

Juan F. GALLARDO LANCHO (Ed.)

LA CAPTURA DE CARBONO EN ECOSISTEMAS TERRESTRES IBEROAMERICANOS

RED POCAIBA

**Red Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**

<www.sifyqa.org.es>

**SOCIEDAD IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL
SALAMANCA (ESPAÑA)**

COORDINADOR

Juan F. GALLARDO LANCHO (Presidente SiFyQA).

REVISORES

Han actuado como revisores (por pares) anónimos de los artículos publicados los siguientes científicos, a los que se hace constancia de agradecimiento: Adriana ABRIL, Julio CAMPO, Carlos E. P. CERRI, Jorge D. ETCHEVERS, Juan A. GALANTINI, Juan F. GALLARDO, Felipe GARCIA-OLIVA, A. Afonso MARTINS, Agustín MERINO, Raúl PONCE, Christina SIEBE y Belén TURRION.

Esta obra es producto de la Red POCAIBA, integrada dentro de la **Red Rifyqa** (Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental), y del apoyo de la S.E.U.I. (Ministerio de Educación y Ciencia español).

© **SiFyQA** <www.sifyqa.org.es>

RESERVADOS TODOS LOS DERECHOS.
PROHIBIDA LA REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL DE ESTA
OBRA POR CUALQUIER PROCEDIMIENTO, INCLUIDA
LA FOTOCOPIA, SIN PERMISO ESCRITO DEL EDITOR.

I.S.B.N.: 978-84-611-9622-7
Depósito legal: S. 1821-2007

GRÁFICAS CERVANTES, S.A.
Ronda de Sancti-Spíritus, 9-11
37001 SALAMANCA (España)

Impreso en España
Printed in Spain



ESTIMACIÓN DE CARBONO EN TRES BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL DEL BAJO PARANÁ (R. ARGENTINA)

Pablo Aceñolaza^{1,2,3}, Lisandra P. Zamboni³ y Juan F. Gallardo Lancho⁴

¹CICyTTP-CONICET Matteri y España, Diamante 3105 (Entre Ríos, R. Argentina); ²FCA-UNER (E. R., R. A.); ³CEREGEO-FCyT-UADER (E. R., R. A.); y ⁴C.S.I.C., Apartado 257, Salamanca 37071 (España). <acenolaza@gmail.com> y <jgallard@usal.es>.

Resumen: El objetivo del presente trabajo fue comparar tres bosques de la llanura aluvial del río Paraná en cuanto al almacén y flujos de carbono (C) a partir de información nueva y disponible en contribuciones previas realizadas por los autores. El área de trabajo corresponde a la llanura de aluvial del río Paraná en su parte baja. Los ambientes identificados fueron: albardones marginales con bosques monoespecíficos de sauce criollo (*Salix humboldtiana*) y aliso del río (*Tessaria integrifolia*), y albardones internos con bosques de timbó blanco (*Albizia inundata*), en general poliespecíficos. El contenido de C almacenado en la biomasa aérea de los bosques de sauce fue de 113 Mg C ha⁻¹, de 79 Mg C ha⁻¹ para el aliso y de 50 Mg C ha⁻¹ para el timbó. Los valores del contenido de C orgánico del suelo de los primeros -30 cm (COS) fue de 140 Mg C ha⁻¹ para timbó, 52 Mg C ha⁻¹ para sauce y 50 Mg C ha⁻¹ para aliso. El suelo presentó menores valores de COS en los albardones marginales, asociado a texturas más arenosas y permanencia de humedad edáfica. Al comparar el flujo de C por encima y en el suelo en los diferentes ecosistemas se encontró que el mantillo permanece más tiempo en los albardones marginales, mientras que el contenido de COS es más alto en los albardones internos, más arcillosos, lo cual permite la protección del complejo arcillohúmico.

Palabras clave: Biomasa forestal, Carbono orgánico edáfico, Río Paraná.

C sequestration in three forests located in the Lower Paraná River floodplain (Argentine)

Abstract: The objective of this work was the comparison of ecosystem C pools and C fluxes in three forests located at the alluvial Plain of the Paraná River floodplain, Argentine. Different geo-forms were studied: marginal levee with mono-specific forest with *Salix humboldtiana* and *Tessaria integrifolia*, and internal levee with *Albizia inundata*. The C content in the above-ground biomass was 113 Mg C ha⁻¹ for *S. humboldtiana*, 79 Mg C ha⁻¹ for *T. integrifolia*, and 50 Mg C ha⁻¹ for *A. inundata*. The content of SOC within the first -30 cm depth were 140 Mg C ha⁻¹ for

A. inundata, 52 Mg C ha⁻¹ for *S. humboldtiana*, and 50 Mg C ha⁻¹ for *T. integrifolia*. SOC content was lower in the marginal areas than in the internal areas, relating with soil moisture and textural classes of soils. Comparing C fluxes above and within soil in the three different ecosystems, litter remain more time on the marginal areas soils; meanwhile the SOC has a lower decomposition constant in the internal areas, explained by a higher lime/clay content, which increases the protection of the humic substances.

Key words: Forest biomass, Soil organic C, Floodplain, Paraná River.

