



AMBIENTE SUBTROPICAL, 3: 1-17. (1993)

Descomposición de macrófitos en bañados de la planicie inundable del río Paraná

Idalia Y. Bruquetas de Zozaya⁽¹⁾ y Alicia Poi de Neiff⁽¹⁾

ABSTRACT: Decomposition of marsh macrophytes in Parana river floodplain

This paper deals with foliar decomposition of three macrophytes species from Paraná river non forested wetlands (27°27'S-58°57'W). Loss of both dry weight and nutrient was measured using litter containers submerged near the sediments. Decomposition rates (k) for *Typha latifolia*, *Thalia multiflora* and *Paspalum repens* were 0,0051; 0,0055 and 0,0092 d⁻¹ respectively. After 170 days, 7 to 8% of the nitrogen initial mass disappeared

while the percentage loss for the other nutrients were minor than 2%. The abundance of invertebrates per g remaining was approximately the same from the different plants. Nevertheless, between 30 and 96 days the greatest number of individuals was recorder in the *P. repens* litter. In this time, collectors (filterers and gatherers) accounted more than 46% of the macroinvertebrates found in the litter containers.

INTRODUCCION

La planicie inundable del Bajo Paraná está ocupada por extensos bañados (Neiff, 1981) poblados por más de 70 especies vegetales. Muy pocas ocurren en forma simultánea debido a la amplitud del régimen hidrológico (Neiff, 1986). Entre éstas, *Thalia multiflora*, *Typha latifolia* y *Paspalum repens* forman extensas praderas de cobertura continua y con dominancia absoluta de una de ellas.

La producción y descomposición de la vegetación palustre ejerce una marcada influencia en el flujo de carbono en ambientes poco profundos y densamente ve-

(1) Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL). Casilla de Correo 291 (3400) Corrientes, Argentina.

getados como los "bañados" de la planicie inundable del río Paraná.

Los movimientos del agua son lentos en estos ambientes durante la mayor parte del ciclo hidrológico, debido a la posición lateral de la planicie inundable respecto del eje de escurrimiento del río. El agua se carga rápidamente con la materia orgánica particulada y disuelta disponible, agotando en pocas horas el oxígeno disuelto en ella.

La tasa de descomposición de los macrófitos depende esencialmente de la composición del material vegetal y de varios parámetros físicos y químicos influenciados por la circulación del agua.

La importancia de los macrófitos en el flujo de la energía de los ecosistemas litorales ha sido ampliamente discutida (Dykijova y Kvet, 1978; Wetzel, 1979).

Para algunas plantas de distribución cosmopolita como las del género *Typha*, existe una amplia bibliografía sobre los procesos de producción y descomposición (Boyd, 1970; Howard Williams y Howard Williams, 1978; Puriveth, 1980; Danell y Anderson, 1982; Hill y Webster, 1982; Kulshrestha y Gopal, 1982; Sharma y Gopal, 1982; Davis, 1991).

La información disponible para la planicie de inundación del Paraná es aún incompleta por la complejidad y variedad de ambientes en los que crecen las plantas. Se conoce el coeficiente de decaimiento de macrófitos que se descomponen en ambientes lénticos (Poi de Neiff y Neiff, 1988; Bruquetas de Zozaya y Neiff, 1991) y en ambientes lóticos (Poi de Neiff y Neiff, 1989; Hammerly *et al.*, 1989; Poi de Neiff y Bruquetas, 1991).

En esta contribución se proporciona la tasa de descomposición *in situ* de tres especies conspicuas en bañados del Bajo Paraná y datos sobre la liberación de nutrientes durante este proceso. Se discute, además, la

colonización por macroinvertebrados asociados al detrito remanente, categorizándolos por grupos tróficos.

Los resultados se comparan con los obtenidos en experiencias simultáneas realizadas en esteros y canales de la planicie de inundación del río Paraná.

MATERIAL Y METODOS

Area de estudio

Se seleccionó un cuerpo de agua somero ubicado en la planicie inundable de la margen derecha del río Paraná, a 2 km del cauce principal. El sitio se encuentra a 27°27'S-58°57'O cerca de Barranqueras (Chaco, Argentina). Dicho bañado cubre unas 350 ha y se conecta difusamente por superficie a otros ambientes similares durante el periodo de inundación del río.

