

## El tamaño del fragmento y los invertebrados de suelo: ¿afectan la descomposición inicial de hojarasca en el Chaco Serrano?

M. L. Moreno<sup>1,2\*</sup>, N. Perez-Harguindeguy<sup>1</sup> y G. Valladares<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV). Edificio de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas, Av. Vélez Sarsfield 1611 (X5016GCA), Córdoba. <sup>2</sup>Centro de Investigaciones Entomológicas de Córdoba (IMBIV-CONICET), F.C.E.F. y N., Universidad Nacional de Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 1611 (X5016GCA), Córdoba.

\*Autor de correspondencia: *marialaura.moreno@gmail.com*, *laura.moreno@conicet.gov.ar*.

### RESUMEN

En la actualidad, la mayoría de los ecosistemas terrestres están siendo drásticamente modificados por la pérdida y fragmentación del hábitat. Estudios previos, realizados en fragmentos de hábitat del Chaco Serrano, revelaron que se producen cambios en la comunidad de invertebrados de suelo asociados a la fragmentación. Para evaluar si estos cambios podrían afectar el proceso de descomposición de la hojarasca, analizamos la pérdida de peso seco en dos especies nativas ante la presencia/ausencia de invertebrados del suelo. El experimento se realizó en 12 fragmentos de hábitat (0.50-1000 ha) y en dos posiciones (borde/interior) durante un período de dos meses. El porcentaje de pérdida de peso seco (descomposición) no estuvo explicada por el tamaño ni por la posición de incubación y no varió ante la exclusión de fauna. La descomposición no estuvo tampoco asociada a la abundancia de invertebrados. Nuestros resultados sugieren que, a la escala de análisis estudiada (primeras etapas de la descomposición), la descomposición de la hojarasca no se vería alterado en ambientes fragmentados del Chaco Serrano, y que los invertebrados no jugarían un rol importante en dicha descomposición.

**Palabras clave:** fragmentación del hábitat, descomposición de hojarasca, invertebrados de suelo.

### ABSTRACT

Most terrestrial ecosystems are changing due to extensive land use, with habitat fragmentation being one of the major threats to biodiversity. Chaco Serrano woodland remnants have been shown to differ in their community of soil invertebrates. To determine if these changes could affect leaf litter decomposition, we evaluated the loss of dry mass in a mixture of two native plant species, in presence/absence of soil invertebrates. Litter bags were incubated in twelve woodland remnants (0.57-1000 ha), and in two positions (edge/interior) during two months. Decomposition rates, defined as the percentage of dry mass loss after incubation, did not differ in relation to remnant area or edge/interior position. Regarding soil invertebrates, their exclusion did not result in lower decomposition rates. According to these results, early stages of leaf litter decomposition in Chaco Serrano would not be altered by habitat fragmentation or invertebrate abundance.

**Key-words:** habitat fragmentation, leaf litter decomposition, soil invertebrates.

### INTRODUCCIÓN

En la actualidad la mayoría de los ecosistemas terrestres están siendo drásticamente modificados por el uso extensivo de la tierra, siendo la pérdida y fragmentación del hábitat dos de las mayores amenazas para la biodiversidad (e.g. Fahrig, 2003; Henle et al., 2004). Además de su efecto directo sobre la biodiversidad, la pérdida y fragmentación del hábitat tienen el potencial de alterar distintos procesos ecosistémicos.

La descomposición de la hojarasca es un proceso fundamental en el reciclado de carbono y nutrientes en el ecosistema (e.g., Meentemeyer, 1978; Hättenschwiler et al., 2005). El proceso de descomposición está regulado por tres factores que actúan en orden jerárquico, la calidad del material senescente, las condiciones micro-ambientales y los organismos del suelo (Swift et al., 1979;

Coûteaux et al., 1995). Si la fragmentación de hábitat altera directa o indirectamente estos factores, podría tener consecuencias sobre el proceso de descomposición, y en consecuencia sobre otros procesos relacionados tales como el ciclado de nutrientes e incluso la productividad.

