



GRUPOS FUNCIONALES DE MICROORGANISMOS EN SUELOS DE PÁRAMO PERTURBADOS POR INCENDIOS FORESTALES

Mayra Eleonora Beltrán Pineda
Universidad de Boyacá

Luz Marina Lizarazo-Forero
Universidad Pedagógica y Tecnológica
de Colombia

Recibido: julio 23, 2013

Aceptado: noviembre 18, 2013

Págs. 121-136

Resumen

El ecosistema estratégico del páramo de Rabanal (Boyacá - Colombia) fue afectado por incendios forestales que arrasaron 2000 hectáreas de vegetación nativa y las especies de fauna asociadas. Debido a esta problemática y a la reconocida importancia de los grupos funcionales de microorganismos como indicadores de calidad, se realizó un diagnóstico microbiológico de suelos para evaluar el efecto de la quema sobre estos grupos cultivables de microorganismos. También se efectuó el mismo diagnóstico en un suelo sin perturbar de la misma zona que se asumiría como control. Fueron evaluadas algunas poblaciones de bacterias cultivables implicadas en los ciclos del C, N y P por el método de recuento en placa estándar utilizando medios de cultivo selectivos. En general, las poblaciones microbianas cultivables nativas implicadas en el ciclado de nutrientes registraron valores de Log UFC/g de suelo similares en los dos tipos de suelos en estudio ($p > 0,05$) a excepción de las poblaciones de bacterias proteolíticas y de bacterias solubilizadoras de fosfato. Las correlaciones lineales entre los diferentes grupos de microorganismos para los dos tipos de suelos evaluados resultaron en su mayoría estadísticamente significativas y muestran interacciones positivas entre los grupos de microorganismos evaluados, lo que indicaría que las poblaciones estarían actuando sinérgicamente posibilitando procesos de cometabolismo, lo que conduciría a favorecer la recuperación del suelo degradado.

Palabras clave: Páramo de Rabanal, incendio forestal, grupos funcionales de microorganismos ciclos C, N y P.

Abstract

The strategic Páramo ecosystem of Rabanal, Boyacá, Colombia, was recently affected by forest fires in which 2000 hectares of native vegetation and associated wildlife species were razed. Because of the well recognized importance of the functional groups of microorganisms as bio-indicators of soil quality, a soil microbiological diagnosis was performed in order to evaluate the effect of burning on these cultivable groups of microorganisms. A nearby, undisturbed soil was used as a control. The populations of culturable bacteria, involved in the C, N, and P cycles, were assayed by the method of standard plate count with selective media. In general, the populations of native culturable microbes involved in the nutrient cycles were the same for the two types of soils in this study ($P > 0.05$), except for the populations of proteolytic and phosphate solubilizing bacteria. In most cases, linear correlations among different groups of microorganisms were statistically significant for the two soil types, showing positive interactions among groups of the tested microorganisms, indicating synergy among populations, which, in turn, would allow for co-metabolism processes and favor the recovery of degraded soil.

Keywords: Páramo of Rabanal, forest fire, functional groups of microorganisms, cycles of C, N, and P.

1. Introducción

Los páramos comprenden extensas zonas que coronan las cordilleras entre el bosque altoandino y el límite inferior de las nieves perpetuas. Están definidos como región natural por la relación entre el suelo, el clima, la biota y la influencia humana [41]. Los sistemas de páramo juegan un papel importante como reguladores del recurso hídrico, albergue de un gran número de especies animales y vegetales, riqueza paisajística y procesos socioeconómicos del territorio colombiano [12]. Son muchos los factores, tanto naturales como antrópicos, que generan efectos negativos sobre estos ecosistemas, entre los cuales se destaca la quema.

Los incendios forestales son considerados como disturbios que pueden ser devastadores para los ecosistemas en donde suceden, ya que el paso de las llamas puede llegar a generar cambios drásticos, no sólo en la vegetación superficial de la zona sino también en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo que son determinadas en gran medida por los microorganismos implicados en el ciclado de nutrientes [45]. Es conocido que después del incendio, generalmente las poblaciones microbianas existentes en las capas superficiales del suelo se reducen, pues los microorganismos son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y nutrientes [52].

En la cordillera oriental, específicamente en el departamento de Boyacá - Colombia, se encuentra ubicada el área de manejo ambiental denominada páramo de Rabanal que cubre 17800 hectáreas y presenta una altitud de 3200 msnm [18]. Según la Oficina de Prevención y Atención de Desastres de Boyacá, en lo corrido de los años 2004 a 2010 se presentaron incendios en el páramo en la zona correspondiente al municipio de Ventaquemada, sufriendo este ecosistema un gran desequilibrio ambiental debido a que estos incendios arrasaron aproximadamente con 2000 hectáreas de vegetación nativa, además de los organismos asociados a dicho biotopo.

En relación con las investigaciones de las poblaciones microbianas en ecosistemas de páramo, estas se han enfocado específicamente en micorrizas vesículo arbusculares (MVA) como las realizadas en la región de Monserrate por Coba y Cogua (1995) [17]. Los estudios de Chitiva et ál., (2001) [19], reportaron microhongos filamentosos en el páramo de Guasca y el Tablazo. Moratto et ál., (2005) [37], evaluaron el efecto del uso del suelo sobre hongos solubilizadores de fosfato y bacterias diazotróficas en el páramo de Guerrero - Cundinamarca. En el mismo páramo también se realizaron estudios para conocer la microbiota cultivable y endomicorrizas obtenidas de la hojarasca de bosque por Bernal et ál., (2006) [12]. Hacia el año 2005, Cepeda y sus colaboradores [14] estudiaron hongos solubilizadores de fosfato aislados de la rizósfera de *Espeletia grandiflora* en el páramo El Granizo. Galdrón et ál., (2006) [32], estudiaron hongos del suelo en zonas de vegetación natural del páramo de Chisacá. Más adelante, Arias y Piñero (2008) [6] aislaron e identificaron hongos filamentosos de muestras de suelo de los páramos de Guasca y Cruz Verde, y hacia el año de 2011, Flórez y Uribe [29] analizaron los parámetros biológicos y fisicoquímicos relacionados con el ciclo del nitrógeno en suelos rizosféricos de papa en páramos de Cundinamarca. Ninguna de las anteriores investigaciones estuvo

enfocada a evaluar el efecto de algún tipo de perturbación sobre grupos funcionales de microorganismos edáficos en suelos de páramo, que es el objetivo de este estudio.

