

# **El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del río Paraná: cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y el ecosistema**

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Recursos Naturales*

Darío Sebastián Ceballos  
Ingeniero Agrónomo - Universidad de Morón- 2003

Lugar de trabajo: Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná,  
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

**Esteban Jobbágy**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
PhD Biology, certification in ecology (University of Duke)



Consejero de Estudios

**Jorge Luis Frangi**

Licenciado en Botánica (Universidad Nacional de La Plata)  
Doctor en Ciencias Naturales (Universidad Nacional de La Plata)

## JURADO DE TESIS

Director de tesis

**Esteban Jobbágy**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
PhD Biology, certification in ecology (University of Duke)

JURADO

**Tomás Miguel Schlichter**

Ingeniero agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Doctor en Ciencias Forestales (Universidad Georg-August)

JURADO

**Miguel Taboada**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Docteur Fonctionnement des Ecosystemes et Agrosystemes  
(Institut National Polytechnique de Toulouse)

Fecha de defensa de la tesis: 13 de Octubre de 2011

## **Dedicatoria**

A mi hijo, el Fran, por la luz que transmite todos los días,  
A mi compañera, Vale, por el aguante,  
A mis viejos...

## Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a Esteban J. y Jorge F. por brindarme su colaboración y apoyo desde la construcción del proyecto de tesis y por transmitirme a cada momento su pasión y experiencia en el estudio de los ecosistemas y en la vida misma. A Mark Brinson quien formaba parte de mi comité consejero y que desde el primer momento participó activamente en los ajustes de esta tesis.

A mis amigos y colegas Ezequiel Fernández Tschieder, Manuel García Cortes, Javier Álvarez y Natalia Fracassi quienes se encargaron de brindarme opiniones objetivas y desinteresadas entre mate y mate, y sobre todo por su presencia en momentos complicados.

A mis compañeros de la EEA Delta del Paraná, Walter Paternoste, Claudio Paternoste, Luis Topa, Silvio Lovera, Roberto Pellarín, Stella Ortiz y Hugo Rossi por su colaboración en los muestreos y procesamiento de muestras. Al director de la EEA, Gerardo Mujica, por confiar en esta tesis. A Ana Laura Grassi y Valeria Chamorro encargadas de los innumerables trámites de los postgrados de INTA.

También tengo que mencionar a dos hombres que me bancaron desde el primer momento, Tomas Schlichter y Ernesto Viglizzo, quienes confiaron e impulsaron este proyecto. A innumerables colegas/amigos, especialmente a Silvia Cortizo, Patricia Kandus, Verónica Rusch, Roberto Fernández y Rodolfo Martiarena. A Mariana Campos y Marta Borro por la colaboración en las imágenes. A los productores del Delta que siempre apoyaron nuestros trabajos abriéndonos las puertas de sus casas, a la familia Cosentino, Gómez, Ensunza, Iriondo y Rodríguez.

A los compañeros del GEA y el LISEA por su cordialidad, especialmente a Marisa P., Germán B., Silvina B., Carolina P. y Juan G. A mis amigos: Escarcha, el Juanpa, Celina B., Luquitas L., Paula S. y Jorge B. A mis hermanos Many y Vichy por el aguante y acompañamiento en este lindo viaje...

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no ha sido presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución."

Darío Sebastián Ceballos

# Índice general

Dedicatoria .....	iii
Agradecimientos .....	iv
Índice general.....	vi
Índice de figuras.....	vii
Índice de tablas .....	x
Abreviaturas .....	xi
Abreviaturas .....	xi
Resumen .....	xii
Abstract.....	xiii
<b>Capítulo 1: Introducción general. ....</b>	<b>2</b>
Objetivos y organización de la tesis.....	3
<b>Capítulo 2: Cambios en el contenido y la distribución vertical del carbono del suelo tras el drenaje y forestación con álamos de pastizales anegadizos del Bajo Delta del Paraná. ....</b>	<b>6</b>
2.1.    Introducción .....	7
2.2.    Materiales y Métodos .....	10
2.2.1.    Área de estudio .....	10
2.2.2.    Diseño Experimental.....	10
2.2.3.    Muestreo de suelos y de raíces .....	11
2.2.4.    Análisis de datos.....	15
2.3.    Resultados.....	16
2.4.    Discusión .....	20
2.5.    Conclusiones .....	23
<b>Capítulo 3: Balance y redistribución de carbono y nutrientes en la conversión de pastizales anegadizos a forestaciones de álamos sobre suelos drenados en el Bajo Delta del Paraná.....</b>	<b>25</b>
3.1.    Introducción .....	26
3.2.    Materiales y métodos:.....	28
3.2.1.    Área de estudio .....	28
3.2.2.    Diseño Experimental.....	29
3.2.3.    Muestreo de suelos y vegetación .....	30
3.2.4.    Análisis estadístico .....	33
3.3.    Resultados.....	33
3.4.    Discusión .....	43
3.5.    Conclusiones .....	46
<b>Capítulo 4: Conclusiones generales.....</b>	<b>48</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>52</b>

## Índice de figuras

Figura 2.1 Región del Delta del río Paraná. a) Ubicación de los sitios de muestreos en la unidad de “Pajonales y bosques del Bajo Delta” (Malvárez 1997). b) Sitio 1, pastizales anegadizos de <i>Scirpus giganteus</i> (Sg) y plantaciones forestales de <i>Populus deltoides</i> (Pd) apareadas.....	11
Figura 2.2 Muestreo de suelos. a) En pajonales: en la imagen superior se observa el pozo de exploración y muestreador de turba Mc Cauley; y en la Imagen inferior se visualiza la muestra extraída.b) Perfil de suelo en en plantación forestal correspondiente al sitio 1.....	14
Figura 2.3 Cambio temporal en el perfil del suelo para las transiciones de pastizales a plantaciones forestales, mostrando la disminución en la superficie original del suelo producto de la compactación. La masa mineral contenida en 100 cm de suelo de pastizales corresponde a x cm de profundidad equivalente en las plantaciones. ....	14
Figura 2.4 Textura en el suelo ajustada a las profundidades equivalentes para ambos tipos de vegetación.....	17
Figura 2.5 Densidad aparente a distintas profundidades de suelo para pastizales (línea entera) y plantaciones forestales (línea punteada) (n=3) (media ± E.S.). ** indican diferencias significativas entre pares (P < 0,05). Nótese que al compararse posiciones verticales fijas en ambos sitios y habiéndose constatado cambios volumétricos, no se están considerando los mismos estratos de suelo en ambos casos. ....	18
Figura 2.6 Perfil del cambio volumétrico en el suelo para las transiciones de pastizales y plantaciones forestales (media + E.S.) en cada uno de los sitios estudiados. ....	18
Figura 2.7 Contenidos de carbono para 0 a 1 m del perfil de suelo de los pastizales y las profundidades equivalentes (corregidas en función de los cambios volumétricos) en las plantaciones forestales para cada sitio y tipo de vegetación (líneas enteras=Pastizales y líneas punteadas=Plantaciones). ....	20

Figura 2.8 Distribución de la biomasa de raíces totales (vivas y muertas) para pastizales y de raíces finas para plantaciones forestales (media + E.S.) en el perfil de suelo de las forestaciones. La línea punteada marca el nivel superior del suelo mineral. ....	20
Figura 3.1 a) Delta del río Paraná: en amarillo se representan las plantaciones forestales (sauces y álamos) según el inventario forestal 1998 para Entre Ríos y Buenos Aires. b) Zona núcleo forestal del delta: en amarillo se representan las plantaciones forestales de la provincia de Buenos Aires. Los puntos negros indican los sitios estudiados (1, 2 y 3). Los resultados obtenidos se consideran representativos para ésta zona. ....	29
Figura 3.2 Perfil insular de la unidad bajo estudio. a) En sus condiciones naturales, sin modificaciones, con suelos hídricos con condiciones reductoras b) Modificada para la instalación de plantaciones de álamos, es decir con suelos drenados, oxidados y endicados. ....	29
Figura 3.3 Esquema de muestreo de raíces finas (<5 mm) y raíces gruesas (>5 mm) utilizados para la estimación de biomasa de raíces en las plantaciones de álamos. ....	32
Figura 3.4: Biomasa aérea, de broza y de raíces (Mg ha <sup>-1</sup> ) de pastizales de <i>Scirpus giganteus</i> (Sg) (media y E.S. para cada sitio; n=3) y de plantaciones de <i>Populus deltoides</i> (Pd) para cada uno de los sitios (1, 2 y 3). Arriba de las barras se detalla el valor de la biomasa total. ....	34
Figura 3.5: Textura de suelo y distribución vertical de las concentraciones (medias y E.S., n=3) de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio totales en el perfil de suelo mineral bajo vegetación de pastizal y plantación de álamos en tres sitios de muestreo. En los pastizales se presentan los valores para las profundidades (centro del intervalo en el caso de las concentraciones elementales). En las plantaciones se muestran estos valores y los corregidos en función de los cambios volumétricos del suelo a partir del ajuste a masa mineral acumulada constante (la masa de suelo mineral es igual en los intervalos de pastizal y en los intervalos corregidos de plantación). En el	



margen izquierdo se presenta la distribución de textura en el perfil del suelo (media de ambos tipos de vegetación) para las profundidades del suelo original (pastizales). \*\* indican diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,05$ )..... 40

Figura 3.6 Distribución del almacenamiento de carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio en pastizales y plantaciones en la biomasa aérea, raíces, broza (eje superior en P, Ca, K y Mg) y suelo (eje inferior para P, Ca, K y Mg) para las profundidades originales en pastizales y su media equivalente para plantaciones. Los números en el eje y, corresponden a los rangos de profundidad del suelo (m). Se indica la media y E.S. ( $n=3$ ). \*\* indican  $P < 0.05$ . ..... 43

## Índice de tablas

Tabla 2.1 Características de los 3 stands forestales utilizados en este estudio. Se indican la ubicación geográfica, edad, tamaño, densidades iniciales y finales, diámetro a la altura del pecho media, altura media e historia de uso de los rodales. ....	13
Tabla 2.2: Coeficientes de regresión de los modelos utilizado para la estimación de las raíces finas por estrato de suelo ( $y = constante + b*x$ ), donde x corresponde a la altura (m). Los resultantes pesos secos son expresados en kgr. ( $P < 0,05$ ). ....	15
Tabla 2.3 Contenido y balance de carbono de suelos de pastizal hasta 100 cm de profundidad, y del mismo suelo luego de 12 a 19 años de haber sido drenado y forestado. Se indica las profundidades equivalentes ajustadas a partir de la masa de suelo. ....	19
Tabla 3.1: Parámetros y coeficiente de ajustes de los modelos alométricos de estimación de biomasa en plantaciones de <i>Populus deltoides</i> del delta del Paraná. La resultante es el peso seco por árbol expresado en kg. La relaciones son todas significativas a $P < 0,05$ . ..	32
Tabla 3.2: Media $\pm$ E.S. de biomasa y concentraciones de C y N (%), P, Ca, K y Mg (ppm) y relación C/N para los diferentes compartimentos de pastizales y plantaciones forestales (n=3). ....	35
Tabla 3.3: Almacenamiento y balance neto de carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio en pastizales drenados y reemplazados por plantaciones de álamo. Se separan los compartimentos vegetales (biomasa aérea, broza, raíces) y el suelo mineral (0-1 m del perfil original). Se presentan valores medios y el error estándar (E.S., n=3). ** indican cambios significativos en el almacenamiento ( $P < 0,05$ ). ....	41

## Abreviaturas

---

C	Carbono
MO	Materia Orgánica
COS	Carbono Orgánico del Suelo
DA	Densidad Aparente
MES	Masa Equivalente de Suelo
MM	Masa Mineral de suelo
Ms	Masa de suelo
$E_i$	<i>Strain</i> , cambio volumétrico
$P_d$	<i>Populus deltoides</i>
$S_g$	<i>Scirpus giganteus</i>
Pr	Profundidad
[]	Concentración
$M_{element}$	Masa del elemento
$M_{add}$	Masa adicionada
$M_{element}$	Masa del elemento equivalente
B&S	Bienes y servicios ecosistémicos
<i>e.g.</i>	<i>exempli gratia</i>
<i>i.e.</i>	<i>Id est</i>
P	Fósforo
K	Potasio
Ca	Calcio
Mg	Magnesio
N/P	Relación nitrógeno fósforo
C/N	Relación carbono nitrógeno
N	Número de observaciones
T	Tiempo

---

## Resumen

En los humedales del Bajo Delta del Paraná, el drenaje de los suelos, endicamiento y forestación constituyen el cambio de uso más característico. A partir del muestreo de suelos y vegetación en parcelas pareadas de pastizales anegadizos y plantaciones forestales que los reemplazaron tras el drenaje de los suelos, se exploraron los cambios en el volumen y contenido de materia orgánica del suelo y el balance del ecosistema de carbono, nitrógeno (N), fósforo (P), potasio, calcio y magnesio. El estrato de suelo orgánico original se redujo y el suelo mineral perdió volumen (-82 % de porosidad en 0-10 cm de profundidad). Contrarrestó parcialmente estos efectos el aumento del contenido de materia orgánica ( $1,3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) favorecidos por el ingreso de raíces de álamos al suelo drenado (hídrico y libre de raíces en los pastizales). Comparadas con los pastizales, las forestaciones acumularon más carbono y nutrientes en la biomasa aérea y menos en broza y raíces. El balance final fue neutro para carbono y nitrógeno y negativo para fósforo ( $-0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) principalmente en los estratos profundos de suelo. Para el calcio, potasio y magnesio las ganancias en el suelo profundo, posiblemente asociadas a los cambios en el balance hídrico (mayor consumo freático, menor aporte superficial), determinaron balances positivos. La relación N/P en hojas de pastos y álamos (7 vs. 18) indicó el cambio de condiciones de limitación por nitrógeno a fósforo. En poco más de una década el drenaje, endicamiento y forestación de pastizales anegadizos redistribuyó el almacenamiento de carbono y nitrógeno sin afectar su magnitud, cambió las limitaciones nutricionales, y generó cambios físicos y químicos en los suelos. Estas modificaciones pueden acentuarse en plazos más largos influenciando la productividad y los servicios ecosistémicos de estos humedales.

**Palabras claves:** Bajo Delta del Paraná, drenaje; *Populus*, subsidencia, compactación, carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio, magnesio.

## Abstract

In the wetlands of the Lower Paraná Delta, soil drainage, ditching and tree planting represent the most typical productive shift of natural environments. Through soils and vegetation sampling in natural flooded grasslands and poplar plantations that replaced them following drainage and ditching. I explored volume and organic matter content changes in soils as well as the ecosystem balance of carbon, nitrogen, phosphorous, potassium, calcium and magnesium. The original undisturbed organic soil stratum shrunk and the mineral soil got compacted (- 82% porosity reduction at a soil depth between 0 and 10 cm below the surface) following land use change. Compaction was partially offset by organic matter increases in the mineral soil ( $1,3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ), likely resulting from its colonization by poplar roots following drainage. Mineral soil had no roots under natural conditions. Drained and afforested areas accumulated more carbon and nutrients in the aerial biomass and less in underground roots and vegetation in comparison to natural ecosystems. The balance was neutral for carbon and nitrogen and negative for phosphorus ( $-0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), prominently in deeper soil strata. Calcium, potassium and magnesium increases in deep soil layers was likely linked to the hydrological shifts (increased phreatic consumption, lower surface water inputs) which favored their accumulation. Lower N/P ratios in grassland vs. tree plantation leaves (7 vs. 18) indicates a shift from N- to P-limitation. In less than a decade after ditch, drainage and tree establishment, these systems showed a fast redistribution of carbon and nitrogen without significant stock changes, changed their nutritional limiting factor (i.e. from N to P) and generated physical and chemical soil alterations. In the long term these modifications could accentuate changes in the productivity and ecological function/services of these wetland systems.

**Keywords:** Lower Paraná Delta, drainage; *Populus*, soil compaction, carbon, nitrogen, phosphorus, calcium, potassium, magnesium.

## **Capítulo 1: Introducción general.**

Los humedales han sido categorizados como biomas y como ecosistemas; también han sido categorizados como ecotonos al constituir la interface entre ecosistemas terrestres y acuáticos siendo inherentemente diferentes pero dependiendo de ambos (Mistch y Gosselink 2007). Los humedales presentan características únicas por presentar agua sobre o cerca de la superficie del suelo en forma permanente o temporal, permitiendo el desarrollo de suelos hídricos y plantas adaptadas a estas condiciones (Keddy 1983).

Los ecosistemas de humedales representan menos del 9% de la superficie terrestre (Zedler y Kercher 2005) constituyendo áreas de importancia crítica por los servicios ecosistémicos que brindan a la sociedad (Turner 1991; Ghermandi et al. 2010). Modificaciones en el régimen hidrológico suelen derivar en cambios de la biota y de las funciones ecosistémicas y, por ende, en los servicios que éstos brindan. Si bien hasta las últimas décadas del siglo XX el manejo más común de los humedales consistió en su drenaje y reemplazo por sistemas y modelos de producción de tierras no anegadas, se reconocen en forma creciente consecuencias negativas de los cambios en su hidrodinámica que obligan a replantear sus prácticas de uso y manejo.

El delta del Río Paraná constituye un mosaico de humedales (Malvárez 1999) considerado el segundo ecosistema con mayor oferta de servicios ecosistémicos en Argentina (Carreño y Viglizzo 2007, Viglizzo y Jobbágy 2010). Esta región abarca aproximadamente 17.000 km<sup>2</sup> a lo largo de los últimos 300 kilómetros del recorrido del Río Paraná, el cual conecta latitudes tropicales con zonas templadas, confluyendo, junto al Río Uruguay, en el Río de la Plata y su estuario. En este marco el Delta constituye una extensa planicie inundable con características ecológicas únicas y complejas (Malvárez 1997).

El uso de estos humedales llevó a la ocurrencia de incendios, principalmente con fines ganaderos, y a la construcción de diques y drenajes con diferentes finalidades (Brinson y Malvárez 2002). Actualmente el 12 % de esta ecorregión se encuentra drenada, principalmente con fines forestales y silvopastoriles (Enrique et al. 2010) y, con tendencias crecientes, a actividades agrícolas y de desarrollos urbanísticos.

El terraplenado y drenaje se realizan con el fin de disminuir el riesgo de las crecientes de los ríos y bajar el nivel de la napa freática, como consecuencia cambian las condiciones anaeróbicas a aeróbicas en el suelo y todo el sistema, volviéndolo apto para el crecimiento de especies con baja tolerancia a la presencia de agua y mejorando el soporte físico del suelo para poder realizar labores de manejo, ingresar maquinarias e instalar infraestructura. Estas acciones, sumadas a la eliminación de los pastizales originales y el establecimiento de plantaciones forestales, desencadenan diversos procesos de cambio que van desde aquellos puramente físicos como la consolidación, subsidencia y compactación (Wösten et al. 1997; Hargreaves et al. 2003; Kool et al. 2006; Gebhardt et al. 2009), los vinculados a transformaciones biogeoquímicas como la oxidación y movilización de nutrientes (Houghton 2003; Mitra et al. 2005; Lal 2007) y los biológicos a partir de los cambios en el tipo de vegetación (Nosetto et al. 2006; Murphy et al. 2009).

En los suelos hídricos las condiciones de anegamiento juegan un rol importante en las propiedades físicas de los mismos, dado que los suelos saturados con agua (incompresible) son menos susceptibles a la compactación (Taboada et al. 2001; Hamza y Anderson 2005). En este sentido, cambios en las condiciones hídricas conducen a la entrada de aire (compresible) en los poros del suelo, incrementando la susceptibilidad a ser compactados (Taboada et al. 2001). La compactación del suelo incrementa su resistencia, disminuyendo su fertilidad física a través del menor almacenamiento y abastecimiento de agua y nutrientes (Hamza y Anderson 2005).

Al drenar un humedal pueden ocurrir dos tipos de procesos que generan pérdida de volumen del suelo: 1) Compresión: generado al aplicar una carga externa, si el suelo está saturado se considera “consolidación” y si no lo está se denomina “compactación”. 2) Subsistencia: ocurre cuando la disminución de la altura del suelo es ocasionada por contracción, este también involucra procesos biogeoquímicos. Diversos trabajos reportan pérdida de volumen al drenar humedales, especialmente orgánicos (i.e. turberas), donde la componente biogeoquímica asociada a la descomposición del material orgánico constituye la causa principal de la subsistencia (Wösten et al. 2006; Grønlund et al. 2008). Sin embargo no existen antecedentes claros en humedales minerales similares a los del delta del río Paraná.

Cuando ambientes de humedales con vegetación herbácea son drenados y convertidos en ecosistemas forestales se generan cambios estructurales y funcionales asociados al drenaje y al cambio en el tipo biológico de la vegetación. Específicamente, el drenaje genera oxidación de estos sistemas incrementando la actividad biológica y la movilización del carbono y los restantes elementos, principalmente a través de: 1) los gases liberados a la atmósfera y la consecuente pérdida de nutrientes de ciclado vinculado a la materia orgánica (especialmente carbono, nitrógeno y azufre) (Lal 2007), 2) el egreso de los nutrientes a través de los flujos de escurrimiento y lixiviación generando pérdidas a través de los canales de drenaje y de la recarga de la napa freática (Sallantaus 1992), 3) el cambio en las formas químicas e incremento de la disponibilidad de los nutrientes utilizados en el crecimiento de nueva vegetación (Laiho et al 1999) y 4) A través del ingreso al suelo mineral por mineralización o a partir de actividades antrópicas como las labores mecánicas (Post y Kwon 2000). Respecto a la conversión de pastizales por plantaciones forestales las diferencias en las productividades de los pastos y los árboles, así como la distribución de la biomasa en estructuras aéreas o subterráneas modifican los ingresos y egresos cambiando los patrones de almacenamiento, de distribución y, por lo tanto, la dinámica del carbono y los restantes nutrientes en el sistema. En este sentido, las especies forestales acumulan más biomasa aérea y de raíces que las especies herbácea, e incluso particionan diferente la productividad en estos componentes (Ryan et al. 2004; Litton et al. 2007), adicionalmente las tasas de ciclado de nutrientes cambian, aquellos elementos almacenados en la madera de los árboles perduran en la misma durante un tiempo muy superior (i.e. 15 años en los álamos en el Delta) al de la biomasa aérea de los pastizales que lo hacen a tasas anuales. Los árboles poseen mayor capacidad de exploración radicular, lo que les permite colonizar estratos más profundos de suelos (Nosetto et al. 2006). Finalmente, la distribución vertical de los nutrientes en el perfil del suelo también es modificada por procesos como el reciclado de raíces en estratos de suelos no explorados por los pastos (Kuzyakov y Domanski 2000) o, a través de la absorción selectiva y acumulación de solutos en estratos de suelo subsuperficiales (Jobbágy y Jackson 2000; Laiho et al. 2003; Murphy et al. 2009). De esta forma, los procesos biogeoquímicos son afectados con consecuencias en el ecosistema e, incluso, en el agrosistema instalado.

## **2.1. Objetivos y organización de la tesis**

El objetivo general de esta tesis fue determinar los efectos de la conversión de pastizales anegadizos a plantaciones forestales con suelos drenados sobre el contenido y la distribución de carbono y los principales nutrientes (nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio) en el suelo y la vegetación. El mismo se llevó a cabo a partir del análisis del almacenamiento en estos componentes del ecosistema (perfiles de suelo y compartimentos vegetales) en grupos de parcelas pareadas de stands de pastizales de



*Scirpus giganteus* y plantaciones de *Populus deltoides*. Esta aproximación asume que la situación de pastizal representa las condiciones iniciales de los stands forestados, permitiendo inferir los efectos que las transformaciones estudiadas tuvieron en el tiempo a partir de comparaciones en el espacio (Richter y Markewitz 2001).

La organización de este trabajo incluye el presente capítulo a modo de introducción a la problemática y los antecedentes en el tema, y la presentación de la estructura de la tesis; el desarrollo de la misma se constituye de dos capítulos en los que se plantean objetivos específicos y se proponen hipótesis guías y un último capítulo de discusión y conclusiones generales. En el **capítulo 2** se estiman los cambios en el contenido y distribución vertical del carbono del suelo para la transición estudiada, y se exploran los procesos físicos y biogeoquímicos que desencadenan estas modificaciones, desarrollando en profundidad el análisis de los cambios volumétricos del suelo mineral y su importancia para realizar un correcto balance de carbono y nutrientes. Las hipótesis guías para este capítulo son:

Hipótesis 1 A- La masa mineral de los suelos de pastizales y plantaciones forestales no será modificada por el drenaje, sin embargo el volumen de los mismos se reducirá debido a la pérdida de porosidad producto de los procesos de consolidación, subsidencia y/o compactación<sup>1</sup> generado por el pasaje de suelos saturados a no saturados.

Hipótesis 1 B- La pérdida de volumen de suelo será parcialmente contrareestado por el incremento de la materia orgánica. La aireación del suelo mineral y la instalación de un sistema forestal favorecen la formación o ampliación de poros asociados a los ciclos de colonización y muerte de raíces de los álamos.

Hipótesis 2 – Respecto a los cambios en el almacenamiento del carbono del suelo se puede esperar por un lado (Hipótesis 2A) una reducción a partir de que la oxidación de los suelos incrementa la actividad biológica y la liberación de la mayor parte del carbono hacia la atmósfera. Por otro lado (Hipótesis 2B) puede esperarse un aumento de materia orgánica de carácter temporario asociado al pulso inicial de ingreso de carbono desde la fitomasa muerta y del estrato orgánico del pastizal y del posterior aporte de las raíces y hojas del sistema forestal.