En ambientes fragmentados, pueden producirse cambios en la temperatura y humedad del suelo (Didham y Lawton, 1998). En particular, se ha observado que a medida que disminuye la distancia hacia el borde del fragmento de hábitat tales variables ambientales se modifican (Saunders et al., 1991).

Cambios en las condiciones de temperatura pueden afectar directamente, e indirectamente a través de su efecto en la humedad, tanto la abundancia e identidad como la actividad de microorganismos y detritívoros, y, consecuentemente, la

descomposición (Tietema y Wessel, 1994, González y Seasted, 2001).

Los invertebrados de suelo tienen un papel clave en la descomposición, no sólo porque procesan gran cantidad de material senescente, sino también porque regulan la actividad de los microorganismos del suelo (Swift et al., 1979; Seasted, 1984; Wall et al., 2008). Aunque diversos estudios han evaluado los cambios que se producen en las comunidades de estos organismos en el contexto de la fragmentación del hábitat, los resultados son contradictorios. Algunos estudios indicaron que abundancia o riqueza disminuyen o permanecen sin cambios en relación con el tamaño del fragmento (Lovei et al., 2006), sin embargo otros observaron la relación opuesta (Didham et al., 1998; Rantalainen et al., 2005). Al considerar la respuesta de estos organismos a la posición en el fragmento, también se observaron respuestas similares. Algunos grupos invertebrados aumentan la abundancia/riqueza en los borde (Davies et al., 2001), o en el interior (Sobrinho y Schoereder, 2007) o incluso pueden no responder a la posición borde/interior (Kotze y Samways, 2001). En particular, en fragmentos de bosque chaqueño serrano se encontró una mayor abundancia y diversidad de insectos epigeos en fragmentos más pequeños, no observándose cambios de estas comunidades en relación a la posición borde/interior (Moreno et al., trabajo no publicado). En cuanto a la descomposición en particular, existen muy pocos estudios que hayan evaluado la influencia de los organismos de suelo sobre la tasa de descomposición en ambientes fragmentados (Vasconcelos y Laurance, 2005; Rantalainen et al., 2005).

En este trabajo se presentan resultados preliminares de la descomposición de hojarasca en función de la presencia/ausencia de invertebrados de suelo, en relación al tamaño del remanente y también a la posición borde/interior. Las preguntas planteadas fueron: (i) ¿Las tasas de descomposición difieren en función del tamaño del remanente y de la posición de incubación?; (ii) ¿Tiene algún efecto la exclusión de invertebrados de suelo sobre la descomposición?; (iii) ¿La abundancia de invertebrados del suelo difiere en función del tamaño y la posición?; (iv) ¿Existe un efecto sobre la tasa de descomposición que esté

mediado por la abundancia de los invertebrados de suelo?

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de Estudio:** Este estudio fue llevado a cabo en el Distrito Chaco Serrano, Córdoba, Argentina (31,10°-31,30°S y 64° 00'-64°,30' W, elevación 500-600 m) (Luti et al., 1979). El promedio de precipitación anual en la zona es de 750 mm, concentrada en la estación cálida (octubre-abril), con temperaturas máxima y mínima de 26°C y 10°C respectivamente (Luti et al., 1979; Moglia y Jiménez, 1998). La vegetación está dominada por *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl., *Prosopis* ssp., *Fragaria coco* Engl. y *Lithrea molleoides* Vell. (8-15 m); *Celtis pallida* Torr. y *Acacia* ssp. (1,5-3 m); hierbas y pastos (0-1 m) (Luti et al., 1979; Cabido et al., 1991). En la actualidad, esta vegetación está reducida a fragmentos aislados inmersos en una matriz de cultivo, dominada por trigo en invierno, y maíz y soja en verano (Zak et al., 2004). Se seleccionaron 12 fragmentos de distinto tamaño (0,57-1000 ha), los mismos han estado aislados por al menos 30 años.

**Diseño del Experimento:** Durante la temporada 2009, en el período de mayor caída de las hojas, se recolectó hojarasca de *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. y *Croton lachnostachyus* Baill. Estas dos especies están presentes en todos los fragmentos de hábitat y posiciones (borde/interior) estudiados. La recolección se efectuó en el interior del remanente de hábitat de mayor tamaño (considerado como bosque continuo) y se realizó un pool de hojas a fin de disponer de un material relativamente homogéneo para ser incubado.