La vegetación está compuesta por una matriz herbácea continua de macrófitos, con palmas (*Copernicia alba*), separadas por 5 a 10 m. El estrato herbáceo estuvo integrado por *Paspalum repens*, *Typha latifolia* y *Thalia multiflora*, cuyas hojas fueron objeto de este estudio. Sobre la superficie del agua se registraron esporádicamente: *Pistia stratiotes*, *Azolla caroliniana*, *Althernantera phyloxeroides* y *Nymphaea amazonica*.

Métodos

Hojas secas de *T. multiflora*, *P. repens* y *T. latifolia* fueron colectadas en julio de 1986 y secadas al aire. Se colocaron 10 g de materia vegetal en cilindros plásticos de 15 cm de alto y 7 cm de diámetro, perforados con 200 agujeros equidistantes de 2 mm.

Se formaron tres lotes (uno con cada especie vegetal) que fueron fijados al fondo dentro de una gradilla metálica en agosto de 1986. De cada lote se retiraron tres réplicas a los 7, 30, 40, 68, 96 y 170 días.

El material extraído fue lavado sobre tamices para separar el detrito de los macroinvertebrados, y secado en estufa a 105°C hasta obtener peso constante.

El coeficiente de decaimiento de la materia vegetal fue calculado a partir de la ecuación: $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$ (Olson, 1963). Los valores de peso seco obtenidos por triplicado en cada fecha de incubación fueron ajustados a una curva exponencial negativa mediante un análisis de regresión no lineal. Conociendo este coeficiente se estimó el tiempo para la descomposición del 50% ($0,693/k$) y del 95% del material vegetal ($3/k$).

Los cambios en la concentración de nutrientes fueron determinados a partir de submuestras al comienzo y al final del experimento.

Para analizar el contenido de nitrógeno el material fue digerido en una mezcla de peróxido de hidrógeno y ácido sulfúrico, medido usando neslerización directa y analizado colorimétricamente por espectrofotometría. El fósforo fue valorado por el procedimiento del vanadomolibdofosfórico a color amarillo. Los cationes (K, Na, Ca y Mg) fueron determinados por espectrofotometría de absorción atómica.

La pérdida porcentual de masa de nutrientes respecto de la masa inicial fue calculada por diferencia entre la masa seca inicial por la concentración inicial de nutrientes y la masa seca final por la concentración final de nutrientes.

Los macroinvertebrados fueron obtenidos por lavado de las muestras sobre una malla de 250 μ para ser identificados y contados bajo microscopio estereoscópico. La densidad fue expresada por gramo de materia seca remanente. Los invertebrados fueron asignados a grupos funcionales de acuerdo a Merritt y Cummins (1978) y a observaciones personales.

RESULTADOS

Condiciones físicas y químicas

La experiencia se inició con una temperatura de 20°C en el agua, elevándose gradualmente a 26°C a los 96 días de incubación. El pH se mantuvo ácido, el oxígeno disuelto fue escaso y la conductividad eléctrica comprendida entre 57 y 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tabla 1). La profundidad del agua varió entre 25 y 50 cm.

En el bañado la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NO}_2\text{-N}$ no fue detectable y la de $\text{NH}_4\text{-N}$ fue de 0,15 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. El fósforo total varió de 0,106 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (al comienzo de la experiencia) a 0,25 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (al finalizar). Los sulfatos alcanzaron a 2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y la COD osciló entre 53 y 60 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. La dinámica de los nutrientes en estos ambientes ha sido estudiada por Carignan y Neiff (1992).

Los cambios en el peso seco remanente de las hojas en descomposición se presentan en la Fig. 1. Durante los 170 días de incubación en el bañado no hubo diferencias significativas al comparar las pérdidas de peso seco de las tres plantas estudiadas. El análisis de varianza (Anova) incluyó la totalidad de los valores testeados al nivel de significación $\leq 0,1$.

Tabla 1: Variación de temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y pH del agua durante el período de incubación.