En el **capítulo 3** se realizó el balance y la redistribución interna de carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio para la transición estudiada y considerando todos los componentes del ecosistema. Aquí se incorporó mediciones de la biomasa vegetal y suelos para los nutrientes mencionados aplicando las correcciones volumétricas derivadas del capítulo anterior. A partir del balance neto del ecosistema y de cada compartimento entre pastizales y forestaciones, se discutieron los procesos que posiblemente generaron pérdidas o ganancias para cada uno de los elementos. Finalmente, se exploró cómo cambian las condiciones de fertilidad a partir del análisis de la relación N/P. Las hipótesis que guían este capítulo proponen:

Hipótesis 1- Al drenar e instalar plantaciones de álamos, el ecosistema ganará carbono y perderá nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio como resultado de que en un medio oxidado y con especies forestales, la mayor productividad prevalecerá sobre los egresos de carbono del sistema (oxidación de la materia orgánica acumulada y del suelo). Sin embargo, los restantes nutrientes serán afectados principalmente por

---

<sup>1</sup> Se reconoce la diferencia entre subsidencia, consolidación y compactación, sin embargo en esta tesis no se identificará cuales de estos procesos generan cambio volumétrico del suelo.

mecanismos vinculados a la lixiviación, escurrimiento y pérdidas hacia los canales de drenaje.

Hipótesis 2- El cambio en el tipo de vegetación afectará los patrones de almacenamiento de carbono y nutrientes en los diferentes componentes del ecosistema. El almacenamiento de éstos en las plantaciones será mayor en la biomasa aérea y subterránea y menor en la broza y el suelo mineral, en este último se exceptúa al carbono dado que los ingresos de los restos de pajonales, de las raíces finas y hojas de los álamos permitirán su acumulación en el suelo y por lo tanto mayor almacenamiento en las plantaciones.

Finalmente en el **capítulo 4** se presentan las conclusiones y consideraciones finales, sintetizando los resultados generales de la tesis, considerando implicancias de manejo para los ecosistemas estudiados y presentando interrogantes que surgieron del análisis de los principales hallazgos, los cuales podrían desencadenar futuras líneas de investigación.

**Capítulo 2: Cambios en el contenido y la distribución vertical del carbono del suelo tras el drenaje y forestación con álamos de pastizales anegadizos del Bajo Delta del Paraná.**

## 2.2. Introducción

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas que más servicios ecológicos prestan a las sociedades (Costanza et al. 1997). Si bien hasta las últimas décadas del siglo XX el manejo más común de los humedales consistió en su drenaje y reemplazo por sistemas y modelos de producción de tierras no anegadas, se reconoce en forma creciente que bajo su condición hidrológica típica prestan valiosos servicios hídricos, químicos y biológicos, entre otros, lo que ha obligado a revisar sus prácticas de uso y manejo. Actualmente las propuestas y políticas de manejo de humedales que consideran su protección y conservación o usos que no comprometan sus funciones ecológicas básicas son adoptadas por muchas naciones y organismos internacionales (Mitsch y Gosselink 2007). En este capítulo se exploran los efectos del drenaje de humedales deltaicos y su reemplazo por sistemas forestales sobre el almacenaje y distribución edáfica de carbono, un elemento clave para el funcionamiento de los ecosistemas que interviene en importantes servicios ecológicos como la regulación de gases de efecto invernadero y el control de la calidad del agua así como en el mantenimiento de la capacidad productiva de los suelos.

En los humedales, dónde la saturación hídrica permanente o esporádica modela la génesis y constitución de los suelos y la estructura de las comunidades vegetales (Mausbach y Parker 2001), las fluctuaciones hidrológicas son un control clave que determina, entre otras cosas, la alternancia entre períodos aeróbicos y anaeróbicos (Stepanauskas et al. 1996; Davidsson et al. 1997). Estas fluctuaciones son de particular importancia en la regulación de los ciclos biogeoquímicos (*i.e.* ciclado de nutrientes y de carbono) (Gutknecht et al. 2006). En el caso de los humedales de deltas ribereños, la hidrodinámica es gobernada por los pulsos de crecientes diarias asociados a mareas, los cambios de caudal asociados al comportamiento de la cuenca y a tormentas locales y a cambios geomorfológicos que involucran modificaciones en los cauces (Day et al. 1997). Sumada a estos controles, emergen las actividades humanas, que a través de su influencia directa sobre la red hidrológica o, indirectamente a través de cambios en la cobertura de la tierra y estructura de la vegetación, generan alteraciones en la dinámica hidrológica de los humedales y por lo tanto en sus ciclos biogeoquímicos (Kercher y Zedler 2004).

La transformación o eliminación de humedales deltaicos para otros usos con condiciones de menor anegamiento se han implementado desde el principio de las civilizaciones hasta la actualidad (Mitsch y Gosselink 2007), a partir de la construcción de canales capaces de facilitar la evacuación regional de agua; terraplenes (diques) que elevan el perímetro de una superficie con fines productivos para impedir el ingreso de agua de crecientes y/o mareas en los espacios interfluviales, adicionalmente, estas obras suelen ser acompañados por zanjas de drenaje de suelos que permiten el transporte local de agua (Vörösmarty et al. 2009; Overeem y Syvitski 2009). Al eliminar las condiciones de anegamiento por las vías mencionadas, se busca profundizar el nivel freático, airear los perfiles de suelo volviéndolos aptos para especies de mayor interés productivo y mejorar el soporte físico para labores de manejo, ingreso de maquinarias y establecimiento de infraestructura. Sin embargo esta transformación de humedales en ecosistemas con fines agrícolas, forestales, ganaderos, entre otros, suelen involucrar importantes cambios volumétricos en los suelos (consolidación/compactación) y alteraciones en los ciclos biogeoquímicos (Olila et al. 1997; Hargreaves et al. 2003; Kool et al. 2006; Lal 2007; Gebhardt et al. 2009). Estos cambios por lo general responden a diversos mecanismos entre los que pueden reconocerse aquellos puramente

físicos, los vinculados a transformaciones químicas y los asociados a los cambios en el tipo de vegetación.

Las condiciones de anegamiento juegan un papel importante en las propiedades físicas de los suelos. Los suelos saturados de agua son menos susceptibles a la compactación dado que estos incrementan su comportamiento elastoplástico (Taboada et al. 2001; Hamza y Anderson 2005). Los cambios en las condiciones hídricas que conducen a la entrada de aire en el espacio poroso de estos suelos aumentan su susceptibilidad a ser compactados (Taboada et al. 2001; Hamza y Anderson 2005). A los efectos del agua, se suman los de la materia orgánica (MO) de los suelos que afectan sus propiedades físicas. La acumulación de MO se asocia con dos efectos contradictorios sobre la densidad aparente del suelo (DA), por un lado actúa como agente principal de agregación (Hartmann y De Boodt 1974; Thomas et al. 1996; Taboada et al. 1998), generando mayor fuerza de adherencia entre las partículas minerales, aumentando la DA; por otro lado, la baja densidad de la MO ( $\sim 0,2 \text{ g cm}^{-3}$ ) y los cambios propiciados en el ordenamiento de las partículas favorece a la porosidad provocando una disminución de la DA (Zhang 1994; Braida et al. 2010). El equilibrio entre estos dos efectos depende del origen y del estado de descomposición y químico de la MO.

En los suelos de humedales, la MO es un componente volumétricamente importante y sus transformaciones químicas juegan un papel central en su fertilidad y en los ciclos biogeoquímicos locales y globales. Se estima que aproximadamente el 20 % del depósito total de carbono orgánico del suelo (COS) se encuentra almacenado en humedales (Gorham 1991; Maltby e Immirzi 1993; Houghton 2003; Lal 2007). La oxidación de estos sistemas, favorecida por acciones de drenaje, acelera las tasas de descomposición generando grandes pérdidas de carbono (C) como producto de la actividad microbológica (Megonigal y Hines 2005). Estos cambios también pueden favorecer la incorporación de parte de la MO superficial al suelo mineral más profundo en donde coexisten procesos de mineralización y estabilización (Oades 1988; Chan y Heenan 1999; Evrendilek et al. 2004; Cheng 2009; Gartzia-Bengoetxea et al. 2009). En humedales herbáceos con anegamiento semipermanente elevadas cantidades de MO son acumuladas en su biomasa y en la necromasa de la broza debido a las lentas tasas de descomposición (Mitsch y Gosselink 2007; Pratalongo et al. 2008). La oxidación de estos sistemas implica una elevada liberación de C hacia la atmósfera y pérdidas de nutrientes asociados a la MO (nitrógeno, fósforo, azufre) hacia la red hidrológica, a menudo favorecida por los efectos hidráulicos de las obras drenaje.

Las modificaciones en el tipo de vegetación llevan a profundos cambios en el suelo y en el ambiente (Post y Kwon 2000). La pérdida de COS por conversión de la vegetación natural a cultivos está documentada por varios autores (Schlesinger 1986; Mann 1986; Post y Mann 1990; Davidson y Ackerman 1993; Bashkin y Binckley 1998; Laganière et al. 2010). La mayoría de esta pérdida puede ser atribuida a la reducción de los ingresos de material vegetal al suelo y a cambios en sus tasas de descomposición. La instalación de plantaciones forestales sobre pastizales pueden incrementar los flujos de ingreso de C a través de un uso más eficiente de los recursos y una alta producción primaria (Nosetto et al. 2006). Por ejemplo, la distribución profunda de raíces de los árboles pueden permitirles absorber agua del suelo a profundidades a las que no pueden acceder las especies del pastizal (Oades 1988; Schenk y Jackson 2002; Jobbágy y Jackson 2004; Nosetto et al. 2006), incluso explorando estratos antes no explorados (Brimhall et al 1991; 1992). Los aportes de MO en sistemas forestales con especies de rápido crecimiento son importantes, principalmente por los ingresos de la caída de hojas sobre la superficie del suelo y por la contribución del sistema de raíces, con elevadas

tasas de reciclado, *i.e.* cerca del 50% del C fijado en la fotosíntesis es transferido a las estructuras subterráneas (Lynch y Whipps 1990). Esta acumulación de C en estratos profundos puede disminuir la densidad del suelo e incrementar su fertilidad (Lorenz y Lal 2005; Lal 2007).

Los efectos de las forestaciones sobre los almacenamientos de C han sido examinados en regiones húmedas (Martin et al. 2001) aunque poco explorados sobre humedales herbáceos. Los pastizales desarrollados en ambientes de bañados del Bajo Delta del Paraná, sujetos a condiciones de inundación semipermanente, muestran una alta acumulación de MO sobre la superficie del suelo. Estos sistemas son actualmente reemplazados por plantaciones de álamos, tras la construcción de diques y drenajes que buscan limitar las condiciones naturales de anegamiento para favorecer el crecimiento forestal.

En este capítulo se evalúan los cambios en el almacenaje y distribución vertical de COS que acompañan a este cambio de uso de la tierra. Se tratan de cuantificar los cambios de volumen (*i.e.* consolidación, subsidencia y/o compactación) de estos suelos tras su drenaje y reemplazo de vegetación, no solo como un aspecto metodológicamente indispensable para caracterizar los cambios en el almacenamiento de carbono, sino también como un proceso de interés intrínseco por su importancia hidrológica y geomorfológica. Ellert y Bettany (1995) demostraron que la corrección por masa equivalente del suelo (MES) podría ser usada cuando se realizan comparaciones de los contenidos de COS en horizontes genéticos entre diferentes usos o prácticas de manejo. La MES fue definida como la masa de suelo por unidad de área, utilizada como referencia, ubicada en un determinado estrato, por otro lado, la masa de C equivalente es la masa de C almacenada en una MES (Ellert et al. 2001). Numerosos estudios resaltan la importancia de realizar las comparaciones de los contenidos de COS en una misma masa de suelo por unidad de área (Ellert et al. 2001; Gifford y Roderick; 2003; Vandenbygaart 2006; Vandenbygaart y Angers 2006). Las estimaciones en base a MES permiten reducir el error experimental y evita realizar sobre o sub estimaciones del elemento bajo análisis (Lee et al. 2009).

Dos pares de hipótesis alternativas guían mis observaciones de los perfiles de suelo. Respecto al volumen, no se esperan cambios en la masa mineral de los mismos pero si en la masa orgánica y en el volumen de poros. En este sentido, de acuerdo al común proceso de consolidación/compactación y pérdida de porosidad que experimentan los suelos que pasan de saturación a no saturación, cabe esperarse después del drenaje, una reducción del volumen del suelo mineral (Hipótesis 1A). Posteriormente, la aireación del suelo mineral y el desarrollo de un sistema forestal con raíces que comienzan a explorarlo tras su drenaje puede propiciar la formación o ampliación de poros asociados a los ciclos de colonización y muerte de raíces (Hipótesis 1B). Respecto a los cambios en el almacenamiento del COS se puede esperar que, por un lado, (Hipótesis 2A) el mismo se reduzca como resultado del aumento de la aireación y respiración de los suelos. Por otro lado, (Hipótesis 2B) puede esperarse un aumento de materia orgánica de carácter temporario asociado al pulso inicial de ingreso de C desde la fitomasa muerta y los horizontes orgánicos del pastizal. Estas hipótesis se exploran a partir del muestreo de perfiles de suelo en tres grupos de parcelas apareadas que, teniendo condiciones ambientales similares, ofrecen pastizales en condiciones seminaturales (sin redes artificiales de drenaje) y de plantaciones de álamo en rodales que fueron drenados y endicados entre 12 y 19 años previos al estudio. Esta aproximación asume que la situación de pastizal representa las condiciones iniciales de los rodales forestados, permitiendo inferir los efectos que las transformaciones estudiadas tuvieron en el tiempo a partir de comparaciones en el espacio (Richter y Markewitz 2001).

## 2.3. Materiales y Métodos

### 2.2.1. Área de estudio

El Delta del Río Paraná es un mosaico de humedales que cubre una superficie aproximada de 17000 km<sup>2</sup> (Bonfils 1962; Málvarez 1997; Bó 2006), ubicado en la parte terminal del sistema del Río Paraná y conformado por sedimentos depositados, principalmente, por este río y el río Uruguay. La investigación se realizó en la subunidad “Islas del Río Carabelas” (Kandus 1997) de la unidad de “Pajonales y bosques del Bajo Delta” (Malvárez 1997) (Figura 2.1), donde se concentra el núcleo forestal con la mayor superficie de la región implantada con álamos, definiendo un paisaje con alto grado de intervención antrópica, fragmentado por canales artificiales y diques.

El 80 % de las islas que conforman esta unidad son ambientes bajos e inundados (bañados), cuya comunidad vegetal más representativa son los pastizales de *Scirpus giganteus* (pajonales) y *Schoenoplectus californicus* (juncales) (Kandus 1997). Según la clasificación climática de Köppen - Geiger (Strahler y Strahler 1992) la región se caracteriza por un tipo climático “Cfa”, clima templado con lluvias todo el año y temperatura media del mes más cálido superior a 22°C (Malvárez 1997). Las temperaturas medias oscilan en los 16°C y 17°C y las precipitaciones son cercanas a los 1100 mm anuales (INTA 1973). Por otro lado, si bien la información de suelos de la región es escasa (Bonfils 1962; Wermter et al. 1977; Gómez y Ferrao; 1986, Pereyra et al. 2004), en todas las unidades de paisaje del delta es común la presencia de suelos aluviales jóvenes con escaso grado de desarrollo pedogenético y rasgos hidromórficos intensos.

Dada la escasa pendiente regional predominan suelos imperfectamente a muy pobremente drenados con evidencias de condiciones reductoras como consecuencia de la saturación hídrica frecuente o permanente del espacio poroso, generando un prolongado déficit del oxígeno libre (Pereyra et al. 2004). Los suelos predominantes del área pertenecen al orden de los Entisoles (Udifluventes, Endoacuentes y fluvacuentes) y en menor medida al de los Molisoles, reconociendo a nivel de suborden un régimen de humedad ácuico.

Desde el punto de vista hidrológico, esta unidad (“Pajonales y bosques del Bajo Delta”) es influenciada por las crecientes estacionales del río Paraná así como las mareas del río de la Plata, aunque sus efectos en forma de flujos horizontales superficiales se presentan sumamente amortiguados (Kandus 1997). El uso predominante es el forestal, con 70000 ha forestadas con sauce y álamos (DPF MINAGRI 2010). Con el objetivo de facilitar la evacuación de excesos hídricos internos y evitar los ingresos de agua fluvial, en las forestaciones de álamos, se realizan obras de drenaje y se disponen terraplenes (diques) elevados en el perímetro de la superficie. Estas obras hidráulicas resultan indispensables para garantizar el crecimiento de las plantaciones de álamo pero se puede prescindir de las mismas cuando se implantan plantaciones de sauce más tolerantes al anegamiento.

### 2.2.2. Diseño Experimental

Con el fin de poner a prueba las hipótesis planteadas, se utilizó un diseño experimental de parcelas pareadas en tres sitios (n=3) que incluyeron áreas de pastizales de *Scirpus giganteus* que no fueron sometidos a alteraciones hidráulicas y de plantaciones de *Populus deltoides* drenadas. Todos estos sitios corresponden a una configuración geomórfica de llanura de inundación cuya fuente principal de agua proviene de las crecientes de los ríos y canales con hidrodinámica principalmente

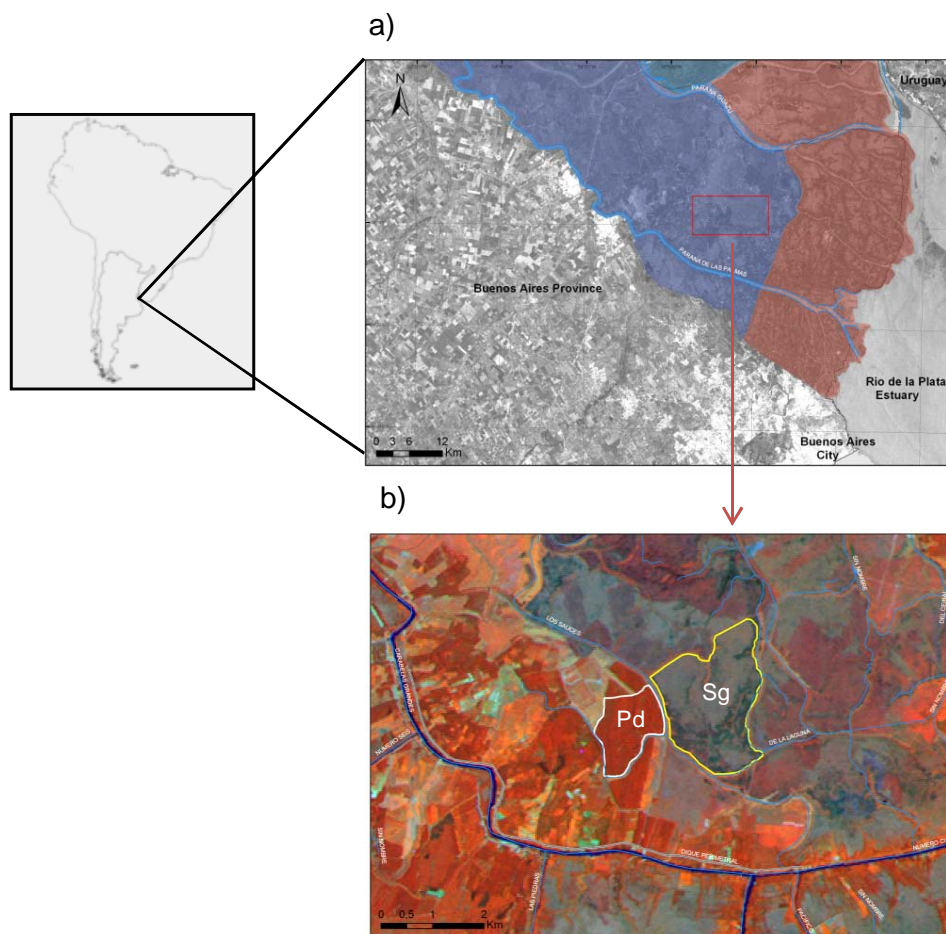


Figura 2.1 Región del Delta del río Paraná. a) Ubicación de los sitios de muestreo en la unidad de “Pajonales y bosques del Bajo Delta” (Malvárez 1997). b) Sitio 1, pastizales anegadizos de *Scirpus giganteus* (Sg) y plantaciones forestales de *Populus deltoides* (Pd) apareadas.

unidireccional y horizontal (Brinson 1995; Rheindhardt et al. 2002). La similitud edáfica original de las parcelas pareadas se constató a partir de la identificación de secuencias de estratos sedimentarios de espesor y de texturas similares.

Todos los sitios de pastizales fueron linderos a los diques y no fueron drenados. Las forestaciones constituían plantaciones de *Populus deltoides* ‘Australia 129/60’, existentes en campos de productores e instaladas sobre pastizales de *Scirpus giganteus* inmediatamente después de finalizadas la construcción de diques y drenaje constituyendo el primer ciclo forestal en todos los sitios (Tabla 2.1). Tanto para pastizales como plantaciones en cada sitio se delimitó una parcela de 2500 m<sup>2</sup>.

### 2.2.3. Muestreo de suelos y de raíces

Inicialmente se realizó un reconocimiento de suelos identificando la secuencia de estratos sedimentarios y extrayendo muestras de las mismas para estimar el contenido de arena, limo y arcillas a partir del método de Bouyoucos (Elliot et al. 1999).

Durante el verano del 2007 se realizaron tres calicatas (pseudorélicas) de 1,5 m de profundidad y 1,2 m de lado, distribuidas al azar dentro de cada parcela (Figura 2.2). Estas calicatas se ubicaron a la mitad de la distancia de plantación, donde se extrajeron en tres de sus cuatro lados muestras de siete intervalos de profundidad: 0-5, 5-10, 10-20, 20-35, 35-50, 50-75 y 75-100 cm. Las tres muestras de cada intervalo en cada pozo



fueron agrupadas para su análisis en una muestra compuesta. En cada una de las parcelas de los pastizales se delimitaron tres subparcelas de 0,5 m<sup>2</sup>, donde antes de comenzar el muestreo de suelos fue necesario extraer la broza y raíces ubicadas sobre el nivel del suelo mineral. La extracción de las muestras en los pastizales se realizó por medio de un muestreador de turba tipo Mc Cauley a los mismos intervalos de profundidad que en las plantaciones forestales (Figura 2.2); obteniendo una muestra por intervalo y pozo para su análisis. Tanto para pastizales y plantaciones, las muestras colectadas en el campo fueron secadas a 60°C durante 48 horas e ingresadas al laboratorio, donde se molieron y tamizaron con malla de 2 mm para su posterior análisis de carbono a través del método de combustión seca y la lectura por autoanalizador CHN (LECO CR12) (Gill et al. 2002). Adicionalmente, a las muestras se les determinó la masa mineral de suelo en mufla a 700°C durante 8 h.

La estimación de la densidad aparente se realizó por el método del cilindro (Campbell y Henshall 1991) extrayendo cinco submuestras por parcela y por intervalo de profundidad. En las plantaciones se utilizaron cilindros de 8,2 cm de diámetro y en las de pastizal se utilizó el muestreador Mc Cauley de 4 cm de diámetro. Estas muestras fueron secadas en estufa a 105°C durante 72 horas y luego pesadas en laboratorio.

Para los cambios volumétricos en el suelo mineral se asume que este no gana ni pierde masa, por lo que se utilizó a la masa mineral de suelo como una variable que no se altera en el período de tiempo considerado (dos décadas). Teniendo como referencia a Anderson et al. (2002), el cambio volumétrico ( $E_i$ ) del suelo se estimó a partir de la siguiente ecuación:

$$E_i = \frac{DA_{Sg} \times MM_{Sg}}{DA_{Pd} \times MM_{Pd}} - 1 \quad [1]$$

Donde  $E_i$  es el cambio volumétrico del estrato  $i$ ,  $DA$  es la densidad aparente (Mg m<sup>-3</sup>),  $MM$  corresponde a la masa mineral y los subíndices  $Sg$  y  $Pd$  se refieren a pastizales y plantaciones.

Las raíces en el pastizal se extrajeron con rectángulos de 0,5 m<sup>2</sup> muestras (n=7) de todo el estrato (raíces y broza) las cuales fueron separadas en el laboratorio para su posterior secado. Cabe destacar que en la biomasa se incluía tanto raíces vivas como muertas y no se discriminó entre ambas, observándose visualmente que las muertas predominaban sobre las vivas.

Para la estimación de la biomasa de raíces finas de las plantaciones y su distribución en el perfil del suelo, se seleccionaron 11 árboles en el rango de las diferentes clases diamétricas. Luego del apeo de cada árbol, se extrajeron las raíces finas (< 5 mm de diámetro) utilizando cilindros de 8,2 cm de diámetro ubicados desde los 10 cm de la base del tocón a 4 distancias crecientes hasta la mitad de la distancia de plantación y aleatorizando en 2 direcciones, uno hacia la entrefila y otro hacia la fila de plantación y a diferentes profundidades (0-5, 5-10, 10-25, 25-50 y 50-75 cm). La biomasa de raíces en cada estrato de profundidad se estimó a partir del producto de la biomasa de raíces finas en el volumen de suelo muestreado y del volumen de suelo total que ocupa cada individuo, desarrollando un ecuación alométrica para cada estrato de profundidad entre el peso seco de las raíces y la altura de cada individuo (Crow y Schlaegel 1988) (Tabla 2.2).

Todas las muestras de biomasa y necromasa fueron secadas a 60°C hasta peso constante, estas muestras fueron analizadas para determinar la concentración de carbono a partir del mismo método utilizado en suelo.