La incubación se realizó en 12 fragmentos de hábitat de distinto tamaño (0,57-1000 ha), en el borde y en el interior (0 m y 25 m del borde, respectivamente) de los mismos. Asimismo, se generó un tratamiento de exclusión/no exclusión, realizando en la mitad de las bolsas de descomposición cinco perforaciones de 1 cm<sup>2</sup> para permitir el ingreso de los invertebrados de suelo; bolsas sin tales perforaciones actuaron como control (Vasconcelos y Laurance, 2005).

Se confeccionaron 144 bolsitas (12 fragmentos x 2 posiciones x 2 tratamientos x 3 repeticiones) de 20 x 24 cm (1 mm de malla en la parte superior, 0,3 mm en la parte inferior) conteniendo 6 ± 0,02

g de hojarasca de la mezcla de las dos especies. Todas las bolsas se incubaron durante 60 días sobre la superficie del suelo, cubiertas con una fina capa de broza del sitio. Al finalizar cada período de incubación, y previamente al almacenamiento en frío o procesamiento de las muestras, se recolectaron los invertebrados de todas las bolsas utilizando el método de Berlese durante 7 días. El material así recolectado se preservó en alcohol al 70% hasta su posterior identificación taxonómica

Para el procesamiento de las bolsas incubadas, las muestras de hojarasca se limpiaron de todo material externo, se secaron durante 3 días a 60°C y se calculó la pérdida de peso seco del material (% PPS) debida a la descomposición (Cornelissen, 1996; Cornelissen et al., 1999).

**Análisis Estadístico:** Para analizar el efecto de la fragmentación sobre la tasa de descomposición, se realizó un modelo lineal mixto (Pinheiro y Bates, 2000), donde el porcentaje de pérdida de peso seco (% PPS) para cada uno de los tratamientos fue la variable respuesta, considerando el tamaño, la posición (borde/interior), y el tratamiento (con o sin exclusión de invertebrados) como efectos fijos, y el sitio (remanente) como efecto aleatorio. Además se consideraron todas las interacciones posibles. Se realizó un análisis similar considerando la abundancia de invertebrados del suelo como variable respuesta. Para los análisis estadísticos se utilizó software R 2.13.0 (R Development Core Team, 2010).

## RESULTADOS

**Descomposición de la hojarasca analizando tamaño, posición y tratamiento:** No se detectaron efectos del tamaño del remanente ( $F = 0,315$ ;  $p =$

$0,59$ ) o de la posición de incubación ( $F = 0,165$ ;  $p = 0,68$ ) sobre la tasa de descomposición (%PPS) durante esta etapa inicial de incubación (Tabla 1). Tampoco se detectaron diferencias entre los tratamientos con exclusión (control) y sin exclusión de invertebrados de suelo (Tabla 1, Fig. 1 y 2).

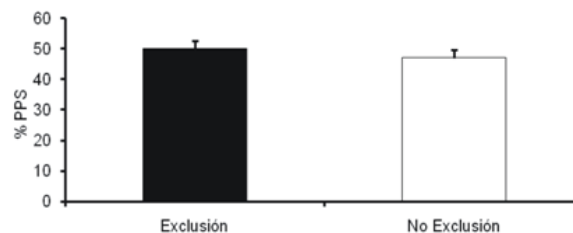


Figura 1. Porcentaje de pérdida de peso seco (% PPS) en los tratamientos de exclusión realizados. Las barras indican error estándar.