En ecosistemas perturbados, un estudio microbiológico de suelo es crucial debido a que los microorganismos juegan un papel fundamental en gran parte de los ciclos globales de nutrientes, y como bioindicadores pueden arrojar un diagnóstico acerca de la calidad actual del suelo. La información existente acerca del estudio de los grupos funcionales de microorganismos es relevante y el entendimiento de sus interacciones puede brindar una mejor perspectiva acerca de los procesos que ocurren en un ecosistema, además de posibilitar el monitoreo de disturbios ambientales [3].

El objetivo de esta investigación fue realizar el diagnóstico microbiológico de un suelo afectado por incendios forestales a los 12 meses de haberse producido el incendio y su comparación con un suelo no perturbado, específicamente con un relicto de bosque del páramo de Rabanal que se asumió como control con el fin de evidenciar los cambios que sufrieron las poblaciones microbianas cultivables asociadas a los ciclos de nutrientes de este ecosistema a partir del disturbio.

2. Materiales y métodos

2.1 Zona de estudio y toma de muestras

El estudio fue realizado en el páramo de Rabanal en inmediaciones del embalse Gachaneca, localizado a una altitud de 3200 msnm. Estos suelos se caracterizan por presentar una alta susceptibilidad al deterioro, bajos niveles de fertilidad, fuerte acidez, temperatura edáfica baja, pedregosidad y muy alta retención de humedad [18]. El muestreo de suelos se realizó siguiendo la metodología propuesta por Creptin y Johnson (2000) [16]; se delimitaron dos áreas de 25 m² en cada una de las zonas en estudio (una para el suelo quemado después de los 12 meses de haberse producido el incendio y otra que correspondió a un relicto de bosque sin quemar localizado en la misma área que se asumió como control). En dichas zonas se hicieron transectos en zig-zag con una distancia entre puntos de muestreo de 1,5m. De cada zona de estudio se tomaron de ocho muestras compuestas de suelo, cada una de 1kg y a una profundidad de 20cm, las cuales fueron debidamente rotuladas y conservadas a 4°C para su posterior análisis microbiológico cuya postergación no fue superior a 48 horas.

2.2 Evaluación de grupos funcionales de microorganismos

Con el fin de tener una estimación de las poblaciones cultivables de interés en los suelos en estudio, se realizaron series de dilución y siembra en placa usando medios de cultivo selectivos para cada grupo funcional. Para el aislamiento y recuento de microorganismos proteolíticos se utilizó el medio de cultivo propuesto por Andrade, 2004 [3]; para los microorganismos amilolíticos se empleó el medio de cultivo según Pontecorvo et ál., (1953) [40]; para celulolíticos se utilizó el medio de cultivo propuesto por Wood, (1980) [54]. Para el aislamiento y recuento de las bacterias fijadoras de nitrógeno que utilizan glucosa como fuente de carbono se utilizó el medio de cultivo BURK propuesto por

Wilson y Knight, (1952) [55] y para los fijadores de nitrógeno que usan malato como fuente de carbono se empleó el medio de cultivo NFB según Döbereiner y Day (1976) [22]. Finalmente para el aislamiento y recuento de los microorganismos solubilizadores de fosfato se utilizó el medio de cultivo propuesto por Silvestre-Bradley et ál., (1982) [48]; modificado con fosfato tricálcico y pH 7. Se realizaron ocho réplicas de cada uno de los recuentos y las cajas de petri se incubaron a 28°C durante 3 a 7 días, según el tipo de microorganismo. Luego se procedió a realizar el recuento de las colonias que mostraron la actividad cualitativa representativa. Las colonias que se consideraron positivas fueron las que mostraron halos de hidrólisis en los medios de cultivos para celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos y solubilizadores de fosfato. Para las fijadoras de nitrógeno, se consideran como positivas todas las colonias que crecieron en el medio selectivo para este tipo de microorganismos, ya que este no cuenta con una fuente de nitrógeno y se asume que si un microorganismo crece en él es porque puede tomar el nitrógeno que requiere para su metabolismo y crecimiento a partir del nitrógeno atmosférico por medio de la fijación.

2.3 Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con ayuda del programa Minitab ® Release 14. Statistical Software. Para realizar el análisis comparativo de las poblaciones microbianas en cada una de las zonas estudiadas se utilizó la prueba t-Student. Adicionalmente se realizaron pruebas de correlación de Pearson entre los grupos funcionales en cada una de las zonas de estudio para conocer las posibles interacciones entre microorganismos.

3. Resultados y discusión

3.1 Grupos funcionales de microorganismos del ciclo de carbono

Para el suelo quemado se encontraron poblaciones de bacterias amilolíticas, proteolíticas y celulolíticas con promedios de 4,8 - 4,6 y 4,3 Log UFC/g de suelo respectivamente (figura 1).

