor accuracy, axial response, calibration, temperature dependence and precision. *Vadose Zone Journal*, 5(3): 894- 907.

FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations). 2000. Manual de captación y aprovechamiento del agua de lluvia: experiencias en América Latina. Santiago, Chile: oficina regional de la FAO para América Latina y el Caribe. 14 p. (Serie Zonas Áridas y Semiáridas N° 13)

FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations). 2004. Catching the Rain: a successful partnership restores drylands in Tunisia. 7 p.

Fredlund, D. and H. Rahardjo. 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons. USA. 544 p.

Gash, J. and A. Morton. 1978, jul. An application of the Rutter model to the estimation of the interception loss from Thetford Forest. *Journal of Hydrology*, 38(1-2): 49–58.

Godefroid, S. and N. Koedam. 2009, nov. Tree-induced soil compaction in forest ecosystems: myth or reality?. *European Journal of Forest Research*, 129(2): 209- 217.

Granger, S.; R. Bol; P. Butter; P. Haygarth; P. Naden; G. Old. *et al.* 2007, ene. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorus, from intensively formed grassland: tracing sediment and organic matter. *Hydrological Processes*, 21(3): 417- 422.

Griffin, A.; S. Midgley; D. Bush; P. Cunningham and A. Rinaudo. 2011, ago. Global uses of Australian acacias – recent trends and future prospects. *Diversity and Distributions*, 17(5): 837-847.

Hartge, K. und R. Horn. 2009. Die physikalische Untersuchung von Böden. 4th. ed. Nagele u. Obermiller. Stuttgart, Germany. 178 p.

Havlin, J.; S. Tisdale; W. Nelson and J. Beaton. 2004. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. 7th. ed. Boston, USA: Prentice Hall. 528 p.

Hidalgo, J.; M. Pastor y J. Hidalgo. 2003. Evaluación de una sonda FDR para la estimación de la evolución del contenido de agua en el suelo y para el control de riegos en olivar. *Estudios de la zona no saturada del suelo*, 6: 171-176.

Horn, R. 2003. Stress-strain effects in structured unsaturated soils on coupled mechanical and hydraulic processes. *Geoderma*, 116 (1-2): 77-88.

Horn, R.; K. Hartge; J. Bachmann and M. Kirkham. 2007. Mechanical stresses in soils assessed from bulk-density and penetration-resistance data sets. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (5): 1455-1459.

IAEA (International Atomic Energy Agency), Austria. 2008. Field Estimation of Soil Water Content: A Practical Guide to Methods, instrumentation and sensor technology. Vienna. 131 p. (Training Course Series N° 30).

Kezdi, A. 1980. Handbook of Soil Mechanics: soil testing. Amsterdam, Holland: Elsevier Science Publishing. v.2, 246 p.

Koolen, A. and H. Kuipers. 1983. Agricultural Soil Mechanics. Berlin, Germany: Heidelberg. 241 p. (Advances Series in Agricultural Sciences 13)

Lehmann, J.; D. Weigl; I. Peter; K. Droppelmann; G. Gebauer; H. Goldbach. *et al.* 1999. Nutrient interactions of alley cropped *Sorghum bicolor* and *Acacia saligna* in a runoff irrigation system in Northern Kenya. *Plant and Soil*, 210 (2): 249-262.

Leiva, C. 2005. Evaluación en el tiempo de las propiedades químicas de un suelo con manejo agroforestal y cosecha de agua en el secano interior de la zona central de Chile. Memoria Ingeniera Agrónoma, Mención Manejo de Suelos y Agua. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 27 h.

Lenka N.; P. Choudhury; S. Sudhishri; A. Dass and U. Patnaik. 2012, mar. Soil aggregation, carbon build up and root zone soil moisture in degraded sloping lands under selected agroforestry based rehabilitation systems in eastern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 150: 54-62.

Li, F.; S. Cook; G. Geballe and W. Burch. 2000. Rainwater harvesting agriculture: an integrated system for water management on rainfed land in China's semiarid areas. *Ambio*, 29 (8): 477-483.

