

Comparación experimental de la tasa de descomposición foliar de especies vegetales del centro-oeste de Argentina

Natalia Pérez Harguindeguy¹, Sandra Díaz¹, J.H.C. (Hans) Cornelissen² y Marcelo Cabido¹
1 Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba), Casilla de Correo 495, 5000 Córdoba, Argentina, e-mail: natalia@imbiv.edu.ar. 2 NERC Unit of Comparative Plant Ecology, Department of Animal and Plant Sciences, The University of Sheffield, Sheffield S10 2TN, United Kingdom

Resumen. *La descomposición del material vegetal senescente en el suelo es un proceso fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que de él depende el ciclo de nutrientes. Además de las condiciones físico-químicas del ambiente y la composición de las comunidades edáficas, la calidad de la broza de las distintas especies tiene un impacto decisivo sobre este proceso. En este trabajo se propuso cuantificar experimentalmente la tasa de descomposición foliar de un grupo de especies vegetales representativas del Centro-Oeste de Argentina. Se seleccionaron 52 especies de Angiospermas, abarcando un espectro amplio de familias y grupos funcionales. Se enterraron 10 muestras de hojas senescentes de cada especie en una cama de descomposición experimental durante 9 y 18 semanas de verano. La tasa de descomposición se definió como el porcentaje de pérdida de peso seco original de las hojas luego de la incubación. Las tasas de descomposición obtenidas en ambos tratamientos presentaron una alta correlación. No se encontraron diferencias significativas en las tasas de descomposición entre las 27 familias consideradas, pero sí entre grupos funcionales. Las dicotiledóneas herbáceas y las leñosas caducifolias presentaron las tasas de descomposición más rápidas, seguidas por los grupos funcionales perennifolios: leñosas, bromelioides, suculentas y áfilas. Las gramínoideas presentaron una tasa de descomposición relativamente baja, similar a la de los grupos leñosos perennifolios. Este estudio constituiría un elemento útil para entender el efecto de las especies dominantes sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región.*

Abstract. *Litter decomposition in the soil is one of the main processes in ecosystem functioning. Besides chemical environmental conditions and species composition of soil communities, litter quality of different species has a strong influence on this process. The aim of this study was to experimentally quantify the decomposition rates of leaf litter of a wide range of plant species from central-western Argentina. Fifty two plant species were selected, covering a wide range of families and life forms. Ten litter samples of each species were buried simultaneously in an experimental decomposition bed during 9 and 18 summer weeks. Decomposition rate was defined as the percentage of dry mass loss after 9 or 18 weeks of burial. Decomposition rates in both treatments were highly correlated. Decomposition rate was similar among plant families, but differed among functional groups. Herbaceous dicots and deciduous woody plants decomposed faster than evergreen woody, bromelioid, succulent and aphyllous functional groups. Graminoids showed relatively slow decomposition rates, similar to those of woody evergreen species. These results contribute to the understanding of the role of dominant species on the functioning of native ecosystems.*

Introducción

La descomposición del material vegetal senescente es un proceso fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que de él depende el ciclo de nutrientes, y por lo tanto la productividad primaria y secundaria (Eijsackers y Zehnder 1990, Anderson 1991, De Angelis 1992). La tasa de

descomposición está regulada por tres grupos de factores (Swift et al. 1979): el ambiente físico-químico (temperatura, pH, humedad) (Seastedt et al. 1983), la composición de las comunidades edáficas (Killham 1995) y la calidad del material vegetal en descomposición (Cotrufo et al. 1994, Ågren y Bosatta 1996).

