

¿Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas?

ADRIANA ABRIL ✉

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

RESUMEN. Se evaluó si los parámetros microbianos del suelo pueden ser indicadores de impacto productivo en la región central semiárida de Argentina. Se compararon situaciones de explotación muy contrastantes: impacto alto (negativo y positivo), impacto intermedio, impacto bajo y restauración, en dos ecosistemas: Bosque Chaqueño y agroecosistemas de Espinal. El grado de sensibilidad de los parámetros químicos (materia orgánica, pH y nitrato) y biológicos (respiración edáfica y abundancia de grupos funcionales) se estableció calculando los porcentajes de variación entre suelos perturbados y suelos control. Se calculó la proporción de los diferentes grupos funcionales de la comunidad microbiana y el índice de mineralización de carbono (respiración/materia orgánica). Los parámetros biológicos fueron más sensibles que los químicos. Los más sensibles fueron los nitrificadores (rango de variación: -55 a +23%), los celulolíticos (-50 a +49%) y la respiración del suelo (-60% a +21%). La estructura de la comunidad y el índice de mineralización de carbono mostraron ser buenos indicadores en sistemas de impacto intermedio y restauración. Teniendo en cuenta que los parámetros analizados resultaron ser sensibles y fáciles de medir, éstos pueden constituirse en una herramienta útil para predicciones científicas en el campo de la sustentabilidad.

[Palabras clave: bioindicadores, sistemas productivos, degradación del suelo, sustentabilidad]

ABSTRACT. *Are soil microorganisms good indicators of land-use impact in ecosystems?:* Soil microbial parameters as land-use indicators were evaluated in the semi-arid central region of Argentina. Contrasting land-use situations were compared in Chaco woodlands and Espinal agro-ecosystems: high impact (positive and negative), medium impact, low impact, and restoration. The sensibility of chemical (organic matter, pH, and nitrate) and biological (soil respiration and abundance of microbial functional groups) parameters was evaluated by estimating the percent variation between disturbed and undisturbed soils in each land-use situation. Moreover, microbial community structure (relation among functional groups) and carbon mineralization rate (respiration/organic matter) were calculated. Biological parameters were more sensitive than the chemical ones. Nitrifiers (variation range: -55% to +23%), cellulolitics (-50% to +49%), and soil respiration (-60% to +21%) were the most sensitive parameters. The changes on microbial community and carbon mineralization rate were good indicators, particularly in medium impact and restoration situations. Some biological parameters may have an important role as indicators for sustainable land-use ecosystems due to their high sensibility and easiness to measure.

[Keywords: bioindicators, soil degradation, sustainability]

✉ Microbiología Agrícola, Dpto. Recursos Naturales, Fac. de Cs. Agropecuarias. Univ. Nac. de Córdoba c.c.509, 5000 - Córdoba, Argentina.
aabril@agro.uncor.edu

Recibido: 6 de febrero de 2003; Fin de arbitraje: 24 de abril de 2003; Revisión recibida: 19 de mayo de 2003; Aceptado: 20 de mayo de 2003

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas críticos para implementar políticas y programas sobre desarrollo sustentable es la disponibilidad de indicadores que permitan evaluar el impacto de las diferentes prácticas productivas sobre los ecosistemas (Bucher 1995; Blume et al. 1998; Bouma 2002). La degradación del suelo es un claro síntoma del mal uso y del manejo inapropiado de los sistemas productivos. Debido a que la pérdida de fertilidad está asociada a la alteración de numerosos procesos biológicos realizados por la biota edáfica, se ha propuesto que los microorganismos del suelo pueden ser indicadores válidos para el diagnóstico de impacto y restauración en los ecosistemas (Dilly & Blume 1998; Roper & Ophel-Keller 1998; Bauhus & Khanna 1999; Filip 2002). Los escasos trabajos que utilizan a los microorganismos edáficos como indicadores de calidad de los suelos no siempre han tenido resultados coincidentes. Probablemente esto se deba a la dificultad para seleccionar parámetros que efectivamente reflejen la dinámica y la heterogeneidad espacial y temporal de las comunidades microbianas (Filip 2002). Los parámetros biológicos normalmente utilizados tienen relación con la diversidad (taxonómica y funcional), la actividad (respiración y enzimas) y las características biomoleculares (e.g., ATP, ácidos nucleicos, ácidos grasos) de los microorganismos del suelo (Paul & Clark 1996; Dick 1998; Dilly & Blume 1998; Sparling 1998; Bauhus & Khanna 1999). Sin embargo, muchos de estos parámetros no cumplen con los requisitos prácticos de un buen bioindicador, es decir, que sea sensible, fácil y económico de medir y de amplia distribución (Beeby 1995; Roper & Ophel-Keller 1998; Wick et al. 1998).