INTRODUCCIÓN

En el último informe del Panel Internacional sobre el Cambio Climático (IPCC 2007) se expresó que la concentración atmosférica del gas de efecto invernadero más importante, el dióxido de carbono pasó de 280 partes por millón en volumen (ppm v., mL m⁻³, antes de la revolución industrial) hasta 379 p.p.m.v. en el año 2005, superando las cifras más elevadas de los últimos 650 mil años. La principal causa de este aumento ha sido el uso de combustibles fósiles y, en menor medida, el cambio de uso de la tierra (fundamentalmente la transformación de los bosques en terrenos agrícolas; Vicari, 2006). En la actualidad se están realizando esfuerzos por estabilizar la concentración de CO₂ atmosférico y reducir las emisiones industriales y urbanas.

El C del planeta se almacena en cinco grandes compartimentos; las reservas geológicas, los océanos, la atmósfera, los suelos, y la biomasa vegetal. Los sistemas terrestres acumulan muy diferente cantidad de C orgánico edáfico (COS), dependiendo fundamentalmente de las diferentes condiciones climáticas (que, a su vez, afectan a la actividad de los microorganismos del suelo responsables de la descomposición de los restos vegetales y de la materia orgánica del suelo (MOS), independientemente de la cantidad de biomasa vegetal (García Oliva *et al.* 2006). En este sentido es importante conocer el tiempo medio de residencia (TMR) de los residuos orgánicos (mantillo, TMR_m) procedente del desfronde o, bien, la constante de descomposición (K_h , año⁻¹) en los sistemas forestales (Gallardo y Merino 2007).

Si bien los componentes leñosos contienen gran parte de la biomasa del bosque no se incluyen en muchos estudios como parte del ciclo de materia orgánica y nutrientes debido a que se considera muy lenta su descomposición en el agua (Campos y Sancholuz 1998). Así, esos mismos autores expresaron que para bosques de llanura de inundación, en los primeros 10 años posteriores a la inundación del bosque se descompuso más del 40% de la madera, mientras que menos del 4% del C de hojas y

mantillo, indicando su rol en la descomposición de la materia orgánica en el agua y en la biogeoquímica del sistema.

De esta manera, el contenido del COS resulta de un equilibrio entre entradas y salidas de C al suelo, condicionadas por el factor descomposición microbiana; a su vez, la mineralización puede estar influenciada por el drenaje, el manejo del suelo, vegetación, *etc.* (Bravo *et al.* 2007). Así, para conocer el flujo de C en el suelo, es necesario conocer el Tiempo Medio de Residencia de las sustancias húmicas del suelo (TMR_{sh}) y su velocidad de descomposición K_{sh} .

El C de los sistemas terrestres usualmente se fracciona en cuatro principales componentes: Biomasa aérea, sistemas radiculares, mantillo y COS (Locatelli y Leonard 2001; Snowdon *et al.* 2001).

En el C total del suelo (CTS) se puede considerar tanto el COS como el C inorgánico (CIS; presente en los sistemas semiáridos y áridos; Gallardo y Merino 2007). Dentro del suelo se pueden contemplar diferentes subcompartimentos de COS, delimitando los horizontes húmicos (*Ah*) y minerales (*B*, *C*). A los anteriores hay que añadir otro compartimento diferente que es el C orgánico del mantillo forestal (o necromasa; se le suele denominar horizonte *L* u *O*), que varía de acuerdo con dos factores, la producción anual (desfronde de la hojarasca) y la descomposición del mantillo (Bravo *et al.* 2007).

El conocimiento de estos aspectos en los ecosistemas del mundo está siendo estudiado con mayor detalle en la actualidad. La dinámica del C en ecosistemas fluviales presenta una estrecha relación con el régimen hidrológico y con los cambios en la frecuencia del pulso de inundación, dotando a estas regiones de una alta productividad en comparación con otros ambientes (Sparks 1995). Desde esta perspectiva, es poco conocido el comportamiento de los sistemas forestales en la llanura de inundación del Río Paraná.

El **objetivo** de este trabajo fue realizar una estimación del C orgánico contenido en los tres bosques de la llanura aluvial del Río Paraná en su parte baja, proporcionando información sobre las funciones de estos ambientes como almacenes de C.

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra situada en la llanura aluvial del Río Paraná (Argentina), en la porción denominada Predelta (Lat. S. 32° 03' y Long. O. 60° 38'; Fig. 1). El clima es templado-cálido y húmedo, siendo la temperatura media anual alrededor de 19 °C, y la pluviosidad media anual de 1126 mm a⁻¹ (Rojas y Saluso 1987), concentrándose las lluvias

en primavera (Septiembre a Noviembre, media de 348 mm) y verano (Diciembre a Febrero, media 425 mm).

La llanura corresponde a un sector de islas que presentan una morfología propia, con los bordes externos (albardones marginales) más elevados y bajos inundables en su zona interna, con zonas intermedias de transición (media loma). Asociados a cauces que disectan internamente estas islas se encuentran los albardones internos. Estos gradientes topográficos se corresponden con gradientes texturales en el sustrato, encontrándose las granulometrías más arenosas asociadas a las zonas más altas, muy influenciadas por los impulsos y cambios de niveles del río (Aceñolaza *et al.* 2005; Passeggi 2000). En todo caso se tratan de suelos poco evolucionados (*Entisoles*), *Arenosoles* en los albardones marginales y *Fluvisoles* (y/o *Regosoles*) en los internos (F.A.O. 1994).