Livesley, S.; P. Gregory and R. Buresh. 2004. Competition in tree row agroforestry systems. 3. Soil water distribution and dynamics. *Plant and Soil*, 264 (1-2): 129-139.

Lott, J.; A. Khan; C. Black and C. Ong. 2003. Water use in *Grevillea robusta*-maize overstorey agroforestry system in semi-arid Kenya. *Forest Ecology and Management*, 180 (1-3): 45-59.

Luzio, W. 1996. Clasificación taxonómica de los suelos de la Región Metropolitana y VI Región (Keys to Soil Taxonomy, SCS, USDA, 1994). Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Departamento de Ingeniería y Suelos, Santiago. 21 p.

Luzio, W. (Ed.); O. Seguel y M. Casanova. 2010. Suelos de la Zona Mediterránea Árida (Desde 32°00' LS hasta 37°45'LS). En: Suelos de Chile. Santiago, Chile: pp: 125-194. Universidad de Chile. 364 p.

Malik, R. and S. Sharma. 1990, nov. Moisture extraction and crop yield as a function of distance from a row of *Eucalyptus tereticornis*. Agroforestry Systems, 12 (2): 187-195.

Martínez, I.; C. Ovalle; A. del Pozo; H. Uribe; N. Valderrama; C. Prat. *et al.* 2011, dic. Influence of conservation tillage and soil water content on crop yield in dryland compacted alfisol of Central Chile. Chilean Journal of Agriculture Research, 71(4), 615- 622.

Mayus, M.; B. Allison and M. Sivakamur. 1994. Windbreak effects on millet growth in the Sudano-Sahelian zone. (pp. 99–114). In: Wind Erosion in West Africa and its Control; Symposium Proceedings (1st, 5-7 december, Stuttgart, Germany). Eds. Buerkert B.; B. Allison and M. von Oppen. Weikersheim, Germany: Marlag. University of Hohenheim, Magraf Verlag, Germany. 397 p.

Moore. J. 2000. Differences in maximum resistive bending moments of *Pinus radiata* trees grown on a range of soil types. Forest Ecology and Management, 135 (1-3): 63- 71.
Nair P. 1993. An Introduction to Agroforestry. Dordrecht, Holland: Kluwer Academic Publishers. 491 p.

Nair, P.; A. Gordon and M. Mosquera-Losada. 2008. Agroforestry. (pp.101– 110). In: S. Jorgensen and B. Faith (Eds.). Encyclopedia of Ecology. Oxford, United Kingdom: Elsevier. 3120 p.

Nair, P.; B. Kumar and V. Nair. 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. Plant Nutrition and Soil Science, 172(1): 10–23.

Olivares, A.; M. Johnston y X. Contreras. 1998. Régimen pluviométrico del secano interior de la Región Metropolitana. Avances en Producción Animal, 23(1-2): 35-43.

Olivares, A.; M. Johnston y C. Gutiérrez. 2006. Crecimiento y desarrollo de *Bromus bertereanus* Colla sometido a diferentes regímenes pluviométricos. Agricultura Técnica, 66(2): 166-173.

Onyewotu, L. and C. Stigter. 1995. Eucalyptus – its reputation and its roots: millet and a eucalyptus shelterbelt in northern Nigeria. Agroforestry Today, 7(1): 6-8.

Oweis, T. and A. Hachum. 2006, feb. Water harvesting and supplemental irrigation for improved water productivity of dry farming systems in West Asia and North Africa. *Agricultural Water Management*, 80(1-3): 57–73.

Paltineanu I. and J. Starr. 1997. Real time dynamics using multisensor capacitance probes: laboratory calibration. *Soil Science Society of America Journal*, 61(6): 1576-1585.

Peter, I. and J. Lehmann. 2000, oct. Pruning effects on root distribution and nutrient dynamics in an acacia hedgerow planting in northern Kenya. *Agroforestry Systems*, 50 (1): 59-75.

Previati, M.; I. Bevilacqua; D. Canone; S. Ferraris and R. Haverkamp. 2010, mar. Evaluation of soil water storage efficiency for rainfall harvesting on hillslope micro-basins built using time domain reflectometry measurements. *Agricultural Water Management*, 97(3): 449-456.

