

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

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



***“Propiedades Bioquímicas de un Suelo Agrícola Acondicionado
con Lodos Residuales”***

TESIS

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

PRESENTA

NANCY JUDITH SERRANO GARCÍA

DIRECTOR

Dra. Rocio Vaca Paulin

CODIRECTOR

Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente

Mexicali, B. C.

Enero, 2010

INDICE

RESUMEN	i
INTRODUCCION.....	1
2. ANTECEDENTES	
2.1. LODOS RESIDUALES	
2.1.1. Concepto.....	2
2.1.2. Como se generan los lodos residuales.....	2
2.1.3. Sistema de la Macroplanta de Tratamiento de Toluca Norte....	3
2.1.4. Tipos de lodos residuales.....	4
2.1.5. Características de lodos residuales.....	5
2.1.6. Beneficios de los lodos residuales.....	6
2.1.7. Disposición de los lodos residuales	6
2.1.8. Estudios de los lodos residuales.....	7
2.2. SUELO.....	12
2.2.1. PROPIEDADES QUIMICAS	
2.2.1.1. pH.....	13
2.2.1.2. El Nitrógeno.....	13
2.2.1.3. Materia orgánica (MO).....	14
2.2.2. PROPIEDADES FISICAS.....	16
2.2.2.1. Textura.....	16
2.2.2.2. Conductividad eléctrica.....	16
2.3. PROPIDADES BIOQUIMICAS DEL SUELO.....	17
2.3.1. Biomasa microbiana o carbono biomasa microbiana.....	18
2.3.2. Respiración de los microorganismos del suelo.....	21
2.3.3. Mineralización del nitrógeno.....	22

2.3.4. Coeficiente metabólico (qCO_2).....	23
2.4. Cultivo de maíz.....	23
2.4.1. Características morfológicas: botánica.....	24
3. OBJETIVOS.....	25
3.1. Objetivo general.....	25
3.2. Objetivos específicos.....	25
4. METODOLOGIA	
4.1. AREA DE ESTUDIO.....	26
4.2. Diseño experimental.....	27
4.3. Muestreo.....	28
4.3.1. Muestreo de lodo residual.....	28
4.3.2. Muestreo de suelo inicial.....	28
4.3.3. Muestreo de suelo post-cosecha.....	29
4.4. Análisis de laboratorio.....	29
4.5. Propiedades bioquímicas del suelo.....	29
4.6. Análisis estadísticos.....	30
5. RESULTADOS Y DISCUSIONES	
5.1. Propiedades químicas y físicas del suelo y lodo residual.....	32
5.2. Propiedades lodo residual.....	33
5.3. Propiedades bioquímicas, muestreo inicial.....	34
5.3.1. Biomasa microbiana.....	34
5.3.2. Respiración microbiana del suelo.....	36
5.3.3. Cinética de mineralización.....	38
5.3.4. Coeficiente metabólico y coeficiente de mineralización.....	41
5.3.5. Mineralización del nitrógeno.....	43
5.4. Propiedades químicas y físicas del muestreo post-cosecha.....	44

5.5. Propiedades bioquímicas muestreo post-cosecha.....	46
5.5.1. Biomasa microbiana.....	46
5.5.2. Respiración microbiana del suelo.....	47
5.5.3. Cinética de mineralización.....	49
5.5.4. Mineralización del nitrógeno.....	52
6. CONCLUSIONES.....	55
7. SUGERENCIAS.....	56
8. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	57
ANEXOS.....	64