Según van Bruggen y Semenov (2000), la búsqueda de parámetros indicadores en el suelo ha sido realizada de manera azarosa y los resultados obtenidos son difíciles de interpretar. Ellos proponen utilizar índices de biodiversidad para evaluar los cambios en la estructura de la comunidad microbiana después de un disturbio. De igual manera, otros autores sugieren que el cálculo de índices combinando diferentes variables (e.g., biomasa/respiración, biomasa/materia

orgánica) permite interpretar con mayor exactitud la dinámica de los procesos biológicos que ocurren en el suelo (Bauhus & Khanna 1999; Filip 2002). Aunque en la actualidad existe una marcada tendencia hacia el uso de bioindicadores, el desarrollo de una evaluación crítica de los microorganismos como indicadores de impacto de los sistemas productivos es escaso (Roper & Ophel-Keller 1998; Filip 2002).

En los últimos años, se han producido en Argentina importantes cambios en el uso de la tierra, especialmente debido a la ampliación de la frontera agropecuaria y a la introducción de nuevas tecnologías de cultivo como la siembra directa. Sin embargo, no se cuenta con herramientas para evaluar el grado de impacto o sustentabilidad de dichos cambios, que sean adecuadas y accesibles para estudios a gran escala y para las condiciones tecnológicas del país. En este trabajo se analizan resultados sobre calidad de suelos en diferentes sistemas productivos, con la finalidad de establecer la factibilidad de usar parámetros microbianos como indicadores de alteración productiva.

MÉTODOS

Se procesaron resultados obtenidos en seis estudios realizados durante los últimos 15 años en suelos de la región semiárida de Argentina, sometidos a diferentes sistemas productivos (Tabla 1). Se seleccionaron trabajos que fueron realizados con igual metodología con relación al diseño de muestreo y a los parámetros analizados. En todos los estudios seleccionados el muestreo cumplía las siguientes características: (1) suelo del horizonte superficial (0-20 cm), (2) elevada cantidad de submuestras para minimizar la variabilidad espacial, y (3) toma simultánea de controles de suelo sin disturbio para considerar las variaciones ambientales. Los parámetros considerados fueron los de rutina en análisis químicos y biológicos de suelo: materia orgánica, nitrato ($N-NO_3$), pH, respiración edáfica (CO_2) y número de microorganismos de los diferentes grupos funcionales relacionados con la fertilidad (celulolíticos, amonificadores, nitrificadores y fijadores de nitrógeno).

Tabla 1. Intensidad de impacto en los diferentes sistemas productivos estudiados en el Bosque Chaqueño y en agroecosistemas del Espinal.

Table 1. Impact intensity of the different land-use situations studied in Chaco woodland and Espinal agro-ecosystems.

	Impacto	Referencia
Bosque chaqueño		
Puesto ganadero con 50 años de tala y sobrepastoreo. Suelo totalmente desnudo.	alto	Abril & Bucher (1999)
Un año después de quema de pastizal para uso ganadero. Cobertura de gramíneas aproximadamente 50%.	intermedio	Abril & González (1999)
Desmonte selectivo con implantación de pasturas para ganadería (9 años). Cobertura de gramíneas 100%.	bajo	Torres & Abril (1996)
Puesto ganadero sobrepastoreado con 8 años de recuperación por clausura. Cobertura de gramíneas aproximadamente 25%.	restauración	Abril & Bucher (1999)
Agroecosistemas de Espinal		
Monocultivo de soja con labranza convencional (8 años). Arada y rastreadas anuales.	alto (-)	Abril et al. (1990)
Monocultivo de sorgo con labranza conservacionista (8 años). Cíncel y cultivador anuales.	intermedio	Abril et al. (1995)
Ganadería en potrero con pastura perenne consociada (5 años). Arada y rastreada cada 5 años	bajo	Abril et al. (1990)
Rotación soja-avena-maíz con siembra directa (5 años). Sin laboreo.	alto (+)	Kopp (2002)

Se analizaron los datos obtenidos en situaciones de explotación muy contrastantes en dos ecosistemas: Bosque Chaqueño y Espinal. Los suelos control en la región Chaqueña fueron sectores de bosque nativo cercanos a los sitios de estudio, mientras que en el Espinal éstos correspondieron a suelos bajo alambrados, a causa de la falta de vegetación original en la zona agrícola analizada. Se compararon cuatro situaciones en el Bosque Chaqueño (impacto alto, impacto intermedio, impacto bajo y restauración) y cuatro en el Espinal (impacto alto positivo, impacto alto negativo, impacto intermedio e impacto bajo) (Tabla 1). Para definir estas situaciones se adoptó el criterio que relaciona el estado de degradación del suelo con la cobertura de gramíneas en los suelos del Chaco (Morello & Saravia-Toledo 1959) y con la frecuencia e intensidad de los laboreos en los agroecosistemas (Wick et al. 1998).

Para comparar el grado de sensibilidad de los diferentes parámetros se calcularon los porcentajes de variación entre los suelos perturbados y los control, mientras que para evaluar los cambios en la estructura de las

comunidades microbianas se estableció la relación porcentual entre los diferentes grupos funcionales presentes en cada caso. Además, se calculó el índice de mineralización de carbono (respiración/materia orgánica) para cada situación (Dommergues 1960). Para comparar las variaciones porcentuales entre el suelo control y el perturbado, en las distintas situaciones de impacto evaluadas, se realizó un Análisis de Varianza, transformando previamente los porcentajes por medio de la función $y = \arcseno \sqrt{x}$. La comparación de los promedios se realizó con la Prueba de LSD Protegido (Steel & Torrie 1985). Dentro de cada situación de impacto, se evaluó la diferencia en el índice de mineralización entre el suelo control y el perturbado, mediante una Prueba de t (Steel & Torrie 1985).

