DESCOMPOSICION DE LA MATERIA ORGANICA VEGETAL EN ARROZALES DEL DELTA DEL EBRO

E. Novella, V.N. Astorga, E. Forés, & F.A. Comín

Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avda. Diagonal 645. 08028 Barcelona.

Palabras clave: Descomposición, litter-bags, producción de CO₂.

ABSTRACT

Ricefields are temporarily flooded ecosystems. After harvesting rice straw is buried in the sediment to act as organic manure for the next crop. Therefore it is important to know its decomposition rate.

In this paper we compare two techniques for the quantification of the decomposition rate of organic matter: the litter-bag method as an estimate of biomass weight decrease, and the CO₂ production as a measure of microorganisms heterotrophic activity.

Data obtained with both methods is negatively correlated ($p \leq 0.001$).

INTRODUCCION Y OBJETIVOS

Los arrozales son sistemas acuáticos inundados durante la época de cultivo (primavera-verano) que en otoño-invierno se mantienen secos mientras son preparados para la próxima temporada agrícola. Una práctica común en los arrozales del Delta del Ebro, es la incorporación de la paja del arroz en el sedimento cuya descomposición aporta del 26 al 48 % y del 16 al 36 % de las entradas de nitrógeno y fósforo, respectivamente, a los arrozales (Forés et al, 1988).

El objetivo de este trabajo es el de comparar los resultados obtenidos simultáneamente con la técnica de "Litter-bag" y con la producción de CO₂ por parte de los microorganismos descomponedores. La primera metodología citada se basa en enterrar material vegetal de peso conocido en bolsas de un tamaño de malla determinado. Se analiza la disminución de peso de la biomasa vegetal a lo largo del tiempo que nos permite estimar la tasa de descomposición (K). Esta es la técnica más clásicamente utilizada en estudios de descomposición en ecosistemas tanto acuáticos como terrestres (Falconer et al. 1933; Lunt, 1935; Bockock et al. 1960; Berg & Ekbohm, 1983; Tiwari et al. 1989). El análisis de la producción de CO₂ por los microorganismos permite el estudio de la mineralización de la materia orgánica así como de la biomasa microbiana que pudiera tomar parte en este proceso. Esta metodología ha sido considerada recientemente porque con ella se reduce la manipulación de las muestras y se puede realizar un seguimiento intensivo de la descomposición ya que permite aumentar el número de extracciones por ser mucho más fácil el proceso y análisis de las muestras (Sparling & West, 1989; Levi-Minzi et al. 1990; Blet-Cha Rau Deau et al. 1990). Se calculan también tasas de descomposición (C).

MATERIAL Y METODOS

Experimentalmente en laboratorio se incubó paja de arroz secada al aire utilizando como sustrato sedimento de un arrozal del Delta del Ebro.

SEDIMENTO		PAJA	
C (%)	5,768 ± 0,087	C(%)	39,421 ± 1,306
N (%)	0,147 ± 0,005	N(%)	1,232 ± 0,132
C/N	45,778	C/N	37,33
% MATERIA ORGANICA	9,944 ± 0,150		

Para el estudio de la descomposición por la pérdida de peso del material vegetal, se utilizaron recipientes de plástico (V=1l) en los que se había introducido sedimento (tabla 1a) secado al aire y pasado por un tamiz de 2 mm de malla. Se realizaron tres réplicas por extracción. En cada recipiente se depositaron 2 bolsas de Nylon de 1mm de malla con paja de peso conocido (tabla 1b), una para realizar el seguimiento de la disminución de peso de la biomasa vegetal y otra para el estudio de la actividad celulolítica de los microorganismos. Se realizaron extracciones a los 0, 7, 13, 21, 29, 42 y 72 días. La incubación se hizo a temperatura ambiente ($22.3^{\circ}\text{C} \pm 0.9$). El contenido hídrico del sedimento se mantenía constante (20-25 %) mediante la ubicación de los recipientes en cámaras de plástico saturadas de humedad. En cada extracción las réplicas destinadas al análisis de la disminución de peso, eran lavadas con agua y secadas a 70°C para posteriormente calcinarlas a 450°C . Los cálculos se hicieron a partir del peso seco sin cenizas.

Para el estudio comparativo de producción de CO_2 a lo largo del tiempo de experimentación se realizó una incubación paralela con frascos de vidrio de 1l con tapones metálicos que presentaban un septum de goma por donde se extraía la muestra de aire. Estos recipientes contenían sedimento y paja con las mismas características y en las mismas condiciones que los descritos en el párrafo anterior. En cada extracción los frascos se cerraban herméticamente 24h para poder analizar el CO_2 que se acumulaba en la atmósfera procedente de la actividad microbiana. Este era analizado con un cromatógrafo de gases HP 5890A, con detector de captura de electrones (ECD), con columna Porapak Q. Se hicieron medidas a los 1, 7, 9, 13, 21, 23, 29, 35, 42, 64 y 72 días de incubación.

