

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

**INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



***“Efecto de la aplicación de lodos residuales sobre la
mineralización de carbono y nitrógeno en un suelo agrícola”***

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA

Elizabeth Martínez Galeana

DIRECTORA

Dra. Rocio Vaca Paulin

CODIRECTOR

Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente

Mexicali, B. C.

Enero de 2011.

ÍNDICE

RESUMEN.....	i
INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	2
2.1. Procesos de tratamiento de las aguas residuales.....	2
2.2. Lodos residuales.....	3
2.2.1. Estabilización.....	4
2.2.2. Acondicionamiento del lodo.....	5
2.2.3. Secado del lodo.....	6
2.2.4. Problemática y disposición de lodos residuales.....	6
2.2.5. Estudios con aplicación de lodos residuales.....	8
3. SUELO.....	15
3.1. Propiedades físicas del suelo.....	16
3.1.1. Textura.....	16
3.1.2. Humedad.....	17
3.2. Propiedades químicas del suelo.....	18
3.2.1. pH.....	18
3.2.2. Materia Orgánica.....	21
3.2.3. Nitrógeno.....	23
3.3. Propiedades bioquímicas del suelo.....	25
3.3.1. Respiración.....	25
3.3.2. Biomasa microbiana.....	27
3.3.3. Cociente metabólico (qCO_2).....	28
4. OBJETIVOS.....	29
4.1. Objetivo general.....	29
4.2. Objetivos particulares.....	29
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	30
5.1. Zona de estudio.....	30
5.2. Diseño experimental.....	31
5.3. Muestreo del suelo.....	31

5.4. Análisis de laboratorio.....	32
5.5. Análisis estadístico.....	32
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
6.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo.....	33
6.2. Biomasa microbiana del suelo.....	34
6.3. Respiración basal del suelo.....	36
6.4. Cinética de mineralización del Carbono.....	41
6.5. Mineralización del Nitrógeno.....	45
6.6. Relación C/N.....	49
7. CONCLUSIONES.....	51
8. RECOMENDACIONES.....	53
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de las partículas del suelo.....	17
Tabla 2. Clasificación de los suelos minerales y no volcánicos.....	19
Tabla 3. Clasificación de la concentración de materia orgánica en los suelos minerales y no volcánicos.....	21
Tabla 4. Granulometría, pH y materia orgánica (MO) del suelo estudiado.....	33
Tabla 5. Valores de C-Biomasa microbiana con diferentes dosis de LR.....	35
Tabla 6. Valores de respiración basal y qCO_2 con aplicación de LR.....	40
Tabla 7. Dinámica de mineralización del nitrógeno a los días 1 y 260 de aplicado el LR durante el ciclo de cultivo 2009.....	46
Tabla 8 Valores promedio de la mineralización de nitrógeno en el ciclo de cultivo 2008.....	47
Tabla 9. Relaciones C/N del cultivo de maíz al día 1 y 260 de aplicado de LR.....	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Asimilación de nutrimentos influenciado por el pH en los suelos minerales y orgánicos.....	20
Figura 2. Zona de estudio.....	30
Figura 3. Diseño del experimento.....	31
Figura 4. Evolución de la respiración microbiana con aplicación de LR.....	37
Figura 5. Cinética de mineralización del carbono.....	44

1 INTRODUCCION

El incremento en la cantidad de lodos producidos en los últimos años a través de los procesos de tratamiento de aguas residuales hace necesario encontrar un método económico y seguro para su eliminación. Las opciones disponibles incluyen el uso de estos materiales en suelos agrícolas como una alternativa atractiva de disposición destacándose: los altos costos de eliminación por otros procedimientos, conservación de la energía, reciclaje de materia orgánica (MO) y nutrientes para las plantas.

Por otra parte, ante el bajo contenido en MO de muchos suelos del mundo y la necesidad de su incremento como factor clave para la sostenibilidad, los lodos residuales y residuos orgánicos representan una vía alterna para mitigar dichos problemas gracias a su efecto sobre el nivel de carbono de los mismos. Este tipo de enmiendas no solo representan una fuente de nutrientes y MO, también puede incrementar el tamaño de los agregados, biodiversidad y actividad microbiana del suelo. Este incremento en la MO implica necesariamente una modificación de la dinámica del carbono (el secuestro de carbono, el efecto invernadero y clima particular). La respiración del suelo es un parámetro muy usado para evaluar dicha dinámica ya que la actividad biológica en el suelo está influenciada por el clima, propiedades físicas y químicas del suelo, o prácticas de manejo agrícola (Albiach *et al.*, 2000, Peña, 2004, Martínez y Rivero, 2006)

El CO₂ fundamentalmente proviene de la actividad biológica, a través de la conversión de un compuesto orgánico de carbono para obtener compuestos inorgánicos. Valores elevados en el flujo de CO₂ indican elevados contenidos de materia orgánica, además de una biomasa microbiana metabólicamente activa y no afectada por factores que puedan inhibir su desarrollo. Este parámetro a menudo se utiliza como indicador de la calidad, función y estado de conservación del suelo, así como para el estudio de los procesos de mineralización (Ortiz y Alcañiz, 2001).

2. ANTECEDENTES

2.1 Procesos de tratamiento de las aguas residuales

La escasez cada vez mayor de las aguas dulces debido al crecimiento demográfico, a la urbanización y probablemente, a los cambios climáticos, ha dado lugar al uso creciente de aguas residuales para la agricultura, la acuicultura, la recarga de aguas subterráneas y otras áreas. Si bien el uso de aguas residuales en la agricultura puede aportar nutrientes a la planta incrementando la producción y por ende la provisión de alimentos para muchas viviendas; así como impactos negativos sobre la salud humana por su uso no controlado. Estos impactos se pueden minimizar cuando se implementan buenas prácticas de manejo (Glynn y Gary, 1999).

Las aguas residuales de origen urbano se componen del agua eliminada por desechos de cocina, sanitarios, lavanderías, entre otros, los cuales acarrean gran cantidad de MO. El propósito del tratamiento de aguas residuales consiste en separar de ellas una cantidad suficiente de sólidos tanto orgánicos como inorgánicos para evitar que estos interfieran con el uso posterior de las aguas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

La remoción de contaminantes de las aguas residuales se lleva a cabo generalmente mediante los siguientes procesos. (Glynn y Gary, 1999; Fernández *et al.*, 2006):

- a) Tratamiento preliminar. En las plantas de tratamiento de aguas residuales el caudal generalmente fluye por gravedad a través de una estructura y un tubo de toma, los tamices quitan los objetos más grandes y unas bombas de carga baja, suben el agua que entra hasta el nivel de la planta de tratamiento.
- b) Tratamiento primario. En esta etapa el proceso principal es la sedimentación física de los sólidos suspendidos o bien la separación de las partículas más grandes, posteriormente se agrega un producto químico para coagular/flocular los coloides susceptibles de asentarse en tanques de sedimentación o separarse de manera directa en un filtro.

- c) Tratamiento secundario. Estabilización de los lodos orgánicos mediante organismos aerobios.
- d) Desinfección. La cloración es el método más común y económico de desinfección cuya función es la destrucción de patógenos. Otros desinfectantes incluyen cloraminas, dióxido de cloro, ozono, luz ultravioleta y alta temperatura.

2.2 Lodos residuales

Los lodos residuales (LR) son resultado del tratamiento de aguas residuales, urbanas o industriales, su composición varía de acuerdo a su origen y tipo de tratamiento aplicado (Martín del Campo, 1996; Mackenzie y Masten, 2005; Cuevas *et al.*, 2006). Por lo tanto, los LR se pueden clasificar de acuerdo al tratamiento aplicado al agua, como se muestra a continuación:

- a) Lodo primario o sin tratar. Lodo del fondo de los clarificadores primarios contiene de 3 a 8 % de sólidos, que son aproximadamente 70% orgánicos. Representan de 0.25 a 0.35% del volumen del agua residual tratada; este lodo se vuelve anaeróbico con rapidez y es muy oloroso.
- b) Lodo secundario. Este lodo consiste en microorganismos y materiales inertes que se han desechado de los procesos de tratamiento secundario. En este caso los sólidos contienen 90% de materia orgánica. El lodo activado desechado tiene normalmente de 0.5 a 2% de sólidos. En algunos casos los lodos secundarios contienen grandes cantidades de precipitados químicos, ya que el tanque de aireación se utiliza como estanque de reacción para añadir sustancias que eliminen el fósforo.
- c) Lodos terciarios. Las características de estos lodos depende de la naturaleza del proceso posterior al que sean sometidos, por ejemplo: adición de floculantes (espesamiento), deshidratación o secado de lodos.

Estos lodos no pueden ser depositados al aire libre por lo que se debe llevar un tratamiento de estabilización para eliminar su mal olor y reducir la presencia de microorganismos patógenos (Martín del Campo, 1996; Cuevas *et al.*, 2006)

2.2.1 Estabilización

La etapa de estabilización tiene como objetivo descomponer en forma bioquímica los sólidos orgánicos a formas más estables (menos olorosos y forma más sencilla), más fáciles de desaguar y reducir la masa del lodo. Se utilizan dos procesos básicos de estabilización. Uno se hace en tanques cerrados carentes de oxígeno y se llama digestión anaeróbica. En el otro método se inyecta aire al lodo para efectuar una digestión aeróbica (Oropeza, 2006).

La digestión aeróbica de los lodos biológicos no es más que una continuación del proceso de los lodos activados. El proceso consiste en airear los lodos orgánicos en un tanque abierto, se coloca un cultivo de heterótrofos aeróbicos en una ambiente con una fuente de material orgánico, los microorganismos eliminan y aprovechan la mayor parte de ese material en la síntesis de nueva biomasa, el resto se canalizará al metabolismo de la energía para las funciones de síntesis y de conservación o mantenimiento (Fernández *et al.*, 2006).

El digester aeróbico debe estar seguido de un tanque de sedimentación, a menos que el lodo se vaya a desechar sobre un terreno en forma líquida. La descarga del clarificador se recircula al extremo de entrada de la planta. Esto se debe a que el sobrenadante tiene un alto contenido de sólidos suspendidos (100 a 300 mg/L), de DBO₅ (500 mg/L) y P_{total} (100 mg/L) el proceso se detiene hasta que la concentración del flujo de salida del clarificador pueda llegar hasta 3% en contenido de sólidos (Rodríguez *et al.*, 2006).

Sin embargo, una vez agotada la fuente externa de material orgánico los microorganismos entran en la respiración endógena, en la cual el material celular se oxida para proporcionar la energía de mantenimiento. Si esta condición continúa durante un período prolongado, la cantidad total de biomasa se reducirá en forma considerable. Además la porción restante existirá en un estado de energía tan bajo

que se podrá considerar biológicamente estable y adecuada para desecharla en el ambiente (Torres *et al.*, 2009).

El tratamiento anaeróbico de los lodos complejos se efectúa en tres etapas. En la primera etapa los componentes complejos de desecho, incluyendo las grasas, proteínas y polisacáridos, se hidrolizan en sus componentes; esto lo lleva a cabo un grupo heterogéneo de bacterias facultativas y anaeróbicas que someten los productos de la hidrólisis a una fermentación y a otros procesos metabólicos que inducen la formación de compuestos orgánicos simples e hidrógeno, esto mediante un proceso llamado acidogénesis o acetogénesis. Los productos finales de la segunda etapa se convierten en gases (CH_4 y CO_2) por medio de varias especies de bacterias estrictamente anaeróbicas. Por lo tanto, es aquí donde sucede la estabilización del material orgánico y a la etapa se le suele llamar metanogénica (Rodríguez *et al.*, 2006).

2.2.2 Acondicionamiento del lodo

Existen diversos métodos para acondicionar el lodo y facilitar la separación del líquido y los sólidos. El más común es la adición de anticoagulantes, como cloruro férrico, cal o polímeros orgánicos, en algunas ocasiones la ceniza del lodo incinerado. Al agregar coagulantes, los sólidos se aglomeran entre sí, de modo que se separen con más facilidad del agua. Los polímeros son más fáciles de manejar, requieren poco espacio de almacenamiento y son muy efectivos (Oropeza, 2006).

Otro método de acondicionamiento es someter el lodo a altas temperaturas (175 a 230 °C) y presiones (1000 a 2000 KPa). El tratamiento con calor tiene la ventaja de producir un lodo que se desagua mejor que el lodo acondicionado químicamente. El proceso tiene las desventajas de que su funcionamiento y mantenimiento son relativamente complicados, además de la generación de lixiviados muy contaminados que cuando se recirculan a la planta de tratamiento, imponen una carga adicional de tratamiento (Rodríguez *et al.*, 2006; Torres *et al.*, 2009).

2.2.3 Secado del lodo

El método más común para desaguar el lodo es el empleo de lechos de secado debido a su simplicidad de operación y de mantenimiento. Aunque este método se emplea más en las regiones cálidas y soleadas, también se usan en varias instalaciones grandes en climas fríos (Rodríguez *et al.*, 2006).

Existen muchas variaciones en su diseño, incluyendo la distribución de la tubería de drenaje, el espesor, el tipo de capas de arena y grava, además de los materiales de construcción. Los lechos de secado de arena para lodo de aguas residuales se pueden fabricar con o sin remoción mecánica de lodo y con o sin techo (Mackenzie y Masten, 2005).

En México 25% del agua residual es tratada, la producción de lodo residual aproximadamente es de 734.4 t/día, 60% de este lodo es primario. El tratamiento y disposición de estos sólidos es complejo y se considera que de los costos totales de operación de una planta 50% corresponden a los costos de tratamiento, manejo y disposición de los lodos (Cardoso, 2002).

2.2.4 Problemática y disposición de lodos residuales

La mayor parte de los lodos son vertidos en los sistemas de alcantarillado o en cuerpos de aguas superficiales o bien dispuestos en basureros a cielo abierto, provocando un problema ambiental y de salud pública mayor del que se pretende resolver (Cardoso, 2002).

Debido a la gran cantidad de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales, se dificultan los métodos de disposición de estos, entre los que destacan: i) deposición en RESA (Rellenos sanitarios) evitando así el costo de confinamiento, ii) incineración pero con la desventaja del alto contenido de MO como residuos, iii) deposición de los lodos al aire libre, lo cual representa riesgo de contaminación de aguas subterráneas o iv) la disposición de los lodos como mejoradores de suelo.

Este último permite una valorización del LR gracias a la liberación de nutrientes que contiene (N, P, K, Ca, Mg) a su vez mejora las características del suelo porque son materiales sólidos de textura fina, un alto contenido de MO como alternativa a otros insumos orgánicos utilizados tradicionalmente como abonos ya que es el componente que contribuye significativamente a mantener su capacidad productiva (SEMARNAT, 2002; Moscoso, 2003; Martínez *et al.*, 2004 y Salcedo *et al.*, 2007).

Los LR influyen en las características físicas del suelo tales como porosidad, estado de agregación de las partículas, densidad aparente y proporciona una reserva estable de nutrientes para las plantas y organismos en el medio edáfico, modificando ciertas propiedades químicas de este durante su mineralización; aunque su uso está condicionado por su contenido en metales pesados, coliformes y patógenos (Cardoso, 2002; SEMARNAT, 2002; Moscoso, 2003; Martínez *et al.*, 2004; Cuevas *et al.*, 2006 y Salcedo *et al.*, 2007).

La dosis de LR suele fijarse en función de los requerimientos de N y P por parte del cultivo en tasas de carga de hasta 50 t ha⁻¹ para la agricultura, la silvicultura y la aplicación extensiva o terrenos dedicados exclusivamente a la disposición de biosólidos; además de tomar en cuenta que la productividad del suelo aumenta a causa de la mineralización de la MO que mejora la estructura del suelo, la tierra cultivable, la capacidad de retención e infiltración del agua y la aireación del suelo (Cuevas y Walter, 2004; Hernández *et al.*, 2005).