RESULTADOS

Sensibilidad de los parámetros químicos y biológicos

Para el Bosque Chaqueño, en el sistema de alto impacto (tala y sobrepastoreo por 50 años) todos los parámetros químicos y biológicos

gicos, excepto el pH, mostraron diferencias significativas con el suelo control, mientras que en el sistema de bajo impacto (ganadería con pasturas y desmonte selectivo) ningún parámetro, ni químico ni biológico, mostró diferencias significativas (Figura 1). En el sistema de impacto intermedio (quema de pastizales) difirieron significativamente dos parámetros: número de organismos nitrificadores (-31%) y contenido de materia orgánica (-27%). En el sistema en restauración, la mitad de los parámetros analizados difirieron del control, mientras que el resto había recuperado los valores del bosque original. Los parámetros que se mantenían bajos fueron: contenido de materia orgánica (-35%), respiración edáfica (-30%) y número de microorganismos celulolíticos y nitrificadores (-37% y -50%, respectivamente; Figura 1).

Para los agroecosistemas del Espinal, en ninguno de los casos analizados los parámetros químicos mostraron diferencias significativas con el control, mientras que los parámetros biológicos variaron con las distintas prácticas productivas (Figura 2). En los dos sistemas de alto impacto (positivo y negativo) se observó una variación significativa en los nitrificadores (+23% y -39%, respectivamente) y en la respiración (-33% y +21%, respectivamente), mientras que el grupo de los celulolíticos difirió significativamente en los sistemas de alto impacto negativo e impacto intermedio (+49% y +21%, respectivamente; Figura 2).

Considerando las ocho situaciones productivas analizadas en ambos ecosistemas, los parámetros biológicos difirieron un 50% más que los químicos. El promedio de variación

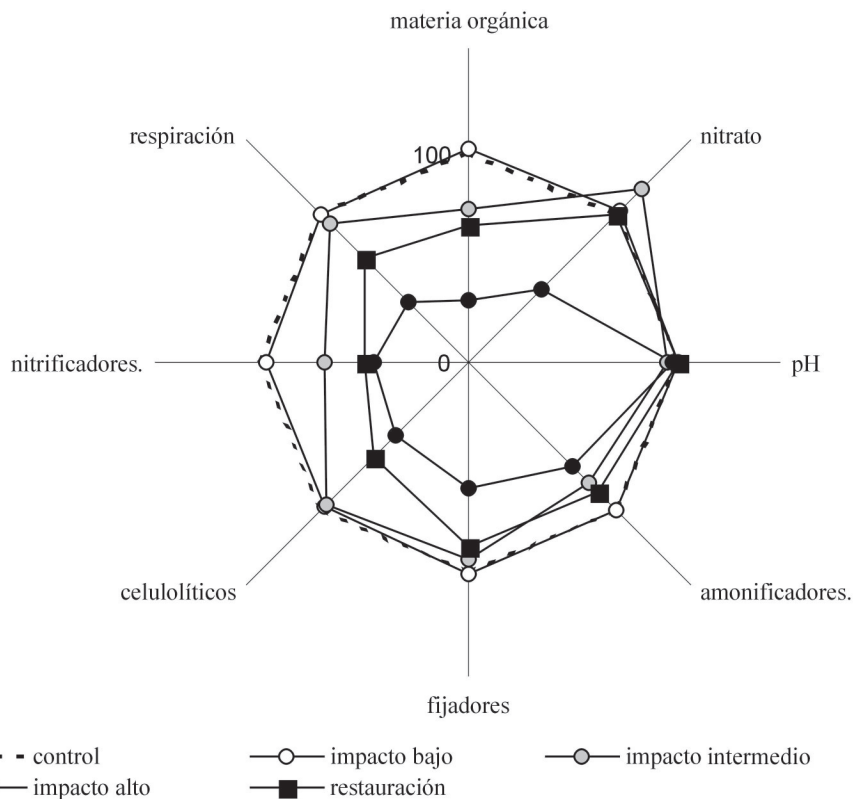


Figura 1. Sensibilidad de los parámetros químicos y biológicos a los diferentes impactos productivos estudiados en el Bosque Chaqueño. Cada eje representa un parámetro, sobre el cual se comparan los diferentes niveles de impacto respecto al control, que es considerado 100%.

Figure 1. Sensibility of chemical and biological parameters to the different land-use impacts studied in the Chaco woodland. Each axis represents one of the evaluated parameters on which the impact levels are compared to the check treatment that is considered 100%.