Tabla 2.1 Características de los 3 stands forestales utilizados en este estudio. Se indican la ubicación geográfica, edad, tamaño, densidades iniciales y finales, diámetro a la altura del pecho media, altura media e historia de uso de los rodales.

Uso de la tierra	Sitio	Establecimiento	Latitud	Longitud	Edad de la plantación (años)	Superficie del rodal (ha)	Densidad inicial (arb ha <sup>-1</sup> )	Densidad actual (arb ha <sup>-1</sup> )	Diámetro medio a la altura del pecho (cm)	Altura media (m)	Prácticas Silvícolas	Historia		
												Edad del drenaje (años)	Prácticas de establecimiento	Labores
Plantación <i>Populus deltoides</i> 'Australia 129/60'	1	Don Pedro	34° 8'34.76"S	58°43'22.97"O	12	22,4	667	407	27,6	24,5	Raleo Poda	12	Herbicida Aplastado Triturado e incorporación	Triturado e incorporado dos veces por año
	2	Roberto Gómez	34° 7'49.88"S	58°47'12.32"O	17	10,4	833	283	32,1	29,6	Raleo Poda	> 20	Aplastado Triturado e incorporación Herbicida	Triturado e incorporado anual
	3	Edgardo Gómez	34° 8'9.04"S	58°47'43.20"O	19	11,4	833	340	39,0	32,0	Raleo Poda	> 20	Aplastado Triturado e incorporación Herbicida	Triturado e incorporado anual



Tabla 2.2: Coeficientes de regresión de los modelos utilizado para la estimación de las raíces finas por estrato de suelo ( $y = constante + b*x$ ), donde x corresponde a la altura (m). Los resultantes pesos secos son expresados en kgr. ( $P < 0,05$ ).

Profundidad (cm)	Variable predictora			
	Altura (m)			
	Coef a	Coef b	r <sup>2</sup>	p
0-5	-0,002	0,005	0,72	0,0074
5-25	-0,226	0,129	0,73	0,0065
25-50	-0,039	0,028	0,73	0,0069
50-75	-0,012	0,006	0,72	0,0078
75-100	-0,005	0,003	0,72	0,0081

#### 2.2.4. Análisis de datos

Las concentraciones de C fueron examinadas con las correspondientes réplicas (sitios=3) y con las profundidades superiores e inferiores de manera de identificar valores anómalos y poder reanalizarlas. Los contenidos de C fueron estimados en base a la masa mineral de suelo equivalente, con el fin de obtener una medida cuantitativa independiente a los cambios volumétricos inducidos por el manejo (Davidson y Ackerman 1993; Ellert y Bettany 1995; Ellert et al. 2001; Wuest 2009). Los cálculos requeridos se realizaron adaptando las ecuaciones planteadas por Ellert y Bettany (1995) y Ellert et al. (2001):

La masa de suelo por unidad de área contenida en cada uno de los estratos de suelos muestreados se estimó como:

$$M_{s,i} = DA_i \times P_i \times 10000 \cdot m^2 \cdot ha^{-1} \quad [2]$$

Donde:

$M_{s,i}$  = Masa de suelo por unidad de área ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ ) contenida en el estrato  $i$ .

$DA_i$  = Densidad Aparente ( $Mg \text{ m}^{-3}$ ) del estrato  $i$ .

$P_i$  = Profundidad (m) del estrato  $i$ .

El estrato  $i$ , tanto para pastizales y plantaciones forestales, corresponde al suelo muestreado a profundidades fijas.

La masa mineral contenida en  $M_{s,i}$  se estimó como:

$$MM_i = \frac{M_{s,i} \times [MM]_i}{100} \quad [3]$$

Donde:

$MM_i$  = Masa mineral del estrato  $i$ . ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ ).

$[MM]_i$  = Concentración de la masa mineral de suelo en el estrato  $i$  (%).

La masa del elemento se calculó como:

$$M_{element-i} = \frac{Conc_i \times MM_i}{100} \quad [4]$$

Donde:

$M_{element-i}$  = Masa del elemento en el estrato  $i$  ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ ).

$Conc_i$  = Concentración del elemento en el estrato  $i$  (%).

Las cantidades de C fueron estimadas a una masa mineral “equivalente” dado que se hipotetiza una pérdida de volumen del suelo con conservación de masa, por lo que a igual espesor del estrato las plantaciones tendrían mayor masa mineral que los pastizales, por lo tanto, esta debe ser adicionada al estrato subsiguiente:

$$MM_{add-i+1} = MM_{iSg} - MM_{iPd} \quad [5]$$

Donde:

$MM_{add-i+1}$  = Masa mineral adicionada al estrato subsiguiente.

$MM_{iSg}$  = Masa mineral del estrato  $i$  en pastizales.

$MM_{iPd}$  = Masa mineral en el estrato  $i$  de plantaciones forestales.

Entonces, la masa mineral equivalente se estimó como:

$$MM_{eq} = MM_{iPd} - MM_{add-i+1} \quad [6]$$

Donde:

$MM_{eq}$  = Masa mineral equivalente a la masa mineral en  $i$  de los pastizales.

Por último, la masa del elemento en base a la masa mineral equivalente se estimó como:

$$M_{elemen-eq} = \frac{MM_{eq} \times Conc_{i-Pd}}{100} \quad [7]$$

Siendo:

$M_{elemen-eq}$  = Masa del elemento de las plantaciones en base a la masa mineral equivalente a los pastizales.

$Conc_{i-Pd}$  = Concentración del elemento en el estrato  $i$  de las plantaciones.

La masa mineral y la masa del elemento descartadas del estrato  $i$  es adicionada al estrato subsiguiente, así sucesivamente hasta llegar a la masa mineral contenida en 1 m del pastizal, la masa sobrante contenida en las plantaciones es descartada del balance.

Los cambios en las propiedades de los suelos y en los contenidos de nutrientes fueron analizados a partir de una prueba  $t$  para muestras pareadas utilizando el programa *statgraphics 5.1* ©.

## 2.4. Resultados

En todos los sitios estudiados, la combinación de drenaje y establecimiento de plantaciones forestales sobre pastizales generó una reducción considerable en el volumen del suelo. Esto pudo constatarse por observación directa de estratos de suelo en calicatas y por cambios de la densidad aparente y masa mineral en función de la profundidad.

El reconocimiento de los cambios de espesor de los estratos sedimentarios de los perfiles en pastizales y plantaciones confirmó una similar secuencia estratigráfica y de textura para ambos tipos de ecosistemas (Figura 2.4). La confirmación de que las plantaciones ocuparon suelos estratigráficamente similares a los de los pastizales estudiados permitió sustentar la aproximación comparativa de este trabajo.

La densidad aparente de los suelos de pastizales fue menor respecto a los suelos de las plantaciones de álamos (Figura 2.5). En ambas situaciones la densidad aparente aumentó con la profundidad, así mismo en los primeros 25 cm lo hizo más intensa y significativamente ( $P < 0.05$ ). Resultando en un patrón similar para pastizales y forestaciones. Para todos los sitios, el cambio volumétrico generado por el drenaje y forestación de pastizales fue negativo al considerar todo el perfil del suelo mineral

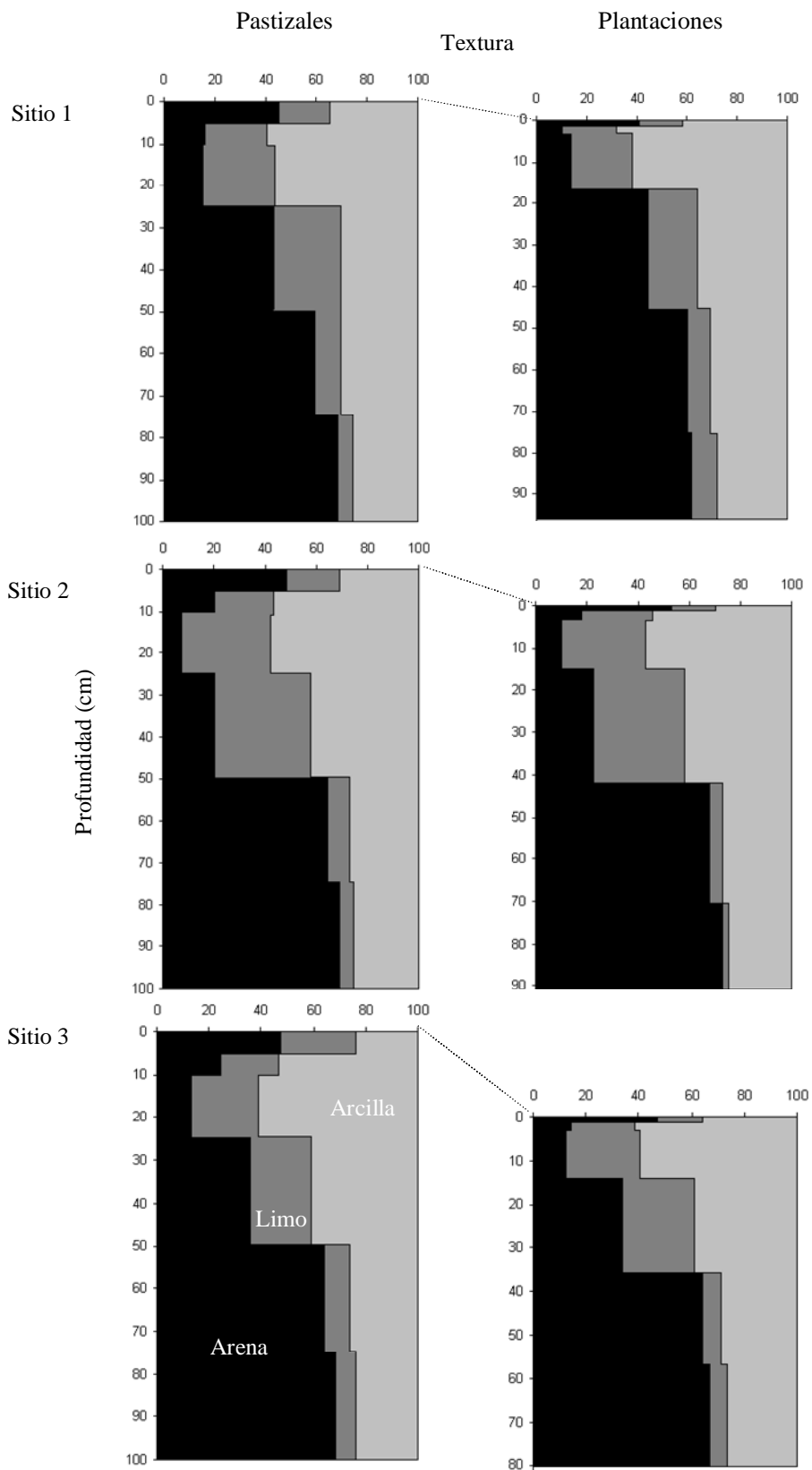


Figura 2.4 Textura en el suelo ajustada a las profundidades equivalentes para ambos tipos de vegetación.

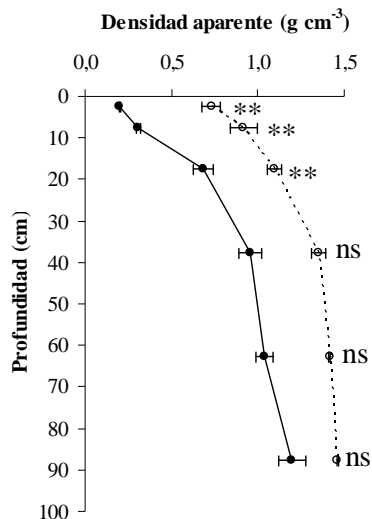


Figura 2.5 Densidade aparente a distintas profundidades de solo para pastizais (línea entera) y plantaciones forestales (línea punteada) (n=3) (media  $\pm$  E.S.). \*\* indican diferencias significativas entre pares ( $P < 0,05$ ). Nótese que al compararse posiciones verticales fijas en ambos sitios y habiéndose constatado cambios volumétricos, no se están considerando los mismos estratos de suelo en ambos casos.

original (0-1 m) con una reducción media de  $10 \pm 3$  cm para todos sitios. Sin embargo el sentido, positivo o negativo, y la magnitud de los cambios fueron diferentes a lo largo del perfil del suelo, siendo más marcada la pérdida de volumen en los primeros 10 cm del perfil del pastizal y observándose el cambio opuesto en dos de los sitios, es decir incremento de volumen del suelo, entre los 25 y 50 cm (Figura 2.6).

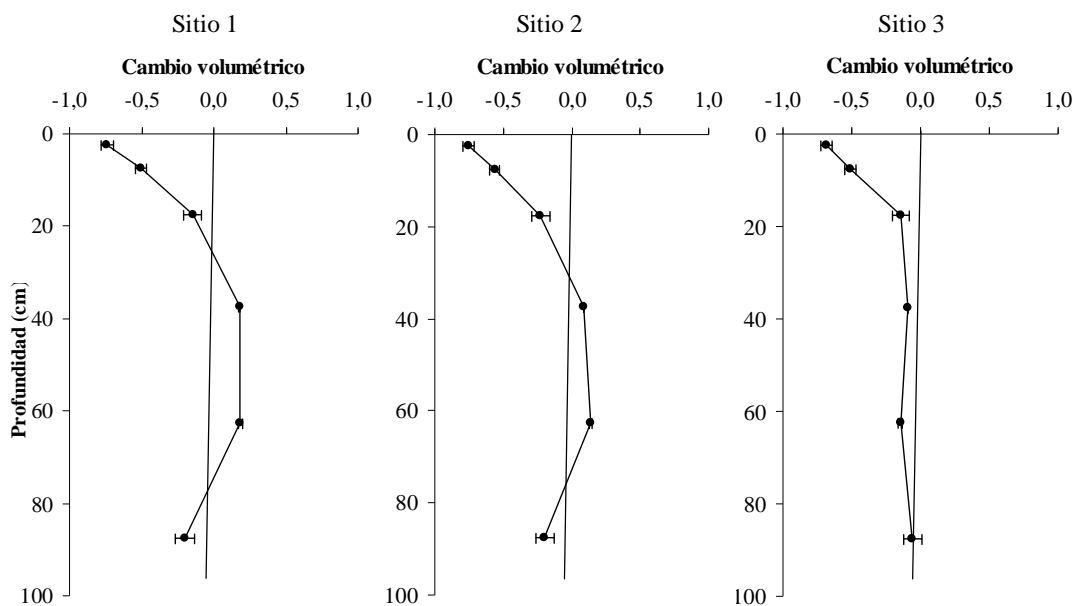


Figura 2.6 Perfil del cambio volumétrico en el suelo para las transiciones de pastizales y plantaciones forestales (media + E.S.) en cada uno de los sitios estudiados.

Los cambios en el volumen del suelo fueron impulsados por procesos ocurridos en dos tipos de componentes, la física relacionada a la porosidad del suelo y la biogeoquímica referida a los cambios en el contenido de materia orgánica. Para diferenciar los procesos que modificaron el volumen del suelo se realizó un análisis de los cambios promedios de todos los sitios observados en dos rangos de profundidad de suelo mineral de pastizal (0-10 cm y 10-50 cm). En el estrato más superficial, entre 0 y 10 cm se estimó una reducción de  $6 \pm 0,3$  cm. Es decir que, los primeros 10 cm del suelo de los pastizales originales representan solo los primeros 4 cm del suelo de las plantaciones drenadas. La reducción del volumen de suelo fue del  $62 \pm 1,8$  %, como resultado de una disminución del 82 % del volumen de poros ( $3,3 \pm 0,1$  vs.  $0,6 \pm 0,1$   $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ , para pastizales y plantaciones respectivamente;  $P < 0,01$ ) y sin modificaciones en la masa de materia orgánica ( $20 \pm 0,7$  vs.  $21 \pm 2,4$   $\text{Mg ha}^{-1}$ ,  $P = 0,54$ ). Debajo de este estrato, entre los 10 y 50 cm del suelo, la reducción media del volumen fue de  $3 \pm 1,1$  %. En el mencionado rango no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ( $P = 0,6$ ) para el volumen de poros entre pastizales y plantaciones ( $0,8 \pm 0,1$  vs.  $0,7 \pm 0,1$   $\text{cm}^3 \text{gr}^{-1}$ ,  $P = 0,6$ ) pero si para la masa de materia orgánica que se incrementó 68 % ( $31 \pm 6,4$  vs.  $52 \pm 5,6$   $\text{Mg ha}^{-1}$   $P = 0,03$ ) contribuyendo en 2 de los sitios al aumento del volumen del suelo en un  $16 \pm 2$  % (Figura 2.6). En este último estrato (10-50 cm), a la inversa del más superficial (0-10 cm), los procesos biogeoquímicos (ganancia de MO) prevalecieron sobre los físicos (pérdida de porosidad).

Las plantaciones de álamo mostraron ganancias de COS respecto a los pastizales que reemplazaron (Tabla 2.3). Los suelos de los ecosistemas forestados tuvieron un incremento medio de COS del  $35 \pm 8,4$  % ( $P = 0,1$ ), a una tasa de acumulación de  $1,3 \pm 0,1$   $\text{Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ . Las ganancias se concentraron entre los 10 y 58 cm de profundidad del suelo mineral original (4 a 48 cm en plantaciones), siendo las diferencias significativas ( $P = 0,02$ ) entre los 10 y 25 cm (4 a 16 cm en plantaciones) donde se depositó 154 % más C que en el suelo de pastizal (Figura 2.7).

Tabla 2.3 Contenido y balance de carbono de suelos de pastizal hasta 100 cm de profundidad, y del mismo suelo luego de 12 a 19 años de haber sido drenado y forestado. Se indica las profundidades equivalentes ajustadas a partir de la masa de suelo.

Sitio	Vegetación	Profundidad Equivalente (cm)		Carbono ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )			
		Media	Error estándar	Contenido		Balance	
				Media	Error estándar	Media	Error estándar
1	Pastizal	100		64,5	2,1		
	Plantación	96	0,6	79,1	0,9	14,6	2,1
2	Pastizal	100		50,9	3,5		
	Plantación	91	2,6	76,8	1,3	26,0	2,2
3	Pastizal	100		75,9	1,3		
	Plantación	85	0,3	100,1	1,5	24,2	1,6



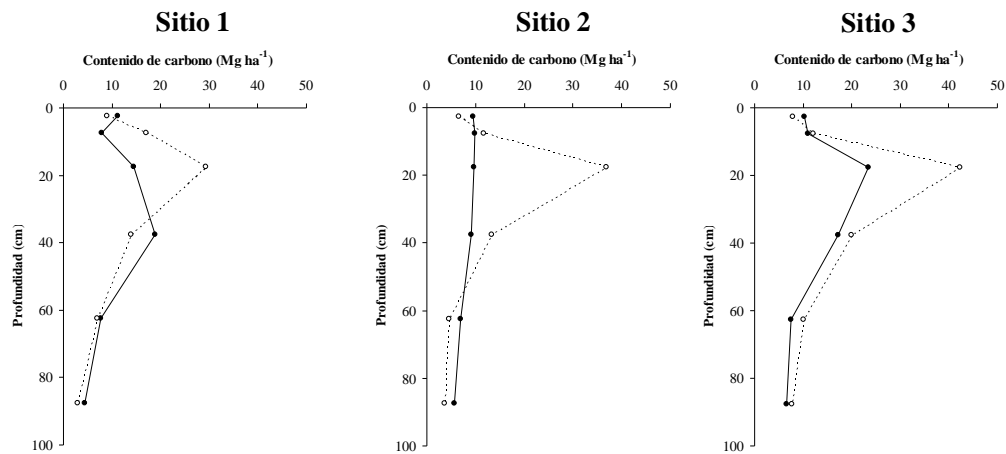


Figura 2.7 Contenidos de carbono para 0 a 1 m del perfil de suelo de los pastizales y las profundidades equivalentes (corregidas en función de los cambios volumétricos) en las plantaciones forestales para cada sitio y tipo de vegetación (líneas enteras=Pastizales y líneas punteadas=Plantaciones).

La distribución vertical de raíces presentó cambios entre pastizales y plantaciones. En los pastizales las raíces se acumulan principalmente sobre la superficie del suelo mineral, dentro del estrato orgánico de  $29 \pm 2$  cm de espesor, y en menor cantidad en los primeros 5 cm del suelo (Figura 2.8). Las plantaciones desarrollaron sus raíces dentro del suelo mineral, mostrando la máxima proliferación y biomasa entre 10 y 50 cm, donde se ubicó el 75 % de las mismas, coincidiendo con la zona de mayor ganancia de materia orgánica. Las mejoras del drenaje del suelo y el cambio en el tipo de vegetación favorecieron la exploración de raíces en estratos de suelos anteriormente no colonizados.

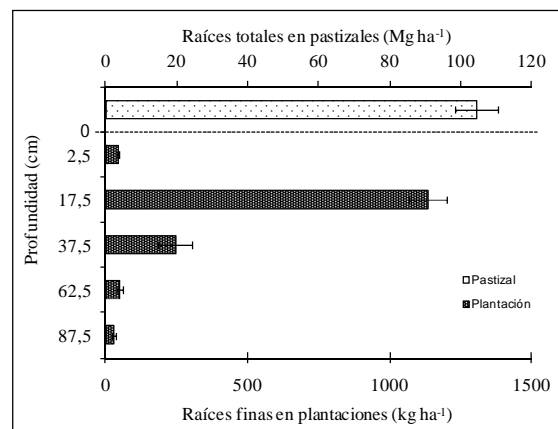


Figura 2.8 Distribución de la biomasa de raíces totales (vivas y muertas) para pastizales y de raíces finas para plantaciones forestales (media + E.S.) en el perfil de suelo de las forestaciones. La línea punteada marca el nivel superior del suelo mineral.

## 2.5. Discusión

Los suelos de pastizales de *Scirpus giganteus* del Bajo Delta del río Paraná, tras ser sujetos al drenaje y establecimiento de plantaciones de álamos, experimentaron una importante pérdida de volumen en zonas más superficiales del suelo mineral. La consideración explícita de los cambios de espesor del suelo mineral fue indispensable para cuantificar las diferencias en el almacenamiento de materia orgánica en estos sistemas. Los suelos de bañados del Bajo Delta disminuyeron su volumen a una tasa

( $0,6 \pm 0,1 \text{ cm año}^{-1}$ ) inferior a las estimadas en turberas drenadas y cultivadas, donde la oxidación de la materia orgánica es el factor responsable de la subsidencia a largo plazo (Wösten et al. 1997; Wösten et al. 2006; Grønlund et al. 2008). Sin embargo en los suelos minerales bajo estudio, el cambio volumétrico fue gobernado por cambios en la componente física, con reducción de la porosidad total en los primeros 10 cm del suelo mineral original, mientras que a mayor profundidad (10-50 cm), prevalecieron los efectos biogeoquímicos (incrementos en la masa de la materia orgánica). Cerisola et al. (2005) atribuyen cambios similares de volumen de suelo a incrementos de la porosidad influenciada por acciones biológicas y mecánicas.

Los resultados apoyan la hipótesis que propone que al cambiar las condiciones de un suelo saturado a no saturado se generan procesos de consolidación y/o compactación por disminución de la porosidad del suelo (Hipótesis 1A). Es así que la porosidad de los estratos superficiales fue inferior en los suelos bajo las plantaciones de álamos drenadas respecto a los pastizales anegados. Rodvan et al. (2002) han estimado, luego del drenaje de suelos tipo Gley y Gley subhúmico, un incremento de la densidad aparente inducido por la reducción en la porosidad total de (31 % a 0-10 cm y 7 % a 10-35 cm). Considerando el primer rango de profundidad, estos cambios son inferiores a los encontrados en este trabajo (82 % en el espesor de 0-10 cm), sin embargo el proceso operaría en la misma dirección, al pasar de una condición saturada a una no saturada la susceptibilidad del suelo a compactarse es mayor dado que la incompresibilidad del agua contribuye a sostener el espacio poroso mejor que el aire (compresible) (Fredlund y Rahardjo 1993; Aust et al. 1995; Engelaar et al. 2000; Schanz 2005; Hadas 2006). Al mismo tiempo, posteriormente al drenado y a pesar de la no saturación constante del perfil del suelo, se presentan en algunos momentos del año, elevados contenidos de humedad que junto con las cargas generadas por el tránsito de maquinarias agrícolas facilitan la ocurrencia de procesos de compactación (McNabb et al. 2001; Batey 2009).

La compactación del suelo incrementa la resistencia del mismo, disminuyendo su fertilidad física a través del menor almacenamiento y abastecimiento de agua y nutrientes (Hamza y Anderson 2005), sin embargo en algunos suelos un pequeño grado de compactación podría favorecer el crecimiento vegetal mejorando el contacto entre las raíces y el suelo (Bouwman y Arts 2000). A pesar de no poder afirmar si el grado de densificación estimado es beneficioso para el crecimiento de las plantaciones forestales, la densidad aparente estimada hasta los 50 cm en las plantaciones forestales ( $1,1 \pm 0,03 \text{ g cm}^{-3}$ ) no sería limitante para el crecimiento de las raíces, aunque se afectarían procesos de transferencia de calor, gases, agua y solutos del suelo (Dexter 2004; Cerisola et al. 2005).