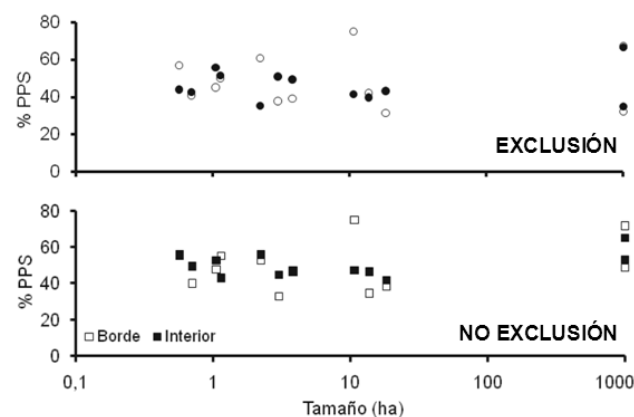


Figura 2. Porcentaje de pérdida de peso seco (% PPS) en relación al tamaño del remanente de hábitat al cabo de los primeros 90 días de incubación en los 12 fragmentos de hábitat de Chaco Serrano.

Tabla 1. Análisis lineal mixto considerando la tasa de descomposición en relación con el tamaño del remanente de bosque, la posición en borde o interior, tratamiento (exclusión/no exclusión de invertebrados de suelo), y las interacciones entre estos factores.

	df	F	P
Posición (borde/interior)	30	0,165	0,6872
Área	10	0,315	0,5872
Tratamiento	30	1,969	0,1708
Posición x Área	30	0,039	0,8447
Posición x Tratamiento	30	0,641	0,4298
Tamaño x Tratamiento	30	1,716	0,2001
Posición x Área x Tratamiento	30	0,395	0,5344

Descomposición de la hojarasca analizando abundancia de invertebrados de suelo: Cabe aclarar que el tratamiento de exclusión funcionó de manera parcial, ya que la abundancia de invertebrados de suelo fue tan sólo un 10% menor en las bolsas control (exclusión de fauna) en comparación con las bolsas no exclusión (abundancia total: exclusión = 1857, no exclusión = 2130) (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia total de grupos taxonómicos identificados en 144 bolsas de descomposición incubadas durante 60 días.

Grupo Taxonómico	Exclusión	No Exclusión
Acarina	856	781
Araneae	59	57
Blattaria	1	2
Chilopoda	11	11
Colembola	202	71
Coleoptera	138	143
Diplopoda	75	54
Diptera	43	46
Gastropoda	350	366
Hemiptera	6	10
Homoptera	0	3
Hymenoptera	315	263
Isopoda	42	32
Pseudoescorpionida	19	7
Psocoptera	13	11
Total	2130	1857

No se detectaron efectos de la abundancia de invertebrados entre las posiciones (borde/interior),

Tabla 3. Análisis lineal mixto de la abundancia de invertebrados de suelo en relación con el tamaño del remanente de bosque, la posición en borde o interior, el tratamiento (exclusión/no exclusión de invertebrados de suelo) y las interacciones entre estos factores.

	df	F	P
Posición (borde/interior)	30	2,5704	0,1194
Área	10	1,0277	0,3346
Tratamiento	30	1,1235	0,2976
Posición x Área	30	5,3470	0,0278
Posición x Tratamiento	30	0,9618	0,3346
Tamaño x Tratamiento	30	0,7848	0,1056
Posición x Área x Tratamiento	30	2,0403	0,1635

## DISCUSIÓN

Contrariamente a lo esperado, no se observaron influencias significativas del área del remanente o la posición de incubación sobre la descomposi-

ni tampoco se observó relación entre la abundancia y el tamaño del fragmento (Fig. 2, Tabla 3). A su vez tampoco se registraron diferencias en la abundancia entre los dos tratamientos (Tabla 3). Sin embargo se encontró una interacción significativa entre el tamaño del remanente y la posición ( $F = 5,3470$ ;  $p = 0,02$ ; Fig. 3), indicando que la abundancia de invertebrados respondió diferencialmente a la posición en el fragmento borde/interior al considerar el área de los mismos. Mientras que la abundancia permaneció sin cambios en el interior de los remanentes, en el borde disminuyó al considerar el tamaño de los remanentes.

Por último, tampoco se observó un efecto de la abundancia total de invertebrados sobre el porcentaje de pérdida de peso seco (% PPS) ( $r = 0,0004338$ ;  $p = 0,94$ ; Fig. 3).