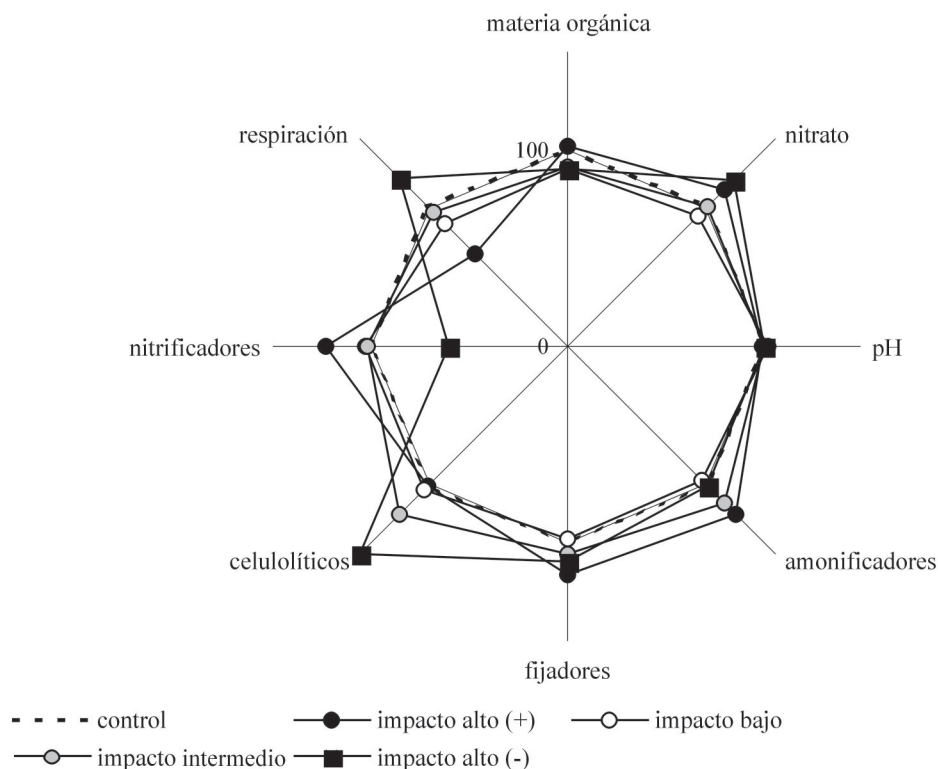


Figura 2. Sensibilidad de los parámetros químicos y biológicos a los diferentes impactos productivos estudiados en agroecosistemas del Espinal. Cada eje representa un parámetro, sobre el cual se comparan los diferentes niveles de impacto respecto al control, que es considerado 100%.

Figure 2. Sensibility of chemical and biological parameters to the different land-use impacts studied in Espinal agro-ecosystems. Each axis represents one of the evaluated parameters on which the impact levels are compared to the check treatment that is considered 100%.

en el Bosque Chaqueño fue de 12% para los parámetros químicos y de 28% para los biológicos, mientras que en los agroecosistemas del Espinal la variación fue de 8% y 14%, respectivamente. Los parámetros biológicos más sensibles fueron el número de organismos nitrificadores y celulolíticos, y la respiración edáfica. Los nitrificadores variaron entre -55% y +23%, presentando valores muy bajos en situaciones de alto impacto negativo como los suelos sobrepastoreados, y aumentando en sistemas productivos sustentables tales como las siembras sin laboreo (Figura 1 y 2). Los organismos celulolíticos fluctuaron entre -50% y +49% en respuesta a la disponibilidad de celulosa. Por ejemplo, en agroecosistemas con laboreo intenso aumentaron significativamente frente al efecto activador del movimiento del suelo, mientras que disminuyeron en todos los sistemas de explotación del bosque con fuerte reducción del aporte de restos vegetales al suelo. La respiración

edáfica presentó un comportamiento similar (rangos entre -60% y +21%), siendo muy baja en suelos sobrepastoreados del bosque y muy elevada en sistemas con laboreos intensos (Figura 1 y 2).

Relación entre grupos funcionales

Para el Bosque Chaqueño, en los sistemas de bajo y alto impacto la estructura de la comunidad microbiana mantuvo el mismo patrón que en el bosque original, mientras que en los sistemas de impacto intermedio y restauración varió significativamente. En estas dos últimas situaciones se produjo un cambio en la dominancia de los grupos, pasando de los amonificadores a los fijadores de nitrógeno que aumentaron su participación en la comunidad en un 40% y 29%, respectivamente. En el caso del impacto intermedio (quema de pastizales), todos los grupos,

excepto los amonificadores, cambiaron significativamente la relación porcentual entre ellos, correspondiendo la mayor variación a los nitrificadores (-50%; Figura 3).

Para los agroecosistemas del Espinal se presentaron variaciones significativas en la relación entre grupos funcionales solo en los sistemas de alto impacto (positivo y negativo), aunque sin llegar a cambios en la dominancia. En relación con el patrón de distribución de los microorganismos del suelo control, el sistema con alto impacto positivo (siembra directa con rotación de cultivos) presentó una mayor proporción de amonificadores y una disminución en la participación de nitrificadores (+33% y -47%, respectivamente), mientras que en el sistema con alto impacto negativo (labranza convencional) los celulolíticos aumentaron su proporción un 31% y los nitrificadores disminuyeron un 73% (Figura 4).