Los datos también apoyaron la hipótesis en la cual se plantea que a partir de la mejora del drenaje las raíces de las plantaciones explorarían estratos de suelo no ocupados en su condición original contribuyendo al incremento de su porosidad (Hipótesis 1B). Mientras que los pastizales anegados concentraban sus raíces en un estrato orgánico formado por encima de la superficie del suelo mineral, el drenaje favoreció la aireación del suelo y la plantación de árboles dispuso de un mayor espesor insaturado de suelo donde crecieron sus raíces. Wills et al. (1999) sugieren que en suelos minerales tipo Gley en Noruega el drenaje incrementó la aireación y la temperatura del perfil, “habilitando” mayor volumen del suelo para la exploración radicular; por otro lado, Braekke (2005), afirma que el drenaje estimuló el crecimiento de raíces finas de *Pinus sylvestris*. Canadell et al. (1999) mencionan que las raíces de las especies forestales intervienen en diferentes procesos ecosistémicos a través de la dinámica de los flujos hídricos, el ciclado de nutrientes y la capacidad de secuestrar carbono a profundidades mayores a los 30 cm. La densificación del suelo iniciada al

reemplazar los pastizales anegados por plantaciones de álamos, habría sido contrarestando por la mayor exploración radicular a través de el crecimiento de las raíces de los árboles cambiando la macroporosidad y favoreciendo a la estructura del suelo (Neary et al. 2009; Rong et al. 2010) y al aporte y acumulación de carbono en estratos subsuperficiales del suelo favoreciendo a la porosidad (Cerisola et al. 2005; Lal 2007; Deurer et al. 2009, Gill et al. 2009; Ruehlmann y Körschens 2009). Adicionalmente, al realizar diques y facilitar el drenaje por efecto de la alternancia de ciclos húmedos y secos, principalmente en el estrato arcilloso, se podrían formar grietas incrementando la porosidad del suelo (Pires et al. 2009; Pillai y McGarry 1999).

Después de 12 años de haberse sometido al drenaje, los suelos de pastizales forestados sufren un incremento del contenido del carbono edáfico de las forestaciones de álamos, principalmente en estratos subsuperficiales. Si bien estos resultados favorecen a la hipótesis inicial 2B (de ganancia de C) en detrimento de la hipótesis 2A (de pérdida de C), los mecanismos originalmente enunciados no serían los generadores de dichos incrementos. Aunque no tenemos conocimiento de antecedentes que documenten los cambios en el COS en humedales herbáceos reemplazados por forestaciones, varios patrones de cambio del COS han sido asociados a plantaciones de álamos, incluyendo pérdidas (Hansen 1993; Ross et al. 1999), ganancias (Hansen 1993; Arevalo et al. 2009; Rong et al. 2010) y ausencia de cambio (Grigal y Berguson 1998; Coleman et al. 2004; Dowell et al. 2009). Arevalo et al. (2009) estiman que tras el reemplazo de pastizales por plantaciones de álamos híbridos de 9 años en Canadá, los ecosistemas acumularon carbono a partir de la actividad de las raíces, a una tasa de  $1,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  similares a los resultados presentados en esta tesis ( $1,3 \pm 0,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), al mismo tiempo estos autores, a través de estudios con  $^{13}\text{C}$  en diferentes tamaños de partículas del suelo, sugieren que las plantaciones tienen un alto potencial de secuestrar COS a largo plazo y estabilizarlo en las fracciones finas del suelo. De igual manera, Hansen (1993) estimó en Wisconsin sobre plantaciones de álamos híbridos de 15 años y pastizales naturales apareados, incrementos del COS a una tasa de  $1,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; coincidiendo en que las ganancias de C podrían estar vinculadas a los aportes provenientes de las raíces de los árboles. Este autor también estimó pérdidas de COS en las mismas plantaciones a temprana edad (4-6 años), coincidente con forestaciones de otras especies (Paul et al. 2002; Colemann et al. 2004; Laganière et al. 2010; Rong et al. 2010), sugiriendo que el mayor aporte de MO por parte de las plantaciones adultas estaría dado por la descomposición de raíces (particularmente rápida en *Populus sp.*) (Lodhiyal et al. 1995a, 1995b) y la mejor protección del COS inducido por el aumento en la actividad microbiana (Paul et al. 2002, Vesterdal et al. 2008).

En síntesis, las plantaciones de álamos endicadas en el Bajo Delta almacenan carbono en estratos subsuperficiales del suelo a partir del ingreso de C derivado del crecimiento de las raíces de los árboles en estratos de suelos antes no explorados. El ingreso de carbono en el suelo mejora la calidad del mismo a través de una mayor capacidad de almacenamiento de agua (Hudson 1994), la formación de agregados y la mejora de la estabilidad de los mismos (Burns y Davies 1986; Boyle et al. 1989); disminución de la densidad aparente y la resistencia del suelo (Ekwue y Stone 1995), elevando la capacidad de intercambio de cationes (Riffaldi et al. 1994), promoviendo procesos microbiológicos (Reeves 1997), entre otros.

La mayor ganancia de carbono observada entre los 10 y 58 cm de profundidad del suelo fue coincidente con las profundidades donde se localizó la mayor biomasa de raíces finas de álamos. Varios autores coinciden en que la descomposición de raíces es el principal ingreso de C en el suelo (McClaugherty y Aber 1982, Tate et al. 1993,

Steele et al. 1997, Guo et al. 2005). Considerando mis resultados, el incremento subsuperficial en el COS es atribuido a la dinámica de las raíces finas de las plantaciones forestales y su contraste marcado con la distribución mucho más superficial de las del pastizal anegado. Consistente con este mecanismo, Rong et al. (2010), en plantaciones álamos de 20 años en Liaoning (China) que reemplazaban a sitios agrícolas marginales, estimaron incrementos de COS localizados entre los 45-60 cm de profundidad sugiriendo que el cambio en el tipo de vegetación permitió incrementar el ingreso de MO desde la exudación y descomposición de las raíces finas de los álamos con una elevada tasa de reciclado.

Los aportes de la necromasa de la vegetación antecesora constituyen un flujo de ingreso importante de carbono al suelo (Kuzyakov y Domanski 2000). El desarrollo del estrato orgánico de los pastizales sobre la superficie del suelo mineral podría responder a una estrategia de estas plantas en busca de capas con mayor difusión de oxígeno entre el agua y la atmósfera (Mistch y Gosselink 2007) y con constante provisión de agua, oxígeno y nutrientes a partir de la dinámica de crecientes y repuntes del río. La permanente condición de anegamiento y anoxia debajo del nivel del agua favorecería la acumulación de materia orgánica sobre la descomposición. Como se verá en el capítulo 3 el material orgánico acumulado en la vegetación antecesora habría aportado al incremento mencionado así como la contribución de los escasos pastos que subsisten debajo de las plantaciones. Particularmente en los pastizales estudiados, solamente la masa de raíces, incluyendo vivas y muertas, representaron  $105 \text{ Mg ha}^{-1}$  acumulados en el estrato orgánico formado sobre el suelo mineral, sin embargo este estrato también está sujeto a grandes pérdidas a partir de la actividad de los microorganismos luego de la oxidación del sistema.

En estas circunstancias, el drenaje, las obras de protección de las inundaciones (i.e. diques) y la forestación con álamos sobre pastizales inundados en el Bajo Delta tuvieron mayor capacidad para secuestrar COS en formas más estables que el potencialmente secuestrado en la biomasa aérea (Vesterdal et al. 2002, Chen et al. 2005, Laganière et al. 2010), sin embargo para que esto suceda fue necesario alterar la hidrodinámica de diferentes ambientes de estos humedales. En estos ecosistemas el hidropereodo es una característica clave, estructural y funcional, para la oferta de servicios ecosistémicos, la alteración del mismo perjudicaría la provisión de algunos servicios (e.g. regulación de inundaciones; biodiversidad) y favorece a otros (i.e. almacenaje de carbono).

## 2.6. Conclusiones

En el Bajo delta del río Paraná, al drenar y reemplazar ambientes con pastizales de *Scirpus giganteus* por plantaciones de álamos, el suelo mineral perdió volumen e incrementó su contenido de carbono, posiblemente como resultado del doble efecto del drenaje favoreciendo directamente a la densificación del suelo mineral; e indirectamente a la colonización de raíces de estratos de suelos no explorados. Este proceso pudo ser favorecido por el reemplazo de pastos por árboles. Esta transformación del ecosistema no ocasionarían pérdida de COS, aunque si una importante alteración en el volumen de los estratos superficiales de suelos, cuyas consecuencias biogeoquímicas e hidrológicas pueden ser importantes en el largo plazo. Desde el punto de vista productivo la pérdida de porosidad superficial en el suelo no sería una limitante importante para el crecimiento radicular, aunque si en condiciones de sequía y, principalmente, en el estrato arcilloso del suelo. Cabe destacar que a pesar de tener fácil acceso a ríos y arroyos, los sistemas de drenaje no están preparados para ingresar agua en forma sencilla, presentándose déficit hídrico en muchos predios del Bajo Delta durante los

meses de verano. Finalmente, a pesar del incremento del COS, hay que tener en cuenta que los sistemas con plantaciones de álamos alteran por completo el hidroperíodo y por lo tanto la funcionalidad de estos humedales.

**Capítulo 3: Balance y redistribución de carbono y nutrientes en la conversión de pastizales anegadizos a forestaciones de álamos sobre suelos drenados en el Bajo Delta del Paraná.**

### 3.1. Introducción

Existe un creciente consenso a nivel mundial de que los humedales constituyen ecosistemas de importancia crítica, a pesar de que representan menos del 9% de la superficie terrestre (Zedler y Kercher 2005). Estos ecosistemas ofrecen a las sociedades beneficios ambientales, sociales y económicos (Turner 1991; Ghermandi et al. 2010) denominados bienes y servicios ecosistémicos (B&S). Los B&S pueden clasificarse en diferentes tipos: Servicios de aprovisionamiento (de agua, comida, madera y fibras), servicios de regulación (del clima, inundaciones, plagas, enfermedades, desechos y de la calidad del agua), servicios culturales (a través de beneficios recreativos, estéticos y espirituales) y servicios de soporte (como la formación de suelo, fotosíntesis y el ciclado de nutrientes) (Ash et al. 2010).

Las modificaciones en el funcionamiento ecológico del humedal determina cambios de estados y de procesos, tanto ecológicos -i.e. modificación del hidropериодо con mayor oxigenación, pérdidas de materia orgánica por descomposición, regulación de inundaciones e intensificación del efecto de las mismas en islas menos protegidas, entre otros. El informe de *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) manifiesta que la degradación y pérdida de estos ecosistemas ocurre a mayor velocidad que la de los ecosistemas terrestres dado que no se suelen utilizar esquemas de producción sustentable adecuados a los mismos. Generalmente estos esquemas consisten en alterar por completo el régimen de inundación (frecuencia, duración, intensidad), reduciendo los ingresos de agua (e.g. a través de endicamientos) y favoreciendo los egresos (e.g a través de canales de drenaje o bombeo). La eliminación de las condiciones de anegamiento, incluyendo la depresión de los niveles freáticos, busca habilitar superficies para instalar sistemas productivos terrestres (e.g. pastizales anegables por forestaciones poco tolerantes a condiciones de pantano), repercutiendo sobre la integridad ecológica de los humedales (Zedler y Kercher 2005).

Se estima que cerca de la mitad de los humedales del mundo se han perdido como resultado de las actividades humanas (OECD 1996; Spiers 1999). Las turberas de Gran Bretaña son un claro ejemplo donde el drenaje para agricultura y la extracción de turba para combustible y abono/enmienda para la producción hortícola, han disminuido notablemente la superficie de estos ecosistemas (Holden et al. 2004). Específicamente la construcción de diques para impedir el ingreso de agua, el bombeo de agua fuera de los pantanos y la forestación de los mismos fueron las principales prácticas que resultaron en cambios en el nivel de la napa freática conduciendo también modificaciones biogeoquímicas. En Finlandia aproximadamente 6 millones de hectáreas de estos ecosistemas han sido drenados, encontrándose, actualmente, un cuarto de las forestaciones de ese país sobre los mismos (Laiho et al. 1999). En la cuenca alta del delta del río Mississippi el 80-90 % de los humedales han sido drenados para la instalación de urbanizaciones y vías de transporte terrestre y el desarrollo de grandes emprendimientos agrícolas y ganaderos (Mitsch y Gosselink 2007; Sigua et al. 2009).

La alteración de humedales conduce a modificaciones locales y globales sobre (1) flujos de agua y transporte de sedimentos (Richter y Thomas 2007; Boyer et al. 2010), (2) almacenamiento del carbono (Powlson et al. 2011; Vicari et al. 2011; Bridgham et al. 2006) y el cambio climático (Salm et al. 2009), (3) fertilidad de suelos (Laiho et al. 1999; Murphy et al. 2009), (4) sostenibilidad de las producciones instaladas (Dixon y Wood 2003), (5) calidad del agua (Holden et al. 2004), y (6) biodiversidad y productividad de los ecosistemas naturales (Stewart et al. 2009).

El delta que el río Paraná ha formado en su desembocadura constituye un mosaico de humedales (Málvarez 1997,1999; Bó 2006) considerado el segundo ecosistema con mayor oferta de servicios ecosistémicos en Argentina (Carreño y Viglizzo 2007). Actualmente el 12% de esta ecorregión se encuentra endicado y drenado principalmente con fines forestales y silvopastoriles (Enrique et al. 2010); con tendencias crecientes a actividades agrícolas y desarrollos urbanísticos. El terraplenado, drenaje, alteración de los pajonales originales y establecimiento de plantaciones forestales e incluso ganado llevan a cambios importantes en el funcionamiento de estos ecosistemas y los bienes y servicios que pueden ofrecer (Kandus et al. 2011; Vicari et al. 2011). En este capítulo se realiza una estimación del balance de carbono y de los principales nutrientes (nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio) del ecosistema, en particular de la vegetación y los suelos, para pastizales inundados de *Scirpus giganteus* convertidos en plantaciones forestales de *Populus deltoides* sobre suelos drenados y endicados.

La conversión de humedales en sistemas agrícolas han disturbado los ciclos biogeoquímicos desencadenando mecanismos que implican pérdidas, ganancias y cambios en la distribución del carbono y demás elementos dentro del ecosistema (Lal 2007). Entre estos mecanismos se destaca la oxidación de la materia orgánica acumulada y la consecuente pérdida de nutrientes orgánicos (carbono, nitrógeno, azufre) liberados a la atmósfera; por otro lado, se incrementa la actividad biológica, por lo que una gran cantidad de nutrientes quedan disponibles para el crecimiento de la nueva vegetación (Laiho et al 1999). Parte de esa materia orgánica y de los restos de la vegetación original ingresan al suelo en forma natural o antrópica (labores mecánicas) (Post y Kwon 2000) y como consecuencia se generan distintos patrones de distribución vertical de nutrientes en el suelo (Laiho et al. 1999).

Más allá del drenaje, la conversión del tipo de vegetación con fines productivos puede alterar los ciclos biogeoquímicos. Específicamente en el reemplazo de pastizales por plantaciones forestales se destaca la acumulación de elementos en profundidad producto del reciclado de las raíces (Laiho y Finér 1996; Laiho et al. 2003; Murphy et al. 2009), desbalances de cationes producto de la absorción selectiva de los mismos (Jobbágy y Jackson 2003), cambios en los procesos de lixiviación y lavado (Laiho et al. 1999) y en la distribución de nutrientes en el ecosistema, como por ejemplo, el mayor almacenaje y persistencia de nutrientes en la madera de las especies forestales respecto de los pastos que reemplazan. Adicionalmente debe considerarse que las plantaciones pueden incluir estratos vegetales con cierto grado de desarrollo, lo que constituye una fuente adicional de materia orgánica al suelo (Fisher y Binkley 2000).

Dos hipótesis guían la evaluación de los balances de carbono y nutrientes en este capítulo. En primer lugar se propone que (Hipótesis 1) el drenaje de los suelos de pastizales anegables y las tareas de establecimiento forestal conducen a una mayor oxidación de la materia orgánica acumulada, esperándose cambios en el almacenaje del carbono y de los restantes nutrientes en el ecosistema. En este sentido ocurrirán pérdidas: por un lado, parte del carbono y nitrógeno se liberarán a la atmósfera producto de la mayor actividad biológica; y por el otro, el fósforo, calcio, potasio y magnesio serán afectados principalmente por la lixiviación y el escurrimiento hacia los canales de drenaje. Así mismo, la mayor productividad esperada de las plantaciones forestales generaría ganancias de carbono, compensando las pérdidas mencionadas y reduciendo las de los restantes nutrientes. De manera que, se espera que la transición a plantaciones forestales tenga balances positivos en los almacenajes del carbono y negativos para nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio. Se plantea también (Hipótesis 2) que convertir el tipo de vegetación cambiarán los patrones de almacenamiento para los diferentes compartimentos de la biomasa, necromasa y el suelo. Como resultado de los



cambios en las condiciones del drenaje y del reemplazo de la vegetación se espera para todos los nutrientes mayor almacenamiento en la biomasa aérea y subterránea y menor en la broza. En el suelo, el carbono tendrá balances positivos debido al legado de los pajonales originales y la mayor tasa de reciclado de nutrientes en el sistema (más aireado y con árboles caducifolios). Respecto al nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio se considera que los flujos de egresos al realizar el drenado de los suelos, no son compensados ni por el legado de los pajonales preexistentes ni por el aporte de la napa freática, lo que conduce a balances negativos.

### 3.2. Materiales y métodos:

#### 3.2.1. Área de estudio

El delta del Río Paraná alberga un área de humedales de aproximadamente 17000 km<sup>2</sup> (Bonfils 1962; Málvarez 1997; Bó 2006), ubicado en la parte terminal de los ríos Paraná y Uruguay y conformado por sedimentos que éstos depositan. Según la clasificación climática de Köppen - Geiger (Strahler y Strahler 1992) la región se caracteriza por un tipo climático Cfa, es decir templado que recibe lluvias todo el año y temperatura media del mes más cálido superior a 22°C (Malvárez 1997). Las temperaturas medias oscilan en los 16°C y 17°C y las precipitaciones son cercanas a los 1100 mm anuales (INTA 1973). Por otro lado, si bien la información de suelos de la región es escasa (Bonfils 1962, Wermter et al. 1977; Gómez y Ferrao, 1986, Pereyra et al. 2004), en todas las unidades de paisaje del Delta es común la presencia de suelos aluviales con escaso grado de desarrollo pedogenético y rasgos hidromórficos intensos; así, los suelos predominantes del área pertenecen al orden de los Entisoles (Udifluventes, Endoacuentes y Fluvacuentes) y, en menor medida, al de los Molisoles reconociendo a nivel de suborden, en su mayoría, un régimen de humedad ácuico. Cabe notar que a diferencia de otros humedales, los suelos orgánicos del orden de los Histosoles no predominan en la región. Desde el punto de vista hidrológico esta zona es influenciada por las crecientes estacionales del río Paraná y Uruguay, así como las mareas del río de la Plata (Kandus 1997). El 80 % de la superficie de las islas de esta unidad esta ocupada por bañados, cuya comunidad vegetal más representativa es el pastizal de *Scirpus giganteus* y *Schoenoplectus californicus* (Bonfils 1962; Kandus 1997).

El uso predominante de la zona es el forestal, con aproximadamente 70.000 ha implantadas, de las cuales el 71 % corresponden a plantaciones de sauce y el 29 % restante a plantaciones de álamos (DPF MINAGRI 2010). En las plantaciones de esta última especie existe una tendencia creciente a la integración con la producción ganadera en sistemas silvopastoriles, principalmente en la zona núcleo forestal (Figura 3.1).

Esta zona hoy concentra la mayor superficie implantada con álamos de la región, constituyendo un paisaje fragmentado por canales artificiales y diques, donde la intervención antrópica alteró un 40% de la superficie de los albardones y bañados desde principios del siglo XX al presente.

Para la producción de álamos, dada la baja tolerancia al anegamiento de esta especie, es necesario realizar obras de drenaje e impedir el ingreso de agua de inundaciones y/o crecientes, por lo que se construyen terraplenes (diques) sobre el perímetro de la superficie que interesa implantar (Figura 3.2 b). Estas obras hidráulicas son consideradas indispensables por parte de los productores con el fin de garantizar el crecimiento de las plantaciones mencionadas y disminuir los riesgos de pérdidas por inundaciones.

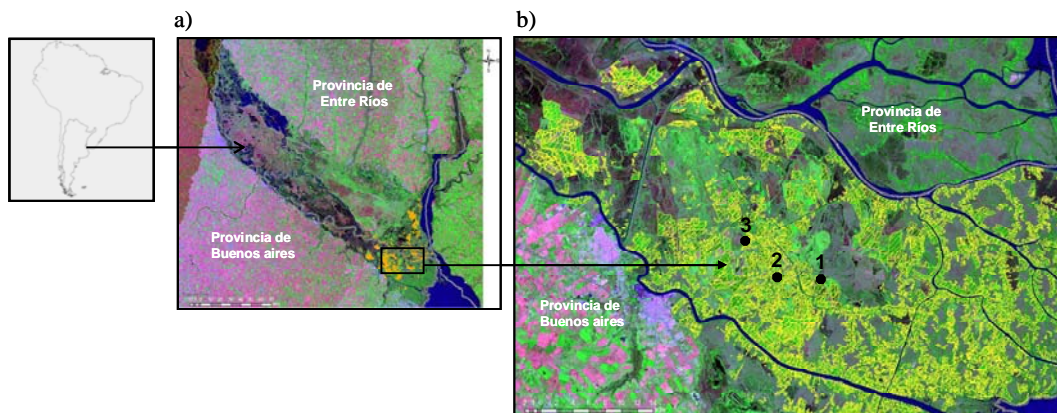


Figura 3.1 a) Delta del río Paraná: en amarillo se representan las plantaciones forestales (sauces y álamos) según el inventario forestal 1998 para Entre Ríos y Buenos Aires. b) Zona núcleo forestal del delta: en amarillo se representan las plantaciones forestales de la provincia de Buenos Aires. Los puntos negros indican los sitios estudiados (1, 2 y 3). Los resultados obtenidos se consideran representativos para ésta zona.

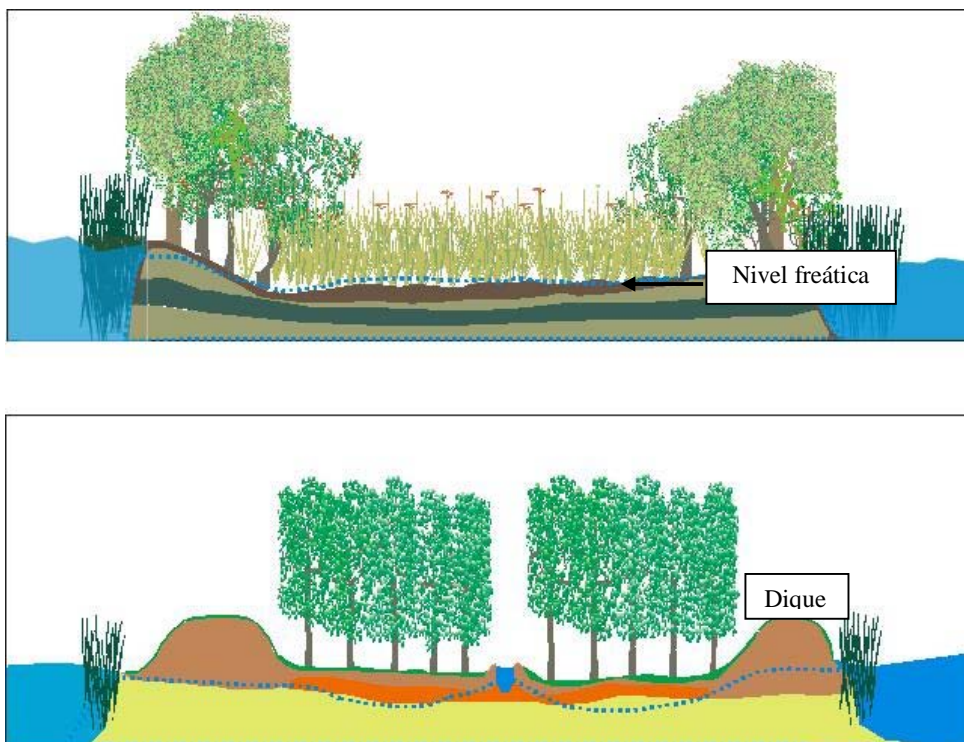


Figura 3.2 Perfil insular de la unidad bajo estudio. a) En sus condiciones naturales, sin modificaciones, con suelos hídricos con condiciones reductoras b) Modificada para la instalación de plantaciones de álamos, es decir con suelos drenados, oxidados y endicados.

### 3.2.2. Diseño Experimental

Con el fin de caracterizar los cambios en el almacenamiento y en la distribución de carbono y nutrientes en el ecosistema, luego del drenaje de los suelos y forestación de pajonales anegadizos, se utilizó un diseño experimental de parcelas apareadas en tres sitios ( $n=3$ ) con áreas de pastizales de *Scirpus giganteus* que no fueron sometidos a alteraciones hidráulicas y de plantaciones de *Populus deltoides* en suelos drenados.

Todos los sitios corresponden a una configuración geomórfica de llanura de inundación cuya fuente principal de agua proviene de los desbordes de los ríos y canales con hidrodinámica principalmente unidireccional y horizontal (Brinson 1995, Rheindhardt et al. 2002). La similitud de los suelos de las parcelas apareadas se constató a partir de la identificación de las secuencias de los estratos sedimentarios y de sus texturas.

Los sitios de los pastizales fueron linderos a los diques y sus suelos no fueron drenados. Tanto para pastizales como para plantaciones, en cada sitio se delimitó una parcela de 2500 m<sup>2</sup>. Se estudiaron forestaciones de *Populus deltoides* 'Australia 129/60', existentes en campos de productores, instaladas inmediatamente después de la construcción de los diques y el trazado del drenaje interno, correspondientes al primer ciclo forestal (Tabla 2.1). De acuerdo a información brindada por los productores los sitios nunca fueron quemados ni fertilizados, esta última práctica tampoco es usual en las forestaciones del Delta.