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Características y tipos de lodos residuales que se genera en el tratamiento de aguas residuales.	15
Cuadro 2. Propiedades químicas del suelo preliminar.	32
Cuadro 3. Propiedades físicas del suelo.	33
Cuadro 4. Características del lodo residual.	34
Cuadro 5. Valores del flujo de carbono, del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo.	34
Cuadro 6. Valores promedios de la respiración microbiana del suelo de los 21 días de incubación.	37
Cuadro 7. Valores de las constantes cinéticas (K) y de los coeficientes de correlación de <i>Pearson</i> (r) para la mineralización del carbono.	41
Cuadro 8. Coeficiente metabólico (qCO_2) y del coeficiente de mineralización (CO_2/C -total) del carbono de los tres tratamientos.	42
Cuadro 9. Nitrógeno inorgánico al inicio y final del proceso de mineralización del carbono (día 1 y 21 días de incubación) para los tres tratamientos.	43
Cuadro 10. Mineralización del nitrógeno en una incubación de 21 días para los tres tratamientos	44
Cuadro 11. Propiedades químicas de suelo muestreo post-cosecha.	45
Cuadro 12. Propiedades físicas de suelo muestreo post-cosecha.	46
Cuadro 13. Valores de flujo de carbono, del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct)	46
Cuadro 14. Valores promedio de la respiración microbiana del suelo e los 21 días de incubación post-cosecha.	48
Cuadro 15. Valores de las constantes cinéticas (K) y de los coeficientes de correlación de <i>Pearson</i> (r) para la mineralización del carbono (post-cosecha).	51
Cuadro 16. Coeficiente metabólico (qCO_2) y del coeficiente de mineralización (CO_2/C -total) del carbono de los tres tratamientos (post-cosecha).	52
Cuadro 17. Nitrógeno inorgánico al inicio y final del proceso de mineralización del carbono (día 1 y 21 días de incubación) para los tres	

tratamientos (post-cosecha	53
Cuadro 18. Mineralización del nitrógeno (día 1 y 21 días de incubación) para los tres tratamientos (post-cosecha	54

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. El modelo conceptual de los procesos que siguen los materiales orgánicos desde su incorporación al suelo y sus relaciones.	15
Figura 2. Localización del municipio de Xonacatlán, Estado de México.	27
Figura.3. Diseño de bloques completos de la parcela experimentales en campo.	28
Figura 4. Evolución del CO ₂ desprendido en 21 días de incubación para los tres tratamientos valores acumulados.	37
Figura 5. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono para los tres tratamientos.	40
Figura 6. Evolución el CO ₂ desprendido en 21 días de incubación para los tres tratamientos valores acumulados (post-cosecha).	49
Figura 7. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono para los tres tratamientos (post-cosecha).	50

RESUMEN

La aplicación de lodos residuales (LR) a suelos agrícolas es una práctica muy común en países desarrollados, como una alternativa de manejo de estos residuos que se generan por la limpieza del agua contaminada por las grandes urbes, en el presente trabajo se evaluaron los cambios en algunas propiedades bioquímicas de un suelo agrícola acondicionado con lodos residuales para conocer el efecto bajo un ciclo de cultivo de maíz (variedad Ixtlahuaca). El área experimental se encuentra ubicada dentro del municipio de Xonacatlán, presenta un clima templado subhúmedo con lluvias de verano $C(w_2)(w)$, a una altitud de 2500 m. Se consideró un diseño aleatorizado por bloques completos, se emplearon tres tratamientos (0, 18 y 36 t/ha LR) con 6 repeticiones con un área individual de $8 \times 8 \text{ m} = 64 \text{ m}^2$, separadas por un espacio de un metro entre ellas. Al de 0 t/ha LR (control) se le agregó fertilizante químico 175, 50 y 30 Kg/ha de N, P y K. Se tomó una muestra compuesta de LR en base húmeda de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales “Toluca Norte”. Para el muestreo preliminar antes de adicionarle el lodo residual se tomaron once muestras y en el postcosecha tres submuestras de suelo, en cada una de las parcelas experimentales, en el horizonte A_p (0-30 cm). Se realizaron análisis de rutina y se midieron las propiedades bioquímicas. Para los resultados después de la cosecha se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) 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%. No hubo diferencias en las propiedades químicas y físicas antes y 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. En cuanto al coeficiente metabólico disminuyó después de la cosecha, por lo tanto hay una mejor actividad fisiológica y un equilibrio en el suelo.