Para la disposición en suelo se deben tomar en cuenta varios factores tales como: selección del lugar, topografía, características del suelo, profundidad del agua subterránea y áreas de amortiguamiento (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.2.5 Estudios con aplicación de lodos residuales

Brendecke *et al.* (1992) realizaron un estudio que consistió en predecir el efecto de la aplicación de LR en un suelo árido para evaluar la fertilidad a largo plazo (durante 4

años). Contando con una parcela control (sin fertilización) y parcelas con dosis de LR digeridos anaeróbicamente con cultivo de algodón en tres diferentes tiempos de aplicación. Las dosis aplicadas fueron de 8 y 24 t ha⁻¹ año⁻¹ (peso seco). Tras la aplicación anual de LR y cultivo de algodón durante los 4 años, se encontró que la aplicación de LR no tuvo efecto significativo en las propiedades físicas del suelo; mientras que, para las propiedades químicas, se observó un incremento en la disponibilidad de P-PO₄. El contenido de metales pesados no se vio afectado por la adición de LR, pero la concentración de Zn, Cu, Pb y Ni extraídos con DTPA-TEA se incrementó significativamente. Variables medidas tales como, actividad de la deshidrogenasa y evolución de CO₂ presentaron una elevación significativa.

Martín del Campo (1996) hizo la caracterización de LR en dos plantas de tratamiento (Toluca Norte y Reciclagua) en el Estado de México con el objetivo de aplicarlo en suelos agrícolas. Se basó en la fórmula propuesta por la Comunidad Económica Europea (CEE), para calcular la dosis recomendable de LR de dichas plantas de tratamiento de aguas residuales para disponerse en el suelo sin que existiera una concentración de contaminantes por arriba de los niveles aceptados internacionalmente. Propuso una dosis anual de 9 t ha⁻¹ para lodos municipales y 4.5 t ha⁻¹ para lodos industriales en base seca por un periodo de 50 años, siendo los elementos que limitan la dosis de aplicación el Zn y el Cd.

Quinteiro *et al.* (1998) analizaron la productividad del cultivo, mientras que Andrade *et al.* (2000) evaluaron los efectos de diferentes dosis de LR urbanos sobre la evolución del contenido de N, P y K de un cambisol húmico y los efectos sobre la producción de dos cultivos sucesivos, uno de cebada (*Hordeum vulgare*, L.) y otro de maíz (*Zea mays*), comparando con un control y un suelo fertilizado inorgánicamente. Se realizaron 6 tratamientos diferentes en las distintas parcelas, cuatro en los que se aplicaron dosis de lodos equivalentes a 5 (T1), 10 (T2), 20 (T3) y 40 (T4) t ha⁻¹ y dos controles, uno en el que no se añadieron lodos, ni fertilización alguna (C) y otro al que se añadió fertilización mineral (F) equivalente a 200, 120 y 100 kg ha⁻¹ de N-P-K. La dosis óptima de Nitrógeno fue la de 20 t ha⁻¹ de LR. No obstante, la producción de

cebada en las parcelas con fertilización mineral (F) fue mayor que en las que recibieron el tratamiento T1 y similar a la de las tratadas con T2 y T3. La producción de maíz fue mayor en los suelos tratados con cualquiera de las dosis de LR comparado con los controles. Los datos mostraron un aumento significativo en el pH del suelo a mayor dosis de lodo. El aumento en el contenido de MO del suelo fue de 1% como máximo. En cuanto a los niveles de los metales estuvieron por debajo de los valores límites recomendados para suelos tratados con LR. (Andrade *et al.* 2000), encontraron que el aporte de lodos aumentó el contenido de N y P asimilable respecto al suelo fertilizado inorgánicamente y el control. La producción de materia seca aumentó con la cantidad de lodo añadida, mientras que el menor rendimiento se presentó en el control. Los rendimientos medios de la cosecha de maíz fueron mayores en los suelos tratados con lodos que en el control y en el fertilizado inorgánicamente porque la enmienda incrementó los niveles de otros nutrientes que la fertilización inorgánica no aportó.

Quemada y Menacho (1999) estudiaron el efecto que el LR puede generar sobre la respiración y la mineralización de N del suelo un año después de su incorporación al mismo. Utilizaron tres tratamientos (80 t ha^{-1} , 40 t ha^{-1} de lodos de depuradora y un testigo) bajo cultivo de chícharo (*Pisum sativum* L.). La tasa de respiración del suelo medida como C-CO₂ liberado se incrementó en los tratamientos que recibieron 80 t ha^{-1} de lodo un año antes de iniciar el estudio en comparación con el testigo. Suelos que habían recibido 40 t ha^{-1} de lodo presentaron tasas más altas de respiración respecto al testigo cuando las condiciones de humedad y temperatura favorecieron una elevada actividad microbiana. Los valores N_0 (N inorgánico) y k (constante de velocidad de degradación) fueron mayores para los suelos tratados con lodo. Mientras que N_0 aumentó con la dosis de aplicación de lodo, los valores de k fueron iguales para las dos dosis de aplicación. Estos resultados mostraron que un año después de la incorporación de lodo a los campos de cultivo, la respiración y la mineralización de N del suelo estaban todavía influenciadas por la dosis de aplicación de lodo.

Benítez *et al.* (2000) hicieron una incubación de suelo a fin de comparar el efecto de la aplicación de 100 t ha^{-1} de tres LR: urbanos digeridos (S+BD), composteado (S+BC) o cenizas(S+BI) sobre las formas totales y asimilables de Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, Co y Cr en un suelo degradado, además del control con suelo sólo (S). La humedad de incubación correspondió 80% de la capacidad de campo del suelo. La aplicación de los biosólidos aumentó los niveles totales y asimilables de Cu, Zn y Pb en el suelo. En cambio las concentraciones de Ni, Co y Cr se encontraron escasamente afectadas. Comparativamente, los aumentos de Cu, Zn y Pb en el suelo inducidos por el aporte de estos subproductos decreció en el siguiente orden: biosólidos digeridos > biosólidos compostados > biosólidos incinerados. Pese a los aumentos observados, los niveles alcanzados de Cu, Zn y Pb no constituyeron un riesgo de contaminación por metales pesados en el suelo utilizado.

Cardoso (2002) probó que el lodo tratado puede ser usado para mejorar las características físico químicas del suelo, además de proporcionar algunos nutrimentos para el crecimiento de vegetales, sin riesgo de interferir negativamente en la cadena alimenticia. Se seleccionaron tres vegetales: calabaza, rábanos y cilantro, para el cultivo, usados como indicadores de contaminación fecal. Se hicieron dos tipos de aplicación utilizadas en la región para abonos orgánicos, una consistió en aplicar el lodo alrededor de cada planta (10 t ha^{-1}) y la otra en la aplicación en forma de camas (55 t ha^{-1}) rectangulares. En ambos casos el lodo se incorporó mezclando con el suelo. La productividad de los cultivos se evaluó a la cosecha. Se tomaron muestras de suelo y de los vegetales para la determinación de parásitos. Para evaluar los efectos de los lodos en el suelo se analizaron muestras a los 15 y 60 días después de la aplicación del lodo a dos profundidades (10 y 30 cm). Los resultados obtenidos fueron: los análisis de lodo crudo y tratado mostraron que los principales contaminantes encontrados en los lodos municipales son los coliformes fecales y huevos de helminto, los metales se encuentran en bajas concentraciones, menores a las establecidas en normatividad mexicana. Después de aplicar el lodo en el suelo se logró un decremento de coliformes fecales y una reducción de huevos de helminto. Se observaron cambios en las características fisicoquímicas como la

neutralización del pH, el incremento en la conductividad eléctrica, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónica, nutrientes, porosidad, etc. Acerca de la productividad de los cultivos se observó inhibición en el crecimiento de los rábanos; la mayor producción la obtuvo el cultivo de calabaza. Por lo tanto el suelo es capaz de reducir el efecto contaminante del lodo, aumenta la fertilidad aportando macro y micronutrientes; el lodo contribuye al mejoramiento de los suelos mediante el aporte de materia orgánica, aumentado la capacidad de intercambio catiónica y ayudando a neutralizar el pH. Los riesgos potenciales del uso del lodo que se deberán de considerar en el uso agrícola son: la presencia de patógenos, presentes en los lodos tratados aun en dosis infectivas y el incremento de la conductividad eléctrica.

Renella *et al.* (2005) evaluaron el efecto de LR bimetálicos sobre la población microbiana y su actividad funcional en el suelo. Disponibilidad de metales pesados, la biomasa microbiana y la respiración, la diversidad bacteriana y la actividad enzimática se estudió en los suelos en experimentos de campo a largo plazo de lodos contaminados con Mn-Zn o Cd-Ni. Los suelos que no recibieron lodos se utilizaron como controles. La biomasa microbiana C contenido (AC) y la respiración del suelo (C-CO₂) se redujeron ligeramente en suelos enmendados con Mn-Zn en la proporción de incorporación más alta que en los suelos que reciben los lodos de Cd-Ni y la respiración no se vio afectada. Los valores del cociente metabólico (qCO₂) calculada como la relación C-Biomasa/C-CO₂ no fueron significativamente diferentes, independientemente del tipo de lodos, mientras que la relación C-Biomasa microbiana respecto al C-orgánico total se redujeron significativamente en los suelos que reciben las tasas más altas de ambos tipos de lodos. Fosfomonoesterasa, β -glucosidasa y las actividades hidrolasa y arilsulfatasa, se redujeron significativamente en suelos enmendados con lodos de Ni-Cd, mientras que los lodos Mn-Zn sólo se reduce la actividad de arilsulfatasa en la dosis más alta.

Cuevas *et al.* (2006) analizaron algunos antecedentes acerca de los efectos de la aplicación de lodos sobre las propiedades físicas de suelos agrícolas. Encontraron

que la aplicación de lodo fresco genera, en el corto plazo, un aumento de la macroporosidad, en comparación con un compost de residuos agrícolas, que provoca un aumento de la microporosidad. Si el lodo es composteado, no existen mayores diferencias con el lodo fresco, pero en ambos casos existe un aumento en la micro agregación. Aplicaciones de compost de lodo en dosis crecientes de hasta $37,5 \text{ t ha}^{-1}$ provocaron un aumento de la conductividad hidráulica saturada. Sin embargo, con dosis mayores (hasta 80 t ha^{-1}) se han observado la formación de un sello superficial.

Fernández *et al.* (2007) evaluaron el efecto de dos tipos de LR sobre un suelo árido para minimizar el deterioro de este, a través de la mineralización del C. Las enmiendas empleadas fueron: LR composteado (CSS) y con LR secado térmicamente (TSS) con una humedad del suelo equivalente al 60% e incubada a capacidad de campo durante 60 días a 28°C . La dosis aplicada para ambos tratamientos fue de 80 t ha^{-1} . La emisión de C-CO_2 por las muestras fue evaluada periódicamente para evaluar el uso de LR como enmienda orgánica. En todos los casos, la mineralización del C disminuyó después del primer día. Los tratamientos aplicados: TSS mostró incrementos en la tasa de mineralización del C en comparación con CSS y el suelo sin enmienda orgánica durante el periodo de incubación. Los datos acumulados de liberación de C-CO_2 para el suelo no enmendado y suelos enmendados fueron adaptados a seis modelos de cinética diferentes. Un modelo de dos reacciones simultáneas, que considera dos grupos orgánicos con diferente grado de biodegradabilidad, resultó ser el más adecuado para describir la cinética de mineralización del C para todos los suelos. Los parámetros derivados para este modelo sugieren una amplia presencia de componentes fácilmente biodegradables para el tratamiento TSS que en CSS, el cual presentó un patrón de mineralización similar al del suelo sin enmienda. Las mayores pérdidas de C fueron determinadas para TSS debido probablemente a una amplia actividad microbiana. Los resultados obtenidos indican que CSS es más eficiente por el incremento del C orgánico total en suelos áridos.

Jiménez *et al.* (2007) evaluaron el efecto sobre la actividad de la β -glucosidasa, el contenido de carbohidratos totales (TCH) y extractables (ECH), C-Biomasa microbiana y respiración basal en suelos cálcicos, bajo condiciones de laboratorio; tras la aplicación de LR secado térmicamente (TDS) ó LR deshidratados y composteados (CDS). Se aplicaron dos dosis: baja (L) y alta (H) equivalente a 100 y 200 t ha⁻¹, respectivamente. Las mezclas; así como el control, fueron incubadas durante 9 meses a 25 °C con una humedad del 30%. La adición de LR presentó un incremento en todos los parámetros estudiados, dicho incremento fue proporcional a la cantidad de LR. Excepto en el contenido de TCH y ECH ya que se observó una disminución respecto al tiempo, pero al final de la incubación, los parámetros del suelo tratados fueron más altos que el control. El efecto del LR sobre el suelo fue TDS $\geq$ DS $\geq$ CDS, probablemente dicha tendencia se observó por la proporción de MO estable contenida en cada uno de estos. Los valores del cociente metabólico (qCO₂) fueron altos para la dosis baja y este no cambió durante la incubación en los suelos con el tratamiento CDS. TCH y ECH fueron los parámetros con los efectos y dosis más significativos. La respiración basal, el C-Biomasa microbiana y actividad de la β -glucosidasa fueron los parámetros donde mejor se observó el efecto de los diferentes tipos de lodos a largo plazo en el suelo.

Pedra *et al.* (2007) evaluaron la aplicación de compost de LR municipales (MSWC) y LR urbanos tratados (USS) sobre dos suelos: Podzol Háplico (PZha) y Vertisol cálcico (VRcc) en dosis de 60 t ha⁻¹ para ambos suelos. El efecto fue valorado a través de la mineralización y cinética del C. Los resultados mostraron que la aplicación de LR incrementó la capacidad de mineralización, lo cual sugiere que la máxima tasa de mineralización del C se alcanzó al final de los dos primeros días de incubación. El tratamiento USS provocó una mayor mineralización del C que MSWC y el suelo PZha dio lugar a la mineralización más alta de C que el suelo VRcc. Para todos los tratamientos, la mineralización del C podría ser ajustado a un modelo de cinética exponencial, lo cual sugiere que las enmiendas se componen de diferentes grados de estabilidad de compuestos orgánicos. Con la excepción de la aplicación de

USS (60 t ha^{-1}), en todos los tratamientos se incrementó el contenido de MO en ambos suelos, o se mantuvo constante durante la incubación.

Salcedo *et al.* (2007) evaluaron diferentes dosis de lodos de aguas residuales sanitarias como abono orgánico en la producción de maíz y sobre el desarrollo inicial de *Pinus douglasiana*. Los experimentos se establecieron en un suelo volcánico ubicado en la zona centro de Jalisco, México. En el cultivo de maíz se evaluaron 10 y $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de lodos deshidratados, así como 10 y $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de compost de lodos mezclados con residuos de jardinería. Se evaluó el rendimiento de grano y de forraje. El rendimiento de grano en los tratamientos con LR y compost incrementó significativamente, en 18 y 22%, respectivamente, respecto al control. En la plantación de *Pinus douglasiana* se evaluaron 0, 30, 60 y 100 g de lodos por árbol. A los 14 meses de la plantación se registró una supervivencia de hasta 83% en las parcelas con mayor dosis de lodos, mientras que en el control la supervivencia fue de 67%. La altura y diámetro del tallo se incrementaron en aproximadamente 18% con la mayor dosis de lodos, en comparación con el control. La aplicación de lodos de aguas residuales sanitarias como abono orgánico mejoró la producción de maíz y el crecimiento inicial de *Pinus douglasiana* en suelos volcánicos.

Tarrasón *et al.* (2008) evaluaron el efecto de la disponibilidad de N en el suelo con la aplicación de LR. Se aplicaron tres tratamientos a un suelo calcáreo con textura franco arenoso: lodo fresco (F), lodo composteado (C) y lodo secado térmicamente (T). La dosis aplicada fue de 10 t ha^{-1} de materia seca. Se hallaron diferencias significativas en la concentración de N-NH_4 y N-NO_3 después de tres semanas de incubación debido a la transformación de la MO como efecto de la enmienda aplicada. Inicialmente (T) y (C) mostraron mayores concentraciones de N-NH_4 y N-NO_3 en el suelo. Cinco meses después de la aplicación de la enmienda el tratamiento (F) mostró mayores concentraciones de N-NH_4 y N-NO_3 (6.1 y 36.6 mg kg^{-1} respectivamente). Concluyen que los procesos de compostaje y secado térmico de los LR influyen en la biodisponibilidad de las diferentes formas del N.