A = *Thalia multiflora*; B = *Paspalum repens* y *Typha latifolia*

Días de incubación	7		30		40		96		170	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Temperatura (°C)	21	21	20	20	21	21	26	26	24	24
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	57	65	63	60	83	78	69	60	90	100
Oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0,7	1,6	0,4		1,3	2	1,2			
			0,9				2,4			
pH	6,1	6,3	6,2		5,3	5,5	5,9		5,7	6,5
			6,1				5,8			

Las tasas de descomposición (k) de *T. latifolia*, *T. multiflora* y *P. repens* fueron 0,0051; 0,0055 y 0,0092 d^{-1} respectivamente. El ajuste a la curva exponencial negativa mediante análisis de regresión dio valores de r^2 comprendidos entre 0,85 y 0,93.

Son necesarios 75, 126 y 136 días para que se descomponga el 50 % de las hojas de *P. repens*, *T. multiflora* y *T. latifolia*, respectivamente. El tiempo estimado para que se descomponga el 95 % de las hojas fue de 325 días (*P. repens*), 545 días (*T. multiflora*) y 590 días (*T. latifolia*).

La composición mineral de las hojas al inicio y al final de la incubación se presenta en la tabla 2. Después de 170 días, el nitrógeno tuvo la mayor pérdida porcentual de masa (entre 7 y 8 %) en las tres plantas en descomposición. Los otros nutrientes perdieron como máximo el 2 % de la masa inicial (tabla 2).

Independientemente del tipo de planta en descomposición, el número de invertebrados por g remanente no es significativamente diferente (Anova $P \leq 0,01$). No obstante, si se considera el periodo comprendido entre los 30 y 96 días las diferencias en el número de colonizadores por g remanente fue significativa (Anova $P \leq 0,05$).

Se registraron entre 19 y 26 especies de invertebrados (tabla 3) encontrándose la menor riqueza específica en el detrito de *T. latifolia*.

Los invertebrados colonizadores de las hojas en descomposición de *T. multiflora* fueron fundamentalmente

Tabla 2: Concentración de nutrientes en hojas de *Typha latifolia*, *Thalia multiflora* y *Paspalum repens* expresada en g por 100 g de masa seca al inicio del experimento (I) y al final (F) y pérdida porcentual de masa de nutrientes (P).

Las desviaciones de los valores medios fueron inferiores al 20%.

		<i>Typha latifolia</i>	<i>Thalia multiflora</i>	<i>Paspalum repens</i>
Fosforo total	I	0,035	0,030	0,052
	F	0,043	0,039	0,048
	P	0,195	0,095	0,249
Nitrógeno	I	1,28	1,29	1,70
	F	0,96	1,10	1,38
	P	7,37	6,71	8,43
Sodio	I	0,061	0,030	0,040
	F	0,030	0,030	0,040
	P	0,423	0,135	0,187
Potasio	I	0,035	0,035	0,035
	F	0,035	0,035	0,035
	P	0,160	0,158	0,164
Calcio	I	0,40	0,28	0,01
	F	0,28	0,13	0,01
	P	2,4	1,949	0,046
Magnesio	I	0,10	0,15	0,05
	F	0,08	0,08	0,05
	P	0,55	0,996	0,234

recolectores (oligoquetos) con valores de abundancia relativa comprendidos entre 65 y 97 %. Ellos son significativamente los grupos más importantes en términos de número de individuos por g remanente entre los 30 y 96 días (Anova $P \leq 0,05$). Sólo a los 7 días de incubación se registraron 4 especies de moluscos (tabla 2) y su mayor abundancia.

Durante los primeros 96 días de incubación de las hojas de *T. latifolia* la abundancia relativa de los recolectores fue superior al 40 % y la de los raspadores osciló entre 15 y 45 %. A los 170 días la proporción funcional fue diferente con mayor abundancia de predadores y colectores filtradores.

Los recolectores (oligoquetos y quironómidos) representaron siempre más del 35 % de los invertebrados asociados a *P. repens*. A los 30, 40 y 68 días fue importante la proporción de colectores filtradores (ostrácodos). La riqueza específica de oligoquetos y ostrácodos fue comparativamente alta (tabla 3).