INTRODUCCION

El uso de los lodos residuales (LR) como abono agrícola en los suelos es una práctica muy extendida en todo el mundo, se utiliza como una alternativa de disposición por la gran cantidad de lodos que se generan como producto final del tratamiento de las aguas residuales proveniente de las grandes urbes (Quinteiro *et al.*, 1998). La utilización en campos agrícolas como destino final de LR es una práctica común en países europeos (CCE) y en Estados Unidos (USA) debido a que es un método económico para deshacerse de los lodos ya que supone un reciclaje de la materia orgánica y nutrimentos contenidos en los mismos. La productividad del suelo aumenta frecuentemente, por la gran cantidad de materia orgánica que presentan los lodos residuales (Quemada y Menacho, 2001). Además es una opción desde el punto de vista económico, ya que incinerar estos lodos tiene un costo para Europa de 3.7 billones de euros y aplicarlos en suelos para la agricultura solo se tendría 1.1 billones de euros, por tanto es una alternativa viable ya que hay un reciclamiento de nutrientes. No obstante se puede contaminar al suelo con organismos patógenos y metales pesados que se encuentran en el LR, para que estos contaminantes no se acumulen en el suelo hay que utilizar plantas las cuales actúan como depuradores naturales de dichos contaminantes (Laternus *et al.*, 2007). La aplicación de LR favorece la biomasa microbiana además de que incrementa la actividad de los microorganismos que son estimulados por la presencia de la materia orgánica en el LR (Fernández *et al.*, 2005). En el presente trabajo se evaluaron algunas propiedades bioquímicas de un suelo agrícola durante un ciclo de cultivo de maíz en un feozem, con adición de LR, con la finalidad de ver como se modifican estas por efecto del LR, para proponer una alternativa de aprovechamiento de los LR ya que son una opción desde el punto de vista económico para la agricultura.

2. ANTECEDENTES

2.1. LODOS RESIDUALES

2.1.1. Concepto

Los lodos residuales son residuos urbanos procedentes de la depuración de aguas residuales (Porta *et al.*, 1999). Son sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización (Semarnat, 2002).

Por otro lado, los LR son residuos que han sido sometidos a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas después de su estabilización, pueden ser susceptibles de aprovechamiento (Semarnat, 2002). Los LR son principalmente materiales orgánicos producidos durante el tratamiento de aguas residuales, los cuales pueden ser utilizados benéficamente en diversos usos. Un ejemplo de tales usos es su incorporación al terreno para abastecerlo de nutrientes y para renovar la materia orgánica del terreno. Esta actividad se conoce como aplicación al terreno. Se pueden utilizar en terrenos agrícolas, bosques, campos de pastoreo, o en terrenos alterados que necesitan recuperación (EPA, 2000).

2.1.2. Como se generan los lodos residuales

En las grandes ciudades, el volumen de aguas residuales incrementa de manera constante, por lo que es necesario su tratamiento para aprovecharlas en segundos usos. El Estado de México cuenta con una capacidad de saneamiento de 7,749 litros por segundo, de los cuales solo se tratan 5,307 litros por segundo. Las aguas residuales ya sea que provengan de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas es necesario que pasen

por una planta de tratamiento de aguas residuales para su limpieza. Finalmente y como producto final de este tratamiento se generan una gran cantidad de lodos residuales, que por su volumen representa una fuente potencial de materia orgánica y energía, pero si no se le da el adecuado manejo se convierte en un grave problema (Semarnat, 2002).

2.1.3. Sistema de la Macroplanta de Tratamiento de Toluca Norte.

La Macroplanta de Tratamiento Toluca Norte (MTTN), cuenta con una capacidad de 1,250 L/seg. En ella se tratan las descargas de la ciudad de Toluca mediante un proceso biológico (Gobierno del Estado, 2007), el cual se divide en cuatro procesos:

a) *Tratamiento primario:* consiste en eliminar el material voluminoso como basura, plástico, madera etc., mediante un sistema de rejillas. Posteriormente pasan a un sistema de separación de grasas a través del desarenador, y luego a un tanque de sedimentación para separar los sólidos suspendidos.

b) *Tratamiento secundario:* aquí empieza el tratamiento biológico, una vez que las aguas salen de los clarificadores primarios, reciben un caudal de lodos activados, con bacterias, protozoarios, rotíferos y microorganismos relacionados. Los flujos de agua son enviados hacia los clarificadores secundarios o biorreactores, permitiendo la clarifloculación y sedimentación de la masa de lodos activados, los cuáles se depositan en el fondo y regresan al proceso para servir de inóculo.