Serrano (2010) evaluó el efecto de la aplicación de LR sobre las propiedades bioquímicas de un suelo agrícola con cultivo de maíz. El suelo bajo estudio fue un feozem háplico, se emplearon tres tratamientos (0, 18 y 36 t ha⁻¹) de LR municipales. Al tratamiento control se le aplicó fertilizante químico (175-50-30 Kg ha⁻¹ de N-P-K). Se realizaron las determinaciones bioquímicas antes de la adición de LR y después de la cosecha. No se encontraron diferencias significativas en las propiedades físicas y químicas antes y después de la cosecha. La biomasa microbiana, la respiración y la mineralización del nitrógeno, presentaron valores más grandes en los tratamientos con LR en comparación con el control. En cuanto al coeficiente metabólico disminuyó después de la cosecha, por lo tanto la actividad fisiológica es mejor, así como el equilibrio del suelo.

3. SUELO

El suelo es un sistema complejo y heterogéneo constituido por sustancias orgánicas e inorgánicas, estas últimas comprenden los minerales; ya que constituyen complejos organominerales, que incluyen una gran variedad de microbiota y sustancias solubles (Kabata-Pendias y Adriano, 1995).

También el suelo es considerado como un sistema vivo que constituye la interfase del aire, agua, minerales, MO y seres vivos. La cantidad de estos constituyentes no es la misma en todos los suelos. El aire y el agua juntos representan aproximadamente la mitad del volumen del suelo. El agua se encuentra en los poros del suelo como componente principal de la fase líquida, parte del agua es retenida por interacciones con otros constituyentes del suelo y sólo una fracción de ésta es aprovechable por los organismos vivos (Brady y Weil, 1996).

La fase gaseosa del suelo contempla la interacción del paso del aire a través de los poros y contenido de agua. Debido a estas características los suelos presentan una variada gama de propiedades las cuales se clasifican, en propiedades físicas, químicas y bioquímicas. Estas propiedades influyen en el funcionamiento del suelo,

en el ecosistema y permiten conocer la manera óptima de manejar este recurso (Fuentes, 1999; Carrillo, 2003; Porta *et al.*, 2003).

3.1 Propiedades físicas del suelo
Textura El estudio de las partículas minerales puede llevarse a cabo con diferentes enfoques, atendiendo al tamaño y forma de las partículas, a su mineralogía, grado de meteorización, interrelaciones, entre otros (Duchaufour, 1978).

La textura a menudo es considerada sinónimo de granulometría, es una expresión sintética de las características de cada horizonte que dependen de la proporción de los distintos tamaños de partículas, entre las que se encuentran las partículas de diámetro menor a 2 mm; es decir, suelo fino; también llamados agregados, las cuales se agrupan en tres clases de acuerdo a su tamaño: Arena (A), Limo (L) y Arcilla (Ar) y son subdivididos por la USDA como se muestra en la Tabla 1 (Martínez *et al.*, 2001; Jaramillo, 2002 ; Porta *et al.*, 2003).

La arena como una partícula relativamente grande pero baja en área superficial de contacto, su principal función en el suelo es servir como una estructura alrededor de la cual está asociada la parte más activa del suelo. Las arenas aumentan el tamaño de los espacios de los poros entre las partículas, facilitando de esta manera la aireación y drenaje del agua. El limo tiene un área superficial de contacto mayor que la arena, una velocidad de intemperización más rápida y una liberación de nutrimentos solubles para el crecimiento vegetal. Las arcillas se producen por la reagrupación de iones de la intemperización de las rocas, arena y de partículas de limo; compuesta de minerales que difieren en composición y propiedades en función del tipo de suelo (Duchaufour, 1978; Millar *et al.*, 1985).

El tamaño de las partículas que predominan en un suelo determina su textura y naturaleza. La textura del suelo desempeña un papel importante en los procesos de: aireación, movimiento del agua y retención de humedad, disponibilidad y liberación

de iones, disponibilidad de nutrientes y con ellos en su productividad, erosión, uso y manejo (Núñez, 1998; Jaramillo, 2002).

Tabla 1 Clasificación de las partículas del suelo (Jaramillo, 2002).

Separados	Diámetro de partícula	
	(Mm)	(μ m)
Arena muy gruesa	2 - 1	2000 - 1000
Arena gruesa	1 - 0.5	1000 - 500
Arena media	0.5 - 0.25	500 - 250
Arena fina	0.25 - 0.1	250 - 100
Arena muy fina	0.1 - 0.05	100 - 50
Limo grueso	0.05 - 0.02	50 - 20
Limo medio	0.02 - 0.005	20 - 5
Limo fino	0.005 - 0.002	5 - 2
Arcilla gruesa	0.002 - 0.0002	2 - 0.2
Arcilla fina	<0.0002	<0.2

3.1.2 Humedad

La humedad es la cantidad de agua que el suelo posee. Está en función de la textura, contenido de MO, composición de fracciones mineral y orgánica así como arreglo del medio físico edáfico, por el aporte natural (lluvia) o artificial (riego) o bien el consumo causado por la evapotranspiración. Se determina aplicando el método gravimétrico, expresada como un porcentaje del suelo seco (Ortiz y Ortiz, 1990; Jaramillo, 2002).

El agua del suelo se clasifica en base a la energía de retención conocida como "tensión de la humedad del suelo"; dicha clasificación podría estar relacionada con la energía que las raíces de las plantas deben ejercer para absorber el agua. El agua presente en un suelo puede ser de tres tipos: gravitacional (agua que será drenada), aprovechable (aprovechada para el desarrollo de las plantas) y no aprovechable (agua que será retenida en forma persistente). Esta última produce dos zonas: una

zona de adhesión con la superficie de las partículas del suelo y otra zona de cohesión entre moléculas de agua (Wild, 1989; Ortiz y Ortiz, 1990).

Los factores que controlan la infiltración son: textura, estructura, cantidad de MO, pendiente, cantidad de agua y temperatura del suelo; en tanto la magnitud de infiltración se clasifica como: muy lenta (<0.25 cm/h), lenta (de 0.25–1.75 cm/h), media (1.75-2.5 cm/h) y rápida (>2.5 cm/h) (Porta *et al.*, 2003).

La disposición de agua es fundamental para obtener buenos rendimientos en un cultivo debido a que interviene en el proceso de la fotosíntesis y en el metabolismo de la planta. El agua constituye aproximadamente $\frac{3}{4}$ partes ó más del peso de las plantas. El agua puede presentar movimientos horizontales o verticales en el suelo de las zonas de alta a baja tensión, contiene nutrientes disueltos. Los nutrientes que entran en solución, sea de los fertilizantes, de los minerales del suelo o de la MO, se moverán por difusión (Bohn *et al.*, 1993, Ortiz y Ortiz, 1990, Martínez *et al.*, 2001).

Existe una estrecha relación entre la capacidad de retención de agua de las partículas sólidas del suelo y su composición debido a sus propiedades químicas.

3.2 Propiedades químicas del suelo

3.2.1 pH

El pH del suelo es importante debido a que los vegetales sólo pueden absorber los minerales disueltos y la variación del pH modifica el grado de solubilidad de los minerales. Determinadas sales minerales que son esenciales para el crecimiento vegetal, como el fosfato de calcio, son menos solubles a un pH alto, lo que hace que esté menos disponible para las plantas (Bohn, 1993).

Una forma de evaluar la reacción del suelo es a través del pH del mismo; es decir, al establecer el logaritmo del inverso de la concentración de iones hidrógeno (H^+) que hay en la solución del mismo (Jaramillo, 2002):

$$\text{pH} = \log 1/\text{H}^+ = -\text{Log} (\text{H}^+)$$

El pH de un suelo es el resultado de múltiples factores, tales como: tipo de minerales presentes en un suelo, intemperismo (de minerales y los que contiene la roca madre), humificación, dinámica de nutrientes entre la solución y los retenidos por los agregados, así como propiedades de los agregados del suelo y del intercambio iónico (Millar *et al.*, 1985; Bohn *et al.*, 1993).

Los valores de pH se reducen a medida que incrementa la concentración de iones hidrógeno, variando entre un intervalo de 0 a 14. La Tabla 2 muestra la clasificación de los suelos en México (SEMARNAT, 2002):

Tabla 2. Clasificación de suelos de acuerdo al pH

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4 – 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Es un parámetro de diagnóstico importante de muchos problemas agronómicos debido a que este afecta al proceso de lixiviación de las sustancias nutritivas para las plantas. Un suelo ácido tiene una capacidad menor de retención catiónica porque los iones hidrógeno desplazan a los cationes como el de potasio y el de magnesio; además de toxicidad por aluminio y poca biodisponibilidad de los nutrimentos (Fig. 1). La actividad de los organismos se reduce, en particular se inhibe el desarrollo de las lombrices en los suelos (Millar *et al.*, 1985; Navarro y Navarro, 2000).

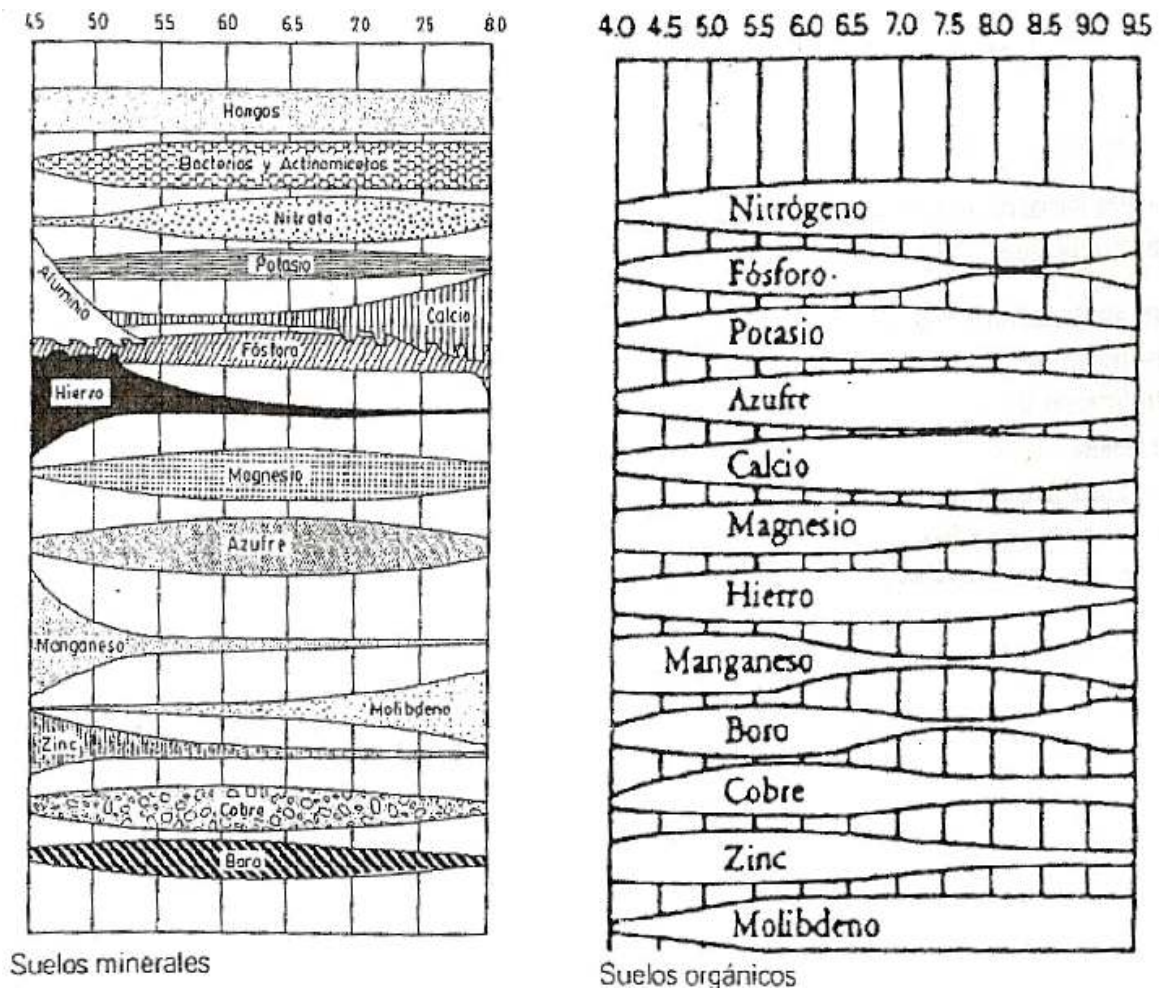


Figura 1. Asimilación de nutrientes influenciada por el pH en los suelos minerales y orgánicos (Duchaufour. 1978).

Valores de pH del suelo entre 6 y 7 se consideran adecuados en agricultura. En algunos suelos, incluso con un pH natural de 8, pueden obtenerse buenos rendimientos; sin embargo, a partir de tal umbral las producciones de los cultivos pueden disminuir notablemente. En la mayoría de los casos, los pH altos son indicadores de la presencia de sales solubles, por lo que se requeriría acudir al uso de cultivos adaptados a los ambientes salinos, por ejemplo el calcio provoca su precipitación; en tanto a un pH mayor a 8.5 el exceso de sales sódicas contribuye a su solubilización. El pH en el suelo se mide en una suspensión de suelo en agua o en soluciones salinas y puede llevarse a cabo esta determinación en forma colorimétrica o potenciométrica (Bohn *et al.*, 1993; SEMARNAT, 2002).

3.2.2 Materia Orgánica (MO)

La materia orgánica (MO) del suelo se compone de MO fresca y humus, la primera constituye la materia prima para la formación de las sustancias húmicas; el humus se encuentra constituido por sustancias resultantes de la alteración de productos sintetizados por las plantas y los microorganismos (Porta *et al.*, 2003).

Los valores de referencia para clasificar la concentración de MO en los suelos minerales y volcánicos se presentan en la Tabla 3.

Durante la evolución de la MO en el suelo se distinguen dos fases: la mineralización y la humificación; la primer fase es relativamente rápida, durante la cual los microorganismos del suelo actúan sobre la MO desde el momento en que se deposita sobre este. Producto de la descomposición se forma el humus (fracción humificada transformada por vía biológica y de naturaleza coloidal) joven o lábil, llamado así porque no está ligado a las partículas del suelo sino simplemente mezclado con ellas. Se estima que constituye del 20-25% del humus total (Duchaufour, 1978; Porta *et al.*, 2003).

Tabla 3. Clasificación de la concentración de MO en los suelos minerales y no volcánicos (SEMARNAT, 2002).

Clase	Materia Orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	<4.0	<0.5
Bajo	4.1 – 6.0	0.6 – 1.5
Medio	6.1 – 10.9	1.6 – 3.5
Alto	11.0 – 16.0	3.6 – 6.0
Muy alto	>16.1	>6.0

El humus joven da paso al humus estable, en este la MO se encuentra ligada al suelo con una composición compleja (húmina, ácidos húmicos y fúlvicos) y representa del 75-80% del humus total. La fase de humificación es lenta y en ella el humus estable recibe la acción de los microorganismos que lo destruyen

progresivamente liberando los minerales que las plantas absorberán posteriormente (Duchaufour, 1978; Ortiz y Ortiz, 1990; Julca *et al.*, 2006).

La MO representa del 95 al 99% del total del peso seco de los seres vivos, pero su presencia en los suelos suele ser escasa y son contadas las excepciones en las que supera el 2%. Las cantidades de MO del suelo en los diferentes ecosistemas, dependen de la temperatura y los niveles de descomposición. La descomposición de un pentagramo (10^{15} g o 10^{12} kg) de MO por microorganismos edáficos equivale a enriquecer el CO₂ de la atmósfera 0.47 ppm. El contenido de está probablemente determina la productividad en los suelos cultivados (Brady y Weil, 1996; Julca *et al.*, 2006).