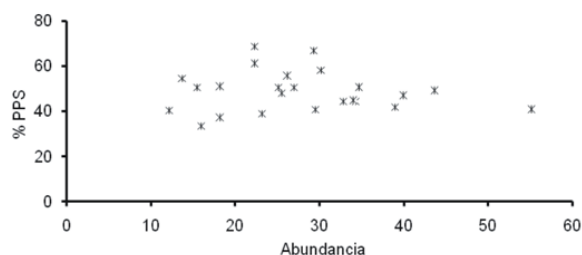


Figura 3. Relación entre el porcentaje de pérdida de peso seco (% PPS) y la abundancia de invertebrados de suelo durante los 60 días de incubación.

ción de la hojarasca. Probablemente, los cambios micro-ambientales que se producen en estos sistemas fragmentados no sean suficientemente grandes como para afectar la descomposición de

la hojarasca en esta primera etapa de incubación (Vasconcelos y Laurance 2005).

La descomposición de la hojarasca en esta etapa fue similar en los dos tratamientos realizados indicando que posiblemente la metodología empleada para la exclusión no fue eficiente. Sin embargo, se encontró una interacción significativa entre la posición y el tamaño del fragmento al considerar la abundancia de la fauna asociada. Ello indica que dicha fauna estaría respondiendo diferencialmente a la posición borde/interior según el tamaño del fragmento, por lo que se requieren estudios más detallados para comprender los patrones de abundancia de la comunidad de invertebrados de suelo en estos ambientes fragmentados.

Tampoco se detectaron efectos sobre la tasa de descomposición mediados por los invertebrados de suelo. Este resultado global no invalida la posibilidad de relaciones más específicas no consideradas en este trabajo, ya que se incluyen aquí organismos con capacidades, funciones, tamaños y susceptibilidades diferentes. Sin embargo, resultados similares han sido registrados en otros estudios en etapas tempranas de incubación de material vegetal senescente (Meyer III et al., 2011). Probablemente en este periodo de incubación sea más importante para la descomposición, el rol que desempeñan los microorganismos (Meyer III et al., 2011). En este sentido, las especies *Celtis sp.* y *Croton sp.* son dos especies de descomposición rápida, mostrando rápida pérdida de peso seco durante 9 semanas de incubación (Vaieretti et al., 2005; Pérez Harguindeguy et al., 2000), de modo que los invertebrados podrían cumplir un rol secundario, siendo más importantes los microorganismos del suelo. Sin embargo, es necesario analizar periodos de incubación más prolongados a fin de poder dilucidar con más claridad cuál es el papel que desempeñan los invertebrados en este proceso ecosistémico.

En conclusión, los resultados de este estudio no revelan alteraciones en la etapa inicial del proceso de descomposición de la hojarasca de *Celtis ehrenbergiana* y *Croton lachnostachyus* en los fragmentos estudiados del Chaco Serrano. Además, los invertebrados asociados a las bolsas de descomposición no jugarían un rol dominante en este proceso, al menos en la etapa temprana correspondiente al periodo de incubación analizado.

Será necesario analizar este proceso en etapas más avanzadas de la temporada de descomposición para comprender mejor los alcances de estas observaciones.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por un subsidio de CONICET (PIP 112-200801-02692) y una beca doctoral CONICET a M. L. Moreno. N. P. H y G. V. son investigadoras de CONICET.

## BIBLIOGRAFÍA

- Cabido, M., M.L. Carranza, A. Acosta y S. Páez. 1991. Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la provincia de Córdoba, Argentina. *Phytocoenología* 19: 547-566.
- 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., N. Pérez-Harguindeguy, S. Díaz, P. J. Grime, B. Marzano, M. Cabido, F. Vendramini y B. Cerabolini. 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras of two continents. *New Phytologist* 143: 191-200.
- Coûteaux, M. M., P. Bottner y B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Tree* 10: 63-66.
- Davies, K.F., B. A. Melbourne y C. R. Margules. 2001. Effects of within- and between- patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology* 82: 1830-1846.
- Didham, R., P. M. Hammond, J. H. Lawton, P. Eggleton y N. E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323.
- Didham, R. y J. H. Lawton. 1998. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- González, G. y T. R. Seastedt. 2001. Soil Fauna and Plant Litter Decomposition in Tropical and Subalpine Forests. *Ecology* 82: 955-964.
- Hättenschwiler, S., A. Tiunov y S. Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 16: 191-218.