c) *Tratamiento terciario:* Consiste en la adición de cloro en forma de gas a la corriente de agua tratada que sale de los clarificadores secundarios. La descarga de agua tratada cumple con la calidad para riego agrícola conforme a la norma NOM-001-SEMARNAT-1996.

d) *Disposición de lodos:* Los lodos primarios y secundarios resultantes del proceso, son recolectados en dos tanques espesadores, donde se incrementa la concentración de sólidos de 1 a 3.5%. Estos lodos que se sedimentan en el fondo son bombeados hacia un sistema dosificador de polímero (poliacrilamida) y vertidos en una banda donde pierden la mayor cantidad de agua posible, quedando en la superficie los lodos grumosos que se exprimen mediante presión

hasta la consistencia de 17% de sólidos y 83% de agua (Gobierno del Estado de México, 2007).

2.1.4. Tipos de lodos residuales

Los lodos pueden clasificarse por su composición y procedencia según Lenntech (2009), en:

Lodo Crudo: Es aquel que no ha sido tratado ni estabilizado, que puede extraerse de plantas de tratamiento de aguas residuales

Lodo primario: Es producido durante los procesos de tratamiento primario de las aguas residuales. Esto ocurre después de que pasa por las rejillas y desarenado son los productos no disueltos de las aguas residuales. El lodo se precipita en el fondo del tanque primario de sedimentación. Su composición depende de las características del área de recogida de las aguas. Contiene generalmente gran cantidad de material orgánico, vegetales, frutas, papel, etc. Consiste en ser un fluido denso con un porcentaje en agua que varía entre 93 % y 97 %.

Lodo activo: es el que proviene del tratamiento biológico, al que se le ha quitado la materia orgánica disuelta y los nutrientes de las aguas residuales. Normalmente se caracteriza por la interacción de distintos tipos de bacterias y microorganismos, que requieren oxígeno para vivir, crecer y multiplicarse y consumen materia orgánica. Normalmente este lodo está en forma de flóculos que contienen biomasa viva y muerta, además de partes minerales y orgánicas adsorbida y almacenada. El proceso de sedimentación de los flóculos de los lodos activos es de gran importancia para el funcionamiento de la planta de tratamiento biológico, éstos deben ser removidos, para separar la biomasa del agua limpia, y el volumen requerido de lodo activo puede ser bombeado de nuevo en el tanque de aireación.

Lodo activo de retorno: es el que proviene del tanque de aireación biológica y llega al clarificador final. Los flóculos de lodo activo sedimentan al fondo y pueden separarse del agua limpia residual. La mayoría del lodo que se lleva de nuevo al tanque de aireación se llama lodo activo de retorno.

Lodo secundario: Para alcanzar una vida del lodo constante, la biomasa en exceso debe de eliminarse de la planta biológica de tratamiento. El lodo en exceso contiene partículas no hidrolizables y biomasa resultado del metabolismo celular.

Lodo terciario: Se produce a través de procesos de tratamiento posterior, adicionando agentes floculantes.

Lodo digerido: Tienen lugar en los procesos de digestión aeróbica. Tiene color negro y olor a tierra. Tiene una proporción de materia orgánica del 45 a 60 %.

2.1.5. Características de lodos residuales

La composición general de los lodos generados en el tratamiento de aguas residuales domésticas se muestra en la cuadro 1.

Entre las características más importantes es que presentan un pH neutro, un alto contenido de agua, porcentajes altos de nutrientes tales como N y P y bajas concentraciones de bacterias y metales pesados.

Cuadro 1. Características y tipos de lodos residuales que se generan en el tratamiento de las aguas residuales (Oropeza, 2006)

Parámetros	Lodos primarios	Lodos secundarios	Lodos digeridos
Ph	5.5-5.6	6.5-7.5	6.8-7.6
Contenido de agua	92-96	97.5-98	94-97
Sólidos Suspendidos volátiles	70-80	80-90	55-65
Grasas (%SS)	12-14	3-5	4-12
Proteínas (%SS)	4-14	20-30	10-20
Carbohidratos (%SS)	8-10	6-8	5-8
Nitrógeno (%SS)	2-5	1-6	3-7
Fosforo (%SS)	0.5-15	1.5-2.5	0.5-1.5
Bacterias patógenas (NMP/100ml)	10 ³ -10 ⁵	100-1000	10-100
Metales pesados (Zn, Cu, Pb)	0.2-2	0.2-2	0.2-2