En albardones marginales se encuentran bosques simples de *Tessaria integrifolia* Ruiz y Pav. (aliso de río) y *Salix humboldtiana* Willd. (sauce criollo). Los bosques de albardones internos están dominados por *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & J.W. Grimes (timbó blanco), *Inga verna* Willd. subsp. *affinis* (DC.) T.D. Penn. (Ingá) y/o *Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees & Mart. Ex Nees (laurel del río) constituyendo, en algunos casos, bosques mixtos, que presentan mayor riqueza específica.

La densidad de arbolado es muy variable en estos bosques según la etapa sucesional considerada y la posición topográfica en la planicie de inundación (Casco 2004), encontrando, para etapas maduras, unos 800 individuos ha⁻¹ en los alisales/sauzales y los 1000 individuos ha⁻¹ en los timbozales (Aceñolaza *et al.* 2005). Etapas juveniles pueden superar ampliamente estos valores de densidad.

El régimen hidrológico del sistema del Paraná presenta un pulso anual de inundación (unimodal), generalmente en los meses de otoño (Abril a Junio, esto es, cuando comienza la época seca) seguido de un período de estiaje en verano (Neiff 1996; Zamboni y Aceñolaza 2004).

La mayor parte de las especies que conforman a la vegetación fluvial se distribuye en un amplio rango de condiciones de hábitat. Las fisonomías herbáceas presentan una tendencia de distribución de mayor frecuencia en posiciones topográficas más bajas. La vegetación leñosa se distribuye más frecuentemente en zonas más elevadas de la planicie del bajo Paraná; asimismo, cada especie puede tener curvas de distribución diferentes en tanto el sitio tenga suelos formados por sedimentos pelíticos o arenosos (Casco 2004). Las comunidades con fisonomía boscosa, se distribuyen casi con exclusividad en las áreas altas de albardones, mientras que en las medias loma y bajos, la fisonomía dominante es la herbácea.

En las medias lomas se encuentran pajonales de *Panicum prionitis* Nees, arbustales de chilca (*Baccharis* spp.), de *Mimosa pigra* L. o de *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. Los pajonales se constituyen como una

comunidad herbácea de alta riqueza específica con amplia cobertura del suelo.

Hacia el centro de la isla se encuentran zonas más bajas (bajos) con vegetación lacunar donde se observan una serie de comunidades vegetales herbáceas en mayor medida asociadas a ambientes acuáticos, como los canutillares-verdogales dominados por *Panicum elephantipes* Nees ex Trin. y *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H. Raven subsp. *peploides* (Aceñolaza *et al.* 2005).

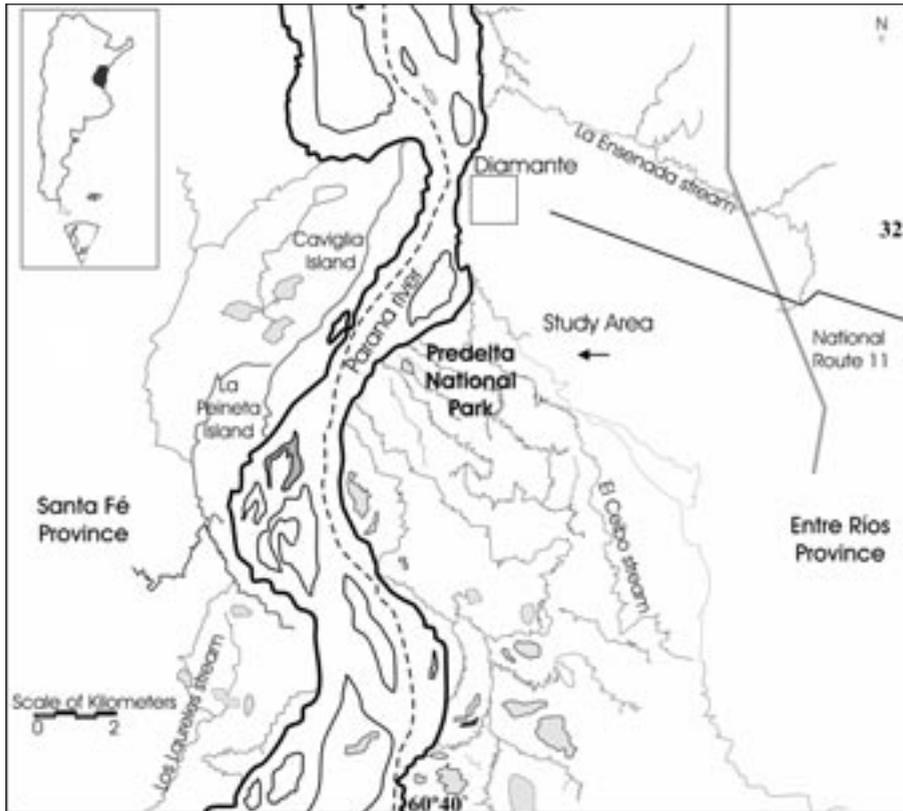


Figura 1. Área de estudio, situada en la Provincia de Entre Ríos (R. Argentina); llanura aluvial del Río Paraná.

MÉTODOS

Determinación de C. Se estimó el contenido de C orgánico de tres compartimentos de las unidades descritas; a saber: biomasa aérea, mantillo y suelo. No se estimó la biomasa radicular dada la dificultad en sistemas inundables. Para los dos primeros compartimentos se puede suponer que

el contenido de C es cercano al 50% de la materia seca (MS). Entonces, la cantidad de C se estima dividiendo la MS por 2,0 (Bravo *et al.* 2007). Este factor ha sido utilizado en otros trabajos con fines similares (Nabuurs y Mohren 1995; Brown 1997; Cavalier y Santos, 1999; Dauber *et al.* 2002; Nebel *et al.* 2002; Vaccaro 2003; Bravo *et al.* 2007).