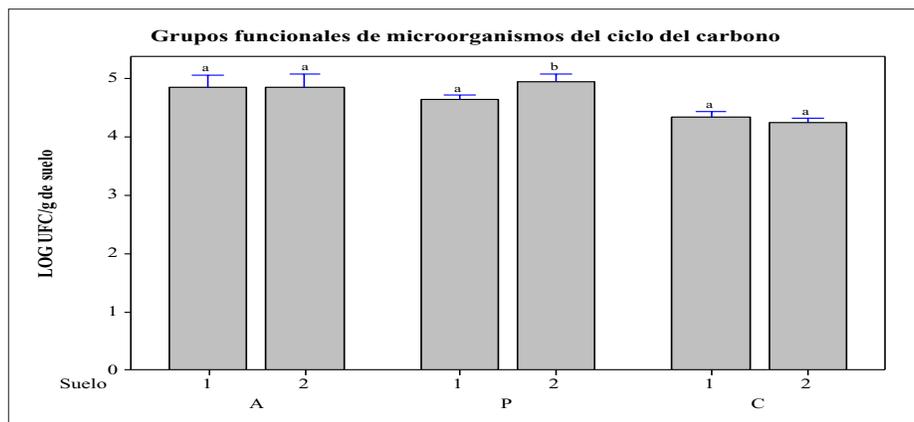


Figura 1. Grupos funcionales de microorganismos del ciclo del carbono (A: amilolíticas, P: proteolíticas y C: celulolíticas) en suelos afectados por incendios forestales y en suelos de un relicto de bosque en el páramo de Rabanal. Suelo 1: suelo quemado; Suelo 2: suelo de relicto de bosque sin quemar (control). Las barras corresponden a la media con su respectivo error estándar. Letras iguales no difieren significativamente según la prueba t-student al 5%.

Es de destacar que las poblaciones de bacterias amilolíticas exhibieron los promedios poblacionales más altos en relación a los otros dos grupos funcionales de microorganismos asociados al ciclo de carbono en los dos suelos estudiados, lo cual indicaría que el material vegetal presente en la zona, brinda sustratos amiláceos que son reserva energética de las plantas y que se descomponen más rápidamente que la celulosa [14, 38], lo cual estimularía la actividad de los microorganismos amilolíticos. Sin embargo, Acea y Carballas, (1996) [2] documentaron que un año después de un incendio forestal la población amilolítica se redujo ligeramente.

Las bacterias proteolíticas mostraron diferencias significativas para los dos suelos ($p \leq 0,05$): en el suelo quemado las poblaciones disminuyeron considerablemente en relación al relicto de bosque. Se ha informado que los impactos del fuego a corto plazo pueden ser graves sobre la superficie del suelo y en el horizonte mineral superficial, ya que el fuego incinera material vegetal, humus, detritus y microorganismos del suelo, resultando en la alteración de las propiedades del suelo y la estructura de comunidades [34]. Es conocido que la combustión de la materia orgánica repercute negativamente sobre las características edáficas, hay evidencias del detrimento de la materia orgánica después del incendio y la disminución de la capacidad del suelo para almacenar nutrientes al perderse por escorrentía superficial, lo que afectaría a estas poblaciones que están involucradas directamente en procesos de biodegradación de compuestos ricos en proteínas provenientes de la macro y microbiota [37]. Se sabe que la materia orgánica del suelo, el contenido de agua, la fuente de nitrógeno, son factores críticos que restringen el crecimiento de plantas y microorganismos en suelos quemados [34].

Las poblaciones de bacterias celulolíticas disminuyeron considerablemente en relación con los demás grupos de microorganismos del ciclo del C en la zona quemada. Esto podría explicarse por que el suelo del páramo de Rabanal es fuertemente ácido y es conocido que la acidez del suelo está ligada con la disminución de la disponibilidad de carbono para las bacterias y se relaciona con una baja tasa de crecimiento [4]. Fernández et ál., 1997 [26], indicaron que el contenido de C es menor en suelos disturbados; además, los restos de material orgánico en suelos quemados contienen humina y por tanto se constituyen en un sustrato pobre para el crecimiento microbiano. Al respecto, Abril et ál., (1999) [1], evaluaron la dinámica de poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios forestales en las sierras de Córdoba en Argentina encontrando que la población celulolítica descendió significativamente. Esta disminución puede responder a un efecto directo del calor sobre estas poblaciones localizadas muy superficialmente en el suelo y a la pérdida de material celulósico. Estos mismos resultados fueron descritos por González et ál., (2004) [31], quienes estudiaron el efecto de la quema sobre los procesos biológicos del suelo. Acea y Carballas, (1996) [2], concluyeron que, en el corto plazo, la quema produce una disminución de bacterias celulolíticas, pero un año después del incendio forestal hay un ligero aumento de microorganismos celulolíticos. Adicionalmente, Borner y Brinkman, (2003) [13], comprobaron que el fuego afecta la actividad de la B-glucosidasa, enzima que actúa sobre las uniones β -glucosídicas de los compuestos de celulosa.

Al realizar una comparación entre la zona quemada y la no disturbada se puede evidenciar que no hay diferencia estadísticamente significativa en los recuentos de las poblaciones amilolíticas y celulolíticas en los dos terrenos en estudio ($p > 0,05$). Es conocido que si bien el fuego afecta a las comunidades microbianas del suelo y a su estructura trófica, en la mayoría de los casos los efectos del fuego sobre las propiedades coloidales del suelo y sobre las poblaciones microbianas son reversibles; de esta forma, pasado cierto tiempo, los suelos afectados por el fuego vuelven a recuperar sus propiedades iniciales y su funcionalidad de forma natural [43].

Estudios como los realizados por Ross et ál., (1997) [44], y Fernández, (1998) [25], acerca de los efectos del fuego sobre la biomasa microbiana y la disponibilidad de nutrientes, encontraron proporciones significativamente bajas de microorganismos y de disponibilidad de nitrógeno y carbono, concluyendo un efecto devastador del fuego sobre los ecosistemas en general. Así mismo, Swallow et ál., (2009) [49], encontraron que la biomasa microbiana en sitios quemados se reduce significativamente comparados con zonas no quemadas en un bosque boreal al noroeste de Alberta en Canadá. Sin embargo, según Torres et ál., (2004) [51], las poblaciones bacterianas declinan rápidamente después de un incendio a un valor de casi cero, pero manifiestan un incremento de 3 a 10 veces el tamaño de su población inicial al primer mes de recuperación. Investigaciones en zonas semidesérticas y bosques, en donde evaluaron la biomasa microbiana después del fuego, midiendo biomasa microbiana de C y respiración, observaron tanto un aumento como disminución de la actividad microbiana (Bauhus et ál., 1993 [11]; Fontúrbel et ál., 1995 [28]; Acea y Carballas 1996 [2], Badia y Martí 2003 [9]; Andersson et ál; 2004 [5]).