2.1.6. Beneficios de los lodos residuales

Los LR se utilizan como mejoradores de suelos, ya que mejoran las características físicas, químicas o microbiológicas del suelo, tales como la textura y la capacidad de absorción de agua, las cuales brindan condiciones más favorables para el crecimiento de las raíces e incrementan la tolerancia de la vegetación a la sequía (EPA, 2000). La aplicación de LR también provee nutrientes esenciales para el crecimiento vegetal, incluyendo el nitrógeno y fósforo, así como algunos micronutrientes esenciales, tales como níquel, zinc y cobre. Los LR pueden servir también como una alternativa o sustituto de los fertilizantes químicos. Los nutrientes contenidos en estos ofrecen diversas ventajas en comparación con los fertilizantes inorgánicos debido a que son orgánicos y pueden ser incorporados lentamente por las plantas en crecimiento. Estas formas orgánicas de nutrientes son menos solubles en agua y por lo tanto, tienen menor probabilidad de lixiviarse o ser arrastradas a las aguas superficiales (EPA, 2000; Semarnat, 2002).

2.1.7. Disposición de los lodos residuales

La disposición final que se puede dar a los LR depende de sus características fisicoquímicas, del tipo de tratamiento previo al que fueron sometidos y a los terrenos disponibles que se tengan. Los LR pueden ser dispuestos en cualquiera de las formas en que son producidas, húmedos (crudos o digeridos), torta filtrada o torta de lechos de secado. Éstos pueden ser distribuidos en terrenos, incinerados o compostados (Ramírez, 1992).

En USA, los métodos más empleados para disposición final son la incineración y la utilización como fertilizantes, en Japón, Alemania e Inglaterra, los métodos de disposición están enfocados a su uso como fertilizantes orgánicos en forma de composta. En México muy pocas plantas de tratamiento cuentan con sistemas para el tratamiento, estabilización y disposición de sólidos generados (Ortiz, 1994).

Normalmente los LR se disponen a cielo abierto, son enviados a basureros o se descargan en barrancas o alcantarillados. Estas prácticas inadecuadas se realizan, posiblemente, porque las empresas que instalan los sistemas de tratamiento de las

aguas residuales no informan sobre la magnitud de la contaminación que generan, o simplemente por el deseo de ahorrar costos en la inversión y en el tratamiento. De acuerdo con Lester (1987), aproximadamente, el 60% del costo de la inversión total de una planta de tratamiento de aguas residuales, corresponde a la operación del manejo de los LR.

La disposición de los LR es un serio problema por sus características y composición, no deben ser depositados directamente al ambiente, ya que ocasionarían problemas desde el mal olor hasta la presencia de agentes patógenos. También provocan contaminación del lugar, debido a las altas concentraciones de contaminantes químicos y de materia orgánica que no se encuentra totalmente degradada en compuestos estables; además, su consistencia pegajosa hace que sea difícil su transporte y disposición final, optándose por enterrarlos, disponerlos a campo abierto o utilizarlos en la restauración de sitios, opciones que aún resultan insuficientes. Una de las alternativas de estudio de disposición final de los LR originados en la planta de tratamiento Toluca Norte de aguas residuales municipales de la ciudad de Toluca que desarrolla la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMex), a través de la Facultad de Ciencias, es emplearlos como abono en el cultivo de maíz en el Valle de Toluca debido al alto valor agronómico que posee por lo que pueden ser utilizados como fertilizantes.

2.1.8. Estudios de los lodos residuales

Martín del Campo (1996), hizo la caracterización de lodos residuales en dos plantas de tratamiento (Toluca Norte y Reciclagua (EPCCA)) en el Estado de México para una propuesta de utilización en la agricultura. Se basó en la fórmula propuesta por la Comunidad Económica Europea (CEE), para calcular la dosis recomendable de lodos residuales 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 para lodos municipales y 4.5 t/ha para lodos industriales en base seca por un periodo de 50 años, siendo los elementos que limitan la dosis de aplicación Zn y Cd.

