

CARBONO MICROBIANO EDÁFICO EN SUELOS AFECTADOS POR FUEGO Y ENMENDADOS CON DIFERENTES RESIDUOS ORGÁNICOS

C. GUERRERO, J. MATAIX-SOLERA, F. RODRÍGUEZ, F. GARCÍA-ORENES, I. GÓMEZ, R. MORAL

GEA - Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n E-03202 Elche, Alicante. Tel 966658948 Fax 966658532. E-mail: cesar.guerrero@umh.es

Abstract. In this work we show results of different field experiments about the restoration of burned soils with the application of different organic wastes. After 8 months of wastes application to burned soils, most of the burned amended soils maintained higher levels of C_{org} than un-amended burned soils. Organic application to burned soils has increased soil microbial biomass, a pool negatively affected by fire. The $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$ decreases when increases application rates of organic wastes. This percentage increases in soils treated with more degradable wastes.

Key words: burned soils, restoration, microbial biomass carbon, sewage sludge.

Resumen. En este trabajo se muestran resultados de distintos experimentos de campo, basados en la aplicación de residuos orgánicos a suelos afectados por diferentes fuegos. A los 8 meses de la aplicación, en la mayoría de los suelos quemados enmendados se mantienen mayores valores de carbono orgánico (C_{org}) que los suelos quemados no tratados. El carbono de la biomasa microbiana edáfica (C_{mic}), una de las fracciones más perjudicadas por efecto del fuego, se incrementa de forma notable en los suelos enmendados con los residuos orgánicos. Los porcentajes de C_{mic} respecto al C_{org} varían, disminuyendo al incrementar la dosis de residuo, y son mayores en los suelos tratados con los residuos más degradables.

Palabras clave: suelos quemados, restauración, carbono microbiano, lodos.

INTRODUCCIÓN

En condiciones semiáridas, las velocidades de reestablecimiento de la vegetación tras el paso del fuego son, en algunos casos, excepcionalmente bajas, favoreciéndose los procesos erosivos. Esas bajas velocidades se pueden deber en parte a las importantes modificaciones que generan los incendios en ciertas propiedades edáficas. La disminución de la cantidad y calidad de la materia orgáni-

ca edáfica, junto con las nuevas condiciones edafoclimáticas, pueden desfavorecer el reestablecimiento de los microorganismos edáficos, ya de por sí afectados de forma directa por el fuego. Diversos estudios muestran la drástica disminución de la biomasa microbiana tras el paso del fuego, y la velocidad con la que se reestablece suele ser de varios años (Hernández *et al.*, 1997; Prieto-Fernández *et al.*, 1998). La biomasa microbiana es una pequeña fracción de la materia orgánica, pero

por su alto “turnover” supone una rápida fuente de nutrientes de gran importancia para la nutrición vegetal, además de estar implicada, entre otros, en procesos de formación y estabilización de los agregados.

La aplicación de residuos orgánicos al suelo se muestra como una técnica eficaz para incrementar, aunque a veces sólo de manera transitoria, los niveles de materia orgánica. Por la fuente de energía, carbono y otros nutrientes que supone, esta técnica también suele incrementar la microflora edáfica (Díaz-Raviña *et al.*, 1996; Acea y Carballas, 1999), reestableciéndose procesos biogeoquímicos. Los cambios producidos tras las enmiendas suelen incrementar de manera rápida la recolonización vegetal, reduciéndose de esta manera los tiempos de exposición a los procesos erosivos.

En este trabajo se muestran los efectos de la aplicación de diversos residuos orgánicos en los contenidos de carbono orgánico y biomasa microbiana en varios suelos afectados por diferentes incendios forestales y una quema controlada.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos consistieron en la aplicación superficial de diversos residuos orgánicos en diferentes suelos afectados por

fuego (Tabla 1). En algunos de los experimentos se usaron dos dosis.

Experimentos:

1.- Aplicación de dos dosis (2 y 4 kg m⁻²) de purines (fase sólida) en zona quemada A1. La aplicación se realizó a los 984 días del incendio.

2.- Aplicación de dos lodos de depuradora (sin compostar y compostado; 3 kg m⁻²) en zona quemada A2. La aplicación se realizó a los 802 días del incendio.