Biomasa aérea. Está básicamente dividida en la biomasa de los componentes leñosos y la del sotobosque (Snowdon *et al.* 2001). Existen datos propios de biomasa aérea (obtenidos para hojas, ramas, troncos y corteza) expresados en Mg MS ha⁻¹ (Aceñolaza *et al.* 2001) y para sotobosque (Zamboni y Aceñolaza 2005 a). Se utilizó el método tradicional de apeo, trozado y pesado por especie y clase diamétrica (Bravo *et al.* 2007). El material fue secado y analizado, y los datos procesados (Aceñolaza *et al.* 2001) para su transformación a Mg C MS ha⁻¹.

Suelo. A fin de obtener una estimación del COS se consideró el horizonte superficial, referido a una profundidad de -30 cm.

Se utilizó para obtener el COS (Mg C ha⁻¹) la ecuación sugerida por Bravo *et al.* (2007):

$$\text{COS (Mg C ha}^{-1}\text{)} = \text{COS (mg C g}^{-1}\text{)} \times \text{Da (Mg m}^{-3}\text{)} \times \text{Prof. (m)} \times 10 \text{ (mg g}^{-1}\text{ ha}^{-1}\text{ m}^{-3}\text{)}$$

Siendo **COS** los valores de C (mg C g⁻¹) por horizonte; **Da**, la densidad aparente de cada horizonte y, en este caso, se consideró la profundidad de -0,3 m.

Mantillo o necromasa. Se trabajó sobre datos propios obtenidos por Zamboni y Aceñolaza (2004; 2005b) que corresponden a valores anuales de recolección de mantillo, expresados en Mg MS ha⁻¹. Se estimó en 50% el contenido de C (Mg C ha⁻¹) según Bravo *et al.* (2007).

Producción de hojarasca. Los valores de aporte de hojarasca en bosques del predelta (Aceñolaza *et al.* 2006) se expresaron en Mg MS ha⁻¹ a⁻¹ y se corresponden a medias de producciones anuales de hojarasca (Zamboni y Aceñolaza, 2004; 2005b).

Tiempo medio de residencia del mantillo forestal (TMR_m). El tiempo medio de residencia del mantillo se estimó a partir de los datos de producción anual (Mg MS ha⁻¹ a⁻¹) y de mantillo (Mg MS ha⁻¹), transformando los valores a C y de acuerdo a la ecuación (Bravo *et al.*, 2007):

$$\text{TMR}_m \text{ (años)} = \text{Mantillo (Mg C ha}^{-1}\text{)} / \text{Producción (Mg C ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{)}$$

De acuerdo al mismo autor (Bravo *et al.* 2007) la estimación del TMR_m es aplicable cuando la cantidad de mantillo es mayor a la producción (TMR > 1 año) situación que fuera observada para estos ambientes y que indica que el mantillo tarda más de un año en descomponerse. Si bien *S. humboldtiana* y *T. integrifolia* son semicaducifolios, mientras

que *A. inundata* es caducifolio la caída de material vegetal es estacional y está asociada a la variación hidrológica, produciéndose mayormente luego del pulso de inundación (primavera-verano Aceñolaza *et al.* 2006).

Descomposición del mantillo (K_m). Se estimó mediante la constante de descomposición (K_m) de la necromasa, aplicando la fórmula (Bravo *et al.* 2007):

$$K_m \text{ (año}^{-1}\text{)} = 1/\text{TMR}_m$$

Tiempo Medio de Residencia de las sustancias húmicas (TMR_{sh}). Es una medida para conocer la estabilidad de las sustancias húmicas del epipedón a través de la edad de las mismas. Este método es aplicable cuando la caída de hojarasca es estacional y la formación del mantillo no es permanente, como en el caso de los ambientes del área de estudio (Aceñolaza *et al.* 2006). Consiste en estimar el TMR_{sh} mediante la ecuación (Bravo *et al.* 2007):

$$\text{TMR (años)} = \text{Carbono epipedón (Mg C ha}^{-1}\text{)} / \text{Producción (Mg C ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{)}$$

Esta ecuación parte del supuesto que toda la producción de hojarasca depositada sobre el piso forestal (mantillo) se integra al suelo. Ello es lo que suele suceder en su casi totalidad, pudiendo haber pérdidas de hojarasca por vientos o por inundaciones extraordinarias, pero no normalmente, dado que las posiciones topográficas son algo más elevadas que el cauce normal del río en la época de máxima altura. Sólo inundaciones excepcionales (que se suelen producir cada 20 años) podrían ocasionar exportación de hojarasca por arrastre hídrico, hecho no observado durante el tiempo de este estudio. Por tanto, el valor obtenido es una aceptable estimación de la duración de la hojarasca sobre el suelo y como elemento de decisión para ver si es de interés tenerla en cuenta en el balance compartimental del sistema.