Pypker, T.; B. Bond; T. Link; D. Marks and M. Unsworth. 2005, may. The importance of canopy structure in controlling the interception loss of rainfall: examples from a young and an old-growth Douglas–fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 130 (1-2): 113–129.

Raddad E. and O. Luukkanen. 2007, jan. The influence of different *Acacia senegal* agroforestry systems on soil water and crop yields in clay soils of the Blue Nile region, Sudan. *Agricultural Water Management*, 87 (1): 61- 72.

Renda, A.; E. Calzadilla; M. Jiménez y J. Sánchez. 1997. La agroforestería en Cuba. Santiago, Chile: Food and Agriculture Organization of the United Nations, oficina regional para América Latina y el Caribe. 64 p.

Rodríguez, N.; E. Ruz; A. Valenzuela y C. Belmar. 2000. Efecto del sistema de laboreo en las pérdidas de suelo por erosión en la rotación trigo – avena y praderas en la precordillera andina de la región centro – sur. *Agricultura Técnica*, 60 (3): 259 – 269.

Rodríguez, N. 2002. Manejo de la Fertilidad de los Suelos del Secano Interior. pp: 181-189. En: Manejo de microcuena y prácticas conservacionistas de suelo y agua. Chillán, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. (Actas INIA N° 22)

Rutter, A.; K. Kershaw; P. Robins and A. Morton. 1971. A predictive model of rainfall interception in forest, 1. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. *Agricultural Meteorology*, 9: 367–384.

Sadzawka R.; M. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 164p. (Actas INIA N° 34).

Salazar O.; M. Casanova and T. Kätterer. 2011, jan. The impact of agroforestry combined with water harvesting on soil carbon and nitrogen stocks in central Chile evaluated using the ICBM/N model. *Agriculture, Ecosystems & Environments*, 140 (1-2): 123–136.

Salazar, O. 2003a. Propiedades químicas de un suelo con manejo agroforestal y cosecha de aguas en el secano interior de la zona central de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo Mención Manejo de Suelos y Agua. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 88 h.

Salazar, O. 2003b. Agroforestry combined with water harvesting in the central zone of Chile: soil properties and biomass production. MSc Thesis. Uppsala, Sweden: Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences. 38h.

Schietecatte, W., M. Ouessar; D. Gabriels; S. Tanghe; S. Heirman and F. Abdelli. 2005, apr. Impact of water harvesting techniques on soil and water conservation: a case study on a micro catchment in Southeastern Tunisia. *Arid Environments*, 61(2): 297–313.

Seguel, O. e I. Orellana. 2008. Relación entre las propiedades mecánicas de suelos y los procesos de génesis e intensidad de uso. *AgroSur*, 36 (2): 82-92.

Senay, G. and J. Verdin. 2004. Developing index maps of water-harvest potential in Africa. *Applied Engineering in Agriculture*, 20 (6): 789–799.

Smit, G. and N. Rethman. 2000. The influence of tree thinning on soil water in a semi-arid savanna of southern Africa. *Arid Environments*, 44 (1): 41-59.

Sotomayor, J.P. 1998. Secano Interior Centro Sur, Ecosistema de la Zona Mediterránea de Chile. pp: 7-18. En: Recuperación y Manejos de Sistemas Degradados. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Montevideo, Uruguay.

Taylor, H. and G. Brar. 1991, feb. Effect of soil compaction on root development. *Soil and Tillage Research*, 19 (2-3): 11-119.

Tolunay, A.; H. Alkan; M. Korkmaz and S. Filiz Bilgin. 2007. Classification of traditional agroforestry practices in Turkey. *Natural and Engineering Sciences*, 1 (3): 41-48.

Topp, G.; J. Davis and A. Annan. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmissions lines. *Water Resources Research*, 16 (3): 574-582.

Undurraga, P., N. Rodríguez, S. Yoshikawa y M. Claret. 2004. Antecedentes generales de los suelos del secano interior y fertilidad de suelos de la comuna de Ninhue. (Bol. Tec. N°124), pp: 3-37. En: Manejos y Prácticas Conservacionistas del Suelo para un Desarrollo

Sustentable del Secano. Boletín INIA 124. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Chillán, Chile. 200 p.