3.2 Grupos funcionales de microorganismos del ciclo del nitrógeno

Para los suelos disturbados por el fuego, se encontraron fijadores de nitrógeno que usan glucosa como fuente de carbono, con un promedio de 5,9 Log UFC/ g de suelo; para los fijadores de nitrógeno que usan malato como fuente de carbono se registró un promedio de 5,4 Log UFC/ g de suelo (figura 2).

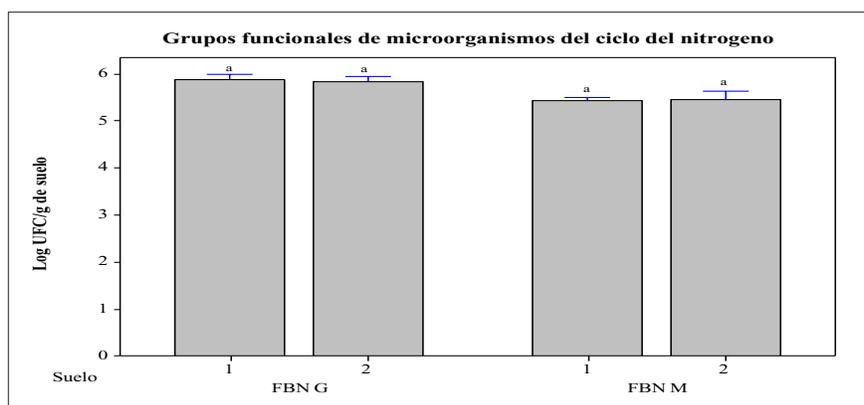


Figura 2. Grupos funcionales de microorganismos del ciclo del nitrógeno (FBN G: fijadores de nitrógeno que usan glucosa como fuente de carbono y FBN M: fijadores de nitrógeno que usan malato como fuente de carbono) en suelos afectados por incendios forestales y en suelos de un relicto de bosque en el páramo de Rabanal. Suelo 1: suelo quemado; Suelo 2: suelo de relicto de bosque sin quemar (control). Las barras corresponden a la media con su respectivo error estándar. Letras iguales no difieren significativamente según la prueba t-student al 5%.

Las bacterias implicadas en el ciclo de nitrógeno presentaron los promedios poblacionales más altos en el suelo del páramo de Rabanal en comparación con los recuentos obtenidos para los demás grupos funcionales de microorganismos evaluados en estos suelos. Puede ser que las condiciones físicoquímicas de estos suelos favorecieran su abundancia. Se sabe que la temperatura del suelo y las altas cantidades de cationes intercambiables proveen condiciones favorables para la actividad microbiana, resultando en una alta tasa de ciclaje de nitrógeno después del fuego, lo cual propicia el desarrollo de este tipo de poblaciones microbianas cultivables [56]. Según Mora y Sturm, (1994) [36], los altos niveles de microorganismos de este grupo funcional se relacionan con especies efectivas que han sido producto de una selección natural y se pueden adaptar rápidamente a cambios drásticos en el ambiente. En estudios como los realizados por Torres et ál., (2006) [52], se estableció un grado de dominancia del grupo funcional de los fijadores de nitrógeno y explican que esto pudo deberse a la oferta de nutrientes. Cabe resaltar que el área de estudio afectada por el incendio forestal en el momento del muestreo presentaba un estado sucesional avanzado y al igual que en Ruiz, (2003) [45] y Ferrari, 2004 [27], los efectos benéficos de la acción de bacterias libres fijadoras de nitrógeno son evidentes en diversos tipos de hábitats, incluyendo ecosistemas perturbados. Varias investigaciones han reportado que la nitrificación aumenta después de un incendio, debido al incremento de las reservas del nitrógeno en especial de la fracción $N-NH_4$, que posteriormente es mineralizado por el fuego a NO_3 (Bauhus et ál., 1993[11]; Prieto et ál., 1993[41] Andersson et ál 2004 [8]; Esque et ál., 2010[24]).

Se observaron recuentos poblacionales más bajos de FBN que usan malato como fuente de C con respecto a los FBN que usan glucosa como fuente de C en las dos zonas de estudio. Este descenso podría explicarse ya que, según Padrón et ál., (2012) [39], los diferentes tipos de disturbio que afectan los suelos, incluida la quema, pueden crear condiciones adversas como la anaerobiosis, compactación del suelo y ausencia de cobertura vegetal que son características que pueden reducir la biodiversidad y la actividad de los microorganismos fijadores de nitrógeno; además, el desarrollo de comunidades de FBN que usan el malato como fuente de C resulta ser más compleja ya que dicho sustrato no es tan abundante como la glucosa en los suelos, que se encuentra haciendo parte del material vegetal.

Sin embargo, según el análisis estadístico, no se presentaron diferencias significativas ($p \geq 0.05$) entre las densidades poblacionales de los dos grupos funcionales examinados entre el suelo quemado y el suelo de relicto de bosque (control). Estos resultados son comparables con los obtenidos por Torres et ál., 2004 [51], quienes no observaron variaciones en las poblaciones de bacterias fijadoras de nitrógeno (FBN) inmediatamente después de una quema controlada en suelos con pasturas en Junín - Perú. Sin embargo, en estudios como los realizados por González et ál., 2004 [31], las poblaciones de microorganismos FBN se vieron muy afectadas por el efecto del fuego, encontrándose un promedio de 6,8 Log UFC/g en suelo quemado y 8,1 Log UFC/g en suelo no quemado, estos valores son superiores a los registrados en este estudio para los dos suelos evaluados. Igualmente, en la investigación realizada por Saenz, 2007 [46], un incendio forestal tuvo un efecto negativo en la abundancia bacteriana de FBN encontrándose 4,6 Log UFC/g

de suelo en la zona afectada por incendios, valores más bajos a los encontrados en este estudio, mientras que estos autores reportaron valores de 5,5 Log UFC/g de suelo de FBN en los controles que correspondían a zonas sin quemar, que son valores más comparables a los reportados en esta investigación para suelos de relicto de bosque.