3.- Aplicación de tres lodos de depuradora (2 compostados y uno sin compostar; 3 kg m⁻²) en zona quemada B. La aplicación se realizó a los 408 días del incendio.

4.- Aplicación de dos dosis (3 y 5 kg m⁻²) de un lodo compostado en zona quemada C. La aplicación se realizó a los 126 días de la quema controlada.

Descripción de las zonas afectadas por fuegos:

- **Zona A:** zona forestal afectada por un incendio forestal (17/6/98). El incendio fue de alta intensidad. Matorral de *Quercus coccifera* y pinar abierto de *Pinus halepensis*. La altitud media es de 765 m (snm), con una pendiente menor de 5%, y una exposición N80°W. La precipitación y temperatura media anual (1969-1999) es de 277 mm y 15,8°C. El suelo es un Xerorthent lítico (SSS, 1998).

TABLA 1. Descripción de los residuos orgánicos empleados en cada experimento y las dosis.

Experimento	Exp. 1	Exp. 2 y 3	Exp. 2 y 3	Exp. 3	Exp. 4
Tipo de residuo orgánico	Fase sólida de purín de cerdo compostada	Lodo seco no compostado	Compost de lodo 1	Compost de lodo 2	Compost de lodo 3
Digestión	-	Aeróbica	Aeróbica	Anaeróbica	Aeróbica
Clave residuo	FSPC	LS	CL1	CL2	CL3
Dosis baja	2 kg m ⁻²	3 kg m ⁻²	3 kg m ⁻²	3 kg m ⁻²	3 kg m ⁻²
usadas alta-	4 kg m ⁻² -	-	-	-	5 kg m ⁻²
C orgánico %	42,9	18,2	24,8	31,9	20,3
N orgánico %	2,24	5,37	2,92	2,41	1,87

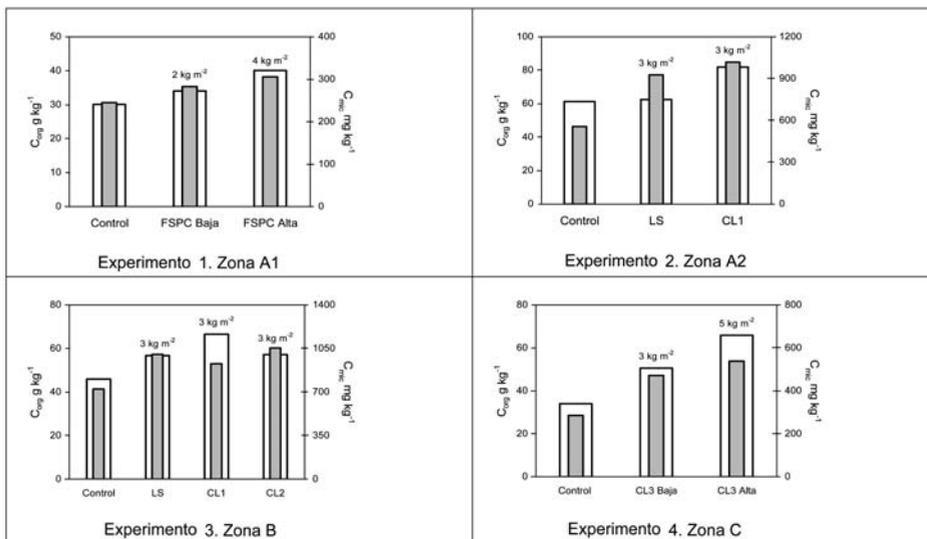


FIGURA 1. Carbono orgánico (en blanco, eje izquierda, en g kg⁻¹) y carbono de la biomasa microbiana (en gris, eje derecha, en mg kg⁻¹), a los 8 meses de la aplicación.

En ella existen dos sub-zonas quemadas diferentes (zona A1: experimento 1; zona A2: experimento 2), debido a una distribución heterogénea de la cantidad de combustible vegetal, siendo ésta mayor en la zona A2.

- **Zona B:** zona forestal afectada por un incendio forestal (29/6/99). El incendio fue de alta intensidad. Matorral de *Quercus coccifera* y pinar abierto de *Pinus halepensis*. Esta zona está a 800 m (snm), presentando una pendiente del 35%, siendo su exposición S20°W. El resto de características son similares a las de la zona A. Ambas están en Pinoso, provincia de Alicante.