Uribe, H. 2002. Evaluación de recursos hídricos del secano. pp: 191-210. En: Manejo de Microcuenca y Prácticas Conservacionistas de Suelo y Agua. Chillán, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 330 p. (Actas INIA N° 22)

Vaz, C.; J. Manieri; I. de María and M. Tuller. 2011. Modelling and correction of soil penetration resistance for varying soil water content. *Geoderma*, 166 (1): 92-101.

Villarroel, R. 2012. Propiedades químicas de un suelo del secano central de Chile bajo un sistema de agroforestería asociado a cosecha de agua a 12 años de su establecimiento. Memoria Ingeniera Agrónoma Mención Manejo de Suelos y Agua. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 38 h.

Whalley, W.; J. To; B. Kay and A. Whitmore. 2007. Prediction of the penetrometer resistance of soils with models with few parameters. *Geoderma*, 137 (3-4): 370–377.

Wiersum, K.F. 1991. Soil Erosion and Conservation Agroforestry Systems. (pp: 209-230). In: Avery M.E., M.G.R. Cannell and C.K. Ong (Eds.). Biophysical Research for Asian Agroforestry. New Delhi, India: Winrock and Oxford & IBH. 292 p.

Xiao, Q.; E. McPherson; S. Ustin and M. Grismer. 2000, dec. A new approach to modeling tree rainfall interception. *Geophysical Research*, 105 (D23): 29173–29188.

Young, A. 1997. Agroforestry for Soil Management. 2^a ed. UK: ICRAF and CAB International Wallingford. 320 p.

Zhang, B.; R. Horn and P. Hallet. 2005, may. Mechanical resilience of degraded soil amended with organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 69 (3): 864-871.

Zuñiga, C. 2004. Manejo del riego mediante un monitoreo hídrico en tiempo real determinado con la técnica *frequency domain reflectometry*. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 47h.

ANEXOS

Anexo I

Cuadro 4. Propiedades físicas superficiales del suelo, para cada tratamiento y el testigo (Bauzá, 2009).

Propiedad ²	Tratamientos ¹					
	AL	ALE	A	AE	T	
a (%)	60,8	60,8	59,1	62,8	61,3	
Textura A (%)	13,9	15,3	15,6	14,3	14,1	
L (%)	25,3	23,9	25,3	22,9	24,6	
HI (0 a 5 cm)	Dr (Mg m ⁻³)	2,60 ± 0,1a	2,53 ± 0,1 a	2,59 ± 0,1 a	2,64 ± 0,0 a	2,62 ± 0,0
	Da _c (Mg m ⁻³)	1,21 ± 0,0 a	1,25 ± 0,3 a	1,25 ± 0,2 a	1,19 ± 0,0 a	1,32 ± 0,0
	Da _t (Mg m ⁻³)	1,61 ± 0,0 a	1,45 ± 0,3 a	1,43 ± 0,2 a	1,50 ± 0,0 a	1,66 ± 0,0
	PD (cm ³ cm ⁻³)	0,21 ± 0,1 a	0,19 ± 0,0 a	0,22 ± 0,1 a	0,19 ± 0,0 a	0,16 ± 0,0
	AA (cm ³ cm ⁻³)	0,09 ± 0,0 ab	0,10 ± 0,0 a	0,07 ± 0,0 b	0,08 ± 0,0 b	0,09 ± 0,0
	VDM	0,71 ± 0,0 a	0,37 ± 0,0 b*	0,65 ± 0,0 a	0,60 ± 0,0 a	0,62 ± 0,0
	RD	54,6 ± 8,8 ab	42,1 ± 1,6 b	49,9 ± 2,9 ab	65,0 ± 5,4 a	53,5 ± 20,1
H2 (5 a 10 cm)	a (%)	64,3	61	59,1	62,8	59,1
	Textura A (%)	14,4	11,7	15,6	14,3	15,5
	L (%)	21,3	27,3	25,3	22,9	25,4
	Dr (Mg m ⁻³)	2,67 ± 0,0 a	2,71 ± 0,0 a	2,64 ± 0,1 a	2,68 ± 0,0 a	2,74 ± 0,0
	Da _c (Mg m ⁻³)	1,34 ± 0,0 a	1,33 ± 0,1 a	1,37 ± 0,3 a	1,37 ± 0,2 a	1,51 ± 0,0
	Da _t (Mg m ⁻³)	1,71 ± 0,1 a	1,70 ± 0,1 a	1,64 ± 0,1 a	1,75 ± 0,0 a	1,80 ± 0,0
	PD (cm ³ cm ⁻³)	0,22 ± 0,1 a	0,20 ± 0,0 a	0,19 ± 0,1 a	0,19 ± 0,2 a	0,19 ± 0,0
AA (cm ³ cm ⁻³)	0,07 ± 0,0 b	0,08 ± 0,0 b	0,08 ± 0,0 b	0,10 ± 0,0 a	0,08 ± 0,0	
VDM	0,87 ± 0,0 a	0,84 ± 0,1 a	0,75 ± 0,2 a	0,79 ± 0,0 a	0,81 ± 0,0	
RD	56,6 ± 3,9 a	46,2 ± 22,0 a	47,1 ± 17,5 a	42,9 ± 10,0 a	62,4 ± 18,4	