3.3 Grupo funcional de microorganismos del ciclo del fósforo

En el suelo quemado se registraron valores de bacterias solubilizadoras de fosfato (BSF) con un promedio de 4,8 Log UFC/g de suelo (figura 3). Encontrándose en densidades comparables con los demás grupos funcionales de microorganismos estudiados, a diferencia de lo reportado por Torres et ál., 2006 [52], quienes indican que los recuentos del grupo funcional de solubilizadores de fosfato en suelos son bajos en relación a los reportados para los grupos funcionales del N o C.

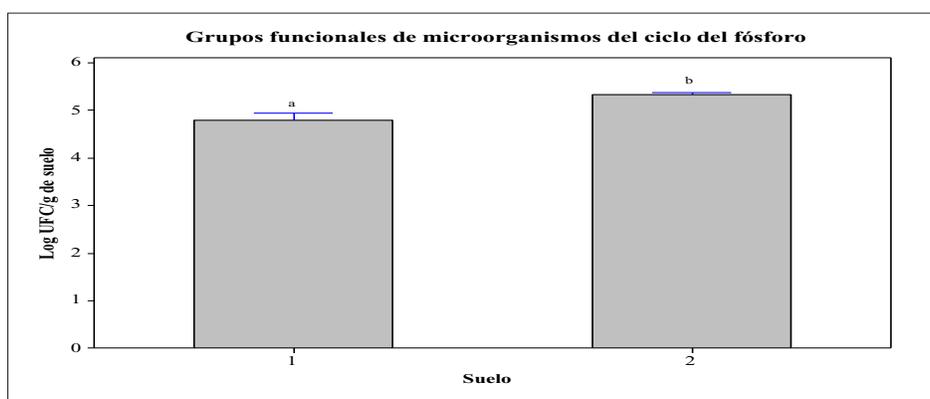


Figura 3. Grupo funcional de microorganismos solubilizadores de fosfato en suelos afectados por incendios forestales y en suelos de un relicto de bosque en el páramo de Rabanal. Suelo 1: suelo quemado; Suelo 2: relicto de bosque sin quemar (control). Las barras corresponden a la media con su respectivo error estándar. Letras iguales no difieren significativamente según la prueba t-student al 5%.

Se evidenciaron diferencias significativas en los recuentos de este tipo de microorganismos para los dos sitios muestreados ($p \leq 0,05$). En este caso, el fuego afectó las poblaciones de bacterias solubilizadoras de fosfato en relación con el control. Sáenz y Varela, 2007 [46], encontraron poblaciones de 4,7 Log UFC/g de suelo de BSF en suelo quemado y 5,5 Log UFC/g de suelo de BSF en los controles que eran zonas sin quemar. Estos valores son semejantes a los obtenidos en este estudio. Las diferencias entre los sitios quemados y el control de esta investigación no pueden ser atribuidos inequívocamente al fuego porque puede que existan variaciones intrínsecas en los dos sitios evaluados [44]. El grado del efecto de la quema en cualquier ecosistema depende de su duración, severidad del fuego -intensidad o frecuencia-, condiciones del suelo y la capacidad del suelo para recuperarse después del disturbio [34].

Se ha documentado que la disminución de las poblaciones de solubilizadores tras la quema podría explicarse, ya que el *stress*, tanto químico como físico, puede reducir la diversidad y la biomasa microbiana; en las quemas, el *stress* físico es más común que el *stress* químico en la mayoría de los ecosistemas que sufren este tipo de disturbios, lo que pudo afectar en gran medida a este grupo funcional [7]. Además, el fuego puede causar

la liberación de fósforo inorgánico desde la materia orgánica del suelo lo que favorecería la presencia de bacterias solubilizadoras de fosfato en estos suelos, sin embargo, el efecto del fuego en la disponibilidad de P del suelo es compleja. La reserva de P puede disminuir por absorción a hidróxidos de Al y Fe o precipitación por Ca. De otro lado, la disponibilidad puede aumentar por la degradación y combustión parcial de la materia orgánica del suelo, causando desorción de los hidróxidos de Al y Fe [37]. Asimismo, el fuego puede causar incrementos en el pH ya sea por la combustión de algunos ácidos carboxílicos presentes en la materia orgánica del suelo, como también por la liberación de cationes básicos a partir de la ceniza [9], lo cual favorece la solubilización de fosfatos insolubles presentes en el suelo haciendo que las poblaciones microbianas que se ocupan de dicha transformación vean disminuidos sus sustratos disponibles. Adicionalmente, tal como lo han reportado Borner y Brinkman (2003) [13], el fuego afecta la actividad de la enzima fosfatasa, hidrolasa responsable de eliminar grupos de fosfatos de varios tipos de moléculas orgánicas.

Todos los grupos funcionales cuantificados en esta investigación pertenecen al grupo de bacterias cultivables aeróbicas. En estudios recientes realizados por Bárcenas-Moreno et ál., 2011[10], al hacer el recuento de las UFC de bacterias aeróbicas y actinomicetos, observaron un máximo poblacional a los ocho meses después del incendio, pero luego disminuyó, expresando valores similares a los del sitio control (no disturbado) al final del estudio. Sin embargo, Goberna et ál., 2012 [30], concluyeron que inmediatamente después del incendio en bosques mediterráneos hay un aumento de la biomasa microbiana, cambios en la actividad y estructura de la comunidad bacteriana. En un meta-análisis de 42 publicaciones relacionadas con la respuesta microbiana al fuego se produjo una disminución de la abundancia microbiana en un 33,2% en promedio, aunque estos resultados difirieron significativamente entre la biomasa vegetal y el tipo de fuego producido [23].