Descomposición de sustancias húmicas (K_{sh}). La descomposición del COS se estimó mediante la constante de descomposición K_{sh} , aplicando la fórmula (Bravo *et al.* 2007):

$$K_{sh} \text{ (año}^{-1}\text{)} = 1/\text{TMR}_{sh}$$

Las mismas consideraciones realizadas anteriormente son aplicables en este caso para la fiabilidad del valor obtenido de la constante de descomposición húmica. Es posible que los valores obtenidos de TMR no sean reales en valores absolutos (al incluir errores diversos), pero sí son muy útiles a efectos comparativos, que es como se utilizan en el presente trabajo.

RESULTADOS

Los resultados se presentan en las Tablas 1 y 2, en las cuales se han sistematizado datos sobre el contenido de C a partir de contribuciones citadas anteriormente más datos propios.

La información se presenta para los diferentes compartimentos de cada unidad (albardones marginales e internos) y su vegetación asociada (bosques monoespecíficos de *S. humboldtiana*, *T. integrifolia* y *A. inundata*).

La biomasa aérea en los bosques de albardones marginales está representada en 95% por el componente leñoso y 5% por el sotobosque, mientras que en el bosque de albardón interno el sotobosque representa el 25%. El fuste es la fracción de mayor volumen, seguido por ramas y hojas. La corteza tiene poca participación en la biomasa aérea salvo en el bosque de sauce (13%). La biomasa aérea se obtuvo de la suma de los valores de los compartimentos biomasa del componente leñoso y sotobosque, resultando 225, 157 y 100 Mg MS ha⁻¹ (respectivamente para sauzales, alisales y timbozales; Tabla 1).

El C total del componente aéreo (vuelo) de los bosques fue de 113 Mg C ha⁻¹ para el bosque de sauce, de 79 Mg C ha⁻¹ para el bosque de aliso y de 50 Mg C ha⁻¹ para el bosque de timbó; el mantillo almacenó 2,8; 1,5 y 0,7 Mg C ha⁻¹, respectivamente, para cada tipo de bosque.

El COS del epipedón (-30 cm iniciales de profundidad) arrojó valores de 50, 52 y 140 Mg C ha⁻¹ para el aliso, sauce y timbó respectivamente (Tabla 1).

A partir de los compartimentos descritos previamente (biomasa aérea, suelo y mantillo) se obtuvo un valor del contenido total de C en cada ecosistema de 167, 132 y 190 Mg C ha⁻¹ respectivamente para sauzales, alisales y timbozales (considerando la presencia sobre y bajo el suelo, excepto las raíces).

En relación al flujo de C sobre el suelo, a partir de los valores de producción de hojarasca y de necromasa de mantillo (Mg C ha⁻¹; Tabla 2), se estimó el TMR_m (1,6, 0,9 y 0,8 años) y la K_m (0,6; 1,1 y 1,3 año⁻¹) para bosques de sauce, aliso y timbó respectivamente.

En cuanto al flujo de C en el suelo se calcularon valores de TMR_{sh} del epipedón, siendo el TMR_{sh} mayor el correspondiente al timbozal (82,4 años), mientras que en los otros bosques fue de 15,3 y 15,7 años respectivamente para sauce y aliso. La K_{sh} es mayor en los albardones marginales (0,1 año⁻¹; alisos y sauces) en comparación con el interno (0,01 año⁻¹; timbó).

Tabla 1. Datos de materia seca (M.S.) y C obtenidos en tres ecosistemas de la llanura aluvial del río Paraná. Da: densidad aparente del suelo ($Mg\ m^{-3}$); MOS: Materia orgánica del suelo (% y $Mg\ MS\ ha^{-1}$). COS: Carbono orgánico del suelo ($Mg\ C\ ha^{-1}$). Fuente: (1) Aceñolaza et al. (2001); (2) Zamboni y Aceñolaza (2005a); (3) Zamboni y Aceñolaza (2004); (4) Zamboni y Aceñolaza (2005 b); y (5) Passeggi, 2000. nd: Sin datos.

| Ecosistema forestal | | Bosque monoespecífico: Sauzal | | Bosque monoespecífico: Alisal | | Bosque poliespecífico: Timbozal | | Referencia |
|-------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|----------------------|-------------------------------|----------------------|---------------------------------|----------------------|------------------|
| <i>Especies dominantes</i> | | Salix humboldtiana | | Tessaria integrifolia | | Albizia inundata | | (Véase N.º Cita) |
| Situación morfológica | | Albardón marginal | | Albardón interno | | | | |
| BIOMASA AEREA (vuelo) | Órganos | Biomasa | C | Biomasa | C | Biomasa | C | |
| | Unidades | (Mg M. S. ha ⁻¹) | (g g ⁻¹) | (Mg M. S. ha ⁻¹) | (g g ⁻¹) | (Mg M. S. ha ⁻¹) | (g g ⁻¹) | |
| | <i>Hojas</i> | 2,1 | 0,54 | 9,42 | 0,52 | 4,50 | nd | (1) |
| | <i>Ramas</i> | 40,7 | 0,56 | 67,51 | 0,56 | 32,25 | nd | (1) |
| | <i>Troncos</i> | 143,4 | 0,57 | 72,22 | 0,57 | 34,50 | nd | (1) |
| | <i>Corteza</i> | 27,8 | 0,53 | 7,90 | 0,52 | 3,75 | nd | (1) |
| Biomasa sotobosque | (Mg M.S. ha ⁻¹) | 11,3 | | nd | | 24,6 | | (2) |
| Total biomasa bosque | (Mg M.S. ha ⁻¹) | 225 | | 157 | | 100 | | Datos propios |
| TOTAL C BOSQUE | (Mg C ha ⁻¹) | 113 | | 79,0 | | 50,0 | | Datos propios |
| Necromasa mantillo | (Mg M.S. ha ⁻¹) | 5,5 | | 3,0 | | 1,3 | | (3) y (4) |
| C en mantillo | (Mg C ha ⁻¹) | 2,8 | | 1,5 | | 0,7 | | Datos propios |
| SUELO | (-30 cm profundidad) | | | | | | | |
| Densidad aparente (Da) | ($Mg\ m^{-3}$) | 1,52 | | 1,45 | | 1,20 | | Datos propios |
| MOS | (% suelo) | 2,0 | | 2,0 | | 6,70 | | Datos propios |
| C en suelo | ($mg\ C\ g^{-1}\ suelo$) | 11,4 | | 11,4 | | 39,0 | | Datos propios |
| MOS | ($Mg\ MOS\ ha^{-1}$) | 88,0 | | 84,0 | | 238,0 | | Datos propios |
| COS | ($Mg\ C\ ha^{-1}$) | 52,0 | | 50,0 | | 140,0 | | Datos propios |
| Granulometría | Texturas (%) | Arena | Arcilla | Arena | Arcilla | Arena | Arcilla | (5) |
| | | 53,8 | 10,5 | 33,6 | 27,3 | 26,1 | 31,2 | |
| TOTAL C ECOSISTEMA | ($Mg\ C\ ha^{-1}$) | 167,3 | | 131,9 | | 190,5 | | Datos propios |