1) T: Testigo; AL: Agroforestería – Labranza; ALE: Agroforestería – Labranza – Escurrimiento; A: Agroforestería; AE: Agroforestería – Escurrimiento

2) a: arena; A: arcilla; L: limo; Dr: densidad real; Da_c: densidad aparente por cilindro; Da_t: densidad aparente por terrón; PD: porosidad drenable; AA: agua aprovechable; VDM: variación diámetro medio de agregados; RD: relación de dispersión.

3) Letras minúsculas distintas en una fila indican diferencias significativas ($\alpha \leq 5\%$) entre tratamientos.

* indica diferencias estadísticamente significativas ($\alpha \leq 5\%$) entre el tratamiento y el testigo.

Anexo II

Cuadro 5. Contenido de arcilla, limo, arena y densidad aparente en diferentes estratos del suelo en el Testigo (C), Agroforestería - Labranza (A), Agroforestería - Labranza - Escurrimiento (AR), Agroforestería (W), Agroforestería - Escurrimiento (WR) (Salazar, 2003b).

Treatment	Clay content (% w/w) in different soil layers (cm)			
	0-10	10-20	20-30	30-40
C	13.8 ± 1.7	15.9 ± 2.4	17.6 ± 2.1	18.2 ± 1.0
A	14.0 ± 2.8 b	15.7 ± 3.3 a	16.2 ± 3.9 a	17.2 ± 3.9 a
AR	13.3 ± 1.9 b	14.1 ± 1.5 a	13.8 ± 2.6 a	15.4 ± 2.3 a
W	15.1 ± 1.8 ab	16.1 ± 2.8 a	16.5 ± 2.6 a	17.1 ± 2.6 a
WR	16.4 ± 1.9 a	16.0 ± 0.6 a	15.6 ± 1.0 a	17.7 ± 1.5 a

Different letters down a column indicate significant differences at $p < 0.05$ (from ANOVA, $n = 3$; means and standard deviations)

* down a column indicates a significant difference from the control at $p < 0.05$ (from Student's t -test; $n = 3$)

Treatment	Silt content (% w/w) in different soil layers (cm)			
	0-10	10-20	20-30	30-40
C	20.5 ± 7.8	20.0 ± 0.8	22.2 ± 5.0	24.5 ± 1.7
A	20.5 ± 6.8 a	22.8 ± 1.6 a	21.6 ± 6.0 a	21.9 ± 3.3 a
AR	25.2 ± 0.6 a	24.8 ± 1.7 a	22.6 ± 2.1 a	19.5 ± 4.4 a
W	19.7 ± 8.2 a	21.7 ± 3.6 a	22.4 ± 1.8 a	21.5 ± 1.4 a
WR	27.1 ± 2.6 a	23.3 ± 3.7 a	20.2 ± 6.6 a	21.6 ± 1.5 a