- **Zona C:** zona forestal afectada por una quema controlada. El fuego fue de baja intensidad. La vegetación predominante previa a la quema era un aulagar (*Ulex parviflorus*). La altitud media es de 1035 m (snm), con una pendiente menor de 5%, y una exposición NE. La precipitación y temperatura media anual (1969-1999) es de 706 mm y 13,8°C. El suelo es un Haploxeroll cálcico (SSS, 1998). Esta zona está en Benifato, provincia de Alicante.

Aproximadamente a los 8 meses de la aplicación de los residuos orgánicos, se tomaron muestras superficiales de suelo (0-10 cm) en cada una de las diferentes parcelas tratadas y en los controles (suelos quemados). En estos suelos se cuantificó el carbono orgánico (Walkley y Black, 1934) y el carbono de la biomasa microbiana por fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1986). Este último método se basa en la cuantificación del incremento de carbono orgánico extraíble que se produce tras fumar el suelo durante 24 horas con vapores de cloroformo. Este proceso lisa las células de los microorganismos edáficos, y por tanto ese incremento en carbono orgánico extraíble es atribuible y proporcional a la cantidad de microorganismos. Las muestras fueron previamente acondicionadas durante 8 días a 25°C y al 60% de su capacidad de retención hídrica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el experimento 1, en el que se usaron dos dosis de un compost de la fase sólida de

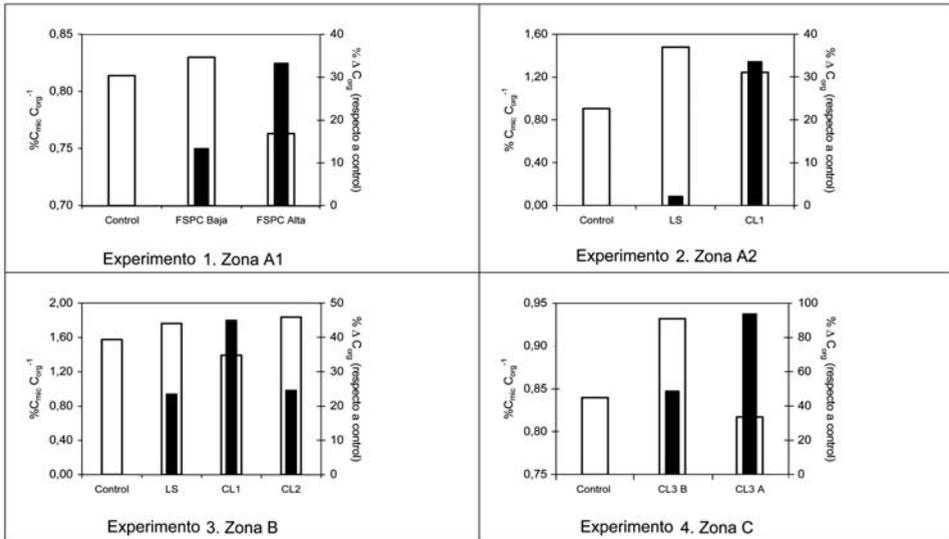


FIGURA 2. Valores del $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$ de los suelos a los 8 meses de la aplicación de los residuos orgánicos (en blanco, eje izquierda), junto con el $\%$ de incremento de C_{org} (respecto a control; en negro, eje derecha).

un purín de cerdo, los valores de C_{org} se incrementaron de manera proporcional a las dosis aplicadas (Figura 1). Sin embargo, el C_{mic} , que también se incrementó respecto al control, no muestra diferencias entre dosis. De esta manera, en la dosis alta, el porcentaje de carbono microbiano respecto al orgánico ($\%C_{mic} C_{org}^{-1}$) es menor que la dosis baja, e incluso que el $\%$ de los controles (Figura 2). Ello podría indicar que buena parte del carbono de este residuo no es muy degradable, muy probablemente por su alta C/N.

En el experimento 2, realizado sobre una zona adyacente al experimento 1, la aplicación, en este caso de lodos de depuradora, incrementó de forma muy notable el C_{mic} . Sin embargo, cabe destacar que en los suelos tratados con el lodo LS (lodo seco no compostado), a los 8 meses de la aplicación, se ha mineralizado gran parte del C_{org} aplicado. En los suelos tratados con CL1, que es el mismo lodo pero compostado con paja y serrín, la mineralización del carbono ha sido menor,

resultado esperable por el efecto del compostaje. En esta zona, ambos lodos incrementan el $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$, siendo mucho mayor el del lodo sin compostar (LS), poniendo de manifiesto su alta degradabilidad (Figura 2).