La descomposición del material vegetal es fuertemente influenciada, no sólo por las condiciones físicas, sino también por el aporte de diferentes calidades de broza por distintas especies (Eijsackers y Zehnder 1990, Hobbie 1992, Mtambanengwe y Kirchmann 1995). Esta es una de las razones por las cuales los tipos y la diversidad de especies vegetales dominantes cumplen un papel importante en el funcionamiento ecosistémico (Schulze y Chapin 1987, Hobbie 1992). El conocimiento de la tasa de descomposición de las especies más abundantes, junto con el de los factores ambientales, debiera constituir una herramienta útil para entender cómo la composición de las especies influye en el funcionamiento de los ecosistemas naturales en el presente y ante las condiciones climáticas cambiantes esperadas para el futuro (Ågren y Bosatta 1996, Hobbie 1996). La mayoría de las investigaciones, sin embargo, se ocupa de grupos muy reducidos de especies. Recientemente, Cornelissen (1996) ha presentado un estudio comparativo de la tasa de descomposición de numerosas especies del Hemisferio Norte. En la Argentina prácticamente no se han publicado estudios sobre la descomposición de un número considerable de especies nativas, abarcando un rango amplio de grupos funcionales. El objetivo de este trabajo fue estudiar experimentalmente la tasa de descomposición foliar de un conjunto de especies pertenecientes a grupos funcionales contrastantes, representativas de la vegetación del centro-oeste de Argentina.

Materiales y Métodos

Área de muestreo

El material vegetal fue recolectado a lo largo de un gradiente climático en el centro-oeste de Argentina (31° 25' - 32° S, 64° 10' - 68° 37' W), con una diferencia de más de 800 mm de precipitación anual, y más de 1500 m de altitud entre sus extremos. El gradiente se extiende desde las planicies de altura de las Sierras de Córdoba hasta las planicies desérticas del oeste de Argentina, en las proximidades de la ciudad de San Juan. Toda la región está caracterizada por precipitaciones concentradas durante la estación cálida (Capitanelli 1979). La vegetación predominante a lo largo del gradiente se compone de pastizales, matorrales y bosques serranos pertenecientes al Distrito Chaqueño Serrano (Cabrera 1976) en las Sierras de Córdoba y bosques xerófilos y matorrales abiertos correspondientes al Chaco Árido (Morello et al. 1985) y al Monte (Morello 1958), en las planicies del oeste.

Selección y recolección del material vegetal

Se seleccionaron 52 especies de Angiospermas representativas de la vegetación del gradiente (Apéndice 1) sobre la base de estudios previos (Cabido 1985, Cabido et al. 1989-1993). En la selección se tuvieron en cuenta la abundancia de las especies y que las mismas cubriesen un espectro amplio de familias y grupos funcionales. A partir de noviembre de 1995 y hasta octubre de 1996, se recogieron hojas senescentes, sin descomponer, de al menos 10 individuos adultos de las especies seleccionadas. Las hojas se seleccionaron al azar sin tener en cuenta color, tamaño o forma. En el caso de plantas áfilas se recolectaron tallos fotosintéticos o cladodios con signos de senescencia reciente.

Preparación del material

Para la preparación del material se siguió la metodología propuesta por Cornelissen (1996). Las hojas se secaron en bolsas de papel a temperatura ambiente. Se tomaron muestras de aproximadamente 1 gr del material, se pesaron y se almacenaron en bolsas de nylon de aproximadamente 0,3 mm de malla. Aunque estas bolsas no permiten el paso de invertebrados, se considera que la contribución de éstos a la tasa de descomposición es relativamente pequeña comparada con la actividad de bacterias, protozoos y hongos (Cornelissen 1996). Por otra parte, el uso de bolsas de malla fina minimiza la pérdida de material durante la manipulación de las muestras (Howard y Howard 1974). Controles

realizados previamente sobre 7 especies, tratando al material vegetal de manera idéntica, pero utilizando bolsas de malla doble de 5 mm, confirmaron lo indicado por otros autores.

Para cada especie, se tomaron submuestras de hojas secadas al aire y se las llevó a estufa para determinar peso seco, a fin de estimar el porcentaje de humedad que conservaban las hojas secadas al aire destinadas al experimento de descomposición.