Different letters down a column indicate significant differences at $p < 0.05$ (from ANOVA, $n = 3$; means and standard deviations)

* down a column indicates a significant difference from the control at $p < 0.05$ (from Student's t -test; $n = 3$)

Treatment	Sand content (% w/w) in different soil layers (cm)			
	0-10	10-20	20-30	30-40
C	65.7 ± 7.6	64.1 ± 2.8	60.2 ± 6.7	57.3 ± 1.1
A	64.1 ± 5.7 ab	61.5 ± 4.1 a	62.2 ± 8.8 a	60.9 ± 4.8 a
AR	61.5 ± 2.2 ab	61.1 ± 2.7 a	63.7 ± 3.1 a	65.1 ± 5.7 a
W	65.2 ± 6.6 a	62.1 ± 6.2 a	61.1 ± 4.2 a	61.4 ± 2.4 a
WR	56.4 ± 0.7 b	60.7 ± 3.7 a	64.1 ± 7.6 a	60.7 ± 2.8 a

Different letters down a column indicate significant differences at $p < 0.05$ (from ANOVA, $n = 3$; means and standard deviations)

* down a column indicates a significant difference from the control at $p < 0.05$ (from Student's t -test; $n = 3$)

Treatment	Bulk density (Mg m ⁻³) in different soil layers (cm)			
	0-10	10-20	20-30	30-40
C	1.2 ± 0.1	1.4 ± 0.1	1.4 ± 0.1	1.3 ± 0.1
A	1.1 ± 0.1 b	1.3 ± 0.1 a	1.3 ± 0.0 a	1.4 ± 0.1 b
AR	1.2 ± 0.1 ab	1.3 ± 0.0 a	1.3 ± 0.0 a	1.5 ± 0.1 a
W	1.2 ± 0.1 ab	1.4 ± 0.1 a	1.3 ± 0.1 a	1.3 ± 0.0 b
WR	1.2 ± 0.1 a	1.2 ± 0.2 a	1.4 ± 0.0 a	1.3 ± 0.0 b

Different letters down a column indicate significant differences at $p < 0.05$ (from ANOVA, $n = 3$; means and standard deviations)

* down a column indicates a significant difference from the control at $p < 0.05$ (from Student's t -test; $n = 3$)

APÉNDICE

Apéndice I

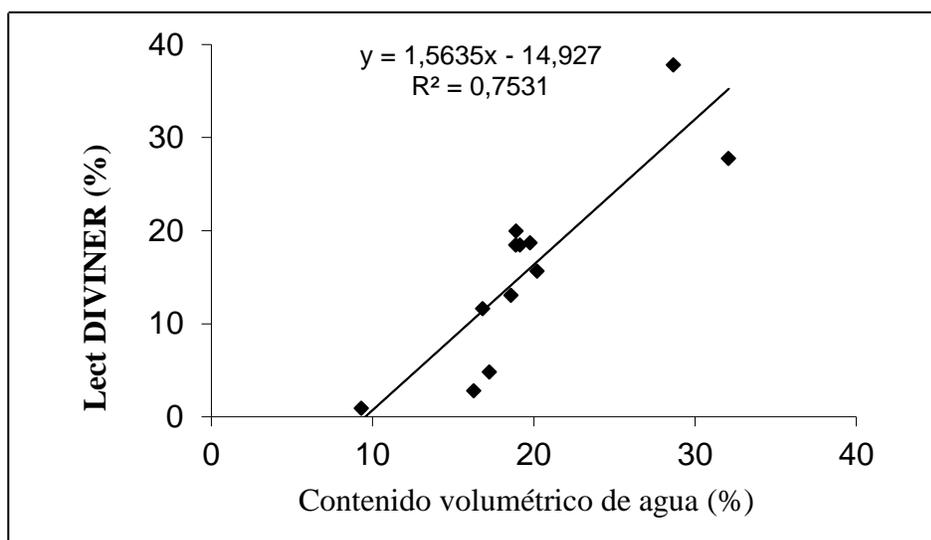


Figura 9. Calibración de la sonda DIVINER 2000 (significativo con $p < 0,01$).