3.4 Correlación entre los grupos funcionales de microorganismos de las zonas en estudio

Las correlaciones encontradas entre los grupos funcionales de microorganismos de las zonas en estudio resultaron estadísticamente significativas entre algunos de ellos (tabla 1). Es de destacar la correlación positiva encontrada entre los fijadores de nitrógeno que usan glucosa como fuente de carbono con los demás grupos funcionales evaluados en suelos quemados, lo que podría indicar que los grupos bacterianos están actuando sinérgicamente posibilitando mecanismos de cometabolismo [6]. Además se conoce que la dinámica del N del suelo se halla estrechamente ligada a la dinámica del C en los mismos [21]. Todos los procesos implicados en dichos ciclos, es decir, la descomposición, mineralización e inmovilización de estos elementos, están determinadas por la cantidad y por la actividad de los microorganismos que componen la microbiota del suelo.

Por otra parte, cabe enfatizar la correlación que se presentó entre los microorganismos solubilizadores de fosfato y celulolíticos en suelos quemados. Esta misma fue encontrada por Torres et. ál., 2006 [52], y se explica debido a que los microorganismos celulolíticos

actúan como descomponedores de residuos de plantas y animales, liberando nutrientes asimilables por las plantas y otros organismos del suelo incluidos otros grupos funcionales de microorganismos como los solubilizadores de fosfato (Hatfield y Stewart, 1994) [33]. Igualmente se presentó una correlación positiva para todos los grupos funcionales de microorganismos del ciclo del carbono en el suelo quemado, indicando que dichos microorganismos actúan de manera conjunta y equilibrada en la dinámica y circulación de la materia orgánica en dichos suelos.

Tabla 1. Correlación lineal entre los grupos funcionales analizados en el suelo evaluado en el páramo de Rabanal

Suelo quemado						Suelo de relicto de bosque					
	A	P	C	S	FBN G		A	P	C	S	FBN G
P	r =0,835 p =0,010					P	r =0,758 p =0,018				
C	r =0,869 p =0,005	r =0,844 p =0,008				C	r =0,717 p =0,030	r =0,407 p =0,277			
S	r =0,683 p =0,062	r =0,701 p =0,053	r =0,923 p =0,001			S	r =0,764 p =0,017	r =0,522 p =0,149	r =0,810 p =0,008		
FBN G	r =0,781 p =0,022	r =0,714 p =0,047	r =0,808 p =0,015	r =0,851 p =0,007		FBN G	r =0,671 p =0,048	r =0,579 p =0,103	r =0,889 p =0,001	r =0,802 p =0,003	
FBN M	r =0,494 p =0,214	r =0,571 p =0,139	r =0,669 p =0,070	r =0,829 p =0,011	r =0,722 p =0,043	FBN M	r =0,901 p =0,001	r =0,945 p =0,000	r =0,540 p =0,134	r =0,673 p =0,047	r =0,660 p =0,053

P: proteolíticos; C: celulolíticos; A: amilolíticos; S: solubilizadores; FBN G: Fijadores de nitrógeno que usan glucosa como fuente de C; FBN M: Fijadores de nitrógeno que usan malato como fuente de C; r: coeficiente de correlación de Pearson; P: valor P

En el suelo control -sin perturbar- se evidenció una correlación positiva entre los solubilizadores de fosfato y los microorganismos fijadores de nitrógeno, y entre estos últimos y los organismos proteolíticos y amilolíticos. Es conocido que todos los organismos vivos requieren de nitrógeno para sintetizar proteínas [50]; por tanto, la acción de los fijadores de nitrógeno en los suelos posibilita el incremento de la biomasa que será sujeta a su posterior descomposición por parte de los microorganismos proteolíticos y amilolíticos. Esta misma relación fue encontrada por Matsumoto et al., (2004) [35], quienes realizaron un estudio de las interacciones entre los grupos funcionales de los ciclos de C, N y P en la rizósfera de tres especies sucesionales de árboles tropicales, lo que sugiere la importancia de estas correlaciones para el establecimiento de vegetación en zonas disturbadas.

Como se ha indicado, el análisis de las poblaciones de microorganismos cultivables en los suelos es trascendental dada su relevancia y función en muchas transformaciones de los ciclos biogeoquímicos; además de ser indicadores de calidad microbiológica de los suelos. A partir de esta aproximación, se pudo concluir que las poblaciones microbianas implicadas en los ciclos del C, N y P están presentes en los dos tipos de

suelo (quemado y sin disturbar), a pesar del conocido efecto del fuego sobre el mismo y sus comunidades microbianas asociadas. A los doce meses del disturbio, las comunidades de bacterias cultivables involucradas en la fijación de nitrógeno, actividad celulolítica y amilolítica mostraron densidades similares en los suelos en estudio, mientras que para las poblaciones de bacterias proteolíticas y solubilizadoras de fosfato, sus densidades fueron contrastantes para los dos terrenos evaluados evidenciándose un posible efecto nocivo de la quema sobre dichos microorganismos. A pesar de este hallazgo, se pudo corroborar después del análisis estadístico que se han establecido correlaciones lineales entre dichos grupos microbianos permitiendo un ciclaje de nutrientes efectivo lo que podría favorecer a la recuperación del suelo degradado y al mantenimiento equilibrado del ecosistema en general. Sería importante realizar un análisis desde el punto de vista de los microorganismos no cultivables presentes en estos suelos, resultados que complementarían la información aquí obtenida y que son escasos para este tipo de ecosistema.

Agradecimientos

A la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, a Colciencias y al Grupo de investigación Biología Ambiental de la Escuela de Ciencias Biológicas - Facultad de Ciencias - UPTC.