Tratamientos

Todas las muestras se humedecieron y se enterraron simultáneamente en una cama de descomposición ubicada en el Predio Anexo al Edificio de la Facultad de Ciencias Agropecuarias (Universidad Nacional de Córdoba), el 21 de noviembre de 1996. Se removieron todas las plantas y raíces del sector seleccionado, así como los 20 cm superficiales de suelo. La cama de descomposición consistió en un marco de madera de 4 x 4 m y 20 cm de altura, el cual se rellenó con una mezcla de tierra y mantillo. Las muestras se enterraron a una profundidad de 10 cm y se cubrieron con otros 10 cm de tierra y mantillo. El material fue enterrado con el objeto de homogeneizar las condiciones físicas para todas las muestras, reducir el efecto de condiciones ambientales impredecibles sobre la superficie y minimizar su destrucción por aves y mamíferos. Sobre la cama de descomposición se colocó una malla abierta de alambre galvanizado como protección contra animales domésticos.

Las muestras permanecieron enterradas durante 9 y 18 semanas. Se contó con 10 réplicas de la mayoría de las especies en cada tratamiento, o un número menor cuando no fue posible recolectar suficiente material. La posición de cada muestra en la cama de descomposición fue asignada al azar. La cama de descomposición fue sometida a las condiciones normales de temperatura y precipitación imperantes durante la estación primavera-estival en la ciudad de Córdoba (temperatura media: 20°C, precipitaciones: 636 mm, durante todo el período); las cuales no difirieron significativamente de las medias históricas para el área.

Luego del tratamiento (9 o 18 semanas), las muestras fueron desenterradas y se removió todo el material externo adherido a las hojas en descomposición. Las muestras se secaron en estufa a 80°C hasta peso constante.

Como control del ingreso de materiales externos (tierra o mantillo) a las bolsas de descomposición, se enterraron 5 bolsas conteniendo sólo un trozo de cable plástico enrollado. Estas bolsas se desenterraron en la primera fecha de extracción, y se determinó que el ingreso de material externo fue prácticamente nulo. Para controlar la pérdida o ingreso de material por manipulación, se eligieron 7 especies cuyas bolsas fueron enterradas y desenterradas en el momento de completar el entierro del resto de los tratamientos. Se enterraron también 10 muestras adicionales de 7 especies tratadas idénticamente para controlar periódicamente la marcha de la descomposición.

La tasa de descomposición se determinó como el porcentaje de pérdida de peso seco original de las hojas luego del enterramiento ($(1 - (\text{peso seco final} / \text{peso seco inicial})) \times 100$). Los resultados de los controles de manipulación indicaron un incremento de aproximadamente un 1.16% de peso seco inicial en las muestras durante su procesamiento, posiblemente debido al ingreso accidental de material adherido a la superficie externa de las bolsas en el momento de desarmar las mismas. Debido a esto, dicho porcentaje fue restado al valor final de peso seco de cada una de las muestras.

Análisis de los datos

Para el análisis de los datos se utilizaron las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis, Spearman y de Rangos de Wilcoxon (Norusis 1992), debido a que los mismos no cumplían con los supuestos de homogeneidad de varianzas, distribución normal e independencia de los errores (Hollander y Wolfe 1972).

Resultados

Se detectó una alta correlación entre las tasas de descomposición obtenidas luego de 9 y 18 semanas ($r=0.85$; $p < 0.001$, Test de Spearman, Norusis 1992). Por ello, para el análisis de datos posterior se utilizaron sólo los valores de descomposición correspondientes a 9 semanas, ya que así fue posible una

Tabla 1. Diferencias entre las tasas de descomposición foliar de diferentes formas de vida según la prueba de Wilcoxon (Hollander y Wolfe 1972). Las diferencias significativas se indican en negrita.