Los estudios de fraccionamiento físico de la MO muestran que la superficie específica disponible para retener MO es muy superior en suelos arenosos que en suelos arcillosos debido a que las fracciones de arcilla y limo en suelos arenosos se encuentran más libres; mientras que, en suelos arcillosos forman densos paquetes de agregados (Matus y Maire, 2000).

El carbono contenido en las plantas como materia seca es aproximadamente del 40% generalmente estimada en un intervalo de 45-58%; en contraste con el bajo contenido de nitrógeno presente en los residuos de plantas (1-6%). La relación C:N en el suelo ayuda a determinar la tasa de descomposición orgánica, el nivel total de la MO, y la cantidad de nitrógeno disponible para las plantas. La relación C:N (carbono/nitrógeno) es por tanto una consideración importante en el desarrollo de sistemas de gestión racional del suelo. La relación C:N del humus agrícola es relativamente constante con valores de 10:1 a 12:1 y generalmente menor en los subsuelos de las capas de superficie en un perfil de suelo (Brady y Weil, 1996).

La MO contribuye en la estructura, aireación, humedad del suelo por lo tanto disminuye la erosión del mismo, también aumenta la capacidad de intercambio de cationes y aniones del suelo; se incrementa la retención, liberación y la disponibilidad

de los nutrientes para las plantas, absorbe y desactiva pesticidas orgánicos, disminuye la toxicidad del aluminio; además de mejorar la capa de cultivo (Ortiz y Ortiz, 1990; FitzPatrick, 1996; Zagal *et al.*, 2003b; Julca *et al.*, 2006).

Las funciones del suelo se ven directamente afectadas por la cantidad y calidad de la MO que contiene, por ello es un constituyente y un indicador de la calidad de éste (Porta *et al.*, 2003).

3.2.3 Nitrógeno

En la mayoría de los suelos, más del 90% del nitrógeno se halla en formas orgánicas ya sea en la materia orgánica fresca o en el humus. El nitrógeno es de vital importancia en la nutrición de las plantas; las formas orgánicas no pueden ser absorbidas directamente por las plantas requiriéndose una mineralización previa. Debido a la posición crítica del suministro de nitrógeno en la producción de cultivos en la fertilidad del suelo, una marcada deficiencia reduce la producción y la calidad de las cosechas; y también ya que es uno de los pocos nutrientes del suelo que se pierde por volatilización así como por lixiviación, requiere de una conservación y mantenimiento constantes (Navarro, 2000).

Los microorganismos intervienen en los cambios nitrogenados en el suelo relacionados con la liberación de nitrógeno a partir de compuestos orgánicos, oxidación del amonio (NH_4^+) para producir nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), la reducción de los NO_3^- a N_2 atmosférico y sus óxidos, óxido nitroso y/o la fijación del nitrógeno atmosférico por hongos y bacterias (Wild, 1989).

Las reacciones del nitrógeno pueden verse en términos de un ciclo, en el cual el elemento es manejado a discreción por la microflora. El nitrógeno presente en las proteínas o ácidos nucleicos de los tejidos vegetales es usado por los animales; a su vez estos lo convierten a otros compuestos simples y complejos. Cuando los animales y las plantas son sujetos a la degradación microbiológica, el nitrógeno

orgánico es liberado como (NH_4^+) que a su vez es utilizado por la vegetación (Wild, 1989; Brady y Weil; 1996, Navarro y Navarro 2000).

Los NO_3^- son altamente solubles en agua y, potencialmente, contribuyen a la contaminación ambiental. Una de las principales causas de contaminación es la fertilización nitrogenada. Pérdidas significativas por lixiviación han sido medidas en numerosos cultivos por representar la pérdida de un nutriente muy valioso para el cultivo de maíz y, consecuentemente, un costo en la agricultura. Su presencia en aguas superficiales puede causar problemas ambientales como la eutrofización (Maturano, 2002 y Batziaka *et al.*, 2008).

El movimiento de NO_3^- en los suelos y las pérdidas por lixiviación pueden ser afectados por varios factores (Maturano, 2002; Oelmann *et al.*, 2007) tales como: transformaciones de nitrógeno en el suelo, dinámica de absorción por parte del cultivo, lluvias, textura del suelo; manejo del riego y la fertilización nitrogenada. Cuando el riego, o las lluvias, exceden la evapotranspiración existe un riesgo potencial de lixiviación (Batziaka *et al.*, 2008).

Las pérdidas por lixiviación disminuyen con la presencia de un buen sistema radicular gracias al incremento en la absorción del nutriente por parte del cultivo. Sin embargo, la lixiviación de NO_3^- es común y, algunas veces, un serio problema cuando son utilizados residuos sólidos orgánicos (Kizilkaya y Bayrakli, 2005).

La recuperación del nitrógeno aplicado en un cultivo, a menudo depende de la mineralización neta y eficiencia de asimilación por las plantas. La estimación de esta última fracción es muy compleja ya que se ve afectada por muchos factores que tienen efecto sobre la dinámica del carbono y del nitrógeno del suelo; además están muy relacionados con los procesos de inmovilización y mineralización que alteran la disponibilidad de nitrógeno para el cultivo (Wild, 1989; Rigby *et al.*, 2009).

Utilizar la dosis de nitrógeno aplicado como el nitrógeno disponible en el suelo es cuestionable ya que no todo es aprovechado y no todo el nitrógeno disponible proviene del mismo. Entonces, se define como provisión de nitrógeno la suma de las fuentes potencialmente disponibles como el nitrógeno proveniente del LR, el contenido de nitrógeno residual inorgánico previo a la siembra, el mineralizado, el fijado, y el nitrógeno deposicional (incluyendo el atmosférico, aportado por el agua de riego, y por escorrentía). Las pérdidas de nitrógeno están constituidas por los procesos de inmovilización, lixiviación, fijación y pérdidas de nitrógeno gaseoso (Studdert *et al.*, 2000; Maturano, 2002).

Las plantas deficientes en nitrógeno tienden a tener un color verde pálido amarillento (clorosis) tienen un aspecto raquítico y desarrollan tallos delgados; además el contenido de proteína es bajo y el contenido en azúcar es alta debido a que el nitrógeno es insuficiente para combinarse con todas las cadenas de carbono que normalmente se utilizan para fabricar proteínas (Brady y Weil, 1996).

Por ejemplo la mayoría del nitrógeno producto de los biosólidos secados térmicamente se encuentra en formas orgánicas, sin embargo investigaciones recientes han mostrado que la porción mineralizable puede ser mayor en los biosólidos tratados de manera convencional (Tarrasón *et al.*, 2008; Rigby *et al.*, 2009).

3.3 Propiedades bioquímicas del suelo

3.3.1 Respiración

El suelo puede actuar como fuente o reservorio de carbono dependiendo de su uso y manejo; cuyo contenido de CO₂ generalmente es superior al CO₂ atmosférico. En el suelo este gas se produce a través del metabolismo de los microorganismos y de las raíces de las plantas, siendo la descomposición microbiana de compuestos orgánicos el proceso más importante que lo genera. Las actividades de grupos específicos de los organismos del suelo son comúnmente identificadas por la

cantidad, el peso (biomasa) por unidad de volumen o área del suelo, y la actividad metabólica que es la cantidad de CO_2 producto de la respiración (Brady y Weil, 1996; Martínez *et al.*, 2008).

El término respiración del suelo hace referencia a la actividad biológica global de la biota del suelo, incluyendo a los microorganismos, macroorganismos y las raíces de las plantas, por lo que en muchas ocasiones se ha propuesto su utilización como indicador de la calidad, función y estado de conservación del suelo. Los principales factores conocidos que afectan la respiración aeróbica de bacterias heterotróficas son: temperatura, humedad del suelo, pH, y nutrientes (Ortiz y Alcañiz, 2001; Krebs, 2003; Peña, 2004).

Todos los organismos heterótrofos tienen la propiedad de degradar la MO, obteniendo la energía que necesitan para su desarrollo a través de la descomposición de compuestos orgánicos tales como la celulosa, proteínas, nucleótidos y compuestos humificados (Coyne, 1999; Peña, 2004; Pavan *et al.*, 2005).

La respiración microbiana ha sido empleada con fines diversos, tales como: estimación de la actividad microbiana activa, estudio de los procesos de mineralización-conversión de un compuesto orgánico de carbono, para obtener compuestos inorgánicos como el CO_2 , amonio (NH_4), fosfato (PO_4^{3-}) y el sulfato (SO_4^{2-}) y estabilización de la MO (humificación). (Quemada y Menacho, 1999; Pavan *et al.*, 2005)

También la liberación de C- CO_2 es usado para establecer la influencia de las condiciones climáticas y tipo de manejo del suelo en la actividad global de la biomasa del suelo o bien para conocer el efecto de diversas variables sobre la oxidación de la MO; determinar el grado de recuperación de suelos degradados, así como para evaluar los efectos de la aplicación de LR de plantas tratadoras de aguas residuales (Sharada y Sanjat, 2004).

Los procesos de respiración y/o fermentación de los organismos del suelo, pueden devolver a la atmósfera entre 40 y 75% del carbono fijado. El desprendimiento de CO₂ en intervalos de tiempos pequeños, representa valores característicos que dan cuenta de la actividad biológica global del suelo estudiado. De esta manera la medición del CO₂ desprendido, es un reflejo de la actividad biológica global del suelo y también puede ser considerada como el reflejo del nivel energético de un medio dado (Faúndez, 2005).

3.3.2. Biomasa microbiana

La biomasa microbiana es considerada como la sumatoria de organismos vivos y muertos contenidos en una muestra de suelo, excluyendo las raíces de las plantas y los animales de tamaño superior (Brookes, 1995, Pavan *et al.*, 2005)

Contiene 1 a 3% del carbono total y hasta 5% del nitrógeno total del suelo, además de ser un agente catabólico de procesos biogeoquímicos y también un reservorio de energía y nutrientes, muy susceptible a cambios de acuerdo al manejo agronómico y de las características físico-químicas del medio, también determina el equilibrio de la productividad del ecosistema, ya que es un medio de transformación de todos los materiales orgánicos del suelo (Luna *et al.*, 2002; Pontes, 2002).

Los microorganismos responsables de la descomposición y la mineralización de la fracción orgánica emplean parte de los compuestos contenidos en los residuos como fuente de nutrientes y energía para la formación de biomasa (Brookes, 1995; Luna *et al.*, 2002; Pontes, 2002).

La importancia de este parámetro es asociado con, los ciclos biogeoquímicos, la descomposición de enmiendas naturales o sintéticas y la formación estructural y estabilización física de los agregados, es decir; con la calidad y fertilidad del suelo así como del mantenimiento de esta característica en el tiempo. Uno de los métodos más importantes para la estimación de la biomasa es el de fumigación con cloroformo (Wild, 1989; Zagal *et al.*, 2003 y Pavan *et al.*, 2005).

La biomasa microbiana, la respiración, el cociente metabólico (qCO_2) y la actividad enzimática del suelo pueden ser utilizados como indicadores de cambios en la calidad del suelo (Pavan *et al.*, 2005).

3.3.3. Cociente metabólico (qCO_2)

El coeficiente o cociente metabólico (qCO_2) es un indicador del estado fisiológico a través del metabolismo de la biomasa. Es un índice biológico que determina el estado de desarrollo o grado de estrés del ecosistema; es decir, la eficiencia metabólica de la fauna edáfica, ya que directamente se está analizando el carbono lábil del conjunto de la MO (Peña, 2004, Araujo y Monteiro, 2006).

El qCO_2 ha sido considerado un buen índice de estrés en el suelo debido a la presencia de metales pesados (Brookes 1995) ya que valores altos de qCO_2 fueron encontrados en suelos contaminados con metales a largo plazo. Bââth *et al.*, 1991; Insam *et al.*, 1996, han encontrado valores bajos de qCO_2 en suelos contaminados con metales, probablemente como resultado del uso de diferentes sustratos.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

- Conocer el efecto de la aplicación de lodos residuales sobre la mineralización de carbono y nitrógeno en un suelo agrícola bajo cultivo de maíz como parámetros para evaluar su eficacia como biosólido.

4.2 Objetivos particulares

- Evaluar el efecto de la adición de LR sobre la mineralización del carbono a través de la actividad microbiana en un suelo agrícola bajo cultivo de maíz.
- Determinar el potencial de mineralización del nitrógeno orgánico en un suelo agrícola acondicionado con 0, 18 y 36 t ha⁻¹ de LR bajo cultivo de maíz.

5. MATERIALES Y METODOS

5.1 Zona de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en el municipio de Xonacatlán, Toluca, Estado de México (Fig. 2). Sus coordenadas son 19° 24' latitud norte y 99° 32' longitud oeste y una altura de 2575 msnm. El clima es templado sub-húmedo con lluvias de verano C (w₂) (w) con una precipitación total anual de 785.5 mm y una temperatura media anual de 12.6°C (García, 1988). El suelo bajo estudio es Feozem háplico con clase textual fina (INEGI, 2001).

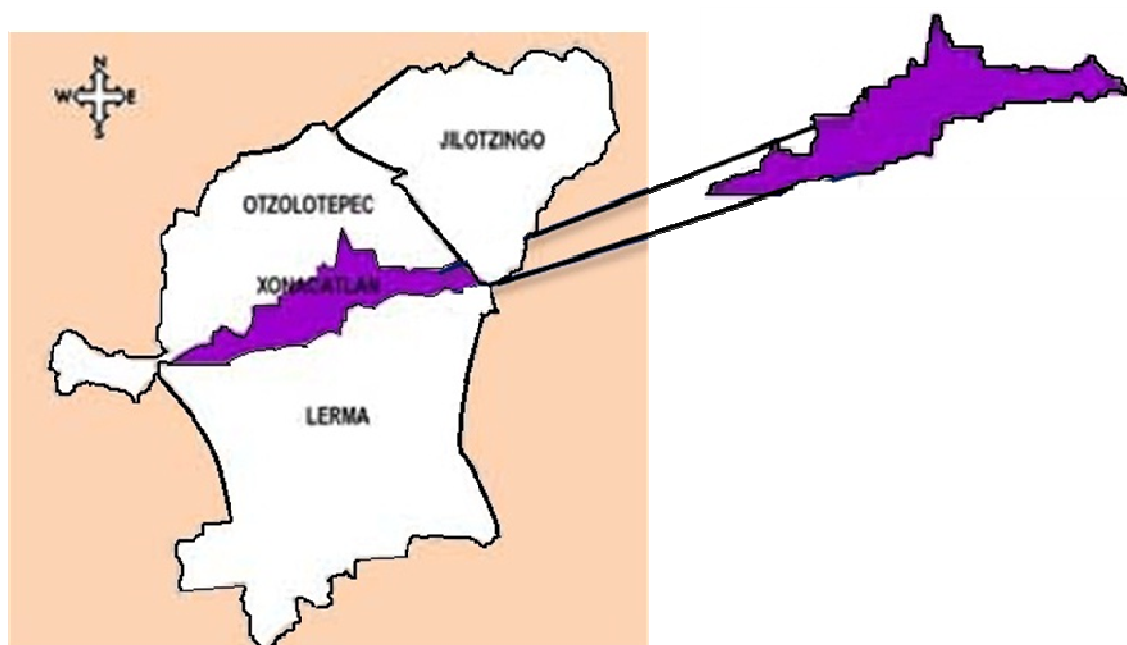


Figura 2. Zona de estudio.

Las parcelas experimentales fueron cultivadas con maíz (*Zea mays* L.) variedad Almoloya de Juárez, esta variedad es la que se siembra en la mayor parte del municipio.