### 3.2.3. Muestreo de suelos y vegetación

Todas las parcelas dentro de las forestaciones fueron clausuradas un año antes al muestreo con el fin de evitar el ingreso de ganado bovino. Durante el verano del 2007 se realizaron tres calicatas (pseudorélicas) de 1,5 m de profundidad y 1,2 m de lado, distribuidas al azar dentro de cada parcela. Estas calicatas se ubicaron a la mitad de la distancia de plantación, donde se extrajeron en tres de sus cuatro lados muestras de siete intervalos de profundidad: 0-5, 5-10, 10-20, 20-35, 35-50, 50-75 y 75-100 cm. Las tres muestras de cada intervalo en cada pozo fueron agrupadas para su análisis. En cada una de las parcelas de los pastizales se delimitaron tres subparcelas de 0,5 m<sup>2</sup>, donde antes de comenzar el muestreo de suelos fue necesario extraer la broza y raíces ubicadas sobre el nivel del suelo mineral. La extracción de muestras de suelos en los pastizales, se realizó por medio de un muestreador de turba tipo Mc Cauley a los mismos intervalos de profundidad que en las plantaciones forestales; obteniendo una muestra por intervalo y por pozo para su análisis. La estimación de la densidad aparente se realizó por el método del cilindro (Campbell y Henshall 1991) extrayendo cinco submuestras por parcela y por intervalo de profundidad. En las plantaciones se utilizaron cilindros de 8,2 cm de diámetro y en las de pastizal se utilizó el muestreador Mc Cauley de 4 cm de diámetro. Estas muestras fueron secadas en estufa a 105°C durante 72 horas y luego pesadas.

Las muestras colectadas destinadas a realizar análisis químicos fueron secadas a 60°C durante 48 horas e ingresadas al laboratorio, donde se molieron y tamizaron con malla de 2 mm para su análisis de carbono orgánico total por combustión seca en un analizador automático (LECO CR12) (Gill et al. 2002), nitrógeno total por el método de semi-micro Kjeldahl (Bremner 1996) y la composición total de fósforo, calcio, potasio y magnesio del suelo a partir de digestión húmeda de las muestras con ácidos nítrico/perclórico (EPA-3050/1 1992) y espectrometría de emisión atómica por plasma inducido (ICP-AES). También se realizó el análisis granulométrico para estimar el contenido de arena, limo y arcillas a partir del método de Bouyoucos (Elliot et al. 1999).

Como los suelos de las plantaciones se compactaron respecto al de los pastizales, los contenidos de carbono y demás nutrientes estudiados fueron estimados sobre la base de masa mineral de suelo equivalente, asumiendo que el suelo mineral no gana ni pierde masa, con el fin de obtener una medida cuantitativa de los cambios volumétricos inducidos (Davidson y Ackerman 1993; Ellert y Bettany 1995; Ellert et al. 2001; Wuest 2009). Los cálculos requeridos se realizaron adaptando las ecuaciones planteadas por Ellert y Bettany (1995) y Ellert et al. (2001) y presentadas en el capítulo 2 de esta tesis.

Durante el mes de Febrero de 2007 se muestreó la necromasa de la broza y de los horizontes orgánicos en un total de 7 y 5 submuestras en cada parcela de pastizales y

plantaciones respectivamente, utilizando un marco de 1 x 0,5 m. En los pastizales las muestras estaban conformadas por raíces (vivas y muertas) y por la broza, esta última constituida por estructuras orgánicas en diferentes estados de descomposición. Se muestrearon ambos compartimentos y luego de la extracción fueron separados en el laboratorio para su secado. En los ecosistemas forestales la broza se compone de capas orgánicas en diferentes estados de descomposición: capa L (se refiere a *Litter*), capa superior de hojas y otros tejidos orgánicos cuyo origen es reconocible; y la capa F (por *Fermentation*), inferior, de material orgánico fragmentado, más descompuesta. En el muestreo de la broza de las plantaciones de álamos ambas capas se diferenciaban fácilmente, de manera que fueron muestreadas individualmente en el campo y posteriormente trasladadas al laboratorio donde fueron secadas.

La biomasa aérea de los pastizales se muestreó con rectángulos de 0,5 m<sup>2</sup> (n=7) en febrero de 2007, época del año en la que estos ecosistemas muestran su pico de máxima biomasa (Pratolongo et al. 2008), cosechando la vegetación presente sobre la superficie del suelo, en este caso la biomasa incluía los tejidos vivos (biomasa sensu estricto) y la necromasa adherida a los tejidos vivos (hojas y tallos secos). Las raíces en el pastizal se alojaban exclusivamente en el estrato orgánico saturado de agua por encima del suelo mineral, por esta razón las muestras extraídas (n=7) en el mismo rectángulo utilizado en la cosecha de la biomasa aérea, estaban constituidas por la necromasa de la broza y por biomasa y necromasa de raíces vivas y muertas, las cuales fueron separadas en laboratorio solamente en broza y raíces totales para su posterior secado. Cabe destacar que en las raíces, a pesar de no distinguir entre vivas y muertas, se observó visualmente que éstas últimas predominaban sobre las primeras.

Para el muestreo de la biomasa en pie de las plantaciones de álamos, al comienzo de la estación de crecimiento durante el mes de septiembre de 2006, se realizaron las mediciones de diámetro a la altura del pecho y de altura total de todos los individuos y se agruparon a los mismos en 5 clases diamétricas (rango de clase = 5 cm). Se apearon de 2 a 3 individuos por clase diamétrica en febrero de 2007, época de mayor desarrollo de la biomasa foliar, y se dividió su biomasa aérea en (a) fuste hasta 5 cm de diámetro, ramas de (b) >5 cm, (c) 5 a 1 cm y (d) < 1 cm de diámetro, (e) ramas del año y (f) hojas. Para los compartimentos d, e y f, su proporción y masa en la copa se calculó a partir de una muestra del 25 % del peso fresco total de las copas determinado a campo. Las fracciones del fuste correspondientes a corteza y leño se estimaron a partir de su separación en secciones de distintos diámetros. El peso fresco de todos los componentes de biomasa aérea, excepto trozas del fuste que pesaban más de 170 kg, fueron determinado a campo por medio de una balanza digital ( $\pm 0,1$  kg). Las trozas más pesadas fueron cubicadas para su estimación del volumen utilizando la fórmula de Smalian (Cailliez 1980) y a través de la densidad básica (Díaz et al. 2010) para determinar su masa. Submuestras del material fresco de aproximadamente 1 kg fueron trasladadas al laboratorio para determinar el factor de humedad utilizado en la estimación de peso seco del total del correspondiente compartimento.

Para la estimación de la biomasa subterránea se seleccionaron 11 individuos distribuidos en el rango de las diferentes clases diamétricas y el muestreo se realizó inmediatamente después al apeo de los árboles. Las raíces gruesas (> 5 mm de diámetro) fueron muestreadas en pozos de 1 m profundidad y 1 m de lado con el tocón de los árboles apeados en el centro. Por debajo de 0,5 m de profundidad no se observaron raíces. En la misma operación se realizó la separación manual y en seco de las raíces y del sustrato adherido a través de una malla; dentro de las 24 horas y en laboratorio las raíces se lavaron con agua. Posteriormente se registró el peso fresco de las raíces con balanza ( $\pm 0,1$  kg) y submuestras de diferentes diámetros se secaron para

determinar la fracción de peso seco. Para la estimación de las raíces finas (< 5 mm de diámetro) se extrajeron utilizando cilindros de 8,2 cm de diámetro ubicados desde los 10 cm de la base del tocón a 4 distancias crecientes hasta la mitad de la distancia de plantación y aleatorizando en 2 direcciones, uno hacia la entrefila y otro hacia la fila de plantación y a diferentes profundidades (0-5, 5-10, 10-25, 25-50 y 50-75 cm). Las muestras fueron separadas mediante tamizado en húmedo y secadas en laboratorio. La biomasa de raíces finas para cada individuo, se calculó a partir de la suma de los productos de la masa de raíces. Ello se hizo en un volumen de suelo representado por una determinada área superficial de terreno y la profundidad de suelo en que se muestrearon las raíces, para el área de terreno alrededor del ejemplar arbóreo de la cual esa muestra se consideraba representativa.

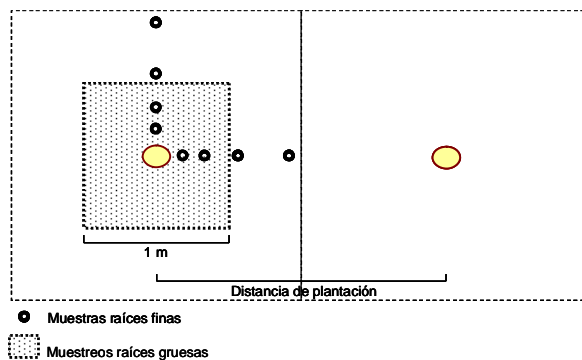


Figura 3.3 Esquema de muestreo de raíces finas (<5 mm) y raíces gruesas (>5 mm) utilizados para la estimación de biomasa de raíces en las plantaciones de álamos.

Para la estimación de la biomasa aérea y subterránea de las plantaciones, se emplearon datos de todos los árboles apeados, ajustándose modelos utilizando relaciones entre el peso seco de cada compartimento y los valores de diámetro del fuste a la altura del pecho (valor lineal y cuadrático), diámetro de tocón y del fuste a la altura del cuello, altura y combinación de las mismas y/o transformación logarítmica (Crow y Schlaegel 1988) (Tabla 3.1). En el caso de la biomasa aérea se adicionaron datos de otras investigaciones para plantaciones correspondientes al mismo clon de álamo y zona de estudio (n=52).

Tabla 3.1: Parámetros y coeficiente de ajustes de los modelos alométricos de estimación de biomasa en plantaciones de *Populus deltoides* del delta del Paraná. La resultante es el peso seco por árbol expresado en kg. La relaciones son todas significativas a  $P < 0,05$ .

Compartimento	Tipo de modelo	Constante	a	b	R <sup>2</sup>	Error Estd.
<b>Biomasa aérea</b>						
Corteza del Fuste	1	-80,02	2,54	1,99	0,84	13,21
	2	---	0,01	2,50	0,87	11,71
Fuste	2	---	0,03	2,62	0,95	38,89
Ramas > 5 cm	1	-58,33	4,20	-2,24	0,69	14,59
Ramas > 1 cm	1	1,58	3,14	-2,47	0,71	10,24
Ramas muertas				Media		
Ramas <1 cm	1	-11,49	0,57	0,04	0,61	3,81
Ramas del año	1	0,40	0,28	-0,24	0,66	0,99
Hojas	1	0,54	1,10	-0,89	0,72	3,42
Total	2	---	0,06	2,54	0,98	39,19
<b>Biomasa subterránea</b>						
Raíces gruesas	3	-38,25	2,39	---	0,95	5,46
Raíces finas				Ver tabla 2.2		

Tipo de modelos: **1)**  $y = \text{constante} + a \cdot \text{DAP} + b \cdot \text{Altura}$ ; **2)**  $y = a \cdot \text{DAP}^b$ ; **3)**  $y = \text{constante} + a \cdot \text{DT}$ .  
 DAP es diámetro a la altura del pecho, DT es diámetro de tocón, ambos expresados en cm.

Todas las muestras de material vegetal usadas para la determinación de peso seco fueron secadas a 60°C hasta peso constante, posteriormente molidas y enviadas al laboratorio para realizar las determinaciones químicas tras su digestión húmeda con  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$  (EPA 3051 1992) a través de las cuales se determinó carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio con los mismos métodos aplicados a los suelos.

Los contenidos de carbono y demás nutrientes tanto para las plantaciones forestales y los pastizales se estimaron como el producto de la biomasa total de cada compartimento y la concentración de cada elemento. El balance neto del ecosistema para la transición de pastizal a plantación se calculó a través de la sumatoria de la diferencia de los contenidos de nutrientes en todos los componentes descriptos.

#### 3.2.4. Análisis estadístico

Cada sitio contemplado en esta tesis para pastizal y plantación fue considerado como una réplica independiente con el fin de evitar pseudoreplicación (Hurlbert 1984). Los cambios en el balance por compartimentos y el balance neto del ecosistema para cada elemento fueron analizados a partir de una prueba *t* para muestras apareadas. En el caso de los suelos, se evaluó el efecto del tipo de vegetación (pastizal vs. plantación) y su interacción con la profundidad sobre las concentraciones de carbono y nutrientes a partir de un ANOVA que utilizó al tipo de vegetación como factor. Las diferencias entre los tratamientos fueron consideradas significativas a  $P < 0,05$ .

### 3.3. Resultados

La biomasa media total de los pastizales de *Scirpus giganteus* y de las plantaciones de álamos ( $210 \pm 26 \text{ Mg ha}^{-1}$  vs.  $167 \pm 19 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) (Figura 3.4) no difieren en forma significativa ( $P=0,2$ ). El contraste más importante entre estos dos sistemas estuvo relacionado a la distribución de la biomasa. Mientras que sólo el 14 % de la misma se alojó en la biomasa aérea en el pastizal, en la plantación la parte aérea representó el 82 % lo que llevó a que las forestaciones almacenaran 4,6 veces más biomasa aérea ( $138 \pm 24 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) que el pastizal ( $30 \pm 4 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) ( $P=0,04$ ). Los pastizales por su parte almacenaron 80% más biomasa de raíces que las forestaciones ( $104 \pm 6 \text{ Mg ha}^{-1}$  vs  $20 \pm 1 \text{ Mg ha}^{-1}$ ,  $P < 0,01$ ), debe aclararse que si bien no se separaron raíces vivas de muertas, en el pastizal se pudo constatar visualmente que la mayor proporción de las mismas correspondían a muertas. La localización vertical de las raíces mostró otro contraste muy importante, mientras que en el pastizal las raíces se desarrollaron sobre la superficie del suelo mineral, dentro de un estrato puramente orgánico de casi 30 cm de espesor, en la plantación las mismas se distribuyeron íntegramente dentro del suelo mineral hasta 50 cm de profundidad (Capítulo 2 de esta tesis). Esto sugiere que el cambio de vegetación y, más probablemente, el drenaje y la aireación del suelo en las parcelas forestadas favorecieron la exploración radicular del suelo mineral y el aporte a esta zona del perfil originalmente poco conectada al ecosistema.

En los compartimentos aéreos de los rodales forestales el nitrógeno varió en un rango de  $0,4 \pm 0,1 \%$  (valor medio para compartimentos gruesos -fuste, ramas vivas  $> 1$  cm y muertas-) a  $2,4 \pm 0,4 \%$  (valor medio para compartimentos finos -corteza, ramas vivas  $< 1$  cm, brotes y hojas-) (Tabla 3.2). Las concentraciones de fósforo y potasio fueron aproximadamente el doble en la biomasa aérea de los pastizales respecto de la media de la biomasa aérea de las plantaciones forestales sin embargo, si se consideran solo las concentraciones de los compartimentos finos, son levemente superiores para el fósforo en la plantación respecto a los pastizales. La relación nitrógeno vs. fósforo (N/P) en hojas verdes, comúnmente usada como indicador de la limitación al crecimiento de uno u otro nutriente, fue de 7 en los pastizales y 18 en las plantaciones, sugiriendo que

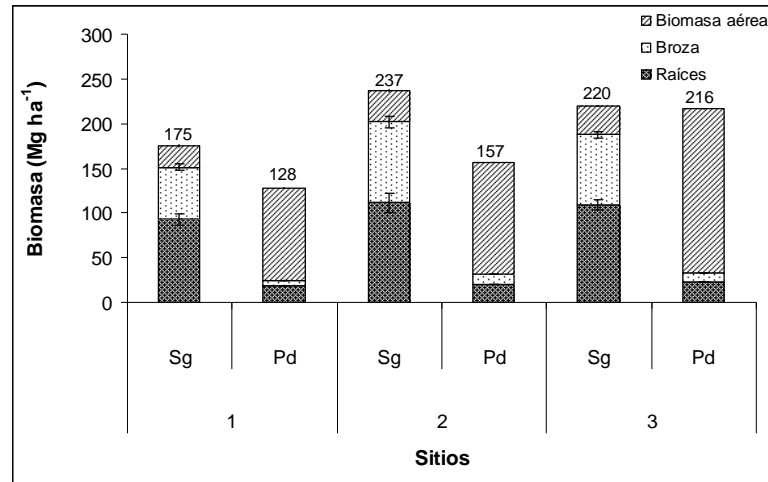


Figura 3.4: Biomasa aérea, de broza y de raíces ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) de pastizales de *Scirpus giganteus* (Sg) (media y E.S. para cada sitio;  $n=3$ ) y de plantaciones de *Populus deltoides* (Pd) para cada uno de los sitios (1, 2 y 3). Arriba de las barras se detalla el valor de la biomasa total.

el drenaje y la forestación llevaron a un sistema inicialmente limitado por la disponibilidad de nitrógeno, a ser restringido luego por la disponibilidad de fósforo. A la inversa del fósforo y potasio, las concentraciones de calcio fueron aproximadamente el doble en las estructuras aéreas de las plantaciones forestales, mientras que el magnesio fue similar para ambas situaciones. Sin embargo, tanto para calcio y magnesio, las concentraciones medias de los compartimentos finos y la corteza de las plantaciones superan a las concentraciones medias de los compartimentos gruesos por un factor de 5 y 6 para calcio y potasio respectivamente.

La relación carbono vs. nitrógeno (C/N) de la broza de los pastizales fue menor que la de las plantaciones (18 vs. 24), con valores de nitrógeno similares para ambos tipos de vegetación (1,9 y 1,7 % para pastizales y plantaciones respectivamente). Las concentraciones de calcio y potasio de la broza de las plantaciones superaron en 2 y 1,5 veces respectivamente a las concentraciones de los pastizales. Mientras que las concentraciones de fósforo y magnesio, en este compartimento, fueron similares (Tabla 3.2). Las raíces de los pastizales tuvieron menor relación C/N que las plantaciones de álamos (18 vs 28) con concentraciones de nitrógeno similares. La concentración de fósforo en las raíces de los pastizales fue aproximadamente el doble que en las plantaciones, posiblemente debido a la mayor solubilidad de este nutriente en condiciones anaeróbicas (Pierce et al. 2010). Tanto las concentraciones de calcio como de potasio en raíces fueron mayores (24 y 140 % respectivamente) en las plantaciones forestales. Finalmente, la concentración de magnesio en raíces fue similar para los stands de forestaciones y pastizales.

La distribución vertical de los nutrientes analizados mostró algunas diferencias para 0-1 m de suelo mineral de pastizales y su equivalente (tras la corrección por cambios de volumen) en plantaciones forestales consistentes en los tres sitios de muestreo y, con algunos contrastes específicos para algunos sitios. Las concentraciones de carbono, nitrógeno, fósforo total y calcio siguieron tendencias de distribución similares tanto para los stands de pastizales como para los de plantaciones forestales (Figura 3.5), siendo mayores en superficie y disminuyendo en profundidad. En los primeros 5 cm de profundidad las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo total fueron significativamente menores ( $P<0,10$ ) en las plantaciones para los tres sitios. En el caso del fósforo total en los sitios 2 y 3 la menor concentración en las plantaciones se extendió hasta los primeros 10 cm ( $P<0,10$ ). A la inversa que en los primeros 5 cm, en

Tabla 3.2: Media  $\pm$  E.S. de biomasa y concentraciones de C y N (%), P, Ca, K y Mg (ppm) y relación C/N para los diferentes compartimentos de pastizales y plantaciones forestales (n=3).

	Biomasa Mg ha <sup>-1</sup>	C (%)	N (%)	C/N	P	Ca	K PPM	Mg
<b>Pastizales</b>								
Biomasa aérea	30,26 $\pm$ 3,46	41,1 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,02	56,7 $\pm$ 1,7	1021 $\pm$ 74	2441 $\pm$ 350	8857 $\pm$ 146	1424 $\pm$ 167
Broza	75,79 $\pm$ 9,14	33,6 $\pm$ 0,5	1,9 $\pm$ 0,03	18,0 $\pm$ 0,3	1114 $\pm$ 41	6084 $\pm$ 406	2542 $\pm$ 133	2037 $\pm$ 59
Biomasa subterránea (raíces)	104,49 $\pm$ 5,97	33,6 $\pm$ 0,1	1,9 $\pm$ 0,04	18,0 $\pm$ 0,4	1123 $\pm$ 43	5026 $\pm$ 508	2456 $\pm$ 165	2002 $\pm$ 73
<b>Plantaciones forestales</b>								
Biomasa aérea								
Corteza	17,46	46,6 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,17	51,9 $\pm$ 8,6	324 $\pm$ 32	7964 $\pm$ 901	4782 $\pm$ 152	1192 $\pm$ 77
Fuste	95,94	45,4 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,02	286,3 $\pm$ 37,5	122 $\pm$ 32	876 $\pm$ 14	2847 $\pm$ 738	265 $\pm$ 13
Ramas > 5 cm	4,69	46,8 $\pm$ 0,2	0,4 $\pm$ 0,11	122,4 $\pm$ 30,3	220 $\pm$ 22	1741 $\pm$ 748	1836 $\pm$ 477	342 $\pm$ 62
Ramas >1 cm	11,18	47,0 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,12	94,3 $\pm$ 17,1	393 $\pm$ 37	2393 $\pm$ 748	2770 $\pm$ 464	495 $\pm$ 84
Ramas muertas	1,03	46,6 $\pm$ 0,7	0,4 $\pm$ 0,12	132,4 $\pm$ 29,2	227 $\pm$ 59	3116 $\pm$ 473	3207 $\pm$ 1814	542 $\pm$ 48
Ramas <1 cm	2,71	47,5 $\pm$ 0,5	1,2 $\pm$ 0,14	42,5 $\pm$ 5,9	1001 $\pm$ 99	8961 $\pm$ 1978	5292 $\pm$ 773	1245 $\pm$ 122
Brotos	0,89	46,3 $\pm$ 0,5	1,5 $\pm$ 0,13	30,4 $\pm$ 2,8	1445 $\pm$ 153	8379 $\pm$ 372	7550 $\pm$ 732	2558 $\pm$ 523
Hojas	3,66	43,6 $\pm$ 0,5	2,4 $\pm$ 0,22	18,7 $\pm$ 1,8	1307 $\pm$ 38	13780 $\pm$ 724	8164 $\pm$ 244	4751 $\pm$ 90
Broza								
Capa L	3,42 $\pm$ 0,65	46,2 $\pm$ 0,8	1,7 $\pm$ 0,24	31,0 $\pm$ 7,1	1325 $\pm$ 378	15200 $\pm$ 2678	5713 $\pm$ 736	1895 $\pm$ 288
Capa F	5,63 $\pm$ 0,98	35,7 $\pm$ 1	1,7 $\pm$ 0,13	22,9 $\pm$ 5,4	1137 $\pm$ 264	11660 $\pm$ 3124	1537 $\pm$ 596	2283 $\pm$ 594
Biomasa subterránea								
Raíces gruesas > 5mm	18,96	41,7 $\pm$ 0,7	1,4 $\pm$ 0,18	30,0 $\pm$ 4,5	577 $\pm$ 31	5307 $\pm$ 74	5660 $\pm$ 161	1550 $\pm$ 162
Raíces finas < 5mm	1,50	38,8 $\pm$ 0,4	1,5 $\pm$ 0,16	26,3 $\pm$ 2,5	654 $\pm$ 26	7200 $\pm$ 96	6132 $\pm$ 386	1971 $\pm$ 72



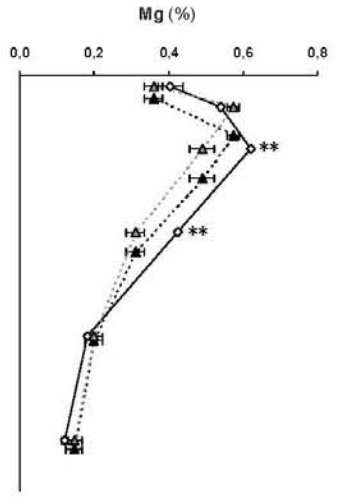
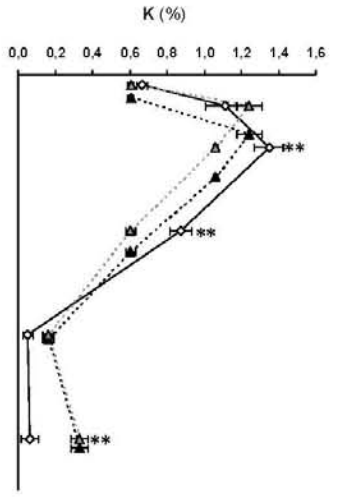
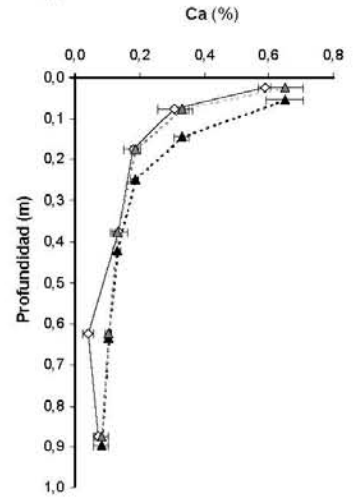
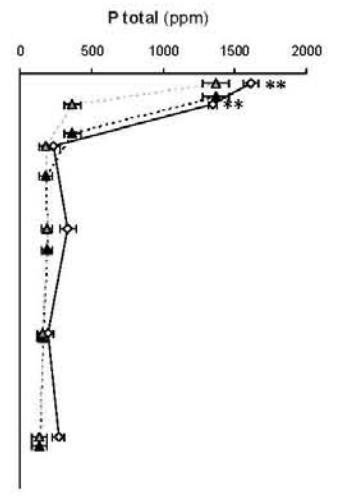
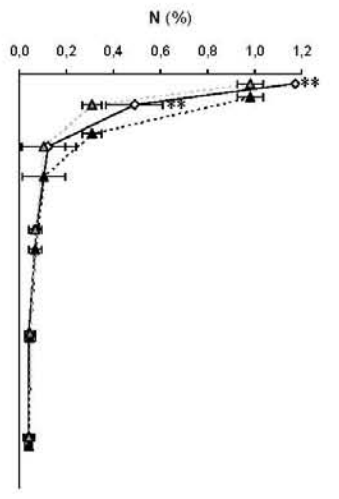
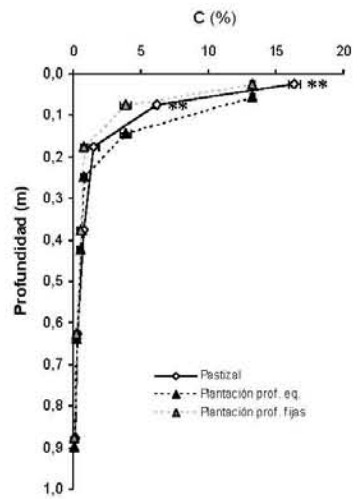
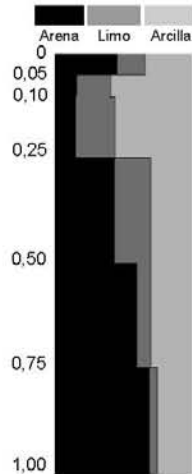
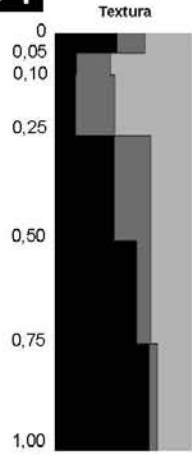
el estrato de 5 a 25 cm de profundidad las concentraciones de carbono y nitrógeno fueron significativamente superiores ( $P<0,10$ ) en las plantaciones, sin evidenciarse diferencias a mayores profundidades para ninguno de estos elementos (C, N y P total).