Table 1. Differences among foliar decomposition of functional groups by Wilcoxon Test (Hollander y Wolfe 1972). Significant differences are indicated in bold.

	leñosas perennifolias	leñosas caducifolias	dicotiledóneas herbáceas	graminoides	suculentas	bromelioides
leñosas caducifolias	0.5686					
dicotiledóneas herbáceas	0.0268	0.0684				
graminoides	0.649	0.0213	0.012			
suculentas	0.999	0.2821	0.0298	0.5018		
bromelioides	0.5186	0.2818	0.0402	0.9157	0.3768	
áfilas	0.668	0.507	0.507	0.1631	0.1052	0.1489

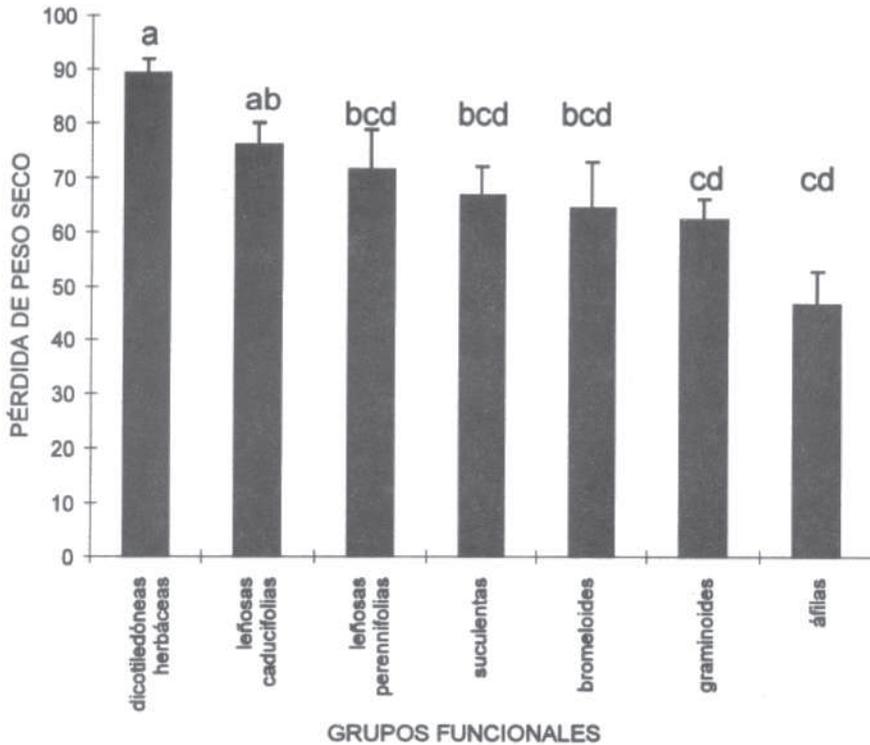


Figura 1. Pérdida de peso seco foliar de diferentes grupos funcionales a las 9 semanas de iniciado el experimento de descomposición. Las barras representan medias + 1 ES; letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$; según prueba de Wilcoxon; Hollander y Wolfe 1972).

Figure 1. Litter dry weight loss of different functional groups after 9 weeks of experimental burial. Bars represent means+1 SE, different letters indicate significant differences at $p \leq 0.05$ (Wilcoxon Test; Hollander y Wolfe 1972).

mejor discriminación de las diferencias de pérdida de peso seco entre las especies de descomposición rápida. Los nombres completos de las especies y sus tasas de descomposición foliar, a las 9 y 18 semanas, figuran en el Apéndice 1.

No se detectaron diferencias significativas entre las 27 familias de plantas analizadas según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0.05$; Norušis 1992), (ver Apéndice 1 por lista completa de familias). En cambio, distintos grupos funcionales difirieron significativamente (Fig. 1 y Tabla 1). Entre las especies herbáceas, las dicotiledóneas se descompusieron mucho más rápidamente que las graminoides. Entre las especies leñosas, las caducifolias fueron las más rápidas en descomponerse. Las especies perennifolias, incluyendo las leñosas, se descompusieron más lentamente.