5.2 Diseño experimental

Se obtuvieron LR de origen municipal de la planta de tratamiento "Toluca Norte" perteneciente a Operadora de Ecosistemas, S. A. de C. V (ECOSYS S. A. de C. V)

con 75% de humedad, los cuales fueron aplicados en parcelas experimentales de 8 m X 8 m y una separación entre cada parcela de 70 cm bajo un diseño en bloques aleatorios con tres tratamientos y seis repeticiones (Figura 3): T0 (suelo con fertilizante químico 150-75-30 NPK), T1 (suelo con 18 t ha⁻¹ de LR) y T2 (suelo con 36 t ha⁻¹ de LR).

T0	T2	T1	T2	T1	T0
T1	T0	T2	T0	T2	T1
T2	T1	T0	T1	T0	T2

Figura 3. Diseño del experimento.

5.3. Muestreo del suelo

El muestreo se realizó siguiendo la NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios de muestreo y análisis. Se tomó una muestra aleatoria de los primeros 20 cm del suelo (horizonte Ap) por cada parcela de tratamiento (T0, T1 y T2) respectivamente, debido a que en esta zona se encuentra gran parte de la actividad biológica.

Se colectaron submuestras de la superficie del suelo (0-20 cm) de forma aleatoria de cada parcela en el días 1 y 260 después de la aplicación de LR con ayuda de una barrena cilíndrica. Se obtuvieron muestras compuestas para cada tratamiento mediante la mezcla de cantidades iguales de las submuestras correspondientes. Cabe señalar que este estudio corresponde a un segundo ciclo de cultivo con aplicaciones sucesivas de LR en las mismas dosis de este biosólido.

Todas las muestras fueron secadas a temperatura ambiente, molidas en mortero de ágata, homogenizada y tamizada a <2 mm antes de ser almacenadas en bolsas de plástico a temperatura ambiente. Las muestras de suelo para los análisis bioquímicos se almacenaron a 4 °C con la humedad de campo.

5.4 Análisis de laboratorio

Se determinó el nitrógeno total (método AS-16), el nitrógeno inorgánico (método AS-15), el contenido de humedad (método gravimétrico), porcentaje de materia orgánica (Walkley y Black, 1934) y el pH (método AS-02) de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000. La granulometría por el método de Bouyoucos (1963), C-Biomasa por el método de Fumigación-Extracción de Vance (1987) y el C-CO₂ por el método jarras cerradas propuesto por Nannipieri (1995).

La respiración basal se determinó por cuantificación de dióxido de carbono (CO₂) liberado en el proceso de respiración microbiana durante 18 días de incubación a 25°C para las muestras colectadas en el primer día de aplicado el LR y durante 22 días de incubación a 25°C para las muestras tomadas a los 260 días de aplicado el LR. Esto se realizó colocando en un frasco, 25 g de muestra de suelo a 60% de capacidad de campo junto con otro frasco que contenía 10 ml de NaOH 0.2 N para capturar el CO₂ liberado. El CO₂ fue determinado por una valoración con HCl 0.2 N después de la precipitación en forma de carbonato de bario formado por adición de BaCl₂ en la solución de NaOH, utilizando fenolftaleína diluida en 100 ml de etanol (60% v/v) como indicador.

Se calculó el cociente metabólico (qCO₂), a través de la relación de la respiración basal y el C-Biomasa microbiana (Anderson y Domsch, 1990).

5.5. Análisis estadístico

Las pruebas estadísticas aplicadas a los datos fueron las denominadas MANOVA y Tukey usando el software Statgraphics Plus ver. 5.0 con un nivel de confianza del 95% para detectar diferencias significativas entre los tratamientos del primer y 260 días de aplicado el LR sobre el cultivo.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo

En la Tabla 4 se muestran las propiedades físicas y químicas del suelo de la zona de estudio para dos ciclos de cultivo (2008 y 2009) con aplicaciones sucesivas de LR. Cabe mencionar que el ciclo de cultivo es el reportado por Serrano (2010) y el 2009 fue realizado en este estudio. La clase textural es Franco-arcillo-arenosa (F-a-Ar). El pH para el ciclo de cultivo 2009 presenta diferencias significativas entre los dos muestreos ($p < 0.05$) para cada tratamiento, en tanto que al comparar los valores de pH entre los tratamientos no se observaron diferencias significativas ($p > 0.05$). Los valores de pH tuvieron un carácter más básico para los tres tratamientos a los 260 días de aplicado los LR comparado con el pH del día 1.

Tabla 4. Granulometría, pH y materia orgánica (MO) del suelo estudiado.

Tratamiento	Clase textural	Días	pH		MO (%)	
			2008*	2009	2008*	2009
T0 (testigo)	F-a-Ar	1	5.09	4.61 ^b	2.68±0.23	2.84±0.01 ^{bc}
		260	5.25	5.42 ^a	3.7 ± 0.48 ^a	2.57±0.08 ^c
T1 (18 t ha ⁻¹)	F-a-Ar	1	5.09	4.28 ^b	2.68±0.23	3.13±0.06 ^{abc}
		260	5.28	5.43 ^a	3.8 ± 0.44 ^a	3.45±0.10 ^{ab}
T2 (36 t ha ⁻¹)	F-a-Ar	1	5.09	4.28 ^b	2.68±0.23	3.55±0.01 ^{ab}
		260	5.31	5.31 ^a	3.9 ± 0.29 ^a	3.64±0.23 ^a

Promedio ± error estándar.

Letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$).

*Valores reportados por Serrano, 2010.

Al comparar los valores de pH en los dos ciclos de cultivo, se encontraron diferencias al disminuir este parámetro en el ciclo 2009 en el día 1 de aplicado el LR, excepto para la dosis más elevada de LR a los 260 días que es igual con un valor de 5.31; mientras que para el resto se clasifican como moderadamente ácido al oscilar entre 5.09 y 5.31. En ambos ciclos el pH incrementó a los 260 días de aplicado el LR en comparación con el día 1, esto podría deberse a la mineralización de la MO como resultado del aporte del biosólido. De acuerdo a Martínez *et al.* (2008), el aumento de

pH a largo plazo se debe a la liberación de las bases de cambio, por mineralización contenidas en los compuestos orgánicos.

Durante el ciclo de cultivo 2009 se presentaron diferencias significativas (MANOVA, $p < 0.05$) del contenido de MO al comparar los tratamientos y tiempos de muestreo; siguiendo la siguiente tendencia $T2 < T1 < T0$ con valores de 3.64, 3.45 y 2.47 respectivamente; indicando que el contenido de MO es proporcional a la dosis aplicada del biosólido.

En base a los valores observados de MO durante el ciclo de cultivo 2009, el suelo se consideró como clase media para $T0$, $T1$; no así para $T2$ cuyo contenido fue alto (ver Tabla 3); propiedad que se verá reflejado en el incremento de la productividad del cultivo (SEMARNAT, 2002b).

Cabe señalar que a los 260 días después de aplicada la enmienda incrementó el contenido de MO en el ciclo de cultivo 2009, esto podría deberse al aporte de la maleza propia del cultivo o bien del follaje del maíz, pero principalmente por el uso de este tipo de enmienda, al propiciar una acumulación de MO en el horizonte Ap del suelo.

Al comparar el contenido de MO durante los ciclos de cultivo 2008 y 2009 (Tabla 4) presentaron tendencias semejantes, al incrementarse el porcentaje de MO a los 260 días de aplicado el LR, lo que sugiere un alto contenido de MO de este tipo de enmienda; pero disminuye del ciclo 2008 al 2009; esto podría deberse a un mayor consumo de nutrimentos por la población microbiana del suelo (Godley, 2004, Pavan *et al.*, 2005; Ros *et al.*, 2006).

6.2. Biomasa microbiana del suelo

El C-Biomasa microbiana (Tabla 5) incrementó de forma proporcional a la dosis aplicada de LR en cada uno de los tratamientos, para ambos ciclos de cultivo;

observándose el mayor incremento para T2 con un valor de $1120.5 \mu\text{g C g}^{-1}$ para el día 1 de aplicado el LR durante el ciclo 2009, esto podría obedecer al alto contenido de compuestos orgánicos fácilmente degradables producto del aporte de este tipo de enmienda.

Los valores observados indicaron que el desarrollo microbiano es inferior en T0 comparado con T1 y T2 lo cual se puede explicar por el uso de fertilizante químico y destacando que la aplicación de LR incremento la población microbiana (Banerjee, 1997).

Tabla 5. Valores de C-Biomasa microbiana con diferentes dosis de LR.

Tratamiento	Días	C-Biomasa ($\mu\text{g C g}^{-1}$)	
		2008	2009
T0 (Testigo)	1	419.2	946.2
	260	297.6	593.9
T1 (18 t ha^{-1})	1	664.6	1180.1
	260	429.6	683.8
T2 (36 t ha^{-1})	1	790.1	1120.5
	260	491.5	983.5

La disminución de C-Biomasa que se observó en los 260 días del ciclo de cultivo 2009, para los tres tratamientos, sugiere que la fuente de carbono orgánico fácilmente degradable de la MO fue gradualmente consumida. Resultados similares han sido reportados en experimentos de campo, por ejemplo Chander *et al.* (1995); Zamora *et al.* (2009); Tejada *et al.*, (2006).

Varios autores (Chander *et al.*, 1995; Jiménez *et al.*, 2007; Jezierska y Frac, 2008) sugieren que el C-Biomasa microbiana es un indicador de la actividad biológica de los suelos; por lo tanto los valores de 946.2, 1180.1 y $1120.5 \mu\text{g C g}^{-1}$ para T0, T1 y T2 respectivamente (Tabla 5) indican alta actividad microbiana, sugiriendo una buena población edáfica en respuesta a la aplicación de LR. El C-Biomasa microbiana puede servir como un indicador de cambios en otras propiedades del suelo y las alteraciones en el tamaño de la biomasa microbiana puede observarse como un

indicador a largo plazo de los cambios en las características bioquímicas del suelo (Lovell *et al.*, 1995; Landi *et al.*, 2000; Luna *et al.*, 2002)

Cabe mencionar que no solo la aplicación de LR al suelo provoca cambios en este, sino, además puede haber influencia de parámetros tales como la fertilización química, humedad, época de muestreo, tipo de labranza, entre otras (Chander *et al.*, 1995; Lovell *et al.*, 1995; Trasar *et al.*, 2007).

Se observó que el contenido de C-Biomasa microbiana (Tabla 5) se incrementó en un 50% aproximadamente durante el ciclo de cultivo 2009 (n=2) comparado con el ciclo 2008, lo cual sugiere la acumulación y persistencia de fauna edáfica producto de adiciones sucesivas de LR. Los dos ciclos de cultivo presentaron un comportamiento semejante al disminuir la concentración de C-Biomasa microbiana a los 260 días de aplicado el LR. Es importante señalar que T0 presentó menor concentración de C-Biomasa microbiana; por lo tanto, sugiere que el uso de fertilizante químico afecta la actividad microbiana.

Los valores de C-Biomasa se incrementaron durante el ciclo de cultivo 2009 comparado con el ciclo 2008 (Tabla 5) siendo más alto el valor en el día 1 y disminuyendo para el día 260 de aplicado el LR para ambos ciclos de cultivo. De manera general se observó que el contenido de C-Biomasa incrementó en los tratamientos, con ello se sugiere que la cantidad de microorganismos, se ve favorecida con la aplicación de biosólidos al proporcionar mayor cantidad de nutrimentos y así estimular la proliferación de los mismos (Toniutti *et al.*, 1999; Serrano, 2010).

6.3. Respiración basal del suelo

La respiración basal del suelo, medida indirectamente como CO₂ presentó un incremento durante el ciclo 2009 como se observa en la Figura 4a siendo T1>T2>T0. Con esto, se puede aseverar que la mayor actividad microbiológica se presentó en

T2 con un valor de 535.71 mg C-CO₂/ 100 gss (gss-gramos de suelo seco) para la incubación correspondiente al día 1 de aplicado el LR.

Se detectó al final de la incubación, que el nivel de CO₂ en las parcelas acondicionadas con LR fue significativamente mayor al del testigo ($p < 0.05$).

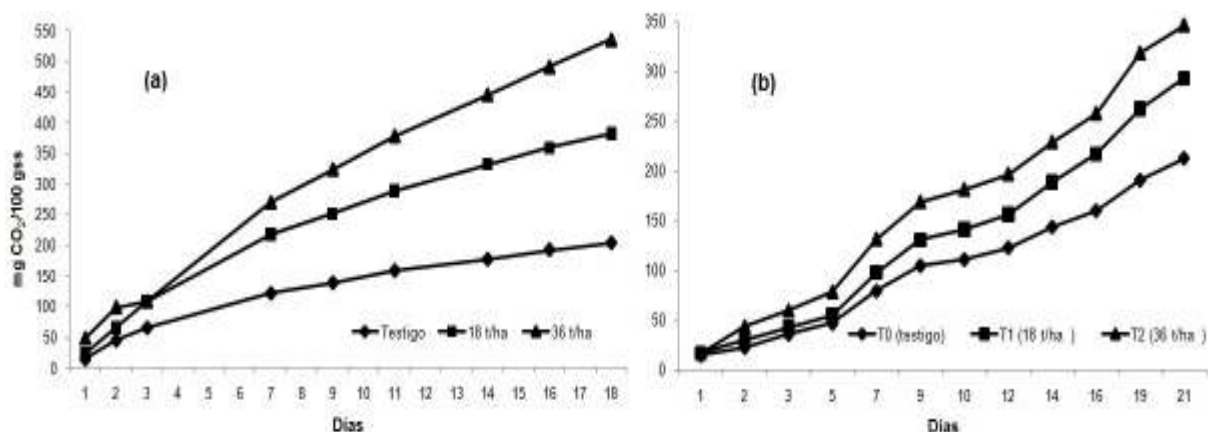


Figura 4. Evolución de la respiración microbiana con aplicación de LR **a)** Día 1, **b)** Día 260.

De acuerdo a Jezierska y Frac (2008), la respiración microbiana es sólo uno de los métodos para la determinación de la actividad microbiana. La respiración del suelo depende entre otras cosas de la disponibilidad de MO y tamaño de las poblaciones microbianas. La actividad respiratoria alta fue característica del tratamiento con dosis alta de LR (Figura 4)

La evolución del C-CO₂ para los tres tratamientos a los 260 días de aplicado el LR durante los 21 días de incubación disminuyó en 50% aproximadamente con la incubación del primer día, obteniéndose valores acumulados de C-CO₂ de 346.10, 292.76 y 212.52 mg C-CO₂/ 100 gss para T2, T1 y T0 respectivamente (Figura 4b). Estos resultados coinciden con los hallados por Sharada *et al.* (2004) y Martínez y Rivero (2006), Serrano (2010).

La respiración basal fue mayor en el día uno por las condiciones de pH y MO para los microorganismos (Tabla 4), tal como disponibilidad de carbono orgánico fácilmente degradable adicionado por el LR (Huang y Chen, 2009). En general, la

respiración basal aumenta con la dosis de LR, además de la mayor disponibilidad de MO en el horizonte Ap (Pavan *et al.*, 2005).

La respiración basal se reporta como mg de C-CO₂/100 gss (Peña, 2004) (Tabla 6). Los valores oscilan entre 203.17 y 583.50 mg de CO₂/100 gss para las muestras colectadas del horizonte Ap de las diferentes parcelas. Estos valores mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos así como entre el tiempo de muestreo. En general la respiración incrementó con la aplicación del LR y disminuyó a los 260 días de aplicado el biosólido. Esto podría deberse en gran medida a la disponibilidad de MO en la superficie del suelo. Los datos observados pueden ser explicados por el incremento en el contenido de MO y nutrimentos, lo cual estimula la actividad microbiana y C-Biomasa microbiana, lo cual conduce al incremento de la respiración basal por efecto del LR.

La dinámica observada para la producción de C-CO₂ en el suelo estudiado, con un incremento inicial y posterior descenso a partir de los diez días en todos los tratamientos, fue un reflejo de la mineralización de la MO incorporada con el LR. Esto como respuesta a la incorporación de las tres dosis de lodo mostró que no existe un efecto limitante del lodo en estas concentraciones de este suelo y para este cultivo además del desarrollo de los microorganismos (Martín del Campo, 1996; Renella *et al.*, 2007, Serrano, 2010).