DISCUSION

Los resultados indican que *T. latifolia* y *T. multiflora* se descomponen con cinética semejante. La menor tasa de descomposición de *P. repens* podría relacionarse con la textura comparativamente blanda de sus hojas y su mayor contenido en nitrógeno.

Typha latifolia tiene un coeficiente de decaimiento más bajo ($k = 0,003$) cuando se descompone en un estero cercano en condiciones de anaerobiosis (Bruquetas y Neiff, 1991). La velocidad de descomposición de *T. latifolia* en la planicie de inundación del Paraná fue más lenta que en otros humedales tropicales (Howard Williams y Howard Williams, 1978). Estos autores reportan una pérdida del 20 % en los primeros 7 días y un peso seco remanente cercano al 40 % después de 144

días. A su vez fue más rápida que en charcas de clima templado (Boyd, 1970) o bañados del hemisferio norte (Puriveth, 1980). En este último ambiente se necesita duplicar el número de días para que se descomponga el 52 % de la biomasa de *T. latifolia*.

De acuerdo a Wetzel (1979) las tasas de descomposición están influenciadas por factores que inciden en el crecimiento bacteriano como la temperatura, concentración de nutrientes y disponibilidad de aceptores de electrones, especialmente oxígeno. En el humedal estudiado la temperatura del agua durante la experiencia resultó elevada por lo que, la lenta descomposición se relaciona con la permanente escasez de oxígeno y con la baja disponibilidad de nutrientes en el agua.

En lagunas del valle del río Paraná densamente vegetadas, la concentración de nitrato es muy baja (no detectable a nivel de $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$). El nivel de amonio ($0,5-4,8 \mu\text{moles.l}^{-1}$) medido entre la vegetación es mucho más bajo que en otros ambientes tropicales con abundancia de macrófitos (Carignan y Neiff, 1992).

Si se compara la cinética de la descomposición de estos humedales marginales de la planicie del Paraná con la registrada en el cauce del río resulta más lenta. *Paspalum repens*, por ejemplo tiene un coeficiente de decaimiento de 0,01 cuando se descompone en condiciones de aerobiosis y con velocidad de la corriente de $0,03 \text{ m.s}^{-1}$ (Hammerly *et al.*, 1989). A mayor velocidad de flujo del agua ($0,6 \text{ m.s}^{-1}$) la descomposición se acelera ($k = 0,06$).

En ríos del Hemisferio Norte con escasa planicie de inundación y alta velocidad de la corriente, *Typha latifolia* se descompone más rápidamente ($k = 0,007$) aún cuando la temperatura es comparativamente baja ($0-14^{\circ}\text{C}$) durante el tiempo de incubación.

La concentración de nitrógeno en las hojas de *Typha* en este bañado coincide con la concentración media encontrada por Boyd (1978) para plantas que se desarrollan en sitios con diferentes características químicas. Las concentraciones de fósforo, sodio, potasio, calcio y magnesio están por debajo del límite inferior registrado para la especie (Boyd, 1978).

De la misma manera, las concentraciones encontradas por Hammerly *et al.* (1982) en hojas de *Paspalum repens* en el valle del Paraná son superiores a las encontradas aquí. Es posible que la baja cantidad de nutrientes en las muestras de hojas de las plantas analizadas se deba a que se utilizaron hojas secas en pie y no hojas verdes. Según Boyd (1978) la composición química de las plantas acuáticas como *Typha latifolia* no sólo varía entre distintos ambientes sino que declina drásticamente con la edad de las hojas. Partes fisiológicamente jóvenes o viejas de la misma planta que entran a formar parte del detrito tienen diferente composición (Brock, 1984).

El número de invertebrados que colonizan las hojas en descomposición de *T. latifolia*, *P. repens* y *T. multiflora* se encuentra en el rango de abundancia registrado para otras especies de macrófitos en el valle del río Paraná (0-215 ind per g rem.; Poi de Neiff, 1991). *P. repens* tuvo mayor abundancia de invertebrados respecto de *T. multiflora* y *T. latifolia* entre los 30 y 96 días de incubación.