Índice de mineralización de carbono

Los valores de los índices de mineralización de carbono mostraron diferencias con el suelo control solamente en algunas situaciones (Tabla 2). A semejanza de los otros parámetros biológicos analizados, los sistemas de alto impacto negativo fueron los que presentaron

mayores cambios, mientras que en el resto de las situaciones el índice fue similar a los controles. Todos los suelos control presentaron valores cercanos a 1, que indica un equilibrado balance entre mineralización y humificación de carbono en el suelo, mientras que en los ecosistemas muy alterados el índice se desplazó fuertemente hacia valores mayores, a causa de la elevada producción de CO₂ en relación con el contenido de materia orgánica disponible (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que los parámetros microbianos pueden ser indicadores válidos para detectar niveles de impacto y recuperación en sistemas productivos. Los parámetros seleccionados demostraron ser sensibles y fáciles de medir, ya que fueron realizados con métodos simples y de rutina.

El análisis de los principales grupos funcionales de microorganismos del suelo fue adecuado para detectar cambios provocados por el manejo productivo. Esto concuerda con la afirmación de van Bruggen & Semenov (2000), quienes sostienen que, a causa de la alta versatilidad microbiana, los grupos fun-

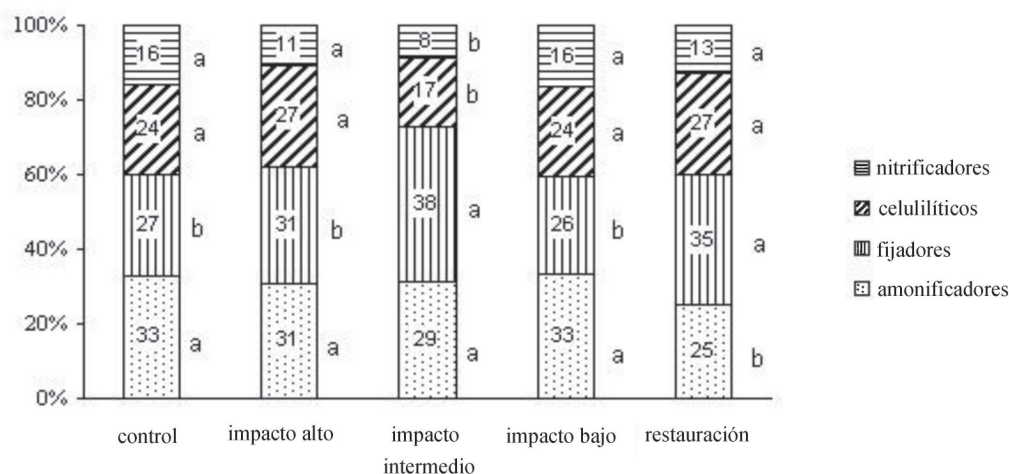


Figura 3. Variaciones de la comunidad microbiana, expresadas como porcentaje de grupos funcionales, según la intensidad de los diferentes impactos productivos estudiados en el Bosque Chaqueño. Para cada grupo funcional, letras distintas indican diferencias significativas entre situaciones de impacto ($P < 0.05$, Prueba de LSD).

Figure 3. Microbial community variations expressed as functional group percentages, in the different land-use impacts studied in Chaco woodland. For each functional group different letters indicate significant differences among impact situations ($P < 0.05$, LSD test).

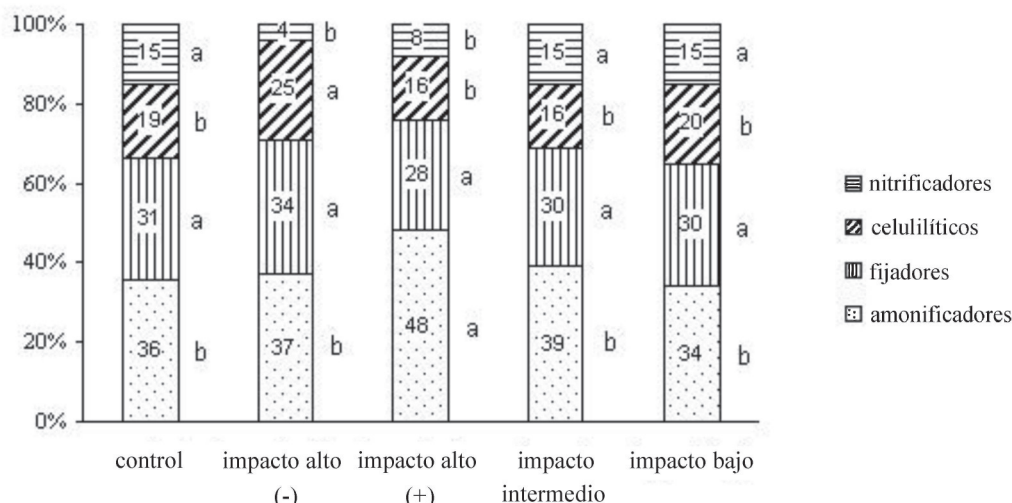


Figura 4. Variaciones de la comunidad microbiana, expresadas como porcentaje de grupos funcionales, según la intensidad de los diferentes impactos productivos estudiados en agroecosistemas del Espinal. Para cada grupo funcional, letras distintas indican diferencias significativas entre situaciones de impacto ($P < 0.05$, Prueba de LSD).