Discusión

El presente trabajo abarca el espectro más amplio de grupos funcionales considerado hasta el momento en un estudio experimental de tasas de descomposición. A través de un enfoque similar, analizando un mayor número de especies pero un espectro más reducido de grupos funcionales, Cornelissen (1996) encontró tendencias semejantes a las descritas en este trabajo. En ambos casos, las dicotiledóneas herbáceas estuvieron entre las plantas de descomposición más rápida, seguidas por las leñosas caducifolias, siendo las tasas de descomposición de leñosas perennifolias y graminoides considerablemente menores. En general, las tasas observadas en este trabajo son más rápidas que las halladas por Cornelissen (1996). Esto puede deberse, entre otros factores, a la acción simultánea de alta temperatura y altas precipitaciones. No se han detectado antecedentes de tasas de descomposición de plantas bromelioides, suculentas y/o áfilas, las cuales aparecieron en el presente experimento como relativamente bajas.

Los resultados de este trabajo están de acuerdo con lo esperado sobre la base de modelos generales de alocaación de recursos (Grime 1979, Chapin 1980, Coley et al. 1985, Cornelissen y Thompson 1997, Grime et al. 1996) y con la clasificación funcional preliminar de la flora del centro-oeste de Argentina realizada por Díaz y Cabido (1997). Según los autores mencionados, las dicotiledóneas herbáceas y las leñosas caducifolias tienden a presentar tasas de crecimiento relativamente altas y a poseer hojas de vida corta, por lo tanto es esperable que sus hojas presenten mínimas defensas físico-químicas y sean altamente palatables para los organismos descomponedores del suelo (Coley et al. 1985). Por otro lado, también señalan que las especies perennifolias, suculentas, bromelioides y áfilas tienden a crecer más lentamente, sus hojas u otros órganos fotosintéticos son comparativamente longevos y permanecen activos y por lo tanto expuestos a desecación y herbivoría durante todo el año, por lo que se esperaría que presentaran mayor acumulación de defensas físicas y químicas, dificultando su descomposición por la microflora edáfica. En cuanto a los graminoides, éstos presentaron una baja tasa de descomposición, lo que coincide con los resultados encontrados por Cornelissen (1996) y Cornelissen y Thompson (1997). Esto se debería, probablemente, a que son especies que suelen poseer importantes barreras físicas para la actividad de los descomponedores (alto contenido de sílice y fibras; Cornelissen y Thompson 1997). Una cuantificación más detallada del grado de asociación de la tasa de descomposición de la broza con caracteres de las plantas vivas, específicamente para las especies analizadas, contribuiría a documentar mejor estas tendencias generales.

Cabe destacar que las tasas de descomposición obtenidas no necesariamente corresponden a las que presentan las especies en sus ecosistemas de origen, por dos razones. Primero, porque las condiciones edáficas y climáticas bajo las cuales se desarrolló la descomposición no corresponden a las experimentadas por las especies, *in situ* en los ecosistemas de origen, a lo largo del gradiente ambiental analizado. En segundo lugar, para especies que tienen un amplio rango de distribución geográfica, distintos feno- o genotipos locales pueden presentar tasas de descomposición diferentes. No obstante, este tipo de experimentos es una herramienta útil para realizar comparaciones entre especies (ver p. ej. Duarte et al. 1995) y de este modo evaluar el efecto que podría tener un cambio en la composición florística sobre las propiedades de los distintos ecosistemas (Hobbie 1992). Los cambios de clima y uso de la tierra esperados para las próximas décadas (Watson et al. 1996), tienen

la potencialidad de alterar la diversidad y composición de especies a lo largo del gradiente regional evaluado (Díaz y Cabido 1997). Los resultados presentados en este trabajo constituirían un primer paso para predecir variaciones en la tasa de descomposición en diferentes comunidades vegetales a lo largo del gradiente regional analizado, a partir de la tasa de descomposición de las especies dominantes.

Agradecimientos. Este trabajo fue subsidiado por la Unión Europea, The British Council-Fundación Antorchas, CONICET y la Universidad Nacional de Córdoba a través de la Secretaría de Ciencia y Técnica. Agradecemos a la Dirección de Planeamiento y la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la U.N.C. y muy especialmente a J.M. Menna por el préstamo del predio donde se construyó la cama de descomposición y a J.C. Barrera por su construcción. S. Basconcelo, I. Bonamici, V. Falczuk, G. Funes, O. Garat, J. Juárez, E. Puchera y F. Vendramini colaboraron gentilmente en la recolección de la broza y en el acondicionamiento del terreno. Los gráficos fueron realizados con la colaboración de D. Abal Solís.