Apéndice II

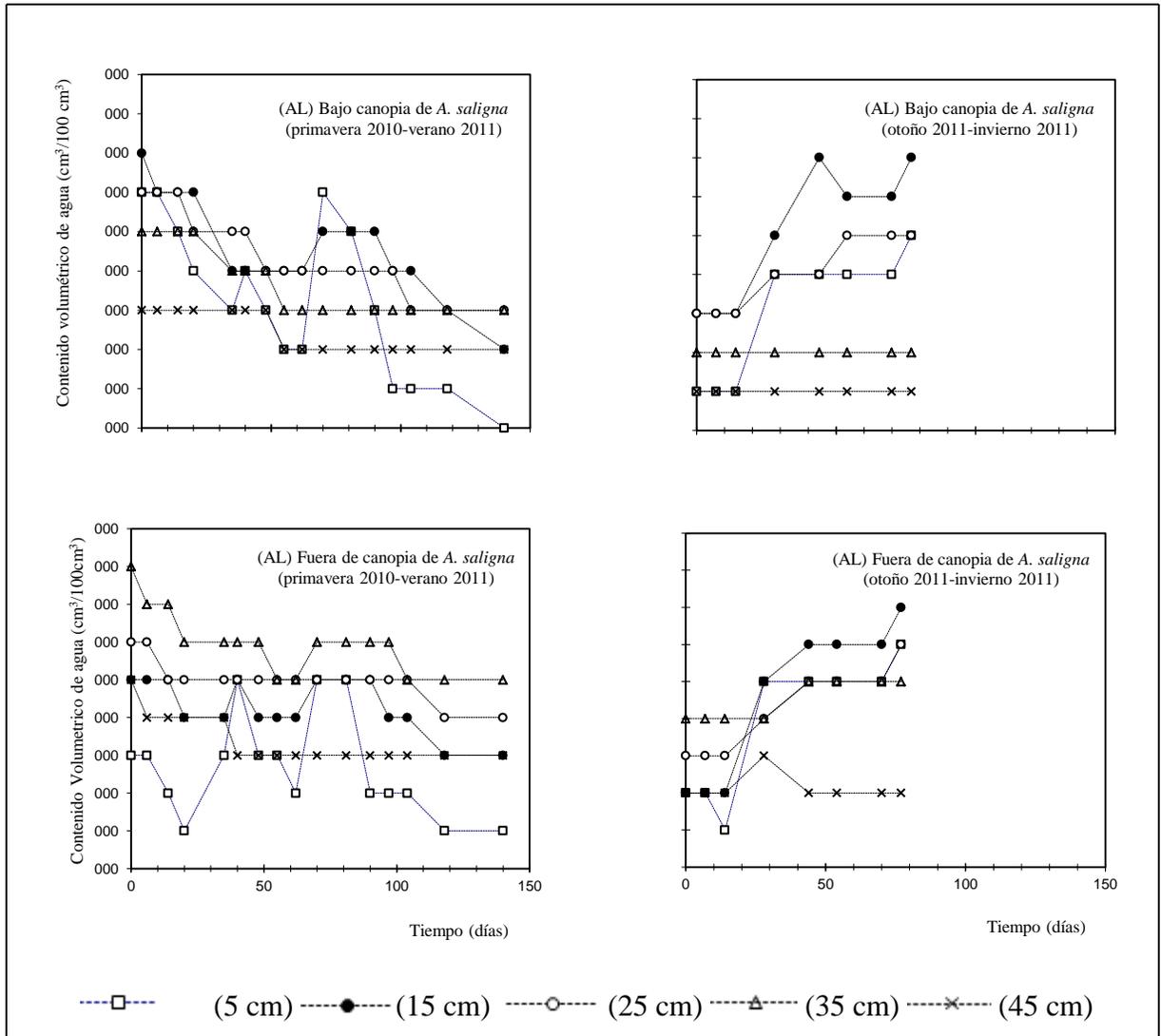


Figura 10. Dinámica del agua en el suelo fuera y dentro de la influencia de la *A. saligna* por profundidades para el tratamiento AL.