Figure 4. Microbial community variations expressed as functional group percentages, in the different land-use impacts studied in Espinal agro-ecosystems. For each functional group different letters indicate significant differences among impact situations ($P < 0.05$, LSD test).

cionales reflejan mejor que las especies taxonómicas las alteraciones en los suelos. Se pudo establecer que la variación en el grado de sensibilidad de los grupos funcionales tiene relación con las características ecológicas de cada grupo y con el tipo de alteración producido en los ecosistemas.

Los grupos microbianos demasiado diversos, que incluyen muchas y muy variadas es-

pecies, son poco adecuados como indicadores a causa de que cada especie responde diferencialmente al impacto (Atlas 1984; Roper & Ophel-Keller 1998). En nuestros resultados, el grupo de amonificadores fue un claro ejemplo de que la alta diversidad de organismos otorga estabilidad al grupo y lo hace poco sensible a los disturbios. Contrariamente, los nitrificadores que tienen escasa cantidad de individuos y que están restringidos práctica-

Tabla 2. Índice de mineralización de carbono en las diferentes situaciones de impacto estudiadas en el Bosque Chaqueño y en agroecosistemas del Espinal. *: $P < 0.05$, Prueba de *t*.

Table 2. Carbon mineralization in the different land-use impacts studied in Chaco woodland and Espinal agro-ecosystems. *: $P < 0.05$, *t* Test.

	Suelo control	Suelo perturbado	Variación (%)
Bosque Chaqueño			
Bajo impacto	0.96	0.93	-4
Impacto intermedio	0.94	1.17	24 *
Alto impacto	0.96	2.29	138 *
Restauración	0.96	1.37	18
Agroecosistemas del Espinal			
Alto impacto (-)	1.03	1.36	32 *
Bajo impacto	1.03	1.18	14
Impacto intermedio	1.01	1.13	11
Alto impacto (+)	1.07	0.93	-13

mente a dos géneros (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*), es el grupo que mostró mayor sensibilidad en todos los casos analizados (Paul & Clark 1996; Roper & Ophel-Keller 1998).

En relación con el tipo de alteración, se debe distinguir entre cambios intensos y de corta duración y cambios lentos pero continuos en el tiempo (Roper & Ophel-Keller 1998; van Bruggen & Semenov 2000). Nuestros resultados indican que los organismos celulolíticos son muy sensibles para detectar cambios producidos inmediatamente después de un disturbio intenso como los laboreos del suelo, mientras que todos los grupos tienen similar sensibilidad frente a alteraciones de larga duración.

La respiración del suelo ha sido muchas veces utilizada para monitorear la actividad biológica global, ya que es un parámetro altamente variable, dependiente de la disponibilidad de sustrato y de las condiciones ambientales (Beeby 1995; Sparling 1998; Bauhus & Khanna 1999). Sin embargo, se menciona que los microorganismos responden muy rápidamente después de un periodo de inactividad, lo que puede llegar a enmascarar el efecto de los impactos (Sparling 1998). En nuestros resultados, la respiración resultó ser particularmente sensible al evaluar los distintos sistemas de labranza. Los valores positivos inmediatamente después de un intenso laboreo del suelo indican una alta disponibilidad de sustrato fácilmente degradable y excelentes condiciones de aireación, mientras que los negativos en siembra directa reflejan una lenta y gradual descomposición de los residuos de cosecha (Abril et al. 1995; Kopp 2002).

Estructura de la comunidad microbiana

La relación entre la cantidad de individuos de los diferentes grupos funcionales, que suponemos refleja la estructura de la comunidad, mostró ser otro buen parámetro indicador de impacto. Claros ejemplos son la dominancia de organismos fijadores de nitrógeno en suelos en restauración y el aumento de la proporción de celulolíticos en suelos laboreados. Estos resultados concuerdan con lo afirmado por diferentes autores en relación con que las alteraciones afectan más a la estructu-

ra de la comunidad que a las poblaciones de manera aislada (Atlas 1984; Dilly & Blume 1998; van Bruggen & Semenov 2000). Según estos autores, frente a un disturbio algunas especies declinan y otras ocupan su lugar, sin producirse cambios en el número total de individuos. Debido a esto, van Bruggen & Semenov (2000) recomiendan no utilizar como indicadores parámetros como biomasa ni recuentos totales y, en su reemplazo, sugieren analizar los cambios en las sucesiones microbianas del suelo.

Los disturbios graduales y permanentes, como es el caso de alto impacto después de 50 años de sobrepastoreo en el Chaco, no modifican el patrón poblacional. Roper & Ophel-Keller (1998), mencionan que la disminución de todas las poblaciones es un índice de estrés de largo plazo y que las alteraciones cercanas en el tiempo son las que pueden hacer cambiar la dominancia en las comunidades. En este estudio, después de un año de la quema de pastizales en el Chaco (impacto intermedio) disminuyeron grupos muy sensibles como los nitrificadores y aumentaron especies altamente especializadas para colonizar ambientes alterados, como los fijadores de nitrógeno, provocando cambios significativos en la estructura de la comunidad.