Las hojas de *T. latifolia* fueron colonizadas por un número máximo de invertebrados semejante al reportado por Bruquetas y Neiff (1991), durante su descomposición en un estero cercano con condiciones de hipoxia. La colonización de esta planta es escasa (menor de 4 invertebrados per g remanente) en ríos del Hemisferio Norte (Hill y Webster, 1982).

La proporción de invertebrados que procesan partículas menores de 10^3 micrómetros (colectores) fue elevado en los tres sustratos especialmente entre los 30 y 96 días de incubación. Estos constituyeron más del 46 % (*T. latifolia*), del 67 % (*T. multiflora*) y del 75 % (*P. repens*). La abundancia de colectores en las hojas que se descomponen en condiciones de escasez de oxígeno disuelto ha sido señalada en otros trabajos (Poi de Neiff y Neiff, 1988; Bruquetas y Neiff, 1991).

Esta proporción en los grupos funcionales difiere de la encontrada en ríos del Hemisferio Norte, donde *Typha latifolia* es colonizada fundamentalmente por partidores y colectores filtradores (Hill y Webster, 1982).

Las hojas de descomposición de *P. repens* tuvieron, comparativamente, la mayor riqueza de especies de oligoquetos y ostrácodos. El número de especies de invertebrados encontrados en *T. latifolia* es semejante al que reportan Bruquetas y Neiff (1991) en un estero del chaco.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la valiosa ayuda brindada por el personal técnico del CECOAL. A los Sres. Abel O. Ramos y Julio R. Cáceres quienes realizaron los análisis químicos del material vegetal y de agua, y al Sr. Luis A. Benetti y Nicolás T. Roberto por su predisposición en las tareas de campo.

Tabla 3: Invertebrados colonizadores de la broza de *Thalia multiflora*, *Paspalum repens* y *Typha latifolia* categorizados por grupos tróficos.

RE = recolectores; PRE = predadores; FIL = colectores filtradores; RA = raspadores

	<i>Thalia</i>	<i>Paspalum</i>	<i>Typha</i>	Grupo trófico
Oligochaeta				
<i>Pristina macrochaeta</i>	-	+	+	RE
<i>Pristina leidy</i>	-	+	+	RE
<i>Dero pectinata</i>	+	+	+	RE
<i>Dero botrytis</i>	-	+	-	RE
<i>Dero evelinae</i>	-	+	-	RE
<i>Dero multibranchiata</i>	+	+	-	RE
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	-	+	-	RE
<i>Dero (Dero) sp.</i>	+	-	+	RE
<i>Opistocysta funiculus</i>	+	-	-	RE
Hirudinea				
<i>Helobdella stagnalis</i>	-	+	+	PRE
Ostracoda				
<i>Cytheridella ilosvayi</i>	+	+	+	FIL
<i>Physocypris crenulata</i>	-	+	-	FIL
<i>Strandessia pedronensis</i>	-	+	-	FIL
Amphipoda				
<i>Hyaella curvispina</i>	-	+	-	RE
Insecta				
<i>Proisotoma sp.</i>	+	-	-	RE
<i>Campsurus sp. (ninfas)</i>	-	-	+	RE
<i>Callibaetis sp. (ninfas)</i>	-	+	-	RE
Libellulidae (1° est. ninfal)	+	+	-	PRE
Veliidae (ninfas)	+	-	-	PRE
Pleidae (ninfas)	-	+	-	PRE
<i>Celina sp. (adulto)</i>	+	+	-	PRE

Continuación tabla 3

	<i>Thalia</i>	<i>Paspalum</i>	<i>Typha</i>	Grupo trófico
<i>Scirtes</i> sp. (larvas)	+	-	-	RE-RA
<i>Berosus</i> sp. (larvas)	-	-	+	RA?
<i>Bezzia</i> sp. (larvas)	-	-	+	PRE
<i>Hydrellia</i> sp. (larvas)	-	-	+	RA
<i>Chironomus</i> sp. (larvas)	+	+	+	RE
<i>Cricotopus</i> sp. (larvas)	+	+	+	RA
Acarina				
<i>Hydrozetes</i> sp.	+	+	+	RE
Mollusca				
<i>Uncancylus concentricus</i>	-	+	-	RA
<i>Gundlachia moricandi</i>	+	-	+	RA
<i>Drepanotrema lucidum</i>	+	+	-	RA
<i>Drepanotrema cimex</i>	+	-	-	RA
<i>Drepanotrema anatinum</i>	+	-	-	RA
TOTAL DE TAXA	17	21	14	