Referencias bibliográficas

- [1] Abril. A. y González. C. (1999). Dinámica de la fertilidad y de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las sierras de Córdoba (Argentina). *Agriscientia* 16: 63-70.
- [2] Acea. M. and Carballas, T. (1996). Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. *FEMS Microbiology Ecology* 20:33–39.
- [3] Andrade. G. (2004). Role of functional groups of microorganisms on the rhizosphere microcosm dynamics. p 51-69. En: Varma. A, Abbot. L, Werner. D and Hampp. R. *Plant surface microbiology*. Springer –Verlac, Berlin.
- [4] Anderson. T. and Domsch. K. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 393–395.
- [5] Andersson. M, Michelsen. A, Jensen. M. and Kjoller. A. (2004). Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. *Soil Biology and Biochemistry* 36:849-858.
- [6] Arias. E. y Piñero. E. (2008). Aislamiento e identificación de hongos filamentosos de muestras de suelos de los páramos Guasca y Cruz Verde. Tesis de grado para optar al título de Microbiología Industrial. Facultad de Ciencias. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

- [7] Atlas. R. y Bartha. R. (2002). Ecología microbiana y Microbiología ambiental. Pearson Educación S.A. Madrid-España. ISBN: 84-7829-039-7.
- [8] Atlas. R. (1984). Use of microbial diversity measurements to assess environmental stress. In: Klug. M, Reddy. CA (eds) Current perspectives in microbial ecology. American Society for Microbiology. Washington D.C., p. 540-545.
- [9] Badia. D. and C. Marti. (2003). Effect of simulated fire on organic matter and selected microbiological properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management* 17:55–69.
- [10] Bárcenas. G, García. F, Mataix. J, Mataix. J. and Bååth. E. (2011). Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology Fertility Soils* 47:261–272.
- [11] Bauhus. J, Khanna. P. and Raison. R. (1993). The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. *Australian Journal of Soil Research* 31:621–639.
- [12] Bernal. E, Celis. S, Galíndez. X, Moratto. C, Sánchez. J. y García. D. (2006). Microflora cultivable y endomicorrizas obtenidas en hojarasca de bosque (páramo Guerrero - finca Puente de Tierra), Zipaquirá, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 11(2) 125-130.
- [13] Boerner. R. and Brinkman. J. (2003). Fire frequency and soil enzyme activity in southern Ohio oak–hickory forests. *Applied Soil Ecology*. 23 (2) 137-146.
- [14] Cepeda. M, Gamboa. A, Valencia. H. y Lozano. A. (2005). Hongos solubilizadores de fosfatos minerales aislados de la rizósfera de *Espeletia grandiflora* del páramo El Granizo. En: Bonilla M, Editor. Estrategias adaptativas de plantas del páramo y del bosque altoandino en la cordillera oriental de Colombia. Bogotá: Unibiblos; 2005. p.89-106.
- [15] Certini. G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecología* 143:1-10.
- [16] Creptin. J. and Johnson. R. (2000). Soil sampling for environmental assessment. Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science.
- [17] Coba. B. y Cogua. J. (1995). Reconocimiento de MVA en el páramo y bosque altoandino en la región de Monserrate. En: Mora-Osejo. L y Sturm. H. Editores. Estudios ecológicos del páramo y del bosque altoandino, cordillera oriental de Colombia. 2 ed. Bogotá: Editorial Guadalupe. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras. No. 6; p. 53-405.
- [18] Corporación Autónoma de Boyacá (Corpoboyaca), Corporación Autónoma de la Represa de Chivor (Corpochivor). (2005). Plan de acción páramo de Rabanal 2005-2010. Documento Técnico.

- [19] Chitiva. A, Torrenegra. R, Cabrera. C, Díaz. N, Pineda, V. y Parra. V. (2001). Contribución al estudio de microhongos filamentosos en los ecosistemas páramo de Guasca y El Tablazo. Grupo de investigación en Fotoquímica y Biotransformación. Departamento de Química, Pontificia Universidad Javeriana. 2001.
- [20] Coyne. M. (2000). Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio. Cap. 24 p. 278. Editorial Paraninfo. Madrid. España. ISBN: 84-283-2648-7.
- [21] Diosma. G. y Balatti. P. (1998). Actividad microbiana y número de nitrificadores y celulolíticos en un suelo cultivado con trigo bajo distintos sistemas de labranza. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata 103 (1) 61-68.
- [22] Dobereiner. J. and Day. J. (1976). Associative symbiosis and free-living systems. In: Newton, W.E., Nyman, C.J., (eds.) Proceedings of the 1st International symposium on Nitrogen fixation. Washington state University. Press. Pullman. 518 – 538.
- [23] Dooley. S. and Treseder. K. (2012). The effect of fire on microbial biomass: a meta-analysis of field studies. Biogeochemistry 109:49–61.
- [24] Esque. T, Kaye. J, Eckert. S, Defalco. L. and Tracy, C. (2010). Shortterm soil inorganic N pulse after experimental fire alters invasive and native annual plant production in a Mojave desert shrubland. Oecología 164:253–263.
- [25] Fernández. A, Acea. M. and Carballas. T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. Biology and Fertility of Soils 27(2) 132-142.
- [26] Fernandez. I, Cabaneiro. A. and Carballas, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. Soil Biology and Biochemistry 29:1–11.
- [27] Ferrari. A. y Wall. L.(2004). Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. Revista de la Facultad de Agronomía. La Plata 105(2)63-87.
- [28] Fonturbel. M, Vega. J, Bara. S. and Bernardez. I. (1995). Influence of prescribed burning of pine stands in NW Spain on soil microorganisms. European Journal of Soil Biology 31:13–20.
- [29] Flórez. N. and Uribe. D. (2011). Biological and physicochemical parameters related to the nitrogen cycle in the rhizospheric soil of native potato (*Solanum phureja*) crops of Colombia. Applied and Environmental Soil Science Volume 2011, Article ID 847940, 10 pages.
- [30] Goberna. M, García. C, Insam. H, Hernández. M. and Verdú. M. (2012). Burning fire-prone mediterranean shrublands: immediate changes in soil microbial community structure and ecosystem functions. Microbial Ecology 64 (1) 242-55.