Bibliografía

- Ågren, G.I. y E. Bosatta. 1996. Quality: a bridge between theory and experiment in soil organic matter studies. *Oikos* 76:522-528.
- Anderson, J.M. 1991. The effects of climate change on decomposition processes in grassland and coniferous forests. *Ecological Applications* 1:326-347.
- Cabido, M. 1985. Las comunidades vegetales de la Pampa de Achala, Sierras de Córdoba, Argentina. *Documents phytosociologiques* 9:431-443.
- Cabido, M., A. Acosta y S. Díaz. 1989. Estudios fitosociológicos en pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. Las comunidades de la Pampa de San Luis. *Phytocoenología* 17:569-592.
- Cabido, M., A. Acosta y S. Díaz. 1990. The vascular flora and vegetation of granitic outcrops in the upper Córdoba mountains. Las comunidades de La Pampa de San Luis. *Phytocoenología* 19:267-281.
- Cabido, M., Manzur, A., M.L. Carranza y C. González. 1993. La vegetación y el medio físico del Chaco Árido en la Provincia de Córdoba, Argentina Central. *Phytocoenología* 24:423-460.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2. ACME, Buenos Aires.
- Capitanelli, R.G. 1979. Bosquejo geomorfológico de la Provincia de Córdoba. *Revista del I.G.M.* 5:66-70.
- Chapin F.S. III. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecological Systematics* 11:233-260.
- Coley, P.D., J.P. Bryant, y F.S. Chapin. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230:895-899.
- Cornelissen, J.H.C. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology* 84:573-582.
- Cornelissen, J.H.C. y K. Thompson. 1997. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. *New Phytologist*, en prensa.
- Cotrufo, M.F., P. Ineson y A.P. Rowland. 1994. Decomposition of tree leaf litter grown under elevated CO₂: Effect on litter quality. *Plant and Soil* 163:121-130.
- De Angelis, D.L. 1992. *Dynamics of Nutrient Cycling and Food Webs*. Chapman and Hall, London.
- Díaz, S y Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in response to global change: a multiscale approach. *Journal of Vegetation Science* 8, en prensa.
- Duarte, C.M., K. Sand-Jensen, S.L. Nielsen, S. Enríquez y S. Agustí. 1995. Comparative functional plant ecology: rationale and potentials. *Trends in Ecology and Evolution* 10:418-421.
- Eijsackers, H. y Zehnder, A.J.B. 1990. Litter decomposition: a russian matriochka doll. *Biogeochemistry* 11:153-174.
- Grime, J.P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. J. Wiley and Sons, New York.
- Grime, J.P., J.H.C. Cornelissen, K. Thompson y J.G. Hodgson. 1996. Evidence of a causal correction between anti-herbivore defence and the decomposition rate of leaves. *Oikos* 77:489-494.
- Hobbie, S.E. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 7:336-339.
- Hobbie, S.E. 1996. Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. *Ecological Monographs* 66:503-522.
- Hollander, M. y D.A. Wolfe. 1972. *Non parametric statistical methods*. John Wiley and Sons, New York.
- Howard, P.J.A. y D.M. Howard. 1974. Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. 1. Weight loss and chemical composition of decomposing litter. *Oikos* 25:341-352.
- Killham K. 1995. *Soil Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Morello, J. 1958. La provincia fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2:1-155.