Tanto para el calcio, potasio y magnesio existen diferencias entre los distintos sitios y profundidades de suelo. El calcio evidencia diferencias significativas ( $P<0,10$ ) en el estrato de suelos de 5-50 cm para el sitio 3 y de 10-50 cm para el sitio 2 siendo mayor en las plantaciones forestales. El potasio y el magnesio son significativamente superiores para las plantaciones en todo el perfil para los dos sitios mencionados (se destaca que estos sitios corresponden a establecimientos forestales que ingresan menos agua respecto al sitio 1) y solo entre los 10-50 cm para el sitio 1 ( $P<0,1$ ); en este sitio el potasio también difiere en el estrato de 75-100 cm ( $P<0,1$ ).

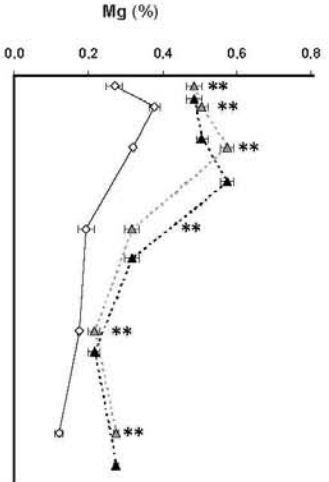
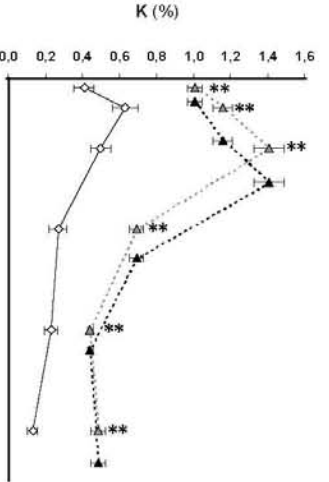
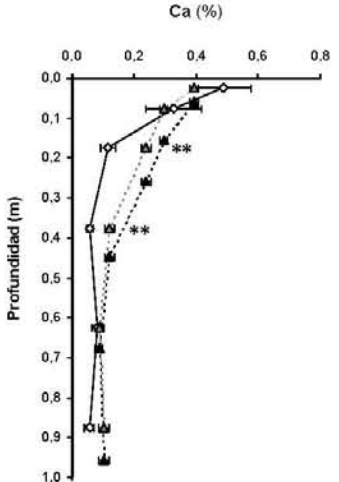
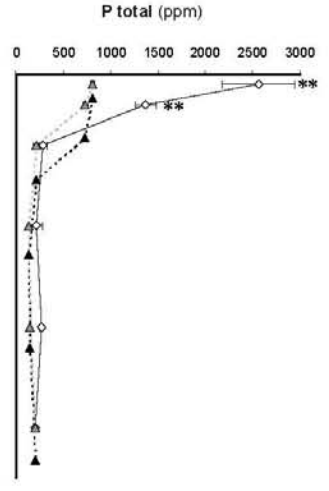
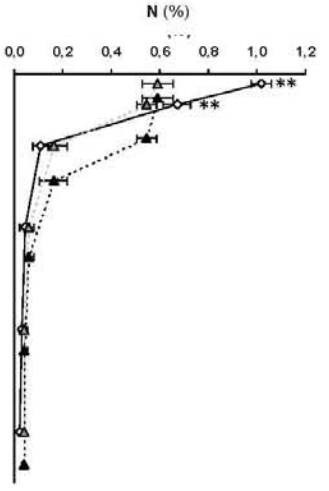
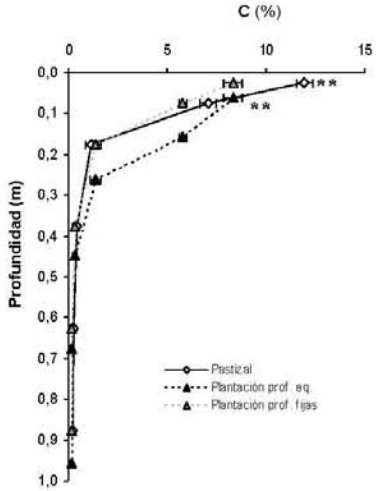
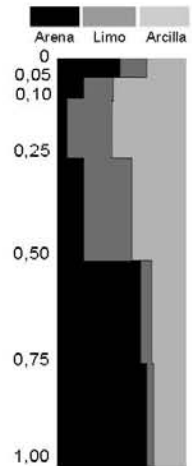
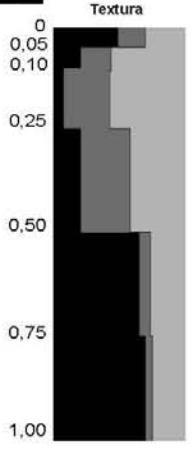
Después de 12 años de la conversión de pastizales a plantaciones forestales, se observó un balance del ecosistema (incluyendo 0-1 m de suelo) que fue neutro a levemente positivo para el carbono y nitrógeno, y fuertemente positivo para el calcio, potasio y magnesio ( $P<0,01$ ) (Tabla 3.3); para estos tres últimos nutrientes el almacenamiento en los compartimentos vegetales vivos y muertos fue igual o menor tras el cambio de uso, mientras que el almacenamiento en el suelo se incrementó (2X; 4X y 2X para Ca, K y Mg respectivamente). El fósforo en cambio registró un balance total negativo ( $P<0,01$ ), con pérdidas de  $0,71 \text{ Mg ha}^{-1}$  que involucraron tanto a los compartimentos vegetales (80% de pérdida,  $P=0,02$ ) como al suelo (22% de pérdida,  $P=0,03$ ). Las plantaciones almacenaron aproximadamente 9 veces menos fósforo en la broza y raíces respecto al pastizal y las pérdidas absolutas en el suelo fueron importantes en los estratos más profundos ( $P=0,01$ ) (Tabla 3.3).

Si bien los cambios de almacenamiento total no fueron importantes para carbono y nitrógeno, su distribución en los distintos compartimentos del ecosistema tuvo contrastes marcados. En el caso del carbono la forestación generó ganancias en la biomasa aérea (5X,  $P=0,04$ ) y la materia orgánica del suelo mineral (34%,  $P=0,03$ ) compensadas por las pérdidas en broza (-86%,  $P=0,05$ ) y raíces (-76%,  $P=0,05$ ) (Figura 3.6). Para el nitrógeno no hubo cambios en el almacenamiento en la biomasa aérea forestal ( $P=0,11$ ), pero se estimaron disminuciones en la broza (-89 %;  $P=0,02$ ) y en las raíces (-85 %;  $P<0,01$ ) las cuales fueron compensadas por las ganancias en el suelo (69 %;  $P=0,04$ ), que superaron notablemente a las de carbono (Tabla 3.3).

# Sitio 1



# Sitio 2



# Sitio 3

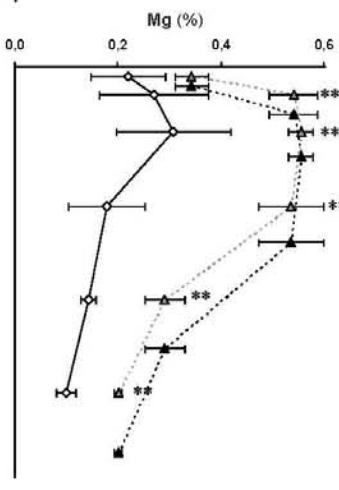
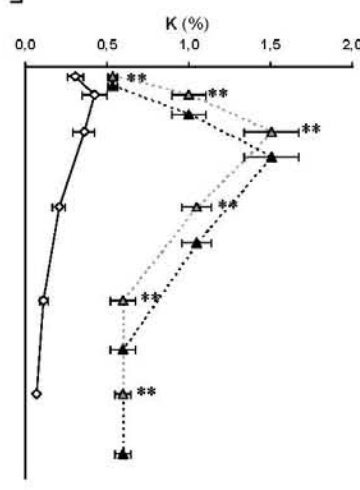
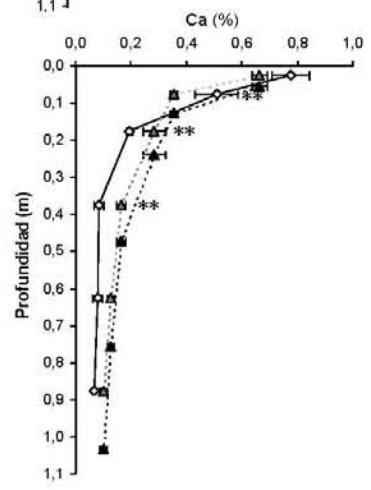
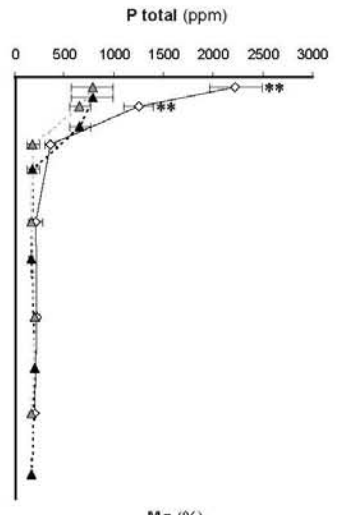
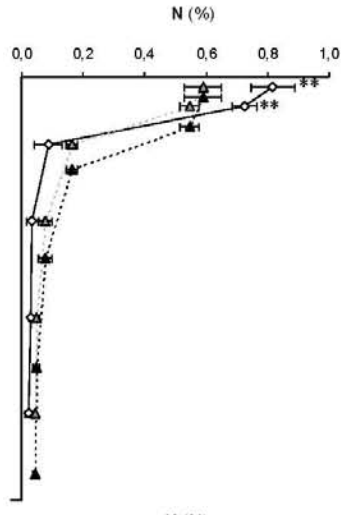
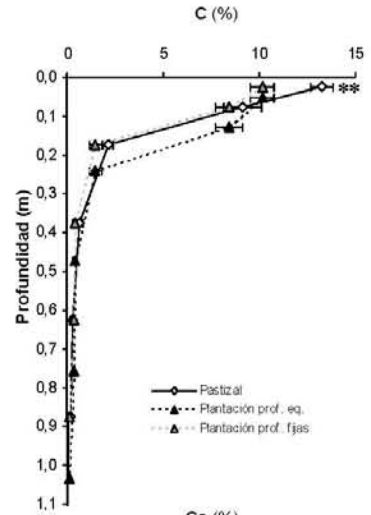
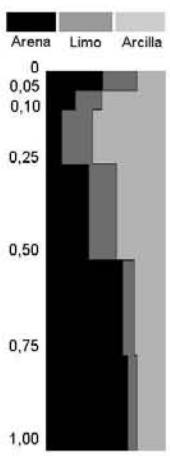
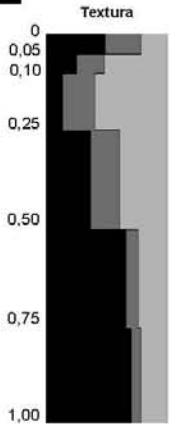


Figura 3.5: Textura de suelo y distribución vertical de las concentraciones (medias y E.S., n=3) de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio totales en el perfil de suelo mineral bajo vegetación de pastizal y plantación de álamos en tres sitios de muestreo. En los pastizales se presentan los valores para las profundidades (centro del intervalo en el caso de las concentraciones elementales). En las plantaciones se muestran estos valores y los corregidos en función de los cambios volumétricos del suelo a partir del ajuste a masa mineral acumulada constante (la masa de suelo mineral es igual en los intervalos de pastizal y en los intervalos corregidos de plantación). En el margen izquierdo se presenta la distribución de textura en el perfil del suelo (media de ambos tipos de vegetación) para las profundidades del suelo original (pastizales). \*\* indican diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,05$ ).

Tabla 3.3: Almacenamiento y balance neto de carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio en pastizales drenados y reemplazados por plantaciones de álamo. Se separan los compartimientos vegetales (biomasa aérea, broza, raíces) y el suelo mineral (0-1 m del perfil original). Se presentan valores medios y el error estándar (E.S., n=3). \*\* indican cambios significativos en el almacenamiento ( $P < 0,05$ ).

	Pastizales											
	C				N				Mg ha <sup>-1</sup>			
	P		Ca		K		Mg					
	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.		
<b>Compartimentos vegetales</b>	73	7	4	0	232	25	1178	164	731	94	410	29
<b>Suelo</b>	64	7	5	1	2465	114	8477	1013	17627	1219	15687	504
<b>Total ecosistema</b>	<b>137</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>2631</b>	<b>113</b>	<b>9655</b>	<b>886</b>	<b>18358</b>	<b>1263</b>	<b>16097</b>	<b>477</b>

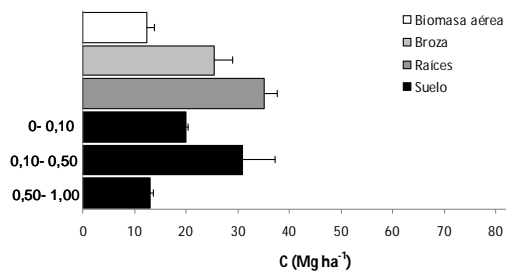
  

	Plantaciones forestales											
	C				N				kg ha <sup>-1</sup>			
	P		Ca		K		Mg					
	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.		
<b>Compartimentos vegetales</b>	73	12	1	0	47	4	585	111	608	151	116	15
<b>Suelo</b>	85	7	9	1	1935	108	13978	2063	63010	13600	30146	5305
<b>Total ecosistema</b>	<b>160</b>	<b>19</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>1989</b>	<b>112</b>	<b>14563</b>	<b>2161</b>	<b>63627</b>	<b>13743</b>	<b>30275</b>	<b>5320</b>

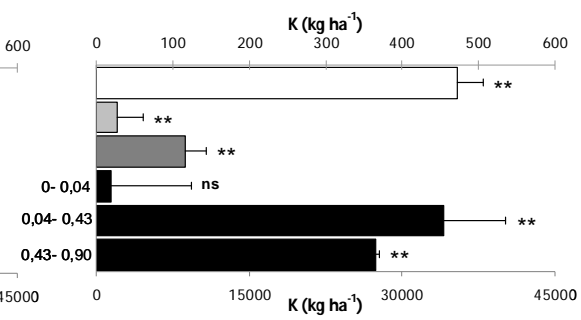
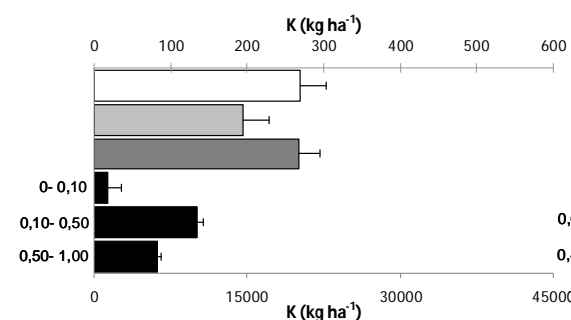
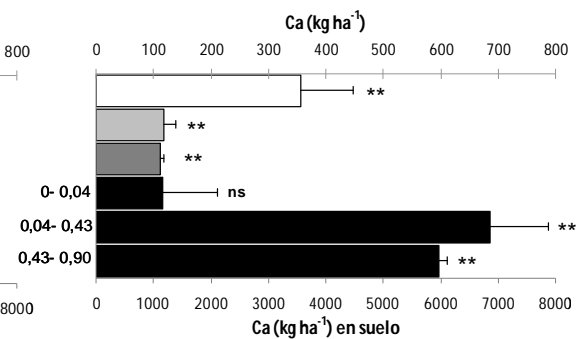
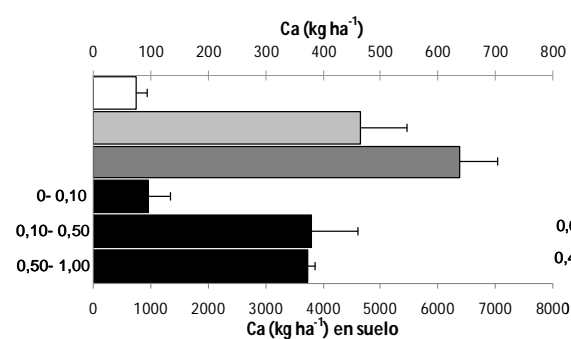
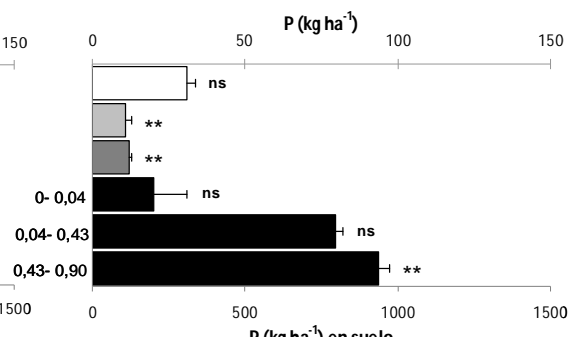
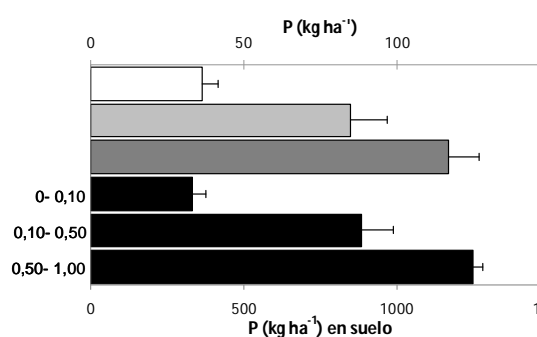
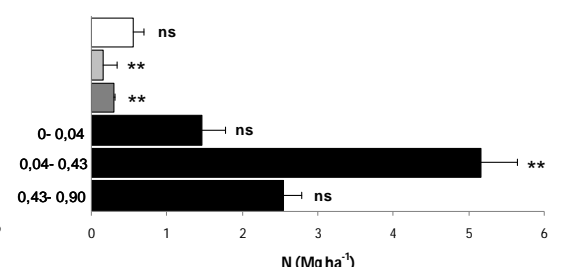
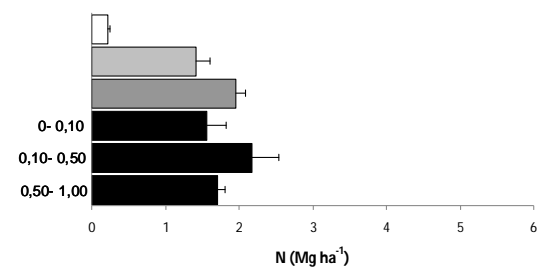
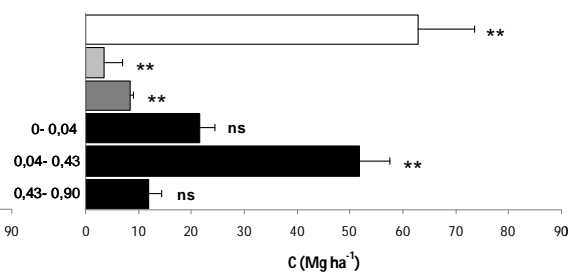
  

	Cambio																
	C				N				kg ha <sup>-1</sup>								
	P		Ca		K		Mg										
	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.	Media	E.S.							
<b>Compartimentos vegetales</b>	2	10	-3	0	**	-178	22	**	-593	187	-115	107	-281	23	**		
<b>Suelo</b>	22	4	**	4	1	-530	101	**	5501	1324	*	45383	14393	*	14458	5305	**
<b>Total ecosistema</b>	<b>23</b>	<b>11</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>-708</b>	<b>79</b>	<b>**</b>	<b>4907</b>	<b>1436</b>	<b>*</b>	<b>45269</b>	<b>14496</b>	<b>*</b>	<b>14178</b>	<b>5307</b>	<b>**</b>	

## Pastizales



## Plantaciones forestales



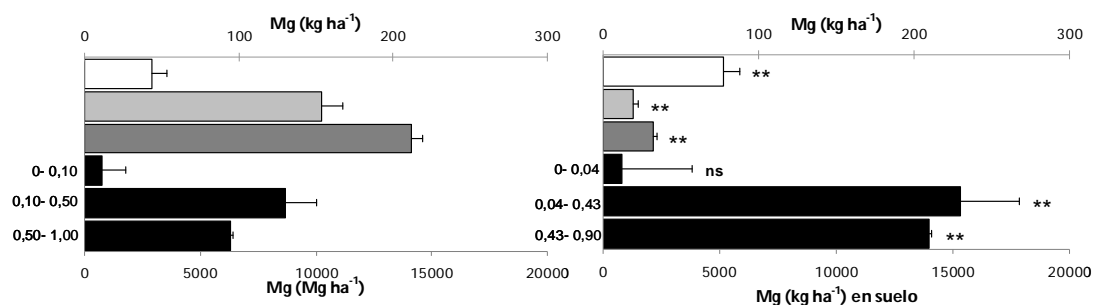


Figura 3.6 Distribución del almacenamiento de carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio en pastizales y plantaciones en la biomasa aérea, raíces, broza (eje superior en P, Ca, K y Mg) y suelo (eje inferior para P, Ca, K y Mg) para las profundidades originales en pastizales y su media equivalente para plantaciones. Los números en el eje y, corresponden a los rangos de profundidad del suelo (m). Se indica la media y E.S. (n=3). \*\* indican  $P < 0.05$ .

### 3.4. Discusión

El drenaje y forestación de pastizales tuvo un mayor impacto sobre la distribución interna del carbono y nitrógeno del ecosistema que sobre su balance neto total. Esta redistribución estuvo asociada a la pérdida del estrato orgánico y al incremento del almacenamiento dentro del suelo mineral por un lado, y al pasaje de una vegetación de pastizal con predominio de biomasa subterránea a otro con predominio de biomasa aérea, pero con raíces distribuidas en el suelo mineral previamente inexplorado.

Los patrones de almacenamiento cambiaron para todos los elementos analizados, posiblemente no sólo como resultado del reemplazo de vegetación y de la alteración del régimen de anegamiento y aireación del suelo, sino también por la interacción de estas dos intervenciones. Cabe destacar, en este sentido, que la exploración de suelo mineral pudo ser favorecida por el drenaje y, también, por la presencia de árboles con raíces más profundas que las de los pastos (Jackson et al. 1997; Schenk y Jackson 2002). Por otro lado el mayor consumo de agua de la forestación, respecto al pastizal (Nosetto et al. 2008) pudo, también, haber favorecido la aireación de los suelos.

El mayor almacenamiento de elementos como carbono, calcio, y potasio en la biomasa aérea de las plantaciones sería producto del mayor volumen y la menor tasa de reciclaje de este compartimento respecto a los pastizales (Nosetto et al. 2006), y por la mayor participación de estos elementos en los compuestos estructurales de la biomasa forestal, asociados a concentraciones elevadas de carbono y calcio en la madera (Kozłowski y Pallardy 1997). La pérdida de carbono y nitrógeno en el destacado estrato orgánico-ácido de broza y raíces del pastizal pudo ser favorecido por la salida del régimen de saturación hídrica permanente (Mitra et al. 2005) a partir de las mayores tasas de descomposición en condiciones aeróbicas. Este estado de saturación determina la diferente localización de las raíces en pastizales inundados (sobre el suelo mineral) y plantaciones (dentro del suelo mineral), lo que a su vez tuvo consecuencias en la distribución de nutrientes en el suelo mineral.