Existen diferentes estudios con respecto a la aplicación de los lodos residuales en suelos agrícolas realizados en la Facultad de Ciencias de la UAEMex, en colaboración con las plantas de tratamiento Toluca Norte y Oriente (Gómez, 1997., Vaca *et al.*, 2000; Hernández, 2001; Martín del Campo, 2001; Martínez, 2004). Estos estudios se basaron en la aplicación de los lodos residuales en cultivos de pasto forrajero, maíz y haba, teniendo como resultado, una mayor productividad en los tres cultivos mencionados, una concentración mayor de nitrógeno y fósforo en la planta, y no presentando problemas de toxicidad por metales pesados; sin embargo, en el cultivo de haba se observó una disminución en la cantidad de almidón a mayor dosis de aplicación de los biosólidos.

Bernal *et al.* (1998), realizaron un estudio para ver la estabilización y mineralización del carbono y nitrógeno en el suelo adicionando lodos composteados, tomaron muestra al inicio de la composta (I), en la fase activa (E) y la composta madura (M), bajo condiciones de incubación por 70 días en invernadero adicionando 48 t/ha de la composta para cada tratamiento, y observaron que en el tratamiento I más del 60% de C adicionado es descompuesto en CO₂ y la proporción decrece en los tratamientos de fase activa y composta madura. La mineralización del carbono y nitrógeno dependen de la maduración de la composta, de los compuestos lábiles y de la resistencia de los compuestos a la degradación microbiana.

Quinteiro *et al.* (1998), analizaron el efecto de la aplicación de lodos residuales sobre la productividad y diversas propiedades de suelo, fue tratado éste con cuatro dosis de lodos residuales (0, 5, 10, 20 y 40 Mg.ha⁻¹) y se cultivó cebada y maíz consecutivamente. La producción fue mayor, cuanto más elevada fue la dosis de lodo añadida. Se apreciaron diferencias significativas en el pH y contenido de materia orgánica entre el suelo control y el tratado con la dosis más alta de lodo y no aumentó el contenido de los metales traza del suelo.

Andrade *et al.* (2000), analizaron los efectos de diferentes dosis de lodos residuales 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 *Hordeum vulgare* L. var. Atlas y otro de *Zea mays* L. var. INRA 2600, comparando con un control y un suelo fertilizado inorgánicamente. El aporte de lodos aumentó el contenido de N, P y

K disponible así como la productividad respecto al suelo fertilizado inorgánicamente y el control.

García-Gil *et al.* (2000), realizaron un estudio en el que emplearon desechos sólidos municipales composteados a una concentración de 20 (C20) y 80 ton ha⁻¹ (C80) y con estiércol a 20 ton ha⁻¹ (MA) y un tratamiento control (MIN); encontraron que la biomasa microbiana y la actividad enzimática aumentan a lo largo del tiempo por la adición de las enmiendas orgánicas en los tratamientos de (C80), (MA), respecto al tratamiento control. Y lo atribuyen a que la adición de materiales orgánicos incremento el metabolismo microbiano del suelo.

Quemada y Menacho, (2001), estudiaron la respiración del suelo con adición de lodos residual con 40 y 80 t ha⁻¹ y un control, encontraron que la respiración del suelo es significativamente mayor al testigo, lo atribuyen a las condiciones de humedad y temperatura las cuales favorecen la respiración.

Bengtsson *et al.*, (2003), diseñaron un experimento en laboratorio para ver la mineralización, inmovilización y nitrificación en 7 días de incubación usaron marcadores radioactivos de N¹⁵ en tres suelos diferentes y observaron que la movilidad del nitrógeno depende de la concentración del C/N, de la biomasa microbiana y del contenido de nitrógeno microbiano.

Goldey (2004), realizó un estudio de los factores que afectan la calidad microbiana del suelo, así como, de los contenidos de la biomasa microbiana, la respiración y el coeficiente metabólico. Evaluó la biomasa microbiana y la respiración por 49 y 90 días de incubación, utilizando lodo fresco y lodo composteado, encontrando que la respiración y la biomasa microbiana son mayores cuando se agrega lodo fresco que composteado, además la biomasa microbiana y la respiración del suelo disminuyen con el paso del tiempo.