Tabla 2. Flujos de C: TMRm: Tiempo medio de residencia de mantillo (años), Km: Costante de descomposición del mantillo (año⁻¹). TMR^{sh}: Tiempo medio de residencia de sustancias húmicas (años). K_{sh}: Costante de descomposición de sustancias húmicas (año⁻¹). Fuente: (3) Zamboni y Aceñolaza (2004); (4) Zamboni y Aceñolaza (2005 b); y (6) Aceñolaza *et al.* (2006).

| Ecosistema forestal | Bosque monoespecífico Sauzal | Bosque monoespecífico: Alisal | Bosque polietespecífico: Timbozal | Referencia |
|---------------------------------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|------------------|
| <i>Especies dominantes</i> | <i>Salix humboldtiana</i> | <i>Tessaria integrifolia</i> | <i>Albizia inundata</i> | (Véase N.º Cita) |
| <i>Situación morfológica</i> | Albardón marginal | | Albardón interno | |
| Encima del suelo | | | | (3) y (4) |
| Producción Hojarasca (Mg C ha ⁻¹ a ⁻¹) | 3,40 | 3,30 | 1,70 | (6) |
| T medio residencia mantillo (años) | 1,60 | 0,90 | 0,80 | Datos propios |
| k descomposición mantillo (año ⁻¹) | 0,60 | 1,10 | 1,30 | Datos propios |
| En el suelo | | | | |
| T medio residencia humus (años) | 15,3 | 15,7 | 82,4 | Datos propios |
| k descomposición humus (año ⁻¹) | 0,10 | 0,10 | 0,01 | Datos propios |

DISCUSIÓN

Almacenaje de C

El sotobosque en el timbozal representa el 25% de la biomasa aérea mientras que en los bosques de sauce representa el 5%. La biomasa aérea (componente leñoso y sotobosque) del bosque de sauce fue de 225 Mg MS ha⁻¹, valor que se encuentra sobre el límite inferior del rango de biomasa de los bosques tropicales húmedos (de 200 a 500 Mg MS ha⁻¹), aunque es menor al valor para la Amazonía brasileña (298 Mg MS ha⁻¹; Menéndez *et al.* 2005), la Selva Misionera (266 Mg MS ha⁻¹) y el bosque tropical perennifolio de Cuba (256 Mg MS ha⁻¹; García Oliva *et al.* 2006). El bosque de aliso del río tiene una biomasa algo menor (157 Mg MS ha⁻¹). El valor obtenido para el bosque de timbó (100 Mg MS ha⁻¹) es mayor a la estimación de para bosques tropicales de hojas caducas de México (69,7 Mg MS ha⁻¹; García Oliva *et al.* 2006), a la de 98 Mg MS ha⁻¹ para el parque chaqueño Argentino (Menéndez *et al.* 2005), y menor a la de 115 Mg MS ha⁻¹ para plantaciones de sauce del delta del río Paraná (Vicari 2006).

Por otro lado, el contenido de C de la biomasa del componente leñoso es del 50% en bosques de albardón marginal dominados por sauce criollo y aliso del río (Tabla 1; Aceñolaza *et al.* 2001). Resultados similares (49%) han sido obtenidos por Campo y Sancholuz (1998) en bosques de llanura de inundación en el Río Negro (Uruguay).

El C del mantillo es escaso y variable en el tiempo dado la relativa baja producción de las especies (Tabla1), sobre todo en el bosque de timbó blanco ubicado en el albardón interior, aunque posee un mayor contenido de COS. Ello indica que la mayor descomposición de la necromasa (Tabla 2) origina un flujo de C hacia el suelo (Gallardo y Merino 2007).