- Henle, K., K. F. Davies, M. Kleyer, C. Margules y J. Settle. 2004. Predictors of Species Sensitivity to Fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207–251.
- Kotze, D. J. y M. J. Samways. 2001. No general edge effects for invertebrates at Afromontane forest/grassland ecotones. *Biodiversity and Conservation* 10: 443–466.
- Lövei, G. L., T. Magura, B. Tóthmérész y V. Ködöböcz. 2006. The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography* 15, 283–289.
- Luti, R., M. A. Bertran, F. M. Galera, N. Mullier, M. Berzal, M. Nores, y M. A. Herrera. 1979. En: J.C Vázquez; R. Miatello y M. Roqué (editores). *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Editorial Boldt, Buenos Aires. Pp, 297–368.
- Meentemeyer V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59: 465–472
- Meyer III W., R. Ostertag y R. Cowie. 2011. Macroinvertebrates accelerate litter decomposition and nutrient release in a Hawaiian rainforest. *Soil Biology y Biochemistry* 43: 206–211.
- Moglia, G. y A. M. Giménez. 1998. Rasgos anatómicos característicos del hidrosistema de las principales especies arbóreas de la región chaqueña argentina. *Investigación Agraria: Sistema y Recursos Forestales* 7: 53–71.
- Molina, S. I., G. Valladares, L. Cagnolo, L. y A. Salvo. 2006. Assessing Chaco Serrano Woodland area effects on diversity of ground-dwelling insects at different taxonomic levels. *Workshop on Forest Fragmentation in South America*, San Carlos de Bariloche, Argentina. Disponible en: <http://www.grenoble.cemagref.fr>
- Pérez Harguindeguy, N., S. Díaz, J. H. C. Cornelissen, F. Vendramini, M. Cabido y A. Castellanos. 2000. Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant and Soil* 218: 31–30.
- Pinheiro, J. C. y M. Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Springer, New York.
- Rantalainen, M. L., J. Haimi, T. Pennanen y H. Setälä. 2005. Species richness and food web structure of soil decomposer community as affected by the size of habitat fragment and habitat corridors. *Global Change Biology* 11: 1614–1627.
- Saunders, D., R. Hobbs y C. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Seasted, T. R. 1984. The role of arthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology* 29:25–46.
- Sobrinho, T. G. y J. H. Schoereder. 2007. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity Conservation* 16:1459–1470.
- Swift, M. I., O. W. Heal y J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial Ecosystems*. Berkeley, University of Californian Press.
- Tietema, A. y W. W. Wessel. 1994. Microbial activity and leaching during initial oak leaf litter decomposition. *Biology and Fertility of Soils* 18: 49–54.
- Vaieretti, V., D. Gurvich y N. Pérez-Harguindeguy. 2005. Decomposition dynamics and physicochemical leaf quality of abundant species in a montane woodland in Central Argentina. *Plant and Soil* 278:223–234
- Vasconcelos, H. y W. Laurance. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecología* 144: 456–462.
- Wall, D.H., M. A. Bradford, M. G. S. John, J. A. Trofymow, V. Behan-Pelletier, D. D. E. Bignell, J. M., M. J. Dangerfield, J. Parton, W. Rusek, W. Voigt, V. Wolters, H. Z. Gardel, F. O. Ayuke, R. Bashford, O. I. Beljakova, P. J. Bohlen, A. Brauman, S. Flemming, J. R. Henschel, D. L. Johnson, T. H. Jones, M. Kovarova, J. M. Kranabetter, L. Kutny, K. C. Lin, M. Maryati, D. Masse, A. Pokarzhevskii, H. Rahman, M. G. Sabara, J. A. Salamon, M. J. Swift, A. Varela, H. L. Vasconcelos, D. White y X. M. Zou. 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biology* 14: 2661–2677
- Zak, M., M. Cabido y J.G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589–598.