Una tasa de respiración alta también puede indicar un desorden ecológico o un nivel alto de productividad en el ecosistema (Matus y Maire 2000; Martínez *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2008).

La respiración basal es mayor en el ciclo de cultivo 2008 con diferencias de 35.8, 106.78 y 89.38 mg C-CO₂/100 gss para T0, T1 y T2 respectivamente durante el día 1, respecto al ciclo 2009. El comportamiento observado, sugiere la disponibilidad de compuestos orgánicos de fácil biodegradación por la enmienda empleada, incrementando la cantidad de nutrimentos y la actividad microbiana del suelo.

Pavan *et al.* (2005) reportan valores del flujo de C-CO₂ desde 20.8 a 123.6 mg C-CO₂ kg soil⁻¹ h⁻¹, mientras que Acuña *et al.* (2006) hallaron valores en un rango de 50 a 230 mg C-CO₂ 100 gss⁻¹ 10 días⁻¹ los cuales sugieren elevadas cantidades de MO, además de una biomasa microbiana metabólicamente activa y no afectada por factores que pueda inhibir su desarrollo. Por el contrario valores menores indican bajos contenidos de MO o una actividad metabólica reducida (Ortiz y Alcañiz, 2001, Sánchez *et al.*, 2005; Serrano, 2010).

La tasa de respiración por unidad de biomasa microbiana llamado comúnmente cociente metabólico (qCO₂) es una variable de fácil interpretación (Peña, 2004; Acuña *et al.*, 2006). Este ha sido utilizado como un indicador del estrés microbiano e interpretado como la eficiencia microbiana ya que se mide como la energía necesaria para mantener la actividad metabólica en relación con la energía necesaria para sintetizar la biomasa. Así un suelo sometido a estrés puede presentar valores de qCO₂ altos comparados con los suelos no estresados. Sin embargo un aumento del qCO₂ puede indicar un incremento de la actividad microbiana debido a la disponibilidad de carbono orgánico fácilmente biodegradable (Pavan *et al.*, 2005, Jiménez *et al.*, 2007).

En este estudio el qCO₂ aumentó de acuerdo a la dosis de LR aplicada al suelo (Tabla 6). De manera general, el valor de qCO₂ disminuyó con el tiempo para todos los tratamientos debido a la estabilidad que alcanza el ecosistema y probablemente la disminución de carbono orgánico degradable propicie la reducción de la actividad microbiana (Acuña *et al.*, 2006). Los resultados obtenidos son semejantes a los obtenidos por Pavan *et al.* (2005), Acuña (2006), Jiménez *et al.* (2007) quienes encontraron valores altos de qCO₂ en suelos tratados con LR.

Los valores de qCO₂ fueron altos para T1 y T2 comparados con T0 en el día 1 para ambos ciclos de cultivo comparados con los reportados en literatura, , probablemente por la disponibilidad de MO fácilmente degradable. La disminución de

aproximadamente 50% de los valores de qCO_2 para los tres tratamientos a los 260 días del ciclo de cultivo se explica como un decremento en la biomasa microbiana, probablemente debido a la disminución de nutrimentos.

Tabla 6. Valores de respiración basal y qCO_2 con aplicación de LR.

Tratamiento	Días	Respiración basal (mg C-CO ₂ /100 gss)		qCO_2 (μg C-CO ₂ mg ⁻¹ Bc h ⁻¹)	
		2008	2009	2008	2009
T0 (Testigo)	1	238.97	203.17 ^c	11.80	20.64
	260	151.18	212.52 ^c	4.79	13.55
T1 (18 t ha ⁻¹)	1	488.58	381.80 ^b	34.87	48.38
	260	229.96	292.76 ^b	10.65	21.49
T2 (36 t ha ⁻¹)	1	672.88	583.50 ^a	57.05	70.20
	260	233.61	346.10 ^b	12.38	36.55

Letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$)

Ya que el qCO_2 (Tabla 6) es un índice de la actividad de los microorganismos del suelo que relaciona la respiración y el C-Biomasa por unidad de tiempo (Godley, 2004; Pavan *et al.*, 2005), los resultados hallados en este estudio durante los dos ciclos de cultivo, muestran que se incrementa este índice; lo cual sugiere que la aplicación de LR en dos ciclos agrícolas incrementa la disponibilidad de los microorganismos del suelo beneficiando el aprovechamiento de los compuestos orgánicos.

De lo anterior, inferimos que la adición de LR provoca estrés sobre la fauna edáfica en el día 1, pero alcanzando las condiciones naturales del suelo a los 260 días al compararlo con los valores de T0 (Tabla 6) para ambos ciclos de cultivo. De acuerdo a Peña (2004) el rango adecuado del qCO_2 para la actividad microbiana en un suelo agrícola es de 8.5 a 1.5 μg C-CO₂ mg⁻¹ Bc h⁻¹.

La demanda de nutrientes del cultivo reduce indudablemente la cantidad de MO y por lo tanto los índices de mineralización y coeficiente metabólico disminuyen en el suelo (Laternus *et al.*, 2007).

Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con los reportados por Ros *et al.*, 2006 quienes hallaron valores de qCO_2 dentro del rango de 3.0 a 4.9 mg de C- CO_2 g⁻¹ Bc h⁻¹. También cabe mencionar que la actividad microbiana se puede ver reflejada en la respiración (Fig. 4) donde el mayor flujo de C- CO_2 fue durante el período de incubación del día 1 de aplicado el LR.

Para el ciclo 2008 debido a que los valores son más bajos en todos los tratamientos comparado con el ciclo 2009 donde estos resultados son más altos a los reportados en literatura (Godley, 2004; Pavan *et al.*, 2005, Ros *et al.*, 2006); por lo tanto, la cantidad de carbono orgánico en el suelo es menor, debido a la degradación y mineralización; provocando que la calidad fisiológica de los microorganismos sea mejor al final del cultivo por los aportes.

6.4 Cinética de mineralización del C

Como una función de la actividad microbiana del suelo la liberación de CO_2 disminuye en función de la disponibilidad del carbono orgánico del suelo a través del tiempo siendo los microorganismos del suelo los principales responsables de la mineralización del carbono de la MO. La cinética de mineralización es calculada basándose en la velocidad a la que se va reduciendo la proporción del carbono total que se encuentra en el suelo (Sotres *et al.*, 1992; Peña, 2004). El proceso de mineralización sigue una cinética de primer orden de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$(dc/dt) = -Kc$$

Donde **c** es el carbono mineralizado, **K** es la constante de velocidad y **t** es el tiempo. Por lo tanto, si se relaciona el logaritmo del carbono residual de cada tratamiento con

el tiempo de incubación, se obtiene su correspondiente cinética de mineralización del carbono.

En la Figura 5, se observa que los puntos se ajustan a dos segmentos rectos, lo cual sugiere que el proceso de mineralización del carbono consta de dos procesos de primer orden, el primero consiste en la mineralización de un sustrato más lábil y el segundo en la mineralización de un sustrato más recalcitrante (Sotres et al., 1992 y Peña, 2004).

De acuerdo a la velocidad de mineralización el tratamiento con mayor actividad biológica al día uno después de haber aplicado el LR (Figura 5 a, b, c), es el T2 con una velocidad de degradación de $K=8.4 \times 10^{-3}$ para el sustrato lábil, reduciéndose en 2 unidades para el sustrato recalcitrante. De acuerdo a las constantes de velocidad de degradación para el inicio del ciclo de cultivo, la disponibilidad de un sustrato lábil es mayor para T1 y T2 comparado con T0 (Figura 5a, b y c), esto se debe al aporte de MO del LR. Cabe mencionar que el modelo de cinética de mineralización presenta un mejor ajuste para T1 y T2 en un 99% comparado con el control debido a la distribución de los datos los cuales se ajustan a una línea recta (Sotres et al., 1992).

Todos los tratamientos presentaron una cinética de mineralización de primer orden, con una disminución en la producción de CO_2 durante los días 7-18 de la incubación inicial del cultivo, mientras que para la incubación de 260 días, el cambio de pendiente se observó en el día 9 de la incubación; por lo tanto, al obtener el logaritmo del carbono residual para los tres tratamientos se obtuvieron las gráficas presentadas en la Figura 5, con dos segmentos lineales

De acuerdo con interpretaciones similares de trabajos realizados (Sotres, et al., 1992; Sharada, et al., 2004, Ros et al., 2006, Jiménez et al., 2007, Pedra et al., 2007) el proceso de mineralización consiste de dos procesos sucesivos de primer orden, el primero donde ocurre la mineralización de un sustrato relativamente lábil, correspondiente al segmento de 1-7 días de la gráfica y el segundo que es un

sustrato más recalcitrante, correspondiente al segmento del día 8-18 (Stanford y Smith, 1972).

En la Figura 5 d, e y f se puede observar la cinética de mineralización del C correspondiente al final del ciclo del cultivo donde el comportamiento de T1 y T2 es similar de acuerdo al valor de "K" lo cual sugiere que el sustrato lábil aportado por el LR ha sido aprovechado por los microorganismos y el maíz. De acuerdo a Peña (2004), Pedra *et al.*, (2007), Huang y Chen (2009) la adición de LR incrementa la mineralización del carbono.

También se observó que la presencia de los dos sustratos fue más característica durante la incubación del día 1 comparado con la del día 260. Dicho comportamiento se podría explicar por la alta disponibilidad inicial del sustrato lábil, que es consumido en primera instancia por los microorganismos del suelo; quedando así sustancias de difícil degradación.

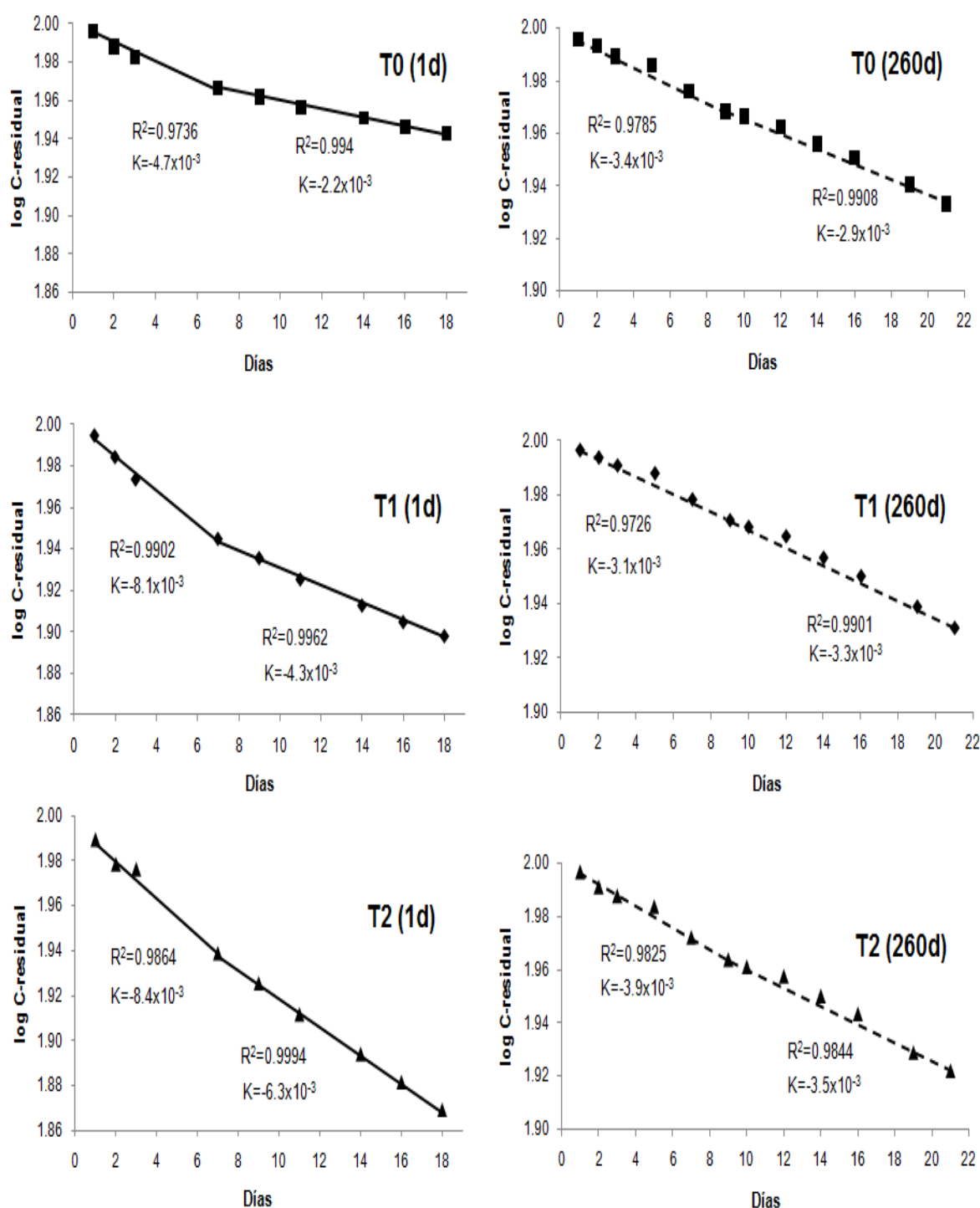


Figura 5. Cinética de mineralización del carbono, (a, b y c tratamientos del día 1 de aplicado el LR) **a)** T0 (0 t ha⁻¹), **b)** T1 (18 t ha⁻¹), **c)** T2 (36 t ha⁻¹); mientras que (d, e y f tratamientos a los 260 días de aplicado el LR) **d)** T0 (0 t ha⁻¹), **e)** T1 (18 t ha⁻¹), **f)** T2 (36 t ha⁻¹).

6.5 Mineralización del nitrógeno

La adición de LR aporta gran cantidad de nitrógeno ya que este es uno de los compuesto más demandantes en el suelo y para poder ser aprovechado por las plantas es necesario que se mineralice en compuestos inorgánicos como el NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^+ . Esta mineralización dependerá de condiciones como: el clima, vegetación, topografía, la edad y la administración del suelo; así como de la temperatura y la humedad, entre otras (Coyne, 1999).

En la Tabla 7 se presenta la tasa de mineralización del nitrógeno al día 1 y 260 días con la adición de 0 t ha^{-1} , 18 t ha^{-1} y 36 t ha^{-1} de LR por lo que se reporta el inicio y final del periodo de incubación (18 días para el primer día de aplicado el LR y 22 días de incubación para las muestras colectadas a los 260 días de aplicado el LR). La mineralización neta del nitrógeno es generalmente determinada como el flujo neto de nitrógeno inorgánico (N_{tot}) para la fracción mineralizable de MO (Banerjee, 1997).

La estimación de la eficiencia de asimilación por las plantas es muy compleja ya que es afectada por muchos factores que están relacionados con los procesos de inmovilización y mineralización que alteran la disponibilidad del nitrógeno para el cultivo (Studdert *et al.*, 2000).

Se observó que la concentración de N_{tot} en T1 y T2 fue mayor respecto a T0 reflejando el incremento en la mineralización con la adición de LR para el muestreo inicial del cultivo de maíz. Inicialmente el LR contenía un 5.11% de Nitrógeno orgánico total. Para T2 se mineralizó 79.4% a los 21 días de incubación en forma de NO_3 y NO_2 , mientras que para T1 se observó una acumulación de NO_3 y NO_2 la cual podría deberse a la inmovilización microbiana y/o fijación por las arcillas. Sin embargo el proceso de amonificación es mayor que el de nitrificación para todos los casos, una razón de ello es el pH, debido a que el proceso de nitrificación se presenta en un ambiente alcalino (pH de 6 a 8).

La dinámica de mineralización del nitrógeno a los 260 días se presenta en la Tabla 7. Se observó que para T1 y T2 hay mayor cantidad de NO_3 y NO_2 al inicio de la incubación lo cual sugiere la presencia de nitrógeno fácilmente degradable, de tal forma que representa riesgo de volatilización antes de ser aprovechado por la planta. Mientras que para T1 se mineraliza 58.5% del N_{tot} potencialmente mineralizable del cual 56% se recupera en forma de NO_3 y NO_2 siendo este tratamiento el de mayor eficiencia en el proceso de nitrificación, presentando diferencias significativas con una ($p < 0.05$).