Las plantaciones de álamos almacenaron más carbono en el suelo mineral que los pastizales inundados que reemplazaron. La tasa media de ganancia en este compartimento fue de  $1,3 \pm 0,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , similar a la estimada por Arevalo et al. (2009) ( $1,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) tras casi una década del reemplazo de pastizales por plantaciones de álamos en Canadá. Estos autores a través de estudios isotópicos ( $^{13}\text{C}$ ) sugieren que las plantaciones tienen un elevado potencial de secuestro de carbono edáfico a largo plazo a partir del aporte de sus raíces. Este mismo mecanismo se ha



destacado para plantaciones de álamos en el noroeste de China con tasa de secuestro de carbono en suelo en orden de magnitud menores que las presentadas aquí (Zhang et al. 2011). La materia orgánica del suelo representa el capital que posee el ecosistema para su funcionamiento y la base de provisión de algunos servicios ecosistémicos como la protección del suelo, la producción de alimentos y materias primas, el ciclado de nutrientes, la provisión de hábitat y el secuestro de carbono atmosférico en formas estables y perdurables en el tiempo (Schlesinger 1990; Paul et al. 1997; Costanza et al. 1997; Viglizzo 2010). El ingreso de carbono en el suelo mejora la calidad del mismo a través de una mayor capacidad de almacenamiento de agua, de adsorción de nutrientes y actividad biológica (Loveland y Webb 2003; Evrendilek et al. 2004).

Los principales flujos de retorno de nutrientes al suelo para los sistemas forestales lo constituyen la caída de hojas y del reciclado de raíces (Fisher y Binkley 2000). Adicionalmente existen otros ingresos como por ejemplo a través de los restos orgánicos de la vegetación antecesora, las cuales continúan descomponiéndose durante el desarrollo de las forestaciones (Paul et al. 2002). Los incrementos en el contenido de carbono y nitrógeno en el estrato de 0-4 cm de suelo mineral de las plantaciones (equivalente a 0-10 cm del suelo original) podría ser el resultado de la combinación de los flujos mencionados. En esas plantaciones de álamos el 50 % ( $103 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) del nitrógeno requerido para el crecimiento de las forestaciones retorna al suelo por medio de la caída anual de hojas (Ceballos et al. 2009) generando una redistribución de nitrógeno hacia la superficie edáfica. Incluso, la incorporación a través de las labores mecánicas (Post & Kwon 2000) favorecería la mineralización de la MO retornada.

Si bien los balances de carbono fueron neutros, con una leve ganancia en las plantaciones forestales, y dado el cambio en la distribución de este elemento, la exportación de la madera al turno de corte afectaría estos resultados. Los pastizales anegadizos acumularon más carbono (83 % del total) en el estrato orgánico ácuico de broza y raíces; coincidente con otros autores que indican que, en humedales herbáceos monoespecíficos, este patrón surge como una estrategia de las plantas para aumentar la capacidad de absorción y crecer en un ambiente anaeróbico con baja disponibilidad de nutrientes (Ponnamperuma 1972; Kvet y Husak 1978; Trought y Drew 1980; Travieso-Bello et al. 2005). Mientras que, como es característico de las especies arbóreas (Ryan et al. 2004, Litton et al. 2007), las plantaciones acumularon carbono principalmente en la biomasa aérea (84 % del total). En este sentido, al turno de corte (aproximadamente 15 años) el fuste y la corteza de los álamos (69 % del carbono almacenado) se exportarán del sistema para constituir productos y subproductos con tiempos de residencia del carbono bajos -2 años para papel- a relativamente altos -20 años para tablero de partículas- (Mohren y Goldewijk 1990); sin embargo, la madera de álamos en la zona se destina principalmente a tableros y aserrado. Por otro lado, la dinámica de los pastizales anegadizos en el Bajo Delta incluye la ocurrencia de incendios naturales cada 5 a 8 años (comunicación personal de productores) generando liberación del carbono, como de nitrógeno y otros elementos almacenados en su biomasa aérea. Por lo tanto, si bien la comparación de los almacenamientos de carbono en ambos ecosistemas nos brindan información de los cambios de este elemento, así como los posibles procesos que actúan, es necesario tener en cuenta los flujos mencionados como parte de la dinámica de estos sistemas para realizar un balance más preciso.

El drenaje, endicamiento y forestación de los pastizales inundados en el delta del Paraná generó pérdidas de fósforo asociadas a un menor almacenamiento en la broza y las raíces en el ecosistema forestal y a pérdidas netas en los estratos más profundos (> 40 cm) de suelo. La mayor concentración de fósforo en las raíces de los pajonales probablemente se debió a la mayor solubilidad de este nutriente en condiciones

anaeróbicas, resultante de la descomposición reductora de los complejos metales-fosfato en el suelo y la posterior precipitación en la rizósfera (Pierce et al. 2010). En humedales de Florida (EE.UU.) se estimaron pérdidas de fósforo a partir de su drenaje, sugiriendo que al estar este elemento en forma más soluble en condiciones de anoxia, las pérdidas se ocasionarían al momento de egresar agua del sistema hacia los canales de drenaje y los cauces principales (Sigua et al 2006). Después de 63 años de ser drenados, los humedales mencionados, retuvieron entre la mitad y un tercio del fósforo total que almacenaban. Estos resultados son apoyados por comparaciones entre zonas naturales y drenadas en la misma región (Dunne et al. 2007). Un proceso similar al planteado en Florida tendría lugar en el Delta del Paraná tanto para el reservorio de fósforo del estrato orgánico del pastizal y de los estratos profundos de suelos.

La relación N/P surge como un buen indicador para determinar limitaciones de estos nutrientes (Koerselman y. Meuleman 1996), valores entre 14 y 16 no representan limitaciones o representan una co limitación por ambos nutrientes, valores superiores o inferiores a este rango sugieren, respectivamente, la limitación por fósforo o por nitrógeno. El aumento de la relación N/P en hojas verdes al pasar de pastizal anegadizo a plantación forestal con suelos drenados sugiere la transición desde un sistema limitado por nitrógeno a otro por fósforo, coincidiendo con los resultados obtenidos que indican que el nitrógeno se mantuvo almacenado en el sistema, mientras que el fósforo sufrió importantes pérdidas. Por otro lado, la deficiencia de nitrógeno en humedales se asocia a la acidez característica de condiciones anóxicas y reductoras (Vegas-Villarrúbia et al. 2010).

Si bien el drenaje usualmente favorece el lavado de elementos generando pérdidas netas (Sallantus 1992), el establecimiento de vegetación con mayor consumo de agua que la original puede generar un efecto opuesto al consumir agua subterránea y favorecer la concentración de sales en la zona de absorción radicular (Jobbágy y Jackson 2004a, b). El incremento en el contenido de calcio, potasio y magnesio a partir de los 40 cm de suelo de las plantaciones (Figura 3.6), principalmente en los sitios 2 y 3 (Figura 3.5) pudo estar vinculado al proceso mencionado. Es importante destacar que en estos sitios, a diferencia del sitio 1, los ingresos de agua de río por los canales de drenaje fueron menores y podrían estar sujetos a un balance hídrico negativo desde el punto de vista climático (precipitación + ingreso superficial de agua < evapotranspiración), cubierto por un ingreso de agua subterránea (descarga > recarga) conduciendo a la acumulación de sales (Nosetto et al. 2008); ya registrado en humedales alterados (Jewell et al. 2007). La salinización de suelos genera problemas de toxicidad de los diferentes iones involucrados así como aumento de la presión osmótica y menor disponibilidad de agua para los cultivos (Rengasamy 2010).

La forestación de pastizales inundados del Delta del Paraná determinó balances de carbono y demás nutrientes estudiados, consistentes con las hipótesis orientadoras, sin embargo, los mecanismos inicialmente planteados y generadores de estas pérdidas o ganancias deben ser revisados. Las pérdidas de carbono orgánico y nitrógeno favorecidas por el drenaje y aireación del humedal original fueron compensadas por la acumulación de biomasa de las plantaciones (especialmente importante para carbono) y por la exploración de las raíces de álamos dentro del suelo mineral (especialmente para el nitrógeno); adicionalmente el aporte de materia orgánica de la vegetación antecesora pudo haber contribuido a los incrementos en el suelo, principalmente de nitrógeno. Es importante destacar que en el caso del fósforo no existió tal compensación y las pérdidas netas fueron importantes en acuerdo con la propuesta original (Hipótesis 1).

La conversión de pastizales inundados a forestaciones drenadas modificó los patrones de almacenamiento para los diferentes nutrientes en parcial acuerdo con lo

previsto (Hipótesis 2). Si bien la biomasa aérea fue un componente que ganó importancia, la materia orgánica del suelo mineral cobró un papel inesperadamente relevante. Las raíces de las plantaciones, si bien representaron menor biomasa que las del pastizal (aunque estos incluían raíces vivas y muertas y estas últimas prevalecían sobre las primeras), fueron capaces de acceder al suelo mineral ampliando la zona de acople suelo-ecosistema (Amundson et al. 2007).

Finalmente, si bien las modificaciones en la distribución vertical de los diferentes nutrientes fueron importantes en muchos casos y coincidentes con los efectos esperados del cambio de distribución vertical de la biomasa y de la descomposición de los estratos orgánicos, también se observaron acumulaciones de solutos en profundidad (especialmente potasio y magnesio) probablemente producto de la alteración de los flujos hidrológicos, específicamente la interrupción de los aportes ribereños y el aumento de la evapotranspiración en un sistema con niveles freáticos cercanos a la superficie, esto podría generar futuros problemas de salinización y, por lo tanto, disminución de la productividad.

La ganancia de materia orgánica de baja relación C/N en el suelo y las pérdidas de fósforo sugieren escenarios con limitaciones para este nutriente, crecientes a medida que se sucedan los turnos forestales y avaladas por la relación N/P observada en hojas verdes de las plantaciones de álamos (Koerselman y Meuleman 1996). La práctica de quema de pastizales y de restos de las plantaciones podrían acrecentar este problema; la incorporación de los restos de pastizales en el suelo mineral constituye una práctica alternativa que mejoraría la calidad del suelo a través del mayor ingreso de materia orgánica, favoreciendo la fertilidad, la estructura y porosidad de estos suelos con escaso desarrollo. Es importante reconocer, que en etapas tempranas, las forestaciones pueden ser incapaces de retener los nutrientes que se pierden a altas tasas y que por lo tanto el manejo de coberturas de transición podría acotar pérdidas netas como las del fósforo.

### 3.5. Conclusiones

La conversión de pastizales inundados por plantaciones forestales en el delta del Paraná modificó la distribución de carbono y nutrientes en el perfil vertical del ecosistema. Ante la ocurrencia de incendios, intencionales o naturales, las pérdidas de nutrientes volátiles será diferente en estos ecosistemas, siendo mayores en las plantaciones debido a la mayor acumulación en la biomasa aérea y a la ausencia de agua sobre la superficie del suelo mineral.

Los balances totales resultaron neutros a levemente positivos para carbono y nitrógeno, positivos para el calcio, potasio y magnesio y negativo para el fósforo. En este sentido el estrato orgánico originalmente ácuico, de broza y raíces, constituye una masa de nutrientes importantes donde se debe enfocar el manejo luego del drenaje, evitando los incendios y favoreciendo la incorporación al suelo mineral.

Las plantaciones se comportaron como “destinos” y no como “fuentes” netas de dióxido de carbono atmosférico. El carbono liberado a la atmósfera luego de la oxidación del sistema se recuperó en el primer ciclo forestal. Sin embargo, aproximadamente el 70 % del carbono almacenado en las estructuras vegetales de los álamos, es extraído al momento de la cosecha para luego ser convertido en productos comerciales que tienen una vida media de 2 a 20 años (papel vs. tablero de partículas, respectivamente) después de la cual vuelven a ser liberados a la atmósfera, cabe destacar que el destino de madera de álamos en la zona es principalmente para aserrado o tablero con lo cual la permanencia del C sería mayor. Adicionalmente, los pastizales tendrían una recurrencia de incendios cada 5-8 años; por lo que para realizar un preciso balance de carbono es necesario tener en cuenta estos aspectos. Las forestaciones

ganaron carbono en el suelo siendo más perdurable en el tiempo y mejorando la estructura edáfica, predominantemente masiva en estos suelos, así como su fertilidad.

Utilizando como criterio la relación N/P se pasaría de un sistema limitado por nitrógeno a otro limitado por fósforo; sin embargo no es posible realizar esta afirmación con los métodos desarrollados en esta tesis. La mayor acumulación de fósforo en las estructuras vegetales de los pastizales confirmaría que las condiciones anaeróbicas son determinantes para la mayor solubilización del fósforo en el ecosistema original. Así mismo, las pérdidas de fósforo del sistema ocurrieron en estratos profundos de suelos, probablemente, a partir de la lixiviación hacia los canales de drenaje por lo que el manejo de coberturas de transición podrían constituir una práctica alternativa para disminuir estas pérdidas.

Los balances positivos de cationes base sugieren que la interrupción de los aportes ribereños y el aumento de la evapotranspiración en un sistema con niveles freáticos cercanos a la superficie lleva a la acumulación de los solutos que esta aporta al sistema, con posible problemas futuros de toxicidad y/o salinidad.

## **Capítulo 4: Conclusiones generales.**

Si bien no hubo diferencias significativas en los almacenajes de carbono orgánico entre ecosistemas, las tendencias observadas en dichos almacenajes permite señalar que uno de los hallazgos más relevantes de esta tesis fue el comportamiento de humedales drenados y forestados como “destinos” y no como “fuentes” netas de dióxido de carbono atmosférico, contrastante con lo comúnmente hallado en otros humedales, generalmente de mayor contenido orgánico inicial (Houghton 2003; Mitra et al. 2005; Lal 2007). En este sentido, la naturaleza mineral (menor contenido orgánico) de estos humedales, asociada al alto aporte sedimentario del sistema deltaico y la consiguiente “juventud” de los suelos, fue determinante de este comportamiento junto al cambio en el tipo de vegetación que contribuyó a almacenar grandes cantidades de carbono en la biomasa. La categoría “humedal” incluye una enorme variedad de ecosistemas localizados en diferentes latitudes del planeta, lo cual permite esperar distintas respuestas en relación a su comportamiento como fuente o sumidero de CO<sub>2</sub> atmosférico.

El reemplazo de pastos por árboles modificó la distribución del carbono en el ecosistema, los pastizales anegadizos acumularon más carbono (83 % del total) en el estrato orgánico ácuico de broza y raíces ubicado sobre el suelo mineral; esto es coincidente con otros autores que indican que, en humedales herbáceos monoespecíficos, la mayor asignación a raíces surge como una estrategia de las plantas para aumentar la capacidad de absorción y crecer en un ambiente anaeróbico con baja disponibilidad de nutrientes (Ponnamperuma 1972; Kvet y Husak 1978; Trought y Drew 1980; Travieso-Bello et al. 2005). Mientras que, como es característico de las especies arbóreas (Ryan et al. 2004, Litton et al. 2007), las plantaciones acumularon carbono principalmente en la biomasa aérea (84 % del total). En este sentido, al turno de corte (aproximadamente 15 años) el fuste y la corteza de los álamos (69 % del carbono almacenado en las plantaciones) se exportarán del sistema para constituir productos y subproductos con tiempos de residencia del carbono bajos (Mohren y Goldewijk 1990). Estos cambios en la distribución y la ausencia de agua sobre el suelo, también implican que, ante la ocurrencia de incendios la pérdida de elementos sea mayor en las plantaciones. Finalmente, la dinámica de los pastizales anegadizos en el Bajo Delta incluye la ocurrencia de incendios naturales cada 5 a 8 años (comunicación personal de productores) que generan la liberación del carbono almacenado, principalmente, en su biomasa aérea.

La cosecha forestal implica una importante exportación de nutrientes (Goya et al. 2009) no solo volátiles como los que principalmente se pierden en los incendios de los pastizales, sino también aquellos vinculados a ciclos sedimentarios.

Las plantaciones secuestraron carbono en estratos subsuperficiales del suelo asociado a: 1) la mayor capacidad de exploración radicular de los árboles (Jackson et al. 1997; Schenk y Jackson 2002), 2) las altas tasas de reciclaje de las raíces finas de los álamos (Lodhial et al. 1995a; 1995b) y 3) el ingreso de materia orgánica acumulada en los pastizales originales (Kuzyakov y Domanski 2000; Post y Kwon 2000). Los resultados apoyaron la hipótesis que plantea que a partir de la mejora del drenaje las raíces de las plantaciones explorarían estratos de suelo no ocupados en su condición original; en esencia, estos ambientes de humedales dejan de ser tales y, son convertidos, en un ecosistema de tierra firme con algunos pocos periodos con limitaciones hídricas.

La materia orgánica del suelo representa el capital que posee el ecosistema para su funcionamiento y la base de provisión de algunos servicios ecosistémicos como la protección del suelo, la producción de alimentos y materias primas, el ciclado de nutrientes, la provisión de hábitat y el secuestro de carbono atmosférico en formas

estables y perdurables en el tiempo (Schlesinger 1990; Paul et al. 1997; Costanza et al. 1997; Viglizzo 2010). El ingreso de carbono en el suelo mejora la calidad del mismo a través de un mayor almacenamiento de agua (Hudson 1994), la formación de agregados y la mejora de la estabilidad de los mismos (Burns y Davies 1986; Boyle et al. 1989); disminución de la densidad aparente y la resistencia del suelo (Ekwue y Stone 1995), elevando la capacidad de intercambio de cationes (Riffaldi et al. 1994), promoviendo procesos microbiológicos (Reeves 1997), entre otros.

La extracción de nutrientes a partir de la cosecha y la posterior quema para la preparación del sitio para el siguiente turno forestal es variable dependiendo que compartimentos se extraigan a la cosecha (Goya et al. 2009). En este sentido la retención de las estructuras orgánicas en el sitio forestal podría mejorar la calidad edáfica (Berthrong et al. 2009). De manera que, la incorporación de los restos de cosecha forestal en el suelo permitiría mejorar la calidad física, importantísimo en estos suelos jóvenes con estructuras masivas, y la fertilidad edáfica. Por ejemplo, si se realizará el descortezado de la madera en el campo, del 69 % de carbono extraído a la cosecha este se reduciría en un 11% y, se retendrían en el sitio aproximadamente 6 kgr ha<sup>-1</sup> de fósforo. Se debe considerar que los residuos de cosecha de las plantaciones, así como los del pastizal original, son usualmente removidos y quemados antes de la plantación del siguiente turno forestal, llevando a considerables pérdidas de nutrientes volátiles (FAO 2002), por lo que evitar esta práctica sería recomendable para la sostenibilidad de las plantaciones forestales.

El cambio en el uso generó densificación de los estratos más superficiales del suelo a partir de la disminución del volumen de poros. Los procesos de consolidación y/o compactación del suelo incrementa la resistencia del mismo y disminuye su capacidad de almacenamiento y abastecimiento de agua y nutrientes (Hamza y Anderson 2005). A pesar de que la densidad aparente en los suelos no sería crítica para el crecimiento de las raíces de los álamos, la disminución de la porosidad afectaría la transferencia de calor, gases, agua y solutos del suelo como lo mencionan Dexter (2004) y Cerisola et al. (2005).

La constatación de pérdidas de fósforo principalmente en estratos profundos del suelo fue coincidente con registros en otros humedales drenados (Sigua et al 2006; Dunne et al. 2007; Sigua et al 2009). Así mismo, la relación N/P (18) de los álamos estudiados indica limitaciones actuales de fósforo de acuerdo a valores de referencias establecidos para otros sistemas ecológicos (Koerselman y. Meuleman 1996). Este nutriente, constituye un activo estratégico en la agricultura argentina (Viglizzo 2010), es un mineral muy costoso de reponer (Craswell et al. 2010; USDA 2010, Jasinski 2009), sobre todo en sistemas forestales, y su adición en forma de fertilizante no es recomendable en ecosistemas de humedales. Por otro lado, el agua del río Paraná posee elevadas concentraciones de este elemento (Depetris 2007; Depetris 1976), por lo que el ingreso de agua a las plantaciones de álamos, considerando la tolerancia de anegamiento de los clones implantados, podría ser una fuente importante para reponer este nutriente, balancear la relación N/P y mejorar la productividad de los rodales.

Los contenidos de potasio y magnesio se incrementaron a partir de los 40 cm de profundidad del suelo, posiblemente causado por el efecto de las forestaciones sobre la hidrología (Jobbágy y Jackson 2004 a, b), a través de: un incremento del ascenso capilar del agua en épocas de déficit hídrico (en verano, evapotranspiración > precipitaciones), disminución de la lixiviación, absorción de agua subterránea y exclusión de sales por parte de las raíces y, finalmente, por el aporte de una napa freática cargada de solutos y cercana a la superficie (otoño-invierno). Si la concentración de sales continúa aumentando a través de los sucesivos ciclos forestales se podrían generar problemas de

toxicidad y salinidad. Sin embargo, sería conveniente probar esta hipótesis en sitios con más de un ciclo de álamo y en diferentes condiciones de disponibilidad hídrica.

Los sistemas de drenaje y diques actuales son el resultado del desarrollo forestal impulsado por productores locales que, aplicando fuertes inversiones y asumiendo altos riesgos, optaron por la vía de adaptar el ambiente a los sistemas de producción elegidos y no el camino opuesto. Entre las múltiples funciones de los humedales que pueden verse interrumpidas o afectadas por estas prácticas, este trabajo muestra que el drenaje y forestación de los humedales estudiados favoreció pérdidas de un nutriente clave como el fósforo y acumulación de sales en el suelo. Ambos problemas podrían verse mitigados si se mantuviesen mayores aportes desde el sistema fluvial. En éste sentido los humedales naturales funcionan como sistemas abiertos a la materia donde el hidropereodo determina que el agua juega un papel fundamental en los procesos de entrada-salida de materia disuelta y en suspensión que incluye nutrientes limitantes del crecimiento; la forestación en diques se constituye, en éste caso y a diferencia de lo que suele ocurrir en reemplazos en tierra firme, como un sistema menos abierto a la circulación natural de agua superficial que el pantano preexistente, desaprovechando oportunidades de fertilización espontánea. Una silvicultura que use menos insumos externos debería revisar y profundizar el análisis de éstos aspectos con la finalidad de aumentar la producción de madera en un contexto sostenible. Existen sistemas forestales alternativos, como los de producción de sauce, compatibles con regímenes de inundación más frecuente e intensa.

### **Nuevos interrogantes**

A partir del análisis de los cambios físicos, químicos y biológicos observados y se plantean nuevos interrogantes:

- 1) Considerando que las plantaciones estudiadas constituyen el primer ciclo forestal y habrían aprovechado el pulso inicial de liberación de nutrientes del pastizal: ¿En qué medida el crecimiento alcanzado por los rodales dependieron de estos aportes? y ¿Qué sucederá con la productividad de los ciclos forestales posteriores?.
- 2) ¿Qué proceso/s genera la pérdida superficial de volumen de suelo: consolidación, compactación y/o subsidencia?. ¿Cuál es la incidencia de la contracción-expansión del estrato arcilloso sobre la porosidad del suelo?.
- 3) ¿Cuál será el efecto aislado de la forestación y el drenaje sobre los contenidos de carbono y demás nutrientes?
- 4) ¿Qué sucede con el balance neto de gases invernadero del humedal original y el forestado si se considera la ocurrencia de incendios naturales en los pastizales y el tiempo de residencia del carbono en los productos y subproductos obtenidos de la madera de álamos?.
- 5) ¿Qué mecanismos llevan a la pérdida de fósforo y retención de nitrógeno en la transición estudiada?
- 6) ¿Qué consecuencias tienen los egresos de fósforo sobre la calidad del agua de los canales de drenaje?.
- 7) ¿Cuál sería el riego óptimo para que no se genere déficit hídrico ni salinización en el suelo? ¿Podría lograrse un aporte sustancial de fósforo por esta vía?.
- 8) ¿Se podrían evitar las pérdidas de fósforo a partir de pulsos de drenaje o del manejo de cultivos de cobertura en los primeros años de crecimiento de las plantaciones?.