Ruiz y Paolini, (2004), determinaron el carbono de la biomasa microbiana en ocho suelos cultivados con caña de azúcar y banano, regados con aguas de distinto origen (residuales, de pozo, de lago), y en dos suelos bajo vegetación natural (suelos testigo), localizados todos en la Cuenca del Lago de Valencia. El carbono de la biomasa microbiana (C-BM) se determinó por el método de la respiración inducida

por sustrato. Los valores más altos del C-BM corresponden a los suelos bajo vegetación natural y en general se observan diferencias significativas, lo cual refleja la influencia del cultivo y las características del agua de riego sobre la magnitud de la biomasa microbiana del suelo.

Martínez de la Cerda *et al.*, (2004), estudiaron el efecto de lodo residual en el rendimiento del maíz y en la concentración de metales pesados en grano. Los tratamientos consistieron en la aplicación de lodo residual en forma líquida (8 t/ha) y deshidratada (4 y 8 t/ha) aplicados en el ciclo anterior sobre el cultivo de maíz, se compararon con un tratamiento de fertilización inorgánica (113-70-00) y testigo bajo un diseño experimental de bloques al azar con cuatro repeticiones. Después de dos ciclos de siembra la concentración de metales pesados y el rendimiento de grano fue igual entre fertilizante inorgánico y lodo residual líquido y deshidratado (8 t/ha).

Fernández *et al.*, (2005), evaluaron el efecto de la biomasa microbiana, respiración, el coeficiente metabólico y la actividad enzimática en el suelo. Este trabajo fue para ver el efecto de la aplicación continua de lodo residual durante cuatro ciclos de cultivo. Manejaron cuatro tratamientos. Al control, le agregaron fertilizante mineral (NPK) y 1BS (lodo residual aplicado basado en los requerimientos del cultivo) 2BS, 4BS y 8BS. Observaron que en todos los tratamientos con lodos residuales incrementó la biomasa microbiana, la respiración basal y el nitrógeno, siendo proporcional a la cantidad de lodo aplicada.

Clemente *et al.*, (2006), hicieron un estudio en una zona minera en Murcia España, analizaron las propiedades del suelo utilizando un control, estiércol fresco y composta madura lo ponen a incubar por 56 días, para ver la dinámica del carbono, tomaron muestras a 1, 2, 4, 8 10 y 14 días y después cada semana hasta completar los 56 días, la respuesta del carbono mineralizado, carbono orgánico y la cinética de mineralización del suelo fue mayor en el tratamiento con estiércol fresco con respecto a la composta y al control.

Hernández *et al.*, (2006), hicieron un estudio para observar a los microorganismos del suelo, en 55 días de incubación utilizaron lodos residuales composteados y composta con aserrín tomando muestras en los días 1, 30, 60 y 90 de maduración

de la composta; al inicio de la composta (día 1) observaron una elevada respiración microbiana en los dos tratamientos aumentando el carbono CO_2 conforme la muestra tienen más tiempo de maduración (90 días).

Ros *et al.*, (2006), realizaron un estudio sobre las actividades de la hidrolasa, la biomasa microbiana y nitrógeno, aplicando enmiendas orgánicas por 12 años. La aplicación de lodos residuales composteados incrementa significativamente el carbono orgánico, la biomasa microbiana, esto es probablemente porque el material usado contiene lignocelulosa como agente de composición de lodos residuales el cual no es fácilmente biodegradable.

Khan *et al.*, (2007), estudiaron a los metales pesados y su fuerte efecto en un largo periodo de tiempo en relación con el carbono biomasa, N y P del suelo. En 21 tipos de suelos tratados, con lodo, depósitos de polvo y con sedimentos. Encontraron que la biomasa microbiana, el N y P fueron menores en los suelos que habían sido tratados con lodos, seguidos por los suelos contaminados con polvos y finalmente los suelos con sedimentos fueron mayores estos parámetros.