Tabla 7. Dinámica de mineralización del nitrógeno a los días 1 y 260 de aplicado el LR durante el ciclo de cultivo 2009.

Tratamiento	Días	Nitrógeno inicial			Nitrógeno final		
		N _{tot}	N-NH ₄	NO ₃ y NO ₂	N _{tot}	N-NH ₄	NO ₃ y NO ₂
mg N/100g ss							
T0 (testigo)	1	4.81±0.39 ^{cd}	2.29±0.46 ^c	2.53	1.98±0.08 ^b	1.07±0.08 ^c	0.90
	260	3.57±0.86 ^d	1.64±0.19 ^c	1.92	2.03±0.04 ^b	1.86±0.22 ^b	0.17
T1 (18 t ha ⁻¹)	1	10.61±0.99 ^b	8.44±0.62 ^b	2.17	4.42±0.19 ^a	2.05±0.07 ^b	2.37
	260	4.12±0.44 ^d	1.27±0.22 ^c	2,00	2.41±0.41 ^b	1.79±0.02 ^b	1.35
T2 (36 t ha ⁻¹)	1	26.92±1.52 ^a	23.00±0.57 ^a	2.43	4.86±0.13 ^a	2.93±0.16 ^a	1.93
	260	6.41±0.52 ^c	1.81±0.27 ^c	4.26	2.53±0.22 ^b	1.67±0.34 ^{ab}	0.87

Promedio ± error estándar.

Letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0.05$).

La presencia de mayor cantidad de NH_4^+ en los diferentes tratamientos para los dos tiempos de incubación puede deberse a la presencia de coloides que impiden la lixiviación de este así como la disponibilidad en el LR de esta fracción orgánica (Peña, 2004). De acuerdo a Donovan y Logan (1983) y Rigby *et al.* (2009) la incorporación inmediata de LR con el suelo reduce ampliamente las pérdidas de nitrógeno por volatilización en forma de NH_3 . Otro factor que favorece la fijación de N-NH_4 es la naturaleza de la MO (Johansson, 1998).

Sin embargo, la mineralización de nitrógeno no fue consistente con las dosis aplicadas de LR. Después de la aplicación del LR y fertilizante químico para el control, fueron homogenizados con el suelo mediante el arado. En consecuencia

diversos factores influyeron en la dinámica de mineralización de este macronutriente tales como el clima, la precipitación pluvial, el relieve, pH, capacidad de intercambio catiónico entre otros (Egiarte *et al.*, 2005 y Rigby *et al.*, 2009).

Los biosólidos son una fuente rápida de nitrógeno oxidable e intrínsecamente, la dinámica de la actividad microbiana, desempeña un papel importante en las transformaciones del nitrógeno en suelos enmendados con LR (Rigby *et al.*, 2009).

Tabla 8 Valores promedio de mineralización de nitrógeno en el ciclo de cultivo 2008 (Serrano, 2010).

Tratamiento	Días	Nitrógeno inicial			Nitrógeno final		
		N _{tot}	N-NH ₄	NO ₃ y NO ₂	N _{tot}	N-NH ₄	NO ₃ y NO ₂
		(mg N/100 g ss)					
T0 (testigo)	1	23.09	7.88	15.21	10.81	4.17	6.63
	260	9.79	1.84	7.95	3.73	5.01	0.16
T1 (18 t ha ⁻¹)	1	79.21	56.89	22.31	17.22	7.85	9.36
	260	16.48	4.58	11.90	11.59	2.35	9.24
T2 (36 t ha ⁻¹)	1	140.22	116.69	23.62	20.28	9.09	11.18
	260	15.67	3.04	12.30	5.13	1.76	3.37

Los valores reportados por Serrano (2010) para la mineralización de nitrógeno durante el ciclo de cultivo 2008 fueron (Tabla 8): al inicio de la incubación del muestreo preliminar (día 1) el nitrógeno inorgánico para el T0 se descompone en 34 % en N-NH₄ y 66 % en NO₃ y NO₂, en T1 72% es N-NH₄ y 28 % se disocia en NO₃ y NO₂ y finalmente T2 83 % es N-NH₄ y 17% en NO₃ y NO₂.

Al inicio de la incubación para el nitrógeno total del muestreo a los 260 días de aplicado el LR, se presentan valores de 9.79 para el T0, de 16.48 para el T1 y 15.67 para el T2. Cabe resaltar que en los tratamientos con lodo, la cantidad de nitrógeno total y nitrógeno amoniacal; así como nitratos y nitritos se incrementó al inicio de la incubación, de acuerdo a la siguiente tendencia T1 > T2 > T0. Comparando las cantidades de nitrógeno del día 1 de aplicación de LR (muestreo preliminar) con

respecto al muestreo de los 260 días de aplicación del LR (muestreo post-cosecha) es menor la cantidad de nitrógeno inorgánico o mineralizado en este último.

La nitrificación es la conversión de amoníaco a nitrito y luego a nitrato para cerrar el ciclo del nitrógeno. Esto ocurre por la intervención de bacterias del género *Nitrosomonas*, que oxidan el NH_3 a NO_2^- . Los nitritos son oxidados a nitratos NO_3^- mediante bacterias del género *Nitrobacter* (Alexander, 1980).

Al comparar el proceso de nitrificación de los dos ciclos de cultivo se puede observar en Tablas 8 y 9 que el proceso de la nitrificación es mayor para las dosis de 36 y 0 t/ha (T2 y T1 respectivamente), comparadas con la dosis de 18 t ha⁻¹ (T0).

La mineralización del nitrógeno se vio modificada bajo la aplicación de LR sobre el suelo agrícola en dos años consecutivos. Las diferencias encontradas al comparar el inicio de la incubación del ciclo de cultivo 2008 (Tabla 8) respecto al ciclo 2009 (Tabla 7) fueron que el N_{tot} para T0 se descompone en 14 % excepto en la forma de N-NH_4 e incrementó la mineralización en un 13 % en forma de NO_3 y NO_2 en el ciclo de cultivo 2009; mientras que para T1 hay un incremento del 7% en la forma de N-NH_4 y una pérdida del 7% en las formas de NO_3 y NO_2 ; en tanto que para T2 se presentó un incremento del 7% de la forma N-NH_4 y una disminución en el mismo porcentaje en forma de NO_3 y NO_2 .

Los valores de las concentraciones de NO_3 y NO_2 (Tabla 7 y 8) al final de la incubación del primer día incrementó, comparado con los valores obtenidos del muestreo a los 260 días para ambos ciclos de cultivo, lo cual sugiere una disponibilidad de estos iones para el aprovechamiento por las plantas al ser significativamente diferentes los valores en el segundo muestreo, siendo un índice de que el período de mineralización del nitrógeno ya había tenido lugar.

De acuerdo a Sardans *et al.* (2008), la temperatura es un factor importante en el proceso de mineralización del nitrógeno, al incrementarse las concentraciones de NO_3 en verano y otoño al producirse un incremento en la temperatura del suelo estimulando la actividad microbiana provocando un efecto sobre la calidad nutrimental del suelo. Por lo tanto, esta condición pudo influir en la disminución de nitrógeno inorgánico en el suelo durante el muestreo de los 260 días la cual se llevo a cabo en Otoño.

6.6 Relación C/N

En la tabla 9 se muestran los valores de las relaciones C/N de los muestreos realizados en el ciclo 2009 de cultivo de maíz, con valores menores para el día 1 de aplicado el LR al suelo, incrementándose para el muestreo final (260 días) lo que sugiere que para este último muestreo existe un estrés en el ecosistema correspondiente a las parcelas de T0, lo cual sugiere que la cantidad de MO es menor que en las parcelas de los tratamientos con LR; mientras que para T2 presenta la mejor proporción de C y N para el cultivo provocando un efecto positivo sobre la actividad microbiana.

Tabla 9. Relaciones C/N del cultivo de maíz al día 1 y 260 de aplicado el LR.

Tratamiento	Días	C (%)	N (%)	C/N
T0 (Testigo)	1	1.65	0.22	7.60
	260	1.49	0.11	13.62
T1 (18 t ha ⁻¹)	1	1.82	0.20	8.94
	260	2.00	0.16	12.23
T2 (36 t ha ⁻¹)	1	2.11	0.24	8.40
	260	2.06	0.22	9.40

Una comparación del contenido de MO (Tabla 4) en los diferentes tratamientos muestra que T2 presentó el mayor contenido, que sugiere que se produce una

mineralización considerable de nitrógeno. En general la relación C/N aumenta con el tiempo sugiriendo que es dependiente de este y de la población edáfica.

7. CONCLUSIONES

El contenido de MO y pH presentaron un incremento con las dosis aplicadas de LR, por lo que se puede concluir que la aplicación de este biosólido modifica estas propiedades químicas del suelo.

En cuanto a las propiedades bioquímicas del suelo tales como: C-Biomasa microbiana, Respiración basal, coeficiente metabólico (qCO_2) excepto mineralización del nitrógeno presentaron un aumento de acuerdo a la dosis aplicada de LR. El incremento en la actividad biológica en el primer muestreo es mayor posiblemente debido a la degradación de los sustratos orgánicos correspondiente a la fracción lábil de la MO (principalmente carbohidratos), disminuyendo con el tiempo por la presencia de un sustrato recalcitrante (ácidos húmicos y fúlvicos).

Para los tratamientos con LR la cantidad de C- CO_2 liberado resultó mayor que para el suelo control donde se aplicó fertilizante químico. Esto como consecuencia directa de la activación de los microorganismos que degradan el LR para aprovechamiento a diferentes velocidades, del sustrato lábil y los nutrimentos.

La dinámica de mineralización del nitrógeno contenido en los LR aplicados no es consistente con la dosis aplicada. Esto podría explicarse por los procesos de fijación, volatilización y/o lixiviación del nitrógeno, que dependen de las condiciones presentes en el tiempo de muestreo con lo cual se puede observar la complejidad de los procesos de mineralización de dicho macro nutrimento.

Al comparar las propiedades fisicoquímicas del suelo de los dos ciclos de cultivo con aplicación de LR en las mismas dosis, se obtuvieron mayores rendimientos en el ciclo de cultivo 2009; por lo tanto, la adición de biosólido sobre suelos agrícolas incrementa la actividad de la fauna edáfica propiciando un efecto positivo sobre las propiedades evaluadas.

De acuerdo a los valores de los diversos parámetros determinados en esta investigación, específicamente los bioquímicos, se concluye que el empleo de este residuo producto del tratamiento de aguas residuales es apto como biosólido en suelos agrícolas dado su alto contenido de MO que posee y el efecto positivo que produce en el suelo.

8. RECOMENDACIONES

Considerar el crecimiento del maíz a nivel laboratorio para determinar la dinámica del nitrógeno en suelo y planta, para obtener resultados más confiables.

Se sugiere evaluar la respiración basal del suelo en un tiempo más largo además de investigar sobre la existencia de los dos sustratos a través de la modelación.

Determinar las propiedades fisicoquímicas por lo menos en tres diferentes intervalos de muestreo, para monitorear su comportamiento en campo debido a los factores ambientales que provocan variaciones en los resultados.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, O., Peña, W., Serrano, E., Pocasangre, L., Rosales, F., Delgado, E., Trejos, J. y Segura A. 2006. La importancia de los microorganismos en la calidad y salud del suelo. XVI Reunión Internacional de Asociación para la Cooperación sobre Banana en el Caribe y América Tropical. Joinville, Santa Catarina, Brasil.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Rev. Bioresource technology*. 75: 43-48.
- Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. Segunda edición. AGT. S.A. Mexico. 440p.
- Anderson, T.H., Domsch, K.H., 1990. Application of eco-physiological quociente (qCO₂ and Dq) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, 251–255.
- Andrade, Ma. Luisa; Purificación, M., Reyzábal, M. L. y Montero, M. J. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Edafología*. Vol. 7: 27-29.
- Arata, P., Garcés, J. A. y Sepúlveda N. 2002. Evaluación de la calidad del lodo proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales el Trebal y su uso agrícola. XXVII Congreso Interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental (AIDIS).
- Araújo A. S. F. y Monteiro, R. T. R. 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. *Nota técnica. Chemosphere*. 64, 1043-1046.
- Bååth, E., Arnebrandt, K., Nordgren, A. 1991. Microbial biomass and ATP in smelter-polluted forest humus. *Bull Environ. Contam. Toxicol.* 47:278–282.
- Banerjee, D. 1997. Impact of Sewage Sludge Application on Soil Biological Characteristics. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 66: 241-249.
- Batziaka, V., Fytianos, K., Voudrias E. 2008. Leaching of nitrogen, phosphorus, TOC and COD from the biosolids of the municipal wastewater treatment plant of Thessaloniki. *Rev. Environ. Monit. Assess.* 140:331–338.
- Benítez, E., Romero, E., Gallardo, L. F. y Nogales, R. 2000. Asimilabilidad de metales pesados en un suelo enmendado con diferentes biosólidos residuales urbanos. *Edafología*. Vol. 7: 157-164.

- Bohn, H. L., Mc Neal, B. L., O'Connor, G. A. 1993. Química del suelo. Ed. Limusa, México, D. F.
- Bouyoucos, G. M. 1963. Directions for making mechanical análisis of soil by hidrometer method. Soil Sci. 42: 25-30.
- Brady, C. N. y Weil, R. R. 1996. The nature and properties of soils. Prentice-Hall International, Inc. 11a. ed. U. S. A. 740 pp.
- Brendecke, J. W., Axelson, D. R. y Pepper, I. L. 1992. Soil microbial activity as an indicator of soil fertility: Long-term effects of municipal sewage sludge on an arid soil. Soil Biology. & Biochemistry. 751-758.
- Brookes, P.C., 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. Biol. Fert. Soils 19, 269–279.
- Cardoso, V. Lina. 2002. Aplicación en un suelo agrícola de lodos residuales tratados. AIDIS/FEMISCA. Cancún, México.
- Carrillo, L. 2003. Microbiología agrícola.
- Chander, K., Brookes, P. C., Harding, S. A. 1995. Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. Soil Biology & Biochemistry, 27 (11): 1409-1421.
- Coyne, M. 2000. Microbiología del Suelo: Un Enfoque Exploratorio. España, Paraninfo. 416 pp.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc Graw Hill. Bogotá, Colombia. 1ª ed.
- Cuevas, G. y Walter, I. 2004. Metales pesados en maíz (*Zea mays L.*) cultivado en un suelo enmendado con diferentes dosis de compost de lodo residual. Rev. Int. Contam. Ambient. 20 (2): 59-68.
- Cuevas, B. J., Seguel, S. O., Ellies, A. S. y Dörner, F. J. 2006. Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. Rev. Soil Sc. Plant. Nutr., 6 (2): 1-12.
- Donovan, W. C. and Logan, T. J. 1983. Factors affecting ammonia volatilisation from sewage sludge applied to soil in a laboratory study. Journal of Environmental Quality, 12, 584-590.
- Duchaufour, P. 1978. Manual de edafología. Toray-Masson S. A. Barcelona, España. Pags. 476.