Comparación con parámetros químicos

En general, los parámetros biológicos resultaron ser más sensibles que los químicos, particularmente frente a situaciones de bajo impacto y cortos periodos de tiempo a partir del disturbio. Esto es coincidente con lo mencionado por diferentes autores respecto a que los parámetros químicos, como el contenido de materia orgánica, varían muy lentamente y solo es posible detectar cambios a largo plazo (Lal 1998; Arshad & Martin 2002). La causa de la escasa sensibilidad aparente del contenido de materia orgánica es que los disturbios pueden cambiar la proporción entre la materia orgánica lábil y humificada y no el contenido total (Paul & Collins 1998), hecho que no es detectado en análisis de rutina. De manera similar, la escasa sensibilidad del contenido de nitratos puede deberse a que es un compuesto poco estable en el suelo, sujeto a lixiviación y asimilación, por lo que es afectado por una amplia gama de condiciones

que pueden enmascarar la relación directa con el impacto analizado (Smaling & Oenema 1998). Contrariamente, la respiración del suelo varía en cortos períodos de tiempo, indicando cambios en la fracción lábil de la materia orgánica (Abril & Bucher 2001), y la abundancia de organismos nitrificadores refleja la capacidad de producir nitrógeno disponible en los suelos (Roper & Ophel-Keller 1998).

Índice de mineralización de carbono

El índice de mineralización de carbono (respiración/materia orgánica) resultó ser más adecuado que los parámetros biológicos para detectar los cambios producidos en el suelo. Esto es consistente con lo recomendado por diferentes autores en el sentido que los índices que combinan parámetros químicos y biológicos son más representativos de la dinámica y el balance de los procesos del suelo (Dilly & Blume 1998; Sparling 1998; Bauhus & Khanna 1999; van Bruggen & Semenov 2000; Filip 2002). El índice de mineralización de carbono fue propuesto por Dommergues (1960) para establecer el balance entre mineralización y humificación y, como consecuencia, detectar la tendencia de un suelo a ganar o perder carbono orgánico. Por tal motivo, puede ser un buen indicador de la sustentabilidad en sistemas productivos. En los casos analizados se detectó claramente que los sistemas de alto impacto negativo tienden a seguir perdiendo carbono y que los de alto impacto positivo (agricultura con rotaciones y siembra directa) tienden a ganarlo.

Según este análisis de casos concretos, se puede afirmar que algunos parámetros biológicos del suelo serían buenos indicadores de impacto y restauración en los ecosistemas. Si su uso todavía no ha sido aceptado masivamente, probablemente se debe a alguna de las siguientes razones: (1) muchos autores han considerado los resultados en términos de valores absolutos, encontrando grandes variaciones debidas a condiciones regionales y estacionales, que enmascaran el efecto del impacto (Trasar-Cepeda et al. 1998; van Bruggen & Semenov 2000); (2) se ha tratado de definir valores límites, rangos y porcentajes de variación universales que representen las condiciones óptimas de un suelo, siendo

que cada sistema tiene características propias en cuanto a cantidad y actividad de las diferentes poblaciones microbianas (Beeby 1995; Arshab & Martin 2002); (3) se ha supuesto que valores menores son indicadores de impacto negativo, por lo que se espera que los sistemas sin disturbio presenten los máximos valores para cada parámetro (Sparling 1998; van Bruggen & Semenov 2000), criterio éste que ha llevado a dificultades en el momento de la interpretación de resultados, ya que existe un balance entre los diferentes procesos microbianos en el suelo que hace que no siempre un mayor número de organismos ni una mayor actividad sean indicadores de mejor manejo; (4) se han utilizado índices de biodiversidad taxonómica, biomasa, recuentos totales y biosensores que, a causa de la alta versatilidad y adaptabilidad de los microorganismos, han dado resultados inconsistentes y erráticos (Sparling 1998; van Bruggen & Semenov 2000); y (5) se han analizado parámetros e índices biológicos que son difíciles de utilizar masivamente a causa de la alta complejidad de las técnicas o porque requieren equipamiento e insumos onerosos (e.g., actividad de enzimas, ácidos grasos, BIOLOG, perfil de ácidos nucleicos; Dick 1998; Dilly & Blume 1998; Trasar-Cepeda et al. 1998).