BIBLIOGRAFIA

- Boyd, C.E., 1970. Losses of mineral nutrients during decomposition of *Typha latifolia*. **Arch. Hydrobiol.**, **66**: 511-517.
- Boyd, C.E., 1978. Chemical composition of wetland plants. Pp. 155-167. In: Good, Whigham and Simpsons (eds.): **Freshwater wetlands, ecological processes and management potential**. Academic Press, New York.
- Brock, T.C.M., 1984. Aspects of the decomposition of *Nymphoides peltata* (G mel) O. Kuntze (Menyanthaceae). **Aquatic Botany**, **19**: 131-156.
- Bruquetas, I.Y. y J.J. Neiff, 1991. Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). **Aquatic Botany**, **40**: 185-193.
- Carignan, R. y J.J. Neiff, 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná river (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. **Biogeochemistry**, **17**: 85-121.
- Danell, K. y A. Anderson, 1982. Dry weight loss and colonization of plant litter by macroinvertebrates: plant species and lakes types compared. **Hydrobiologia**, **94**: 91-96.
- Davies, S.M., 1991. Decomposition and nutrient retention of *Cladium jamaicense* and *Typha dominguensis* in Florida everglades. **Aquatic Botany**, **40**: 203-224.
- Dykyjová, D. and Kvet, J. (eds.), 1978. **Pond littoral ecosystems. Structure and Functioning**. Ecology Studies N°28. Springer Verlag, New York. 464 p.
- Hammerly, J.A.; J.M. Marracino; D.E. Schiver; J.C. Bazan y M.L. Leguizamon, 1982. Determinación de carbono orgánico y macronutrientes en especies vegetales representativas del Paraná medio. **Rev. Facultad de Ingeniería Química, Santa Fe, Argentina**, **45**: 7-14.

- Hammerly, J.A.; M. Leguizamon; M.A. Maine; D. Schiver y M.J. Pizarro, 1989. Decomposition rate of plant material in the Paraná medio (Argentina). **Hydrobiologia**, **183**: 179-184.
- Hill, B.H. y J.R. Webster, 1982. Aquatic macrophyte breakdown in an Appalachian river. **Hydrobiologia**, **89**: 53-59.
- Howard-Williams, C. and W. Howard-Williams, 1978. Nutrient leaching from the swamp vegetation of lake Chilwa, a shallow african lake. **Aquatic Botany**, **4**: 257-267.
- Kulshrestha, M. and B. Gopal, 1982. Decomposition of freshwater wetlands vegetation. II Aboveground organs of emergent macrophytes. Pp. 279-292. In: B. Gopal, R.E. Turner, R.G. Wetzel and D.F. Whigham (eds.): **Wetlands: Ecology and Management**. Int. Sci. Publ., Jaipur.
- Merritt, R. and K.W. Cummins, 1978. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Kendall Hunt, IA. 441 p.
- Neiff, J.J., 1981. Panorama ecológico de los cuerpos de agua del nordeste de Argentina. **Symposia, VI Jornadas Argentinas de Zoología**. Ramos Americana, La Plata. Pp. 115-151.
- Neiff, J.J., 1986. Aquatic macrophytes of Paraná river. Pp. 557-571. En: K.F. Walker and B.R. Davies (eds.): **The Ecology of River Systems**. Dr. Junk Publ., The Netherlands.
- Neiff, J.J. y A. Poi de Neiff, 1990. Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* in the Paraná river floodplain. **Hydrobiologia**, **203**: 45-52.
- Olson, J.S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, **44**: 322-331.
- Poi de Neiff, A. y J.J. Neiff, 1988. Decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in a pond of Paraná river valley and colonization by invertebrates. **Trop. Ecol.**, **29**: 79-85.