RESULTADOS

Para el análisis de la disminución de peso seco sin cenizas de la biomasa vegetal se calcularon tasas de descomposición, K , a partir del modelo exponencial negativa simple (Olson, 1963) que nos permite la comparación con otros datos obtenidos en este estudio y simplifica el modelo de acumulación de materia orgánica en el sedimento. Este ajuste, no obstante nos obliga a asumir o bien que la tasa de descomposición absoluta disminuye linealmente a medida que el sustrato desaparece o que la tasa de descomposición relativa se mantiene constante (Wieder & Lang, 1982).

$$W_2 = W_1 * e^{-kt}$$

W_2 : peso fresco sin cenizas en t_2 (%).

W_1 : peso seco sin cenizas en t_1 (%).

t : tiempo de incubación, ($t_2 - t_1$) (días).

k : Tasa de descomposición en el intervalo ($t_2 - t_1$) (día^{-1}).

Se obtuvo la curva representada en la fig. 1a que se ajusta a una exponencial con $p \leq 0.001$.

Fig.1. Representación de las curvas de descomposición obtenidas por las dos metodologías estudiadas. a) Producción de CO₂. b) Disminución del peso seco sin cenizas ("Litter-bag"). (Los puntos en los que no se observa desviación estándar es debido a que esta es inferior al 0.6 %).

A su vez la acumulación del CO₂ producido durante la incubación se ajusta también a una exponencial simple que, en este caso es positiva del tipo:

$$C_2 = C_1 * e^{ct}$$

C_2 : CO₂ acumulado en t_2
($\mu\text{gr C-CO}_2 * \text{gr}^{-1} * \text{h}^{-1}$).

C_1 : CO₂ acumulado en t_1
($\mu\text{gr C-CO}_2 * \text{gr}^{-1} * \text{h}^{-1}$).

t : tiempo de incubación, ($t_2 - t_1$) (días).

c : Tasa de descomposición en el intervalo ($t_2 - t_1$) (día^{-1}).

Se obtuvo la curva representada en la fig. 1b que se ajusta a una exponencial con $p \leq 0.02$.

Se observa claramente la existencia de una correlación entre ambas como queda reflejado en la recta de regresión negativa con $p \leq 0.001$ de la fig. 2.

Fig. 2. Recta de regresión realizada con los resultados obtenidos por producción de CO_2 versus disminución del peso seco sin cenizas durante el periodo de incubación (intervalo de confianza del 95 %).

Fig. 3. Tasas de descomposición calculadas a) por producción de CO_2 (barras ralladas) y b) por disminución del peso seco sin cenizas (barras blancas) (En el texto se explica como se obtiene cada tasa. Las barras en las que no se observa desviación estándar es porque ésta es inferior al 0.07 %).

Comparando las diferentes tasas de descomposición obtenidas por los dos métodos, vemos que después de 72 días de incubación por la técnica de "litter-bag" se obtiene una K de 0.0111 d^{-1} mientras que por acumulación de CO_2 calculamos una C de 0.0166 d^{-1} .

Si analizamos con más detalle los resultados obtenidos y comparamos las tasas de descomposición relativas a cada intervalo estudiado (fig. 3) observamos algunas diferencias importantes entre las dos curvas. Obtenemos por los dos métodos una serie de tasas cuya principal analogía es la aparición de sus valores máximos en intervalos coincidentes o consecutivos según analicemos una u otra fase de descomposición. Así en una primera fase, la que correspondería al "leaching" inicial, observamos un valor máximo de K ($1.5 \cdot 10^{-2} \text{ d}^{-1}$ y 1.24 d^{-1} en los intervalos de 0 a 7 y de 7 a 13 días). En las misma fase obtenemos valores de C de $4.45 \cdot 10^{-2}$ y $7.97 \cdot 10^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente. No obstante en una segunda fase de 13 a 21 días y de 21 a 29 días aunque también se observan tasas máximas los picos se obtienen de forma consecutiva en el tiempo (de 13-21 días, $K = 1.873 \cdot 10^{-2} \text{ d}^{-1}$ y de 21 a 29 días, $C = 2.083 \cdot 10^{-2} \text{ d}^{-1}$).