Esta revisión provee un ejemplo de la sensibilidad de los grupos microbianos a los efectos de la actividad del hombre sobre el suelo. La optimización de estos conceptos puede proveer una herramienta útil para contribuir al desarrollo de predicciones científicas dentro del campo de las políticas ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

- ABRIL, A; M ACOSTA; L OLIVA & O BACHMEIER. 1990. Dinámica estacional de la microflora en un Haplustol típico de la región semiárida bajo diferentes manejos agrícolas. *Ciencia del Suelo* 8:30-40.
- ABRIL, A & EH BUCHER. 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the dry savannas of Argentina. *Appl. Soil Ecol.* 12:159-167.
- ABRIL, A & EH BUCHER. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the Western Chaco of Argentina. *Appl. Soil Ecol.* 16:243-249.
- ABRIL, A; V CAUCAS & F NUÑEZ-VAZQUEZ. 1995. Sistemas de labranza y dinámica microbiana del suelo en la región central de la provincia de

- Córdoba. *Ciencia del Suelo* **13**:104-106.
- ABRIL, A & C GONZÁLEZ. 1999. Dinámica de la fertilidad y de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las sierras de Córdoba. *Agriscientia* **16**:63-70.
- ARSHAD, MA & S MARTIN. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agr. Ecosyst. Environ.* **88**:153-160.
- ATLAS, RM. 1984. Use of microbial diversity measurements to assess environmental stress. Pp. 540-545 en: MJ Klug & CA Reddym (eds). *Current perspectives in microbial ecology*. American Society for Microbiology. Washington DC.
- BAUHHUS, J & PK KHANNA. 1999. The significance of microbial biomass in forest soils. Pp. 77-110 en: N Rastin & J Bauhus (eds). *Going underground: ecological studies in forest soils*. Research Signpost. Canberra.
- BEEBY, A. 1995. *Applying ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- BLUME, HP; E FLEISCHHAUSER; A HEBEL; C REIJ & KG STEINER. 1998. *Towards sustainable land use. Vol I*. Catena Verlag. Reiskirchen.
- BOUMA, J. 2002. Land quality indicators of sustainable land management across scales. *Agr. Ecosyst. Environ.* **88**:129-136.
- VAN BRUGGEN, AHC & AM SEMENOV. 2000. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. *Appl. Soil Ecol.* **15**:13-24.
- BUCHER, EH. 1995. Indicators of biophysical sustainability: case study of the Chaco savannas of South America. Pp. 147-152 en: M Minaschin & W Shearer (eds). *Defining and measuring sustainability: the biophysical foundations*. The World Bank. Washington DC.
- DICK, RP. 1998. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. Pp. 121-156 en: CE Pnakhurst; BM Doube & VV Gupta (eds). *Biological indicators of soil health*. CABI. Wallingford.
- DILLY, O & OH BLUME. 1998. Indicators to assess sustainable land use with reference to soil microbiology. Pp. 29-36 en: HP Blume; H Eger; E Fleischhauer; A Hebel; C Reij & KG Steiner (eds). *Towards sustainable land use*. Catena Verlag. Reiskirchen.
- DOMMERGUES, Y. 1960. La notion de coefficient de minéralization du carbone dans les sols. *Agron. Trop.* **15**:53-59.
- FILIP, ZK. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agr. Ecosyst. Environ.* **88**:169-174.
- KOPP, S. 2002. *Procesos biológicos del suelo en diferentes manejos de residuos de cosecha en siembra directa*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.
- LAL, R. 1998. Land use and soil management effects on soil organic carbon dynamics on Alfisols in Western Nigeria. Pp. 109-126 en: R Lal; JM Kimble; RF Follet & BA Stewart (eds). *Soil processes and carbon cycle*. CRC Press. Boca Raton.
- MORELLO, JH & C SARAVIA-TOLEDO. 1959. El bosque chaqueño. II. Ganadería y el bosque en el oriente de Salta. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino* **3**:209-258.
- PAUL, EA & FE CLARK. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. San Diego.
- PAUL, EA & HP COLLINS. 1998. The characteristics of soil organic matter relative to nutrient cycling. Pp. 181-198 en: R Lal; WH Blum; C Valentine & BA Stewart (eds). *Methods for assessment of soil degradation*. CRC Press. Boca Raton.
- ROPER, MM & KM OPHEL-KELLER. 1998. Soil microflora as bioindicators of soil health. Pp. 157-178 en: CE Pnakhurst; BM Doube & VV Gupta (eds). *Biological indicators of soil health*. CABI. Wallingford.
- SMALING, EMA & O OENEMA. 1998. Estimating nutrient balances in agro-ecosystems at different spatial scales. Pp. 229-252 en: R Lal; WH Blum; C Valentine & BA Stewart BA (eds). *Methods for assessment of soil degradation*. CRC Press. Boca Raton.
- SPARLING, GP. 1998. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. Pp. 97-119 en: CE Pnakhurst; BM Doube & VV Gupta (eds). *Biological indicators of soil health*. CABI. Wallingford.
- STEEL, RG & JH TORRIE. 1985. *Principles and procedures of statistics*. McGraw-Hill. New York.
- TORRES, P & A ABRIL. 1996. Estudio sobre la fertilidad biológica en un desmonte selectivo del Chaco Árido Argentino. *Ciencia del Suelo* **14**:30-36.
- TRASAR-CEPEDA, C; C LEIRÓA; F GIL-SOTRES & S SEOANE. 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fert. Soils* **26**:100-106.
- WICK, B; RF KÜHNE & PLG VLEK. 1998. Soil microbiological parameters and indicators of soil quality under improved fallow management systems in south-western Nigeria. *Plant Soil* **202**:97-107