- Morello, J., J. Protomastro, L. Sancholuz y C. Blanco. 1985. Estudio macroecológico de los Llanos de La Rioja. Serie del cincuentenario de la Administración de Parques Nacionales 5:1-53.
- Mtambanengwe, F. y H. Kirchmann. 1995. Litter from a tropical savanna woodland (MIOMBO): chemical composition and C and N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1639-1651.
- Norušis, M.J. 1992. SPSS for Windows. Advanced Statistics Release 5. SPSS. Inc., Chicago.
- Schulze, E.D. y F.S. Chapin III. 1987. Plant specialization to environments of different resource availability. *Ecol. Studies* 61:120-148.
- Seastedt, T.R., D.A. Jr. Crossley, V. Meentemeyer y J.B. Waide. 1983. A two-year study of leaf litter decomposition as related to microclimatic factors and microarthropos abundance in the southern Appalachians. *Holarctic Ecology* 6:11-16.
- Swift, M.J., O.W. Heal, and J.M. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in Ecology* 5. Blackwell, Oxford.
- Watson, R.T., M.C. Zinyowera, R.H. Moss y D.J. Dokken. 1996. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. Cambridge University Press, Cambridge.

Recibido: Julio 12, 1997

Aceptado: Noviembre 17, 1997

Apéndice 1. Tasa de descomposición foliar potencial de 52 especies de Angiospermas seleccionadas a lo largo de un gradiente climático del centro-oeste de Argentina (ES =error standard) agrupadas por grupo funcional.

Appendix 1. Leaf potential decomposition rate of 52 Angiosperm species from a climatic gradient in central-western Argentina (ES =standard error) grouped by functional group.

ESPECIE	FAMILIA	PERDIDA DE PESO SECO			
		9 semanas	ES	18 semanas	ES
Bromelioides					
<i>Deinacanthon urbanianum</i> (MEZ) MEZ	Bromeliaceae	57.53	4.7	65.27	2.8
<i>Tillandsia duratii</i> VISIANI	Bromeliaceae	81.24	3.5	93.80	1.5
<i>Tillandsia</i> sp.	Bromeliaceae	53.92	4.3	84.01	3.5
Dicotiledóneas herbáceas					
<i>Alchemilla pinnata</i> RUIZ et PAVON	Rosaceae	90.82	1.7	94.07	1.0
<i>Alternanthera pungens</i> H. B. K.	Amaranthaceae	81.99	3.6	91.88	2.0
<i>Carduus thoermeri</i> WEINMANN	Asteraceae	90.84	2.4	96.46	0.4
<i>Eryngium agavifolium</i> GRISEB.	Apiaceae	77.47	4.0	95.15	0.5
<i>Gentianella parviflora</i> (GRISEB.) T. N. HO	Gentianaceae	89.60	3.6	98.11	0.6
<i>Gomphrena pulchella</i> MARTIUS	Amaranthaceae	95.29	1.2	98.06	0.5
<i>Pithecoctenium cynanchoides</i> DC.	Bignoniaceae	97.52	0.2	98.51	0.1
Graminoides					
<i>Aristida achalensis</i> MEZ	Poaceae	52.49	3.8	76.62	4.4
<i>Bouteloua aristidoides</i> (H.B.K.) GRISEB.	Poaceae	65.03	2.6	84.24	2.0
<i>Carex fuscula</i> DUM.-D'URV. var. <i>distenta</i> (KUNZE) KÜKEN	Cyperaceae	29.66	2.3	63.09	3.9
<i>Cortaderia rudiusscula</i> STAPF.	Poaceae	52.01	2.8	78.36	3.1
<i>Festuca tucumanica</i> E. B. ALEXEEV	Poaceae	55.54	3.7	79.66	3.5
<i>Juncus uruguensis</i> GRISEB.	Juncaceae	65.24	2.6	92.31	1.2
<i>Monanthochloë litoralis</i> ENGELM.	Poaceae	63.85	2.0	79.92	2.2
<i>Muhlenbergia peruviana</i> (BEAUV.) STEUDEL	Poaceae	67.22	2.9	88.80	1.7
<i>Neobouteloua lophostachya</i> (GRISEB.) GOULD	Poaceae	63.03	1.4	73.31	1.8
<i>Nothoscordum inodorum</i> (AIT.) NICHOLSON	Liliaceae	97.29	0.4	97.79	0.6
<i>Pappophorum caespitosum</i> FRIES	Poaceae	75.95	1.8	85.62	4.0
<i>Paspalum quadrifarium</i> LAM.	Poaceae	44.62	2.2	64.68	2.3