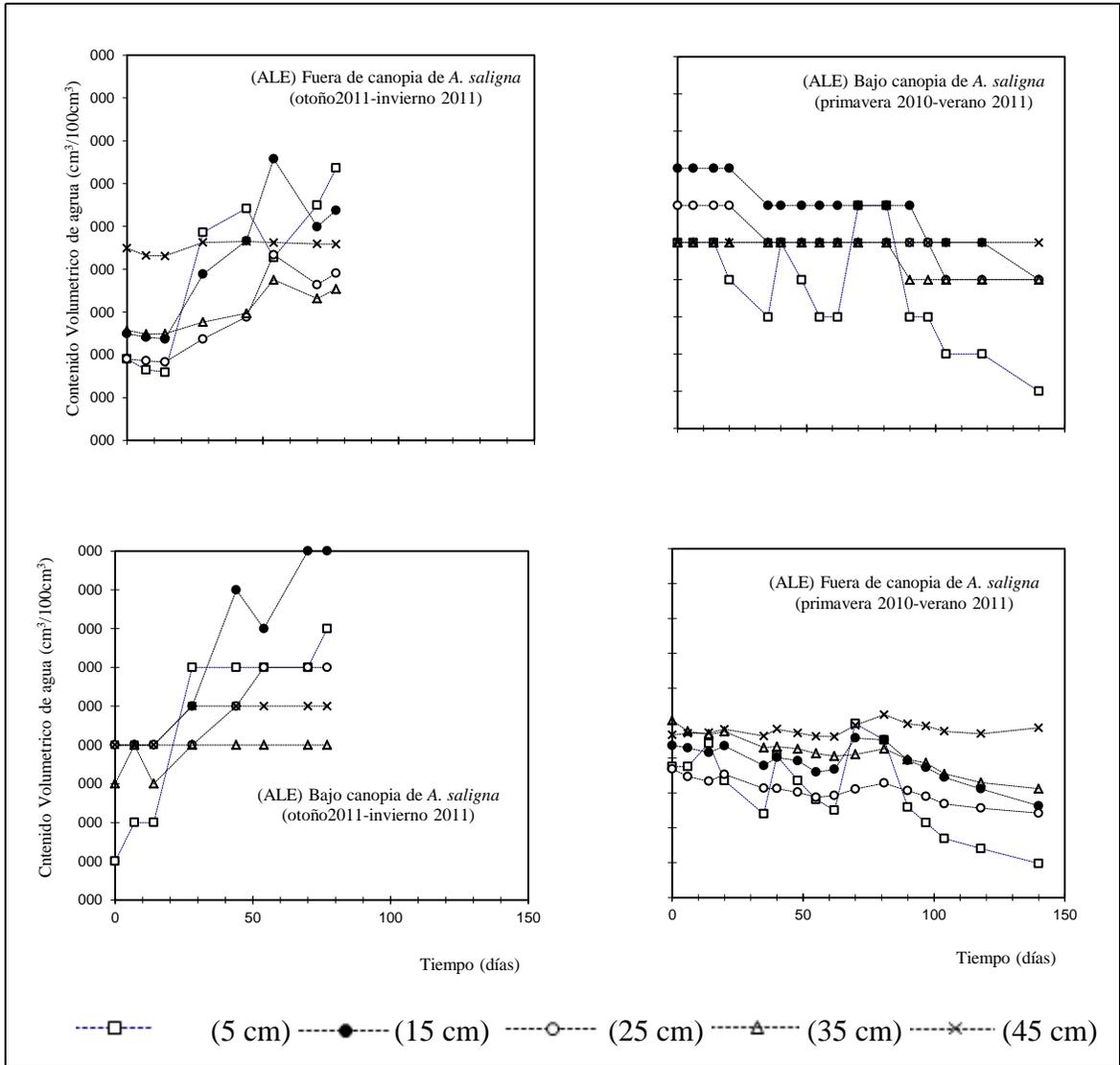


Figura 11. Dinámica del agua en el suelo fuera y dentro de la influencia de la *A. saligna* por profundidades para el tratamiento ALE.