## **Bibliografía**

- Amundson R, Richter D et al (2007). Coupling between Biota and Earth Materials in the Critical Zones. *Elements*. **3**:327-332.
- Anderson SP, Dietrich WE et al (2002). Weathering profiles, mass-balance analysis, and rates of solute loss: Linkages between weathering and erosion in a small, steep catchment. *Geological Society of America Bulletin*. **114**:1143-1158.
- Arevalo C, Bhatti J et al (2009). Ecosystem carbon stocks and distribution under different land-uses in north central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*. **257**:1776-1785.
- Ash N, Blanco H et al (2010). *Ecosystems and human well-being: a manual for assessment practitioners*. Island Press, Washington DC, USA.
- Aust WM, Tippett MD et al (1995). Compaction and Rutting During Harvesting Affect Better Drained Soils More Than Poorly Drained Soils on Wet Pine Flats. *Southern Journal of Applied Forestry*. **19**:72-77.
- Bashkin MA, Binkley D (1998). Changes in soil carbon following afforestation in hawaii. *Ecology*. **79**:828-883.
- Batey T (2009). Soil compaction and soil management: a review. *Soil Use and Management*. **25**:335-345.
- Berthrong ST, Jobbágy EG et al (2009). A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*. **19**:2228-2241.
- Bó RF (2006). Situación ambiental en la ecorregión Delta e Islas del Paraná. Pages 587 *in* Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corchera J, editores. *La Situación Ambiental Argentina*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Bonfils C (1962). Los suelos del Delta del río Paraná "Factores generadores, clasificación y uso", Buenos Aires, Argentina.
- Bouwman LA, Arts WBM (2000). Effects of soil compaction on the relationships between nematodes, grass production and soil physical properties. *Applied Soil Ecology*. **14**:213-222.
- Boyer C, Verhaar PM et al (2010). Impacts of environmental changes on the hydrology and sedimentary processes at the confluence of St. Lawrence tributaries: Potential effects on fluvial ecosystems. *Hydrobiologia*. **647**:163-183.
- Boyle M, Frankenberger WT Jr et al (1989). The influence of organic matter on soil aggregation and water infiltration. *J. Prod. Agric.* **2**:290-299.
- Braekke FH (2005). Root biomass changes after drainage and fertilization of a low-shrub pine bog *Plant and Soil*. **143**:33-43.
- Braida JA, Reichert JM et al (2010). Organic carbon content and susceptibility to compaction of Hapludalf and Hapludox soils. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **14** 131-139.
- Bremner J M (1996). Nitrogen- Total. Pages 1085-1121 *in* Sparks DL, editor. *Methods of soil analysis Part 3: Chemical Methods*. Soil Science Society Wisconsin, USA.
- Bridgham SD, Megonigal JP et al (2006). The carbon balance of North American wetlands *Wetlands*. **26**:889-916.
- Brimhall GH, Chadwick OA et al (1992). Deformational Mass Transport and Invasive Processes in Soil Evolution. *Science*. **255**:695-702.
- Brimhall GH, Lewis HCJ et al (1991). Quantitative geochemical approach to pedogenesis: importance of parent material reduction, volumetric expansion, and eolian influx in

- laterization. *Geoderma* **51**:51-91.
- Brinson MM, Malvárez AI (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation*. **29**:115-133.
- Brinson MM, Rheinhardt RD et al. (1995). A Guidebook for Application of Hydrogeomorphic Assessments to Riverine Wetlands. U.S. Army Corps of Engineers, Washington D.C.
- Burns RG, Davies JA (1986). The microbiology of soil structure. *Bio. Agric. Hort.* **3**:95-113.
- Cailliez F. (1980). Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento. FAO, Roma.
- Campbell D J, Henshall JK (1991). Bulk Density. Pages 329-366 *in* M. D, editor. *Soil Analysis: Physical Methods*, New York, NY.
- Cannadel J, Jackson RB et al (1999). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecología*. **108**.
- Carreño LV, Viglizzo EF (2007). *Provisión de Servicios Ecológicos y Gestión de los Ambientes Rurales en Argentina*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Ceballos DS, García Cortes M et al. (2009). Biomasa, Productividad y Flujo de Nutrientes en Plantaciones de *Populus deltoides* del Bajo Delta del Río Paraná, Buenos Aires, Argentina. *in* Congreso Forestal Mundial, Buenos Aires, Argentina.
- Cerisola CI, García MG et al (2005). Distribución de la porosidad de un suelo franco arcilloso (Alfisol) en condiciones semiáridas después de 15 años bajo siembra directa. *Ciencia del suelo (Argentina)*. **23**:167-178.
- Chan KY, Heenan DP (1999). Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. *Biology and Fertility of Soils*. **30**:29-32.
- Chen X, Hutley LB et al (2005). Soil organic carbon content at a range of north Australian tropical savannas with contrasting site histories. *Plant Soil* **268**:161-171.
- Cheng W (2009). Rhizosphere priming effect: Its functional relationships with microbial turnover, evapotranspiration, and C-N budgets. *Soil Biology and Biochemistry* **41**:1795-1801.
- Coleman MD, Friend AL et al (2004). Carbon allocation and nitrogen acquisition in a developing *Populus deltoides* plantation. *Tree Physiology*. **24(12)**:1347-1357.
- Costanza R, d'Arge R et al (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature Geosci.* **387**:253-260.
- Craswell ET, Tiessen H et al. (2010). *Peak Phosphorus: Implications for Agricultural Production, the Environment and Development*. Center for development research (ZEF), Bonn.
- Crow TR, Schlaegel BE (1988). A guide to using regression equations for estimating tree biomass. *Northern Journal of Applied Forestry*. **5**:15-22.
- Davidson E, Ackerman I (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*. **20 (3)**:161-193.
- Davidsson TE, Leonardson L (1997). Seasonal dynamics of denitrification activity in two water meadows. *Hydrobiologia*. **364**:189-198.
- Day Jr. JW, Martin JF et al (1997). System Functioning as a Basis for Sustainable Management of Deltaic Ecosystems *Coastal Management*,. **115-153**.
- Depetris PJ (1976). Hydrochemistry of the Paraná River. *Limnology Oceanogr.* **21**:736-739.
- Depetris PJ, Pasquini AI (2007). The Geochemistry of the Parana River: An Overview.

- Pages 143-174 in Iriondo MH, Paggi JC, Parma MJ, editors. The Middle Parana River. Springer Berlin Heidelberg.
- Deurer M, Grinev D et al (2009). The impact of soil carbon management on soil macropore structure: A comparison of two apple orchard systems in New Zealand. *European Journal of Soil Science*. **60**:945-955.
- Dexter AR (2004). Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*. **120**:201-214.
- Diaz G, Monteoliva S et al (2010). *Populus deltoides* 'Australiano 129/60': variación axial de la densidad y desarrollo de un modelo predictivo de la densidad del árbol completo. *Bosque (Valdivia)*. **31**:65-72.
- Dixon AB, Wood AP (2003). Wetland cultivation and hydrological management in eastern Africa: Matching community and hydrological needs through sustainable wetland use. *Natural Resources Forum*. **27**:117-129.
- Dowell RC, Gibbins D et al (2009). Biomass productions physiology and soil carbon dynamics in short-rotation-grown *Populus deltoides* an *P. deltoides* x *P. nigra* hybrids. *Forest Ecology and Management*. **257**:134-142.
- DPF, MINAGRI. (2010). Inventario forestal de plantaciones de salicáceas en el delta del Paraná. in, Buenos Aires, Argentina.
- Dunne EJ, McKee KA et al (2007). Phosphorus in agricultural ditch soil and potential implications for water quality. *Journal Soil and Water Conservation* **62**:244-252.
- Ekwue EI, Stone RJ (1995). Organic matter effects on the strength properties of compacted agricultural soils. *Trans. ASAE*. **38**:357-365.
- Ellert BH, Bettany JR (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* **75**:529-538.
- Ellert BH, Janzen HH et al (2001). Measuring and comparing soil carbon storage. Pages 131-144 in Lal R, Kimble JM, Follett RF, Stewart BA, editors. *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Elliot E T, Heil JW et al (1999). Soil structural and other physical properties. in Robertson GP, Coleman DC, Bledsoe CS, Collins P, editors. *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University press, Ney York.
- Engelaar W.M.H.G, Matsumaru T et al (2000). Combined effects of soil waterlogging and compaction on rice (*Oryza sativa* L.) growth, soil aeration, soil N transformations and <sup>15</sup>N discrimination. *Biol Fertil Soils* **32**:484-493.
- Enrique AC, Minotti PG et al. (2010). Terraplenes y áreas endicadas del Delta del Paraná. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Evrendilek F, Celik I et al (2004). Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. *Journal of Arid Environments* **59**:743-752.
- FAO. (2002). Forest plantation productivity. Report based on the work of W.J. Libby and C. Palmberg-Lerche. *Forest Plantation Thematic Papers, Working Paper 3*. FAO, Rome.
- Fisher RF, Binkley D (2000). *Ecology and management of forest soils*, 3° edition. J Wiley & Sons, New York.
- Fredlund DG, Rahardjo H (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley and Sons, USA.

- Gartzia-Bengoetxea N, González-Arias A et al (2009). Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. *Soil Biology and Biochemistry*. **41**:1674-1683.
- Gebhardt S, Fleige H et al. (2009). Shrinkage processes of a drained riparian peatland with subsidence morphology. *in J. Soil Sediments*.
- Ghermandi A, Van Den Bergh JCJM et al (2010). Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*. **46**:ID W12516.
- Gifford R M, Roderick ML (2003). Soil carbon stocks and bulk density: Spatial or cumulative mass coordinates as a basis of expression?. *Global Change Biology*. **9**:1507-1514.
- Gill JS, Sale PWG et al (2009). Changes in soil physical properties and crop root growth in dense sodic subsoil following incorporation of organic amendments. *Field Crops Research* **114**:137-146.
- Gill RA, Polley HW et al (2002). Nonlinear grassland responses to past and future atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*. **417**:279–282.
- Gómez LA, Ferrao F. (1986). Carta semidetallada de suelos del área Arroyo Ñancay-Brazo Largo. Escala 1:50000. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Castelar.
- Gorham E (1991). Northern Peatlands: Role in the carbon budget and the probable responses to global warming. *Ecological Applications*. **1**:182–195.
- Goya JF, Frangi JL et al (2009). 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*. 1:1-17.
- Grigal DF, Berguson WE (1998). Soil carbon changes associated with short- rotation systems. *Biomass and Bioenergy*. **14**:371-377.
- Grønlund A, Hauge A et al (2008). Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: A comparison of three methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **81**:157-167.
- Guo LB, Halliday MJ et al (2005). Fine root production and litter input: its effects on soil carbon. *Plant and Soil*. **272**:1-10.
- Gutknecht JLM, Goodman RM et al (2006). Linking soil process and microbial ecology in freshwater wetland ecosystems. *Plant Soil* **289**:17-34.
- Hadas A (2006). Directional strength in aggregates as affected by aggregate volume and by a wet/dry cycle. *European Journal of Soil Science*. **41**:85-93.
- Hamza MA, Anderson WK (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*. **82**:121-145.
- Hansen EA (1993). Soil carbon sequestration Beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States. *Biomass and Bioenergy*. **5 (6)**:431-436.
- Hargreaves R, Milne R et al (2003). Carbon balance of afforested peatland in Scotland. *Forestry*. **76**:299-317.
- Hartmann R, De Boodt M (1974). The influence of the moisture content, texture and organic matter on the aggregation of sandy and loamy soils. *Geoderma*. **11**:53-62.
- Holden J, Chapman PJ et al (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*. **28**:95-123.
- Houghton RA (2003). The contemporary carbon cycle. Pages 473-508 *in* Schlesinger WH, editor. *Biogeochemistry, Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Hudson D (1994). Soil organic matter and available water capacity. *Soil Water*

- Conservation. **49**:189-194.
- Hurlbert SH (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*. **54**:187-211.
- INTA. (1973). Estudio preliminar para el diagnóstico regional del Delta. *in* Revista Delta del Paraná: Investigaciones Agrícolas. INTA.
- Jackson RB, Mooney HA et al (1997). A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **94**:7362-7366.
- Jasinski SM (2009). Phosphate rock. Mineral commodity summaries. <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2009/mcs2009.pdf>.
- Jewell S, Muller J et al (2007). Restoration plan for a wetland affected by saline groundwater. *Water*. **34**:69-74.
- Jobbágy EG, Jackson RB (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*. **10**:423-436.
- Jobbágy EG, Jackson RB (2003). Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*. **54**:205-229.
- Jobbágy EG, Jackson RB (2004a). The uplift of nutrients by plants: Consequences across scales. *Ecology*. **85**:2380-2389.
- Jobbágy EG, Jackson RB (2004b). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*. **10**:1299-1312.
- Kandus P (1997). Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta bonaerense del río Paraná (Argentina). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Kandus P, Quintana RD et al (2011). Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. *in* Latterra P, Jobbágy E, Paruelo J, editores. El Valor Ecológico, Social y Económico de los Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Estudio de Casos, Buenos Aires Argentina. En Prensa.
- Keddy PA (1983). Freshwater wetland human induced changes: indirect effects must also be considered. *Environment Management*. **7**:299-302.
- Kercher SM, Zedler JB (2004). Flood tolerance in wetland angiosperms: a comparison of invasive and noninvasive species. *Aquatic Botany*. **80**:89-102.
- Koerselman W, Meuleman AFM (1996). The Vegetation N:P Ratio: a New Tool to Detect the Nature of Nutrient Limitation. *The Journal of Applied Ecology*. **33**:1441-1450.
- Kool DM, Buurman P et al (2006). Oxidation and compaction of a collapsed peat dome in central Kalimantan. *Geoderma*. **137**:217-225.
- Kozłowski TT, Pallardy SG (1997). *Physiology of woody plants*, 2<sup>o</sup> edition. Academic Press, Inc., San Diego, California.
- Kuzyakov Y, Domanski G (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **163**:421-431.
- Kvet J, Husak S (1978). Primary data on biomass and production estimates in typical stands of fishpond littoral plant communities. Pages 211-216 *in* Dykyjová D, Kvet J, editors. Pond littoral plant ecosystems. Springer, Berlín, Alemania.
- Laganiere J, Angers DA et al (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global change Biology*. **16**:439-453.
- Lahio R, Finér L (1996). Changes in root biomass after water level drawdown on pine mires in Southern Finland. *Scandinavian Journal of forest research*. **11**:251-260.
- Laiho R, Sallantausta T et al (1999). The effect of forestry drainage on the vertical

- distribution of major plant nutrients in peat soils. *Plant and Soil*. **207**:169-181.
- Laiho R, Vasander H et al (2003). Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. *Global Biogeochemical Cycles*. **17**:1053.
- Lal R (2007). Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. **12**:303-322.
- Lee J, Hopmans JW et al (2009). Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **134**:251-256.
- Litton CM, Raich JSW et al (2007). Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology* **13**: 2089–2109. **13**:2089–2109.
- Lodhial LS, Singh R P et al (1995a). Structure and function of an age series of poplar plantations in central Himalaya. I Dry matters dynamics. *Annals of Botany*. **76**:191-199.
- Lodhial LS, Singh RP et al (1995b). Structure and function of an age series of poplar plantations in central Himalaya. II Nutrien dynamics. *Annals of Botany*. **76**:201-210.
- Lorenz K, Lal R (2005). The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. *Advance Agronomy* **88**:35-66.
- Loveland P, Webb J (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research*. **70**:1-18.
- Lynch M, Whipps JM (1990). Substrate flow in the rhizosphere. *Plant and Soil*. **129**:1-10.
- Maltby E, Immirzi P (1993). Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils: Regional and global perspectives. *Chemosphere* **27**:999-1023.
- Malvárez AI (1997). Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones del paisaje. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Malvárez AI. (1999). El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. Pages 35-53 *in* Malvárez AI, editor. *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. MAB-ORCYT, Montevideo, Uruguay.
- Mann LK (1986). Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science* **142**:279-288.
- Martin PH, Nabuurs GJ et al (2001). Carbon sinks in temperate forests. *Annual Review of Energy and the Environment* **26**:435-465.
- Mausbach MJ, Parker WB (2001). Background and history of the concept of hydric soils. Pages 19-34 *in* Richardson JL, Vepraskas MJ, editors. *Wetland soils*. Lewis, New York.
- McClagherty CA, Aber JD (1982). The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budget of two forested ecosystem. *Ecology*. **63**.
- McNabb DH, Startsev AD et al (2001). Soil Wetness and Traffic Level Effects on Bulk Density and Air-Filled Porosity of Compacted Boreal Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal* **65**:1238-1247.
- Megonigal JP, Hines ME V et al (2005). Anaerobic metabolism: linkages to trace gasses and aerobic processes. Pages 317–424 *in* WH S, editor. *Biogeochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC.

- Mitra S, Wassmann R et al (2005). An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*. **88**.
- Mitsch WJ, Gosselink JG et al (2007). *Wetlands 4th*, New York.
- Mohren GMF, Goldewijk CGM. (1990). *CO<sub>2</sub> Fix: A Dynamic Model of The CO<sub>2</sub> Fixation in Forest Stands*. Research Institute For Forestry and Urban Ecology, Wageningen, Netherlands.
- Murphy M, Laiho R et al (2009). Effects of water table drawdown on root production and aboveground biomass in a boreal Bog. *Ecosystems*. **12**:1268-1282.
- Neary DG, Ice GG et al (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity  
*Forest Ecology and Management*. **258**:2269-2281.
- Nosetto MD, Jobbágy EG et al (2006). Carbon sequestration in semi-arid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments*. **67**:142-156.
- Nosetto MD, Jobbágy EG et al (2008). Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*. **22**:GB2015.
- Oades JM (1988). The retention of organic matter in soils *Biogeochemistry* **5**:35-70.
- OECD. (1996). *Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and subtropical wetlands*. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- Olila OG, Reddy KR et al (1997). Influence of draining on soil phosphorus forms and distribution in a constructed wetland. *Ecological Engineering*. **9**:157-169.
- Overeem I, Syvitski JP. (2009). *Dynamics and Vulnerability of Delta Systems*. GKSS Research Center, Geesthacht.
- Paul E, Paustian K et al (1997). *Soil Organic matter in Temperate Ecosystems*, New York.
- Paul KI, Polglase PJ et al (2002). Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* **168**:241-257.
- Pereyra FP, Baumann V et al (2004). Génesis de suelos y evolución del paisaje en el Delta del río Paraná. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. **59**:229-242.
- Pierce SC, Moore MT et al Macronutrient (N, P, K) and redoximorphic metal (Fe, Mn) allocation in *leersia oryzoides* (rice cutgrass) grown under different flood regimes. *Water, Air, and Soil Pollution*. **207**:73-84.
- Pillai UP, McGarry D (1999). Structure repair of a compacted vertisol with wet-dry cycles and crops. *Soil Science Society of America Journal*. **63**:232-239.
- Pires LF, Reichardt K et al (2009). Pore system changes of damaged Brazilian oxisols and nitosols induced by wet-dry cycles as seen in 2-D micromorphologic image analysis. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*. **81**:151-161.
- Ponnamperuma FN (1972). The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron*. **24**:29-96.
- Post WM, Kwon KC (2000). Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Global Change Biology*. **6**:317-327.
- Post WM, Mann LK (1990). Changes in soil organic carbon and nitrogen as a result of cultivation. *in* Bouwman AF, editor. *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley & Sons, New York.
- Powlson DS, Gregory PJ et al (2011). Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*. **36**:S72-S87.
- Pratolongo P, Kandus P et al (2008). Net Aboveground Primary Production And Biomass



- Dynamics Of *Schoenoplectus Californicus* (Cyperaceae) Marshes Growing Under Different Hydrological Conditions. *Darwiniana*. **46**:258-269.
- Reeves DW (1997). The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*. **43**:131-167.
- Reeves DW, Wood CW. (1994). A sustainable winter-legume conservation tillage system for maize: effects on soil quality. Pages 1011-1016 *in* 13th Int. Conf., International Soil Tillage Research Organization (ISTRG), Aalborg, Denmark.
- Rengasamy P (2010). Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Functional Plant Biology*. **37**:613-620.
- Rheinhardt RD, Rheinhardt MC et al. (2002). A Regional Guidebook for Applying the Hydrogeomorphic Approach to Assessing Wetland Functions of Wet Pine Flats on Mineral Soils in the Atlantic and Gulf Coastal Plains. U.S. Army Corps of Engineers, Washington D.C.
- Richter BD, Thomas GA (2007). Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecology and Society*. **12**:Art. 12.
- Richter DD Jr, Markewitz D (2001). *Understanding Soil Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Riffaldi R, Saviozzi A et al (1994). Chemical characteristics of soil after 40 years of continuous maize cultivation. *Agric. Ecosystems Environ*. **49**:139-145.
- Rong M, Zeng D et al (2010). Soil organic carbon and nitrogen stocks in an age-sequence of poplar stands planted on marginal agricultural land in Northeast China. *Plant and soil*. **In press**.
- Ross DJ, Tate KR et al (1999). Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biol Biochem* **31**:803-813.
- Rovdan E, Witkowska-Walczak B et al (2002). Changes in the hydrophysical properties of peat soils under anthropogenic evolution. *International Agrophysics*. **16**:219-226.
- Ruehlmann J, Körschens M (2009). Calculating the Effect of Soil Organic Matter Concentration on Soil Bulk Density. *Soil Sci Soc Am J*. **73**:876-885.
- Ryan MG, Binkley D et al (2004). An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age. *Ecological Monographs*. **74**:393-414.
- Sallantausta T (1992). Leaching in the material balance of peatlands - preliminary results. *Suo*. **43**:253-258.
- Salm J, Kimmel K et al (2009). Global warming potential of drained and undrained Peatlands in Estonia: A synthesis. *Wetlands*. **29**:1082-1092.
- Schanz T (2005). *Unsaturated Soils: Experimental studies* Springer, Weimar, Germany.
- Schenk H, Jackson RB (2002). The global biogeography of roots. *Ecological Monographs*. **72**:311-328.
- Schlesinger WH (1986). Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. Pages 194-220 *in* Trabalka JR, Reichle DE, editors. *The Changing Carbon Cycle: A Global Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Schlesinger WH (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*. **348**:232-234.
- Sigua GC, Coleman SW et al (2009). Beef Cattle Pasture to Wetland Reconversion: Impact on Soil Organic Carbon and Phosphorus Dynamics. *Ecological Engineering*. **35**:1231-1236.
- Sigua GC, Williams MJ et al (2006). Nitrogen and phosphorus status of soils and trophic

- state of lakes associated with forage-based beef cattle operations in Florida. *Journal Environment Quality* **35**:240–252.
- Spiers SG (1999). Wetland inventory: Overview at a global scale. *in* Finlayson CM, Spiers AG, editors. *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*. Wetlands International and the Environmental Research Institute, Australia.
- Steele SJ, Gower ST et al (1997). Root mass, net primary production and turnover in aspen, jack pine and black spruce forests in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Tree Physiology* **17**:577-587.
- Stepanauskas R, Davidsson ET et al (1996). Nitrogen transformations in wetland soil cores measure by <sup>15</sup>N isotope pairing and dilution at four infiltration rates. *Appl Environ Microbiol.* **62**:2345–2351.
- Stewart B, Strehlow K et al (2009). Impacts of deep open drains on water quality and biodiversity of receiving waterways in the Wheatbelt of Western Australia. *Hydrobiologia.* **619**:103-118.
- Straler AH, Strahler A N (1992). *Modern physical geography*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Taboada MA, Micucci FG et al (1998). Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil Tillage Research.* **49**:57-63.
- Taboada MA, Lavado RS et al (2001). Soil volumetric changes in natric soils caused by air entrapment following seasonal ponding and water table. *Geoderma.* **101**:49-64.
- Tate KR, Ross DJ et al (1993). Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (nothofagus) forest. *Soil Biology and Biochemistry.* **25**:1601-1612
- Thomas GW (1996). Soil acidity and soil pH. Pages 475-490 *in* Sparks SL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabaitabai MA, editors. *Methods of Soil Analysis – Part 3 Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Thomas GW, Haszler GR et al (1996). The effects of organic matter and tillage on maximum compactability of soils using the proctor test. *Soil Science.* **161**:502-508.
- Travieso-Bello AC, Moreno-Casasola P et al (2005). Efecto de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación en humedales transformados a pastizales. *Interciencia.* **30**:12-18.
- Trought MCT, Drew MC (1980). The development of waterlogging damage in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). II. Accumulation and redistribution of nutrients by the shoot. *Plant & Soil.* **56**:187-199.
- Turner K (1991). Economics and wetland management. *Ambio.* **20**:59-63
- USDA. (2010). Fertilizer use and price. *in* <http://www.ers.usda.gov/Data/FertilizerUse/>, USA.
- Vandenbygaart AJ (2006). Monitoring soil organic carbon stock changes in agricultural landscapes: Issues and a proposed approach. *Canadian Journal of Soil Science.* **86**:451-463.
- Vandenbygaart AJ, Angers DA (2006). Towards accurate measurements of soil organic carbon stock change in agroecosystems. *Canadian Journal of Soil Science.* **86**:465-471.
- Vegas-Vilarrúbia T, Baritto F et al Tropical Histosols of the lower Orinoco Delta, features

- and preliminary quantification of their carbon storage. *Geoderma*. **155**:280-288.
- Vesterdal L, Ritter E et al (2002). Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*. **169**:137-147.
- Vicari R, Kandus P et al (2011). Carbon budget alteration due to landcover–landuse change in wetlands: the case of afforestation in the Lower Delta of the Paraná River marshes (Argentina). *Water and Environment Journal*. **in press**.
- Viglizzo EF (2010). El avance de la frontera agropecuaria y el stock de nutrientes (C, N y P) en los ecosistemas. *in* Viglizzo EF, Jobbágy E, editors. *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. INTA, Buenos Aires.
- Viglizzo EF, Jobbágy E (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Vörösmarty CJ, Syvitski JP et al (2009). Battling to save the world's river deltas. *Bulletin of the Atomic Scientists*. **65**:31-43.
- Wermter R, Gómez LA et al. (1977). Carta de suelos del Delta Entrerriano. INTA, Castelar.
- Wills JM, Sundström E et al (1999). The effect of cultivation technique on root and shoot biomass production by young Sitka spruce (*Picea sitchensis* Carr.) trees on surface water gley soils. *Plant and Soil* **217**.
- Wösten H, Hooijer AW et al (2006). Tropical Peatland water management modelling of the Air Hitam Laut catchment in Indonesia. *Intl. J. River Basin Management*. **4** 233-244.
- Wösten H, Ismail A et al (1997). Peat subsidence and its practical implications: a case study in Malaysia. *Geoderma*. **78**:25-36.
- Wuest SB (2009). Correction of bulk density and sampling methods biases using soil mass per unit area. *Soil Science Society of America Journal* **73**:312-316.
- Zedler JB, Kercher S (2005). Wetlands Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **30**:39-74.
- Zhang H (1994). Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil Tillage Research*. **31**:263-275.
- Zhang J, Shangguan T et al (2011). Changes in soil carbon flux and carbon stock over a rotation of poplar plantations in northwest China. *Ecological Research*. **26**:153-161.