ESPECIE	FAMILIA	PERDIDA DE PESO SECO			
		9 semanas	ES	18 semanas	ES
<i>Poa stueckertii</i> (HACK.) PARODI	Poaceae	63.52	3.9	88.05	2.7
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (DESV.) ROSEN, ARRIL et IZAG	Poaceae	45.21	2.5	70.10	3.1
<i>Setaria pampeana</i> PARODI	Poaceae	78.02	2.0	93.48	1.7
<i>Sorghum halepense</i> (L.) PERSOON	Poaceae	80.09	2.0	93.58	1.3
<i>Trichloris crinita</i> (LAG.) PARODI	Poaceae	58.63	3.0	77.12	1.6
Leñosas áfilas					
<i>Baccharis articulata</i> (LAM.) PERSOON	Asteraceae	52.70	2.5	71.09	3.8
<i>Senna aphylla</i> (CAVANILLES) IRWIN et BARNEBY	Caesalpiniaceae	40.56	2.6	62.30	1.6
Leñosas caducifolias					
<i>Acacia aroma</i> GILL.	Mimosaceae	70.29	3.7	84.19	2.1
<i>Acacia caven</i> (MOL.) MOL.	Mimosaceae	56.42	3.4	79.69	2.8
<i>Acalypha communis</i> var. <i>guaranitica</i> CHOD. et HASSL.	Euphorbiaceae	88.75	3.1	97.17	0.5
<i>Buddleja stachyoides</i> CHAM. et SCHLECHT.	Buddlejaceae	60.38	2.6	77.63	4.4
<i>Celtis pallida</i> TORREY	Ulmaceae	83.11	2.9	97.76	0.3
<i>Celtis tala</i> PLANCHON	Ulmaceae	81.67	1.6	88.65	1.3
<i>Croton sarcopetalus</i> MUELL. ARG.	Euphorbiaceae	93.67	2.2	97.18	0.4
<i>Eupatorium</i> sp.	Asteraceae	92.82	2.0	97.62	0.2
<i>Flourensia campestris</i> GRISEB.	Asteraceae	90.98	2.2	97.96	0.2
<i>Mimozyanthus carinatus</i> (GRISEB.) BURKART	Mimosaceae	88.92	2.2	95.78	0.2
<i>Polylepis australis</i> BITT.	Rosaceae	77.33	5.0	88.44	2.2
<i>Prosopis flexuosa</i> DC.	Mimosaceae	72.86	2.3	92.36	1.0
<i>Schinopsis haenkeana</i> ENGL.	Anacardiaceae	49.99	2.8	71.30	3.1
<i>Zizyphus mistol</i> GRISEB.	Rhamnaceae	53.52	1.5	68.82	2.8
Leñosas perennifolias					
<i>Aspidosperma quebracho-blanco</i> SCHLECHT.	Apocynaceae	62.93	4.4	91.76	1.8
<i>Capparis atamisquea</i> O. K.	Capparaceae	89.01	1.4	96.69	0.6
<i>Heterothalamus alienus</i> (SPRENG.) O. K.	Asteraceae	57.31	3.1	92.52	1.8
<i>Larrea divaricata</i> CAVANILLES	Zygophyllaceae	89.82	2.0	96.13	1.0
<i>Lithraea ternifolia</i> (GILL.) BARKLEY	Lithraceae	57.46	3.2	86.81	1.4
Suculentas					
<i>Allenrolfea patagonica</i> (MOQ.) KUNTZE	Chenopodiaceae	82.82	2.7	90.85	1.3
<i>Maytenus vitis idae</i> GRISEB.	Celastraceae	66.09	2.8	75.59	4.4
<i>Opuntia sulphurea</i> GILLIES	Cactaceae	59.56	2.2	67.89	4.9
<i>Tephrocactus glomeratus</i> (HAW.) BACK.	Cactaceae	58.87	3.5	66.36	3.8