- Poi de Neiff, A. y J.J. Neiff, 1989. Dry weight loss and colonization by invertebrates of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic conditions. **Trop. Ecol.**, **30**: 175-182.
- Poi de Neiff, A., 1991. Descomposición y colonización del detrito de distintas especies de plantas en ambientes inundables del río Paraná. **Biología Acuática**, **15**: 158-159, La Plata, Argentina.
- Poi de Neiff, A. e I.Y. Bruquetas de Zozaya, 1991. Colonización por invertebrados de macrófitos emergentes durante su descomposición en el río Paraná. **Rev. Hydrobiol. trop.**, **24**(3): 209-216.
- Puriveth, P., 1980. Decomposition of emergent macrophytes in a Wisconsin marsh. **Hydrobiologia**, **72**: 231-242.
- Sharma, K.P. y B. Gopal, 1982. Decomposition and nutrient dynamics in *Typha elephantina* Roxb. under different water regimes. Pp. 321-334. In: B. Gopal, R.E. Turner, R.G. Wetzel and D.F. Whigham (eds.): **Wetlands: Ecology and Management**. Int. Sci. Publ., Jaipur.
- Wetzel, R.G., 1979. The role of the littoral zone and detritus in lake metabolism. **Arch. Hydrobiol.**, **13**: 145-161.

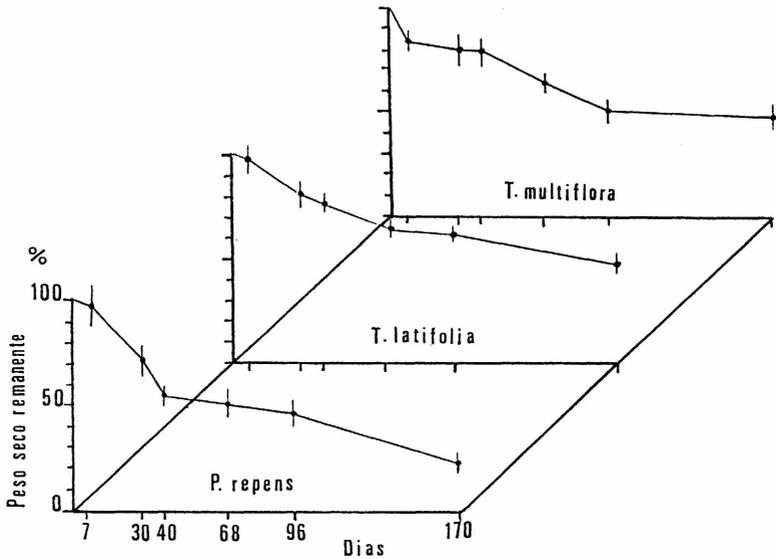


Figura 1: Peso seco remanente (como % del peso seco inicial) de la broza de *Thalia multiflora*, *Typha latifolia* y *Paspalum repens*.

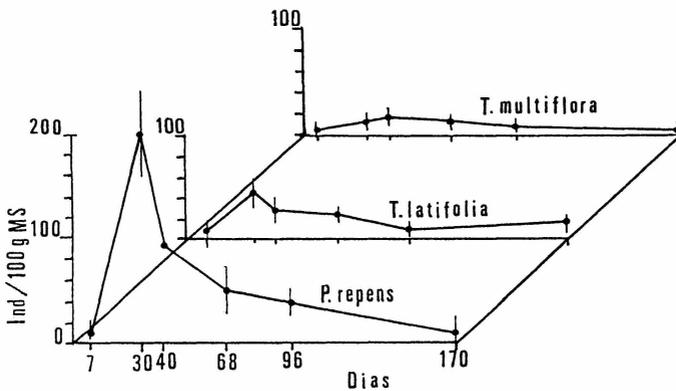


Figura 2: Número de invertebrados por gramo de materia seca en la broza de *Thalia multiflora*, *Typha latifolia* y *Paspalum repens*. Las barras verticales indican la desviación estándar.