En el experimento 3 todos los residuos orgánicos (lodos de depuradora) también han incrementado el C_{org} y el C_{mic} . En esta zona el compost de lodo CL1 también es el que mayor C_{org} mantiene a los 8 meses de la aplicación, incluso más que CL2, compost con mayor contenido en C_{org} (Tabla 1). Los suelos tratados con el compost CL2 presentan valores de C_{org} similares al lodo sin compostar LS, quizás por la estabilización anaeróbica de CL2, tratamiento que le confiere mayor degradabilidad (Kirchmann, 1991). Quizás por esto LS y CL2 son los residuos que mayores incrementos de $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$ muestran en esta zona.

En esta zona la mineralización del C_{org} adicionado ha sido menor en la zona 1, quizás porque las mayores temperaturas (por su

exposición sur) no han favorecido un elevado desarrollo microbiano, y con ello tampoco el $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$, ya de por sí alto por la mayor aridez (Insam, 1990).

En la zona C, afectada por una quema controlada, en donde se desarrolló el experimento 4, la aplicación de ambas dosis del compost de lodo CL3 también han incrementado de forma notable los valores de C_{mic} y de C_{org} (Figura 1). La dosis baja de compost (3 kg m⁻²), es más efectiva que la dosis alta (5 kg m⁻²) incrementando el $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$, y observándose el mismo efecto de la dosis que en el experimento 1, es decir, que queda una parte importante de ese carbono adicionado de forma poco accesible a los microorganismos.

La aplicación de diferentes residuos orgánicos se muestra como muy adecuada para el reestablecimiento de la biomasa microbiana edáfica, tal y como han observado otros investigadores (Acea y Carballas, 1999).

En general, y al margen de los residuos usados, las zonas con condiciones más térmicas y áridas (zona B > zona A > zona C) tienen mayores valores del $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$, debido a que bajo esas condiciones la materia orgánica es mineralizada en cortos periodos (cuando las condiciones son favorables). Puesto que los microorganismos estarán activos durante poco tiempo, se favorece que se puedan dar mayores valores del $\%C_{mic} C_{org}^{-1}$ (Insam, 1990).

CONCLUSIONES

Los diferentes residuos orgánicos empleados se muestran como efectivos en el reestablecimiento de la biomasa microbiana a medio plazo (8 meses), pudiendo ser éste uno de los primeros objetivos a plantear en la restauración de suelos quemados. Dependiendo de los tratamientos previos en los residuos a aplicar (p.e. compostaje), la degradabilidad de la materia orgánica variará, y con ello los

niveles de carbono orgánico edáfico y biomasa microbiana. Al incrementar la dosis de enmienda se incrementa proporcionalmente más C_{org} que C_{mic} . Las condiciones climáticas también van a influir en la cantidad de biomasa microbiana que existe en relación al C_{org} .

REFERENCIAS

- Acea, M.J. y Carballas, T. (1999): Microbial fluctuations after soil heating and organic amendment. *Biores. Technol.*, 67: 65-71.
- Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Bååth, E. (1996): Bacterial activity in a forest soil after heating and organic amendments measured by thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biol. Biochem.*, 28: 419-426.
- Hernández, T., García, C., Reinhardt, I. (1997): Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biol. Fertil. Soils*, 25: 109-116.
- Insam, H. (1990): Are the microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime?. *Soil Biol. Biochem.*, 22: 525-532.
- Kirchmann, H. (1991): Carbon and nitrogen mineralization of fresh, aerobic and anaerobic animal manures during incubation with soil. *Swedish J. agric. Res.*, 21: 165-173.
- Prieto-Fernández, A., Acea, M.J., Carballas, T. (1998): Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fertil. Soils*, 27: 132-142.
- Soil Survey Staff (1998): Keys to soil taxonomy. 8th edition, USDA-NRCS, Washington DC, 326 p.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 703-707.

Walkley, A., Black, I.A. (1934): An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37: 29-38.