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Los máximos en las tasas de descomposición obtenidos en este estudio y comentados en el apartado anterior podrían explicarse como el resultado de una primera fase de "leaching" en la que se produce la pérdida del material de más fácil degradación del detritus vegetal por rotura física de las células liberándose carbohidratos, almidón, pectinas y compuestos de nitrógeno solubles que son rápidamente asimilados por los organismos heterótrofos (Godshalk & Wetzel, 1978; Newell et al, 1986). Esto implicaría la aparición de un máximo de actividad heterotrófica que se superpondría en el tiempo

con la disminución de la biomasa. La segunda fase coincide en el tiempo con un máximo de actividad celulolítica (Novella, datos no publ.). En el periodo anterior hubo una preparación del complejo enzimático responsable de la degradación de la celulosa, compuesto que sería el principalmente atacado en esta segunda fase. La degradación de la celulosa supondrá la liberación en el medio de compuestos solubles que serán avidamente asimilados por los microorganismos. Esto se traduciría en una disminución de peso de la biomasa vegetal y en un pico posterior de actividad heterótrofica, lo que explica la sucesión de máximos observados. Al final de nuestra incubación observamos una disminución de la actividad heterotrófica y obtenemos tasas de descomposición inferiores porque el detritus vegetal ha aumentado su concentración de material de más difícil degradación (ligninas) (Jensen, 1971; Berg & Staaf, 1980).

El método de "litter-bag" presenta inconvenientes que ya han sido comentados por otros autores con anterioridad (Wieder & Lang, 1982). El problema de tener que enterrar la paja en bolsas con tamaño de malla determinado significa que si este es demasiado pequeño, los organismos encargados de la fracturación del material (Reice, 1977) no puedan acceder a él. En cambio, si la malla es demasiado grande los fragmentos más pequeños se pierden en el sustrato (sedimento) contabilizándolos erróneamente como material mineralizado. Esto se acentúa con la manipulación del material pues también existe pérdida de fragmentos al lavar las muestras después de la extracción para separar el sedimento que haya quedado adosado sobre la paja. El error se produce sobretudo en fases avanzadas de la descomposición.

La metodología de medida de producción de CO_2 como índice del grado de actividad de los microorganismos, no necesita tanta manipulación, no obstante, en esta técnica siempre existe el riesgo de supervalorar la tasa de producción de CO_2 ya que no sólo se analiza la que procede de microorganismos descomponedores (obsérvese que las tasas de descomposición obtenidas por este método son siempre superiores). A pesar de esto, la facilidad de análisis permite el hacer un número mayor de extracciones y el estudio con más detalle del comportamiento de los microorganismos durante la incubación que de hecho son los principales protagonistas en la mineralización de la materia orgánica.

En conclusión se podría decir que para la correcta descripción de un proceso tan complejo como es la descomposición de la materia orgánica, sería conveniente la utilización de varias técnicas que permitan una comparación y análisis en mayor profundidad.

BIBLIOGRAFIA

- Berg, B. & H. Staaf. 1980. Decomposition rates and chemical changes in decomposing needle litter of Scotts pine. II. Influence of chemical composition. Ecol. Bull. (Stockholm), 32: 373-390.
- Berg, B. & G. Ekbohm. 1983. Nitrogen immobilization in decomposing needle litter at variable carbon: Nitrogen ratios. Ecology 64(1): 63-67.
- Blet-Cha Rau Deau, C. J. Muller & H. Laudelut. 1990. Kinetics of carbon dioxide evolution in relation to microbial biomass and temperature. Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 1324-1328.
- Bocock, K.L., O.J. Gilbert, C.K. Capstick, D.C. Turner, J.S. Ward & M.J. Woodman. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting litter types. Jour. Soil Sci. 11:1-9.
- Falconer, G.J., W. Wright & H.W. Beall. 1933. The decomposition of certain types of fresh litter under field conditions. Am. Jour. Bot. 20: 196-203.
- Fores, E., M. Menendez & F.A. Comin. 1988. Rice straw decomposition in rice field soil. Plant and Soil 109:145-146.
- Godshalk, G.L. & R.G. Wetzel. 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. I - Dissolved components. Aquat. Bot. 5: 281 - 300.
- Jensen, V. 1971. In: Ecology of Leaf Surface Microorganisms (T.F. Preece & C.H. Dickinson, eds.), pp. 463 - 469. Academic Press, London & NY.
- Levi-Minzi, R., R. Riffaldi & A. Saviozzi. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. Agriculture, Ecosystems and Environment 31: 325-335.
- Lunt, H.A. 1935. Effects of weathering upon dry matter and composition of hardwood leaves. Jour. For. 31: 43-45.
- Newell, S.Y., J.W. Fell & C. Miller. 1986. Deposition and decomposition of Turtlegrass leaves. Int. Rev. oes. Hydrob. 71 (3): 363 - 369.
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44: 322-331.
- Reice, S.R. 1977. The role of animal association and current velocity in sediment - specific leaf litter decomposition. Oikos 29: 357 - 365.
- Sparling, G.P. & A.W. West. 1989. Importance of soil water content when estimating microbial C, N and P by the fumigation-extraction methods. Soil Biol. Biochem. 21(2):245-253.
- Tiwari, S.Ch., B.K. Tiwari & R.R. Mishra. 1989. Microbial decomposition of pineapple (*Ananas comosus* L.) litters. Oecol. Plant. Vol. 10. n°3. pp 329-339.
- Wieder, R.K. & G.E. Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter-bags. Ecology 63(6): 1636-1642.