En cuanto a los compartimentos estudiados (biomasa aérea, mantillo y suelo) el porcentaje de COS respecto al C total de los ecosistemas representa el 32% del bosque de sauce, el 38% en el de aliso y el 73% en el de timbó blanco. Los valores de COS indican la existencia de un gradiente de C desde los albardones marginales (sauce y aliso), con suelos más arenosos y sujetos a mayor energía, hacia los albardones internos, con suelos de granulometría más fina. Estos últimos representan etapas tardías de la sucesión forestal en estas islas (Aceñolaza *et al.* 2004), con un mayor tiempo transcurrido desde su formación y donde el mayor contenido en arcilla realiza un efecto protector sobre el COS (Stevenson 1994).

Considerando una profundidad de -30 cm nunca se supera el 7% de MOS (Tabla 1) en los diferentes ecosistemas forestales, siendo sustancialmente menor (<3,0% MOS) en los albardones marginales, situación que refleja el influjo de la composición granulométrica edáfica (formación del complejo arcillo-húmico) y, también, a la mayor descomposición micro-

biana que promueve la constante humedad COS (Stevenson 1994) de los albardones marginales.

En relación al contenido total de C en cada ecosistema, si bien los valores de biomasa son mayores en los bosques de albardones marginales (sauce y aliso), el COS es mayor en el bosque de timbó blanco, por lo que al considerar la sumatoria del C almacenado arriba y debajo del suelo, el bosque de timbó se convierte en el sistema que más C orgánico (190 Mg C ha⁻¹) captura.

Flujo de C

La velocidad de descomposición del mantillo del bosque de sauce es menor ($K_m = 0,6 \text{ año}^{-1}$) que la del aliso de río ($K_m = 1,1 \text{ año}^{-1}$) y la de timbó blanco ($K_m = 1,32 \text{ año}^{-1}$), el cual prácticamente la necromasa desaparece al final de cada ciclo. El TMR_m es mayor en el bosque de sauce criollo (1,6 años), seguido por el del aliso (por 0,90 años), favorecido por el contenido de N (proveniente de la fijación de N) y, por último, el del timbó (0,76 años); ello indica que el C almacenado en la necromasa permanece más de un ciclo en el bosque de sauce criollo, apareciendo necromasa todo el año, al contrario que en la otras dos especies (necromasa temporal).

En cuanto al flujo del C en el suelo cabe mencionar que el TMR_{sh} es mayor en el bosque de timbó (82 años, MOS más estable), que obviamente se asocia a un mayor COS, a pesar de una menor producción de hojarasca de este bosque. En el caso de los otros dos bosques el TMR_{sh} es de sólo 15 años (aunque estos valores de TMR no sean reales en valores absolutos, sí son útiles a efectos comparativos), por lo que a pesar de una mayor producción de hojarasca sus contenidos de MOS son casi un tercio inferiores; la humedad edáfica casi constante debe promover una continua respiración microbiana, lo que redundaría en una constante emisión de CO₂ a la atmósfera (efecto negativo sobre el contenido de COS). Así, la constante de descomposición (K_{sh}) de las sustancias húmicas es de 0,01 año⁻¹ para el suelo bajo timbó y de 0,1 año⁻¹ para el suelo de las otras dos especies; esto implica que el COS almacenado perdura mucho más tiempo en el bosque de timbó como se ha indicado.

CONCLUSIONES

Los bosques de albardones marginales de la llanura aluvial del bajo Paraná (tramo Predelta) presentan valores de biomasa aérea algo menores al rango de los bosques tropicales y subtropicales húmedos y cercanos a los de plantaciones de salicáceas ubicados a latitudes próximas. El 95% de

la biomasa está representada por las fracciones del componente leñoso, mayormente el fuste.

Los bosques de albardones internos presentan valores de biomasa menores a los tropicales y la biomasa del sotobosque representa cerca del 25% de la biomasa aérea, lo que se interpretó en términos de la mayor complejidad y desarrollo de los estratos inferiores de los bosques de albardones interiores.

Los albardones marginales, con textura edáfica más arenosa, tienen menor contenido de COS. El alto contenido de COS del bosque de timbó (140 Mg C ha^{-1}), a pesar de la baja producción y del escaso C almacenado transitoriamente como mantillo, se explica por la estabilidad de la MOS, a deducir del valor de la constante de descomposición húmica ($K_{sh} = 0,01 \text{ año}^{-1}$).

En los bosques de albardones marginales (sauce y aliso) el C de la necromasa demora más en descomponerse ($K_m = 0,6 \text{ año}^{-1}$), a la vez que el TMR del COS es de tan sólo 15 años, por lo que los contenidos de COS son bajos (alrededor de 50 Mg C ha^{-1}).

Se puede concluir que el contenido total de C capturado en el vuelo (biomasa leñosa encima del suelo) es mayor en los bosques de albardones marginales, mientras que el contenido total de C capturado en el suelo es mayor en los albardones internos, siendo más estable su almacenamiento en estos últimos.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto financiado parcialmente por PICT 11928, PIP-CONICET 6374 y PID-UNER 2089. Al Sr. Raúl D'Angelo por la colaboración en el trabajo de campo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aceñolaza P., J. Gallardo Lancho y M. Budge Ugarte. 2001. Biomasa aérea en fisonomías boscosas del Pre-delta del Río Paraná. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 36: 69.
- Aceñolaza P., H. Povedano, A. Manzano, Muñoz, J. de Dios, N. Areta y A. Ronchi Virgolini. 2004. Biodiversidad del Parque Nacional Pre-Delta. *Serie Misc. INSUGEO* 12: 169-184
- Aceñolaza P., W. Sione, F. Kalesnik y M. C. Serafíni. 2005. Determinación de unidades homogéneas de vegetación en el Parque Nacional Pre-Delta (Argentina). *Serie Misc. INSUGEO-CONICET* 14: 81-90.
- Aceñolaza P., L.P. Zamboni y J. F. Gallardo. 2006. Ciclos biogeoquímicos de bosques de la llanura de inundación del río Paraná (Argentina): Aporte de