- [31] González. A. y Vollenweider. J. (2004). Efecto de una quema prescrita de pastizales nativos sobre los procesos biológicos del suelo. Rev. Agr. Prod. Anim. Vol 24 No.3-4.p:207-215.
- [32] Gualdrón. C, Suarez. A. y Valencia. H. (1997). Hongos del suelo aislados de zonas de vegetación natural del páramo de Chisacá, Colombia. Caldasia. 19:235-245.
- [33] Hatfield. J. and Stewart. B. (1994). Soil Biology: effects on soil quality. Advances in Soil Science. Florida: Lewis Publishers.
- [34] Kim. Y, Kim. I, Moon. E, Park. J, Kim. S, Lim. J, Park. B. and Lee. E. (2011). High abundance and role of antifungal bacteria in compost-treated soils in a wildfire area. Microbiol Ecology 62:725–737.
- [35] Matsumoto. L, Martinez. A, Avanzi. M, Albino. U, Brasil. C, Saridakis. D, Rampazo. L, Zangaro. W. and Andrade. G. (2005). Interactions among functional groups in the cycling of carbon, nitrogen and phosphorus in the rizosphere of tree sucesional species of tropical Wood trees. Applied soil Microbiology 28:57-65.
- [36] Mora. L. y Sturm. H. (1994). Resumen y conclusiones, en: Estudios ecológicos del páramo y del bosque alto andino cordillera oriental de Colombia. Tomo II. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Alvarez Lleras No. 6.
- [37] Moratto. C, Martínez. L, Valencia. H. y Sánchez. J. (2005). Efecto del uso del suelo sobre hongos solubilizadores de fosfato y bacterias diazotróficas en el páramo de Guerrero (Cundinamarca). Agronomía Colombiana 23(2): 299-309.
- [38] Murphy. J, Johnson. D, Miller. W, Walker. R, Carroll. E. and Blank, R. (2006). Wildfire effects on soil nutrients and leaching in a tahoe basin watershed. J. Environ. Qual. 35:479-489.
- [39] Padrón. L, Torres. D, Contreras. J, López. M. y Colmenares. C. (2012). Aislamientos de cepas fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fósforo en un suelo alfisol venezolano. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 3(3) 285-297.
- [40] Pontecorvo. G, Roper. J, Hemons. L, Macdonalds. K. and Buffon. A. (1953). The genetics of *Aspergillus nidulans*. Adv. Gen 5: 141-238.
- [41] Prieto, M. Villar, Carballas, C. and Carballas, T. (1993). Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. Soil Biology and Biochemistry. 25 (12) 1657–1664.
- [42] Rangel. O. (2000). Colombia Diversidad biótica III La región de vida paramuna. Universidad Nacional de Colombia- Instituto de Ciencias Naturales, Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

- [43] Rodríguez. J, Turner. A, Pérez. M, González. J, González. M, González. R. y Arias. M. (2009). Indicadores microbiológicos de suelos de Andalucía afectados por incendios. II International meeting on forest fire effects on soils 4-6 de noviembre, Sevilla-España.
- [44] Ross. D, Speir. T, Tate. K. and Feltham, H. (1997). Burning in a New Zealand snow-tussock grassland: effects on soil microbial biomass and nitrogen phosphorus availability. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1): 63-71.
- [45] Ruiz. P. y Davey. C. (2003). Efectos del manejo de suelos de laderas en hongos formadores de micorrizas arbusculares y en bacterias fijadoras de nitrógeno en ultisoles sujetos a erosión pluvial en la Amazonía peruana. *Ecología Aplicada* 2(001) 87-92.
- [46] Sáenz. D. y Varela. M. (2007). Efecto de un incendio forestal sobre grupos funcionales bacterianos edáficos en una plantación de eucalipto. *Suelos Ecuatoriales* 37 (1): 90-93.
- [47] Sivila de cary. R. y Angulo.W. (2006). Efecto del descanso agrícola sobre la microbiota del suelo (Patarani - altiplano central boliviano). *Ecología en Bolivia* 41(3): 103-115.
- [48] Sylvester-Bradley. R, Akasawa. N, La Torranca. S, Magalhaes. F, Oliveira. L. y Pereira. L. (1982). Levantamiento cuantitativo de microorganismos solubilizadores de fosfatos en rizósfera de gramíneas e leguminosas forrajeras en Amazonia. *Acta Amazónica* 12:15-22.
- [49] Swallow. M, Quideau. S, MacKenzie. M. and Kishchuk. B. (2009). Microbial community structure and function: the effect of silvicultural burning and topographic variability in northern Alberta. *Soil Biology and Biochemistry* 41:770-777.
- [50] Sylvia. M, Fuhrmann. J, Hartel, P. and Zuberer, D. (2005). *Principles and applications of soil microbiology*. Second Edition. Prentice Hall. New Jersey. ISBN: 0-13-094117-4.
- [51] Torres. D, Quiroz. R. y Morales. J. (2004). Efecto de una quema controlada sobre la población microbiana en suelos con pasturas en la SAIS Tupac-Amaru Perú. *Ecología aplicada*. 3 (1,2) 139-147.
- [52] Torres. M. y Lizarazo. L. (2006). Evaluación de grupos funcionales del ciclo del C, N y P y actividad de la fosfatasa ácida en dos suelos agrícolas del departamento de Boyacá. *Agronomía Colombiana* 24(2): 317-325.
- [53] Vázquez. F, Acea. M. and Carballas, T. (1993). Soil microbial population after wildfire. *FEMS Microbiology Ecology* 13: 93-104.

- [54] Wood, P. (1980). Specify in the interactions of direct dyes with polyssacharides. *Carbohydrate res.* 85:271-287.
- [55] Wilson, P. and Knight, S. (1952). *Experiments in bacterial physiology.* Burgess, Publishing Co., Minneapolis. USA.
- [56] Yermakov, Z. and Rothstein, D. (2006). Changes in soil carbon and nitrogen cycling along a 72-year wildfire chronosequence in Michigan jack pine forests. *Oecología* 149:690–700.

Dirección de las autoras

Mayra Eleonora Beltrán Pineda
Departamento de Biología y Microbiología, Universidad de Boyacá, Tunja - Colombia
mebeltran@uniboyaca.edu.co

Luz Marina Lizarazo-Forero
Escuela de Biología, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja - Colombia
luz.lizarazo@uptc.edu.co