- Egiarte, G., Camps, A. M. Alonso, A., Ruíz-Romera E. y Pinto, M. 2005. Effect of repeated applications of sewage sludge on the fate of N in soils under Monterey pine stands. *Forest Ecology and Management*. 216: 257–269.
- Faúndez, C. P. K. 2005. Actividad microbiológica global en suelos acondicionados con biosólidos cloacales frescos y compostados con residuos forestales. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Fernández, A. A. R., Letón, G. P., Rosal, G. R., Dorado, V. M., Villar, F. S., Sanz, G. J. M. 2006. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. CEIM. Madrid, España.
- Fernández, J. M., Plaza, C., Hernández, D. y Polo, A. 2007. Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geoderma*, 137: 497-503.
- FitzPatrick, E. A. 1996. Introducción a la ciencia de los suelos. Ed. Trillas. México, D. F. Pags. 288.
- Fuentes, E., Juan, P. 1999. El suelo: un sistema vivo. Proyecto EXPLORA-CONICYT de valoración y divulgación de la Ciencia y Tecnología. Universidad de Chile.
- Glynn, J. H. y Gary, W. H. 1999. Ingeniería ambiental. Prentice Hall Hispanoamericana S. A. 2ª ed. México.
- Godley, A. R. 2004. Factors affecting the soil microbial quality measurements of biomass quotient and respiration quotient. *The Journal*. 18: 73-79.
- Hernández, H. J. M., Olivares, S. E., Villanueva, F. I., Rodríguez F. H., Vázquez A. R., Pissani, Z. J. F. 2005. Aplicación de lodos residuales, estiércol bovino y fertilizante químico en el cultivo de sorgo forragero (*Sorghum vulgare* Pers). *Rev. Int. Contam. Ambient.* 21 (1): 31-36.
- Huang, C. C., Chen, Z. S. 2009. Caron and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. *Rev. Soil Science and Plant Nutrition*, 55, 715-724.
- Insam, H., Hutchinson, T. C., Reber, H. H. 1996. Effects of heavy metals on the metabolic quotient of the soil microflora. *Soil Biology & Biochem.* 28: 691–694.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. Síntesis de Información Geográfica del Estado de México.

- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal/Gobierno del Estado de México (INFDM/GEMEX). 2005. Enciclopedia de los Municipios de México. Estado de México: Xonacatlán. México.
- Jaramillo, J. Daniel F. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 595 pags.
- Jeziarska, T. S. y Frac, M. 2008. Microbiological indices of soil quality fertilized with dairy sewage sludge. *Int. Agrophysics*. 22: 215-219.
- Jiménez, P.; Ortiz, O.; Tarrasón, D.; Ginovart, M.; Bonmatí, M. 2007. Effect of differently post-treated dewatered sewage sludge on β -glucosidase activity, microbial biomass carbon, basal respiration and carbohydrates contents of soils from limestone quarries. *Biol. Fertil. Soils*. 44: 393-398.
- Johansson, G. 1998. Chemical fixation of ammonia to soil organic matter after application of urea. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Plant Soil Science*, 48, 73-78.
- Julca, O. Alberto; Meneses, F. Liliana; Blas, S. Raúl y Bello, A. S. 2006. La materia orgánica, importancia y experiencias de su uso en la agricultura. *Rev. IDESIA*. 24 (1): 49-61.
- Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: Solomons, W., Förstner, U. And Mader, P. Heavy Metals. Problems and solutions. Springer. Germany. 3-18.
- Kizilkaya, R. y Bayrakli, B. 2005. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Rev. Applied Soil Ecology*. 30: 192–202.
- Krebs, R. Luciano. 2003. Respiración del suelo como herramienta para evaluar calidad de fondos en acuicultura. Desarrollo de un protocolo estándar para medir dióxido de carbono. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Guayaquil, Ecuador.
- Landi, L., Renella, G., Moreno, J. L., Falchini, L., Nannipieri, P. 2000. Influence of cadmium on the metabolic quotient, L-D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils*. 32, 8-16.
- Lovell, R. D., Jarvis, S. C., Bardgett, R. D. 1995. Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes. *Soil Biology & Biochemistry*. 27 (7): 969-975.
- Luna, M. L., Vega, C. J., Franco, H. M., Vásquez S. M., Trujillo, T. N., Ramírez, F. E. y Dendooven, L. 2002. Actividad microbiana en suelos. XXX Aniversario de biotecnología y bioingeniería. Cinvestav, Septiembre-Octubre.
- Mackenzie, D., Masten, S. 2005. Ingeniería y Ciencias Ambientales. Impreso Mc Graw Hill.

- Martín del Campo, S. M.G. 1996. Caracterización de los lodos residuales de dos plantas de tratamiento de aguas de Toluca norte y EPCCA del Estado de México para una propuesta de utilización en agricultura. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias UAEMex, Toluca, México. 64 pp.
- Martinez, R. S., Zalba, P., Villamil, MB., Peinemann, N. 2001. Efecto de cationes sobre propiedades hidrofísicas de suelos con diferentes minerales de arcilla. *Rev. Ciencia del Suelo*. 19 (2): 85-91.
- Martínez, C. J., Olivares, S. E., Salinas, G. G., Zavala, G. F., Aranda, R. J. 2004. Efecto residual del lodo en trigo (*Triticum spp. L.*). *Rev. Int. Botánica Experimental*. 237-242.
- Martínez, Y. y Rivero, C. 2006. Efecto de la aplicación de lodos papeleros sobre la dinámica del carbono en dos suelos de la Cuenca del Lago de Valencia) *Rev. Fac. Agron.* 32: 41-52.
- Martínez, H. E.; Fuentes, E. J. P. y Acevedo, H. E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Rev. Ciencia del suelo*. 8 (1): 68-96.
- Maturano, M. 2002. Estudio del uso del agua y del nitrógeno dentro del marco de una agricultura sostenible en las regiones maiceras castellano-manchega y Argentina. Tesis doctoral. Universidad de castilla la Mancha, Centro regional de estudios del agua, Instituto nacional de tecnología agropecuaria.
- Matus, J. Francisco y Maire, G. R. Christian. 2000. Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno. *Rev. Agricultura técnica*. 60 (2): 112-126.
- Millar, C. E., Turk, L. M., Foth, H. D. 1985. Fundamentos de la ciencia del suelo. C. E. C. S. A. México.
- Nannipieri, P. C. 1995. La capacità metabólica e la qualita del suolo. *Agronomia*. 29: 312-316.
- Navarro, B. S. y Navarro G. G. 2000. Química agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Mundi – Prensa, España.
- Núñez, S., Jorge. 1998. Fundamentos de Edafología. EUNED. San José Costa Rica. 3ª reimpresión.
- Oelmann, Y., Kreutziger, Y., Bol, R., Wilcke, W. 2007. Nitrate leaching in soil: Tracing the NO_3^- sources with the help of stable N and O isotopes. *Rev. Soil Biology and Biochemistry*. 39: 3024-3033.

- Oropeza G., Norma. 2006. Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos conciencia*. 1: 51-58.
- Ortiz, P. O. y Alcañiz, B. J. M. 2001. Aplicación del flujo de CO₂ como indicador de la calidad de la restauración en actividades extractivas a cielo abierto. *Rev. Edafología*. 8 (3): 71-81.
- Ortiz, V. B. y Ortiz, S. C. A. 1990. *Edafología*. Universidad Autónoma de Chapingo. México. Pags. 394.
- Pavan, F. S. A., Bettiol, W. y Clementi, C. C. 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Rev. Applied Soil Ecology*. 30: 65-77.
- Pedra, F. Polo, A. Ribeiro, A. Domínguez, H. 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1375-1382.
- Peña, C. W. 2004. Los suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Tesis doctoral. USC (Universidad. de Santiago de Compostela)/CSIC (Consejo superior de investigaciones científicas).
- Petersen, O. S., Petersen, J. y Rubæk, H. G. 2003. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 24: 187-195.
- Pontes, W.L., 2002. Mineralizac,ão de um bio sólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana. M.Sc. Dissertation. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Brasil, 73 pp.
- Porta, J., López, A. M. y Roquero, C. 2003. *Edafología: Para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-Prensa. 3ª ed. Madrid, España.
- Quemada, M. y Menacho, E. 1999. Emisión de CO₂ y mineralización de nitrógeno en un suelo previamente tratado con lodo de depuradora. *Edafología*. Pamplona, España. 6: 59-71.
- Quinteiro, R. M. P., Andrade, C. M. L. y De Blas, V. E. 1998. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: experiencias de campo.
- Renella, G., Mench, M., Gelsomino, A., Landi, L. y Nannipieri P. 2005. Functional activity and microbial community structure in soils amended with bimetallic sludges. *Soil Biology and Biochemistry*. 37: 1498-1506.
- Renella, G., Chaudri, A. M., Falloon, Céline M., Landi, L., Nannipieri, P. y Brookes, Philip C. 2007. Effects of Cd, Zn, or both on soil microbial biomass and activity in a clay loam soil. *Biol Fertil Soils*, 43:751-758.

- Rigby, H., Perez, V. F., Cass, J., Rogers, M., Smith, R. S. 2009. The influence of soil and biosolids type, and microbial immobilisation on nitrogen availability in biosolids-amended agricultural soils – implications for fertilizer recommendations. *Journal Soil Use and Management*, 25, 395-408.
- Rodríguez, F. A. A.; Leton, G. P.; Rosal, G. R.; Dorado, V. M.; Villar, F. S.; Sanz, G. J. M. 2006. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales: Informe de vigilancia tecnológica. Citme, CEIM, Comunidad de Madrid.
- Ros, M., García, C., Hernández, T. 2006. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. *Waste Management*. 26: 1108-1118.
- Salcedo, P. E., Vázquez, A. A., Krishnamurthy, L., Zamora, N. T., Hernández, A. E. y Rodríguez, R. M. 2007. Evaluación de lodos residuales como abono orgánico en suelos volcánicos de uso agrícola y forestal en Jalisco, México. *Rev. Interciencia*. 32 (2): 115-120.
- Sánchez, R. H. 2008. Calidad de la materia orgánica soluble y ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodos residuales. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias UAEMex, Toluca, México.
- Sánchez, B., Ruiz, Magaly y Ríos, Ma. M. 2005. Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud, en la cuenca del río Maracay, Estado Aragua. *Agronomía Trop.* 55 (4): 507-534.
- Sardans, J., Peñuelas, J., Estiarte, M. 2008. Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. *Applied Soil Ecology*. 39: 223–235.
- Serrano, G. N. J. 2010. Propiedades bioquímicas de un Suelo Agrícola Acondicionado con Lodos Residuales. Tesis de Maestría en Ciencias. UABC, Mexicali, Baja California.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002). Protección Ambiental para lodos y biosólidos, especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Secretaría de medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.
- SEMARNAT. 2002b. (NOM-021-RECNAT-2000). Especificaciones de fertilidad, salinidad y calsificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Secretaría de medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.

- Sharada, S., Pati, Sanjat, K. y Sahu. 2004. CO₂ evolution and enzyme activities (dehydrogenase, protease and amylase) of fly ash amended soil in the presence and absence of earthworms (*Drawida willsi* Michaelsen) under laboratory conditions. *Geoderma*. 118: 289-301.
- Sotres, G. F., Trasar, C. M. C., Ciardi, C., Ceccanti, B. y Leirós, M. C. 1992. Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. *Biol. Fertil Soils*. 13: 25-30.
- Stanford, G. y Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. *Soil Science Society Amer. Proc.* 36, 465-472.
- STATGRAPHICS PLUS Versión 5.0 (Statiscal Graphics Corporation, 2000).
- Stotzky, G. y Marc, B. J. 1996. *Soil biochemistry*. Vol 9. Marcel Dekker Inc, New York, U. S. A. pp 551.
- Studdert, G. A., Carabaca, L. S., Echeverría H. E. 2000. Estimación del nitrógeno mineralizado para un cultivo de trigo en distintas secuencias de cultivos. *Rev. Ciencia del suelo*. 18 (1): 17-27.
- Tarrasón, D., Ojeda, G., Ortiz, O., Alcañiz, J. M. 2008. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. *Rev. Bioresource Technology*. 99: 252-259.
- Tejada, M., García, C., González, J. L., Hernández, M. T. 2006. Organic amendment based on fresh and composted Beet Vinasse: Influence on soil properties and wheat yield. *Soil Science Society of America*, 70: 900-908.
- Toniutti, M. A., Forasero, L. V., Tenorio D. y Mollo, J. 1999. Evaluación de la biomasa microbiana en el proceso de recuperación de suelos. *Rev. FAVE* 13 (2): 5-11.
- Torres, P.; Madera, C.; Silva, J. 2009. Mejoramiento de la calidad microbiológica de biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas. 2009. *Rev. EIA*. 1: 21-37.
- Trasar, C. C., Leirós, M. C., Gil, S. F. 2007. Modification of biochemical properties by soil use. Segundo simposio Internacional: Suelo, ecología y medio ambiente, Temuco, Chile.
- Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S. 1987. Microbial biomass measurement in forest soil: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 19: 697-702.
- Walkley, A. and 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.* 34: 29-38.

- Wild, Alan. 1989. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ed. Mundi Prensas. Madrid, España.
- Zagal, Erick; Rodríguez, Nicasio; Vidal, Iván y Maureira, Marcos. 2003. Microbial biomass in different cropping systems determined by the ninhydrin-reactive nitrogen and ultraviolet absorbance (UV₂₈₀). *Rev. C. Suelo Nutr. Veg.* 3 (1): 17-28.
- Zagal, E., Rodríguez, N., Vidal, I. y Hofmann, G. 2003b. Eficiencia de uso y dinámica del nitrógeno en una rotación con y sin uso de residuos. *Rev. Agricultura técnica.* 63 (3): 298-310.
- Zamora, F. R., Rodríguez, N., Torres, D. y Yendis, H. 2009. Uso de agua residual y contenido de materia orgánica y biomasa microbiana en suelos de la llanura de Coro, Venezuela. *Agricultura Técnica en México.* Vol. 35. No. 2. Maracay Venezuela.

RESUMEN

Los beneficios que la aplicación de lodos residuales (LR) puedan proveer a los cultivos, se relacionan con su contenido en materia orgánica (MO), nitrógeno y fósforo, el empleo de éstos sobre suelos de uso agrícola debe hacerse de manera controlada para no modificar la actividad de las poblaciones microbianas del suelo, las cuales son esenciales en los ciclos biogeoquímicos. El presente trabajo tuvo por objetivo conocer el efecto de la aplicación de tres dosis de LR 0, 18 y 36 t ha⁻¹ (T0, T1 y T2) sobre la mineralización de carbono y nitrógeno en un suelo agrícola bajo cultivo de maíz (*Zea mays L.*) variedad Almoloya de Juárez, como parámetros para evaluar su eficacia como biosólido contribuyendo al uso sustentable del recurso suelo. El estudio relaciona los indicadores bioquímicos a fin de detectar cambios en la calidad del suelo tales como la mineralización de la MO, respiración basal del suelo, C-Biomasa microbiana entre otros. El presente trabajo se llevó a cabo en el municipio de Xonacatlán, Estado de México. Con coordenadas 19° 24' latitud norte y 99° 32' longitud oeste y una altitud de 2575 msnm. El clima es templado sub-húmedo con lluvias de verano C (w₂) (w) con una precipitación total anual de 785.5 mm y una temperatura media anual de 12.6°C. El tipo de suelo de la zona de estudio es Feozem háplico con clase textural fina. Se consideró un diseño en bloques aleatorios con tres tratamientos (0, 18 y 36 t ha⁻¹ LR) con 6 repeticiones con un área individual de 8 x 8 m y un espaciamiento entre ellas de 70 cm. Al tratamiento de 0 t/ha LR – control, se le agregó fertilizante químico (150-75-30 NPK). El LR proviene de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales “Toluca Norte”. Cabe mencionar que este estudio corresponde a un segundo ciclo de cultivo con aplicación de LR. Se muestrearon cada una de las parcelas experimentales, en el horizonte Ap (0-20 cm) para los días 1 y 260 después de la aplicación de los LR; se midieron las propiedades bioquímicas. Se realizó un análisis múltiple de varianza (MANOVA) para determinar diferencias significativas entre los tratamientos y comparación de medias entre los tratamientos (TUKEY), así como correlaciones múltiples con un nivel de

confianza del 95%. Se observaron diferencias en las propiedades químicas después de la cosecha. La biomasa microbiana, la respiración y la mineralización del nitrógeno, fueron mayores en los tratamientos con LR con respecto al testigo (T0). En cuanto al coeficiente metabólico disminuyó después de la cosecha, por lo tanto la adición de LR no afecta la actividad fisiológica y se mantiene el equilibrio del suelo.