- hojarasca. En: J. F. Gallardo Lancho (Ed.). *Medioambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del SXXI*. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Badajoz. Vol. 2: 529-536.
- Bravo F., J. A., Delgado, J. F., Gallardo, A., Bravo-Oviedo, R. Ruiz-Peinado, A., Merino, G., Montero, A., Cámara, R., Navarro, C., Ordóñez y E., Canga. 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.) *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación gas natural, Barcelona, 65-112 pp.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. *FAO Forestry Paper*, Vol. 134. 55 pp.
- Campo J. y L. Sancholuz. 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Río Negro, Uruguay. *J. Environ. Manage.*, 54: 59-66.
- Casco S. L. 2004. Distribución de la vegetación fluvial y su relación con el régimen de pulsos en el bajo Paraná. *Serie Miscelánea*. INSUGEO-CONICET, Tucumán, Argentina 12: 125-130.
- Cavelier J. y C. Santos. 1999. Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 47 : 775-784.
- Dauber E.; J. Terán y R. Guzmán. 2002. Estimación de Carbono y Biomasa en Bosques naturales de Bolivia. *Revista Forestal Iberoamericana* 1: 1-10.
- F.A.O. 1994. World Reference Base for Soil Resources. F.A.O., Roma. 162 pp.
- Gallardo J. F. y A. Merino. 2007. El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Coord.). *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural, Barcelona. 43-64 pp.
- García Oliva F, G. Hernández y J. F. Gallado Lancho. 2006. Comparison of Ecosystem C pools in three forest in Spain and Latin America. *Ann. For. Sci.*, 63: 519-523.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on climate change. The physical sciences basis (Summary for policymakers). <www.ipcc.ch>. Consulta: Junio 2007.
- Locatelli B. y S. Leonard. 2001. Un método para medir el Carbono almacenado en los bosques de Malleco (Chile). *Bois et forêts des tropiques*, 267: 69-81.
- Menéndez J., I. Gasparri y E. Manghi. 2005. Volumen, Biomasa y Contenido de Carbono de los Bosques Nativos de la Argentina. Estimaciones preliminares. *IDIA XXI* (8): 254-257.
- Nabuurs G.J. y G.M. Mohren 1995. Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types. *Canadian J. Forest Res.*, 25: 1157-1172.
- Nebel G, J. Gradsted y A. Salazar Vega. 2002. Deposito de detrito, biomasa y producción primaria neta en los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica*, 11: 41-63.
- Neiff J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 167-180.

- Passeggi E. 2000. "Caracterización Sedimentológica del Material Parental de los Suelos Asociados a los Depósitos de Cauce del Tramo Medio del Río Paraná". Tesis Doctoral. Universidad Católica de Santa Fé. Argentina. 216 pp.
- Rojas A. E. y J. Saluso. 1987. Informe Climático de la Provincia de Entre Ríos. *Publicación Técnica N° 14*. E.E.A., Paraná, Entre Ríos.
- Snowdon P., J. Raison, H. Keith, K. Montagu, K. Bi, P. Ritson, P. Grierson, M. Adams, W. Burrows y D. Eamus. 2001. *Protocol for sampling tree and stand biomass*. National carbon accounting system technical report No. 31. Australian Greenhouse Office, Canberra. 114 pp.
- Sparks R. E. 1995. Need for Ecosystem Management of Large Rivers and their Floodplains. *Bio-Science*. 45: 168-182.
- Stevenson F. J. 1994. Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons. New York. 444 pp.
- Vaccaro S., M. Arturi, J. Goya, J. Frangi y G. Piccolo. 2003. Almacenaje de Carbono en estadios de la sucesión secundaria en la Provincia de Misiones, Argentina. *Interciencia* 28:521-527.
- Vicari R., P. Kandus, P. Protolongo y M. Burghi. 2006. Alteración en el almacenaje de Carbono por la intervención humana de los sistemas naturales en el Bajo delta del Río Paraná. Su importancia en el balance Emisión-sumidero de CO₂ atmosférico. En: Brown *et al.* (eds) *La situación ambiental de la Argentina* Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 161-163.
- Zamboni P. y P. Aceñolaza. 2004. Aporte al conocimiento de ciclos de materia orgánica en formaciones boscosas de la llanura de inundación del río Paraná. *Serie Miscelánea*. INSUGEO-CONICET, Tucumán, Argentina. 12: 5-12.
- Zamboni L. P y P. G. Aceñolaza. 2005 a. Efectos del fuego sobre la biomasa vegetal en un área del Predelta del río Paraná. (Entre Ríos, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 40: 141.
- Zamboni P. y P. Aceñolaza 2005 b. Aporte al conocimiento de la dinámica de materia orgánica en bosques de la porción baja de la Cuenca del Plata. Cappato y Petean (eds.) *Humedales Fluviales de América del Sur. Hacia un Manejo Sustentable*. Ediciones PROTEGER Santa Fé, Argentina. 535-541 pp.