Pedra *et al.*, (2007), evaluaron la mineralización del carbono utilizando desechos sólidos municipales y lodos residuales urbanos en el suelo. Lo realizaron con dos suelos control: un podzol haplico y un vertisol haplico, y con la adición de sólidos municipales composteados con 30 y 60 t/ha y con lodos residuales municipales con 30 y 60 t/ha bajo una incubación de 28 días en condiciones de laboratorio, encontraron que en el primer día de incubación aumenta el contenido de C- CO_2 y la biomasa microbiana para todos los tratamientos pero estos disminuyen drásticamente en el día dos y siguen disminuyendo en los demás días encontrando valores muy bajos a los 28 días de incubación.

Jiménez *et al.*, (2007), realizaron un estudio en el centro, sur y norte de Cataluña España, en dos tipos de suelo bajo tres tratamiento un lodo composteado, lodo tratado térmicamente, y lodo con humedad y un control, en dos tipos de suelo (suelo sódico y un suelo arcilloso), ellos observaron que la biomasa microbiana, la respiración y el $q\text{CO}_2$ aumentan a los 7 días de la incubación, pero disminuyen a los 67 y vuelve a aumentar la respiración a los 267 días, para los tres tratamientos con

la tendencia de lodo tratado térmicamente > lodo con agua > lodo composteado, para ambos suelos.

Renella *et al.*, (2007), hicieron un estudio para observar la influencia de Zn y el Cd en la respiración y la biomasa microbiana del suelo. En un suelo arable y un suelo de pradera bajo diferentes tratamientos: un control, otro con lodo residual, con lodo y Cd, con lodo y Zn y solo con Cd y Zn. En la respiración encontraron que en todos los tratamientos se comportaron de manera similar excepto el control que tuvo una respiración baja pero los demás presentaron una tendencia positiva incrementando el CO₂ desde los 7 días hasta los 180 días de incubación, en cuanto al qCO₂ aumento a los 7 días pero este disminuye a los 28 días y es muy bajo a los 180 días. Ellos concluyeron que la adición de Zn y Cd pueden tener efectos adversos en la actividad microbiana sobre todo afecta a los organismos autóctonos del suelo.

Fernández *et al.*, (2007). Realizaron un estudio en un suelo semiárido utilizando lodo residual composteado (CCL) y lodo residual secado térmicamente (TLS), en una incubación por 60 días, encontraron que los valores máximos de mineralización del carbono se observan en el primer día de incubación en todos los tratamientos, y estos se mantienen en el control y el CCL hasta los 60 días, pero muy por debajo del TLS el cual presenta un aumento a los 7 y 28, este segundo aumento puede ser atribuido a la gran variabilidad de los compuestos y a los diferentes grados de descomposición del lodo.

2.2. SUELO

El nombre de suelo se deriva de la palabra latina *solum*, la cual significa piso o superficie de la tierra. En general el suelo se refiere a la superficie suelta de la tierra que se desintegra de la roca sólida (Foth, *et al.* 1975; Ortiz y Ortiz, 1980; Navarro, 2000). El suelo es un continuo espacio tiempo que forma la parte superior de la corteza terrestre. Es el material que alimenta y sostiene el crecimiento de las plantas. Desde el punto de vista agrícola es el medio en cual crecen los cultivos. Desde la ingeniería civil se define como el material que soporta las cimentaciones, carreteras o pisos de aeropuertos (Fitzpatrick, 1984) Es una mezcla de sólidos orgánicos e inorgánicos, aire, agua y microorganismos. Todas estas fases influyen

entre sí en las reacciones del suelo (Bohn *et al.*, 1993). El suelo es la parte del perfil más afectada por procesos edafogenéticos y bióticos, origen en las propiedades y características que han provocado su diferenciación respecto al material originario (Porta *et al.*, 2006).

2.2.1. PROPIEDADES QUIMICAS

2.2.1.1. pH

El pH es probablemente la característica más importante del suelo, el conocimiento de éste es necesario para entender procesos químicos tales como la movilidad de iones, equilibrio de óxido reducción, disponibilidad de nutrientes en plantas y la respuesta de muchas especies de plantas a la acidez del suelo (Bloom, 2000).

El pH está correlacionado con otras propiedades. Normalmente, la reacción del suelo tiene un intervalo de pH entre 3 a 9, pero en ocasiones se registran valores por debajo de dichos límites. Los valores muy bajos se encuentran en suelos de pantanos drenados y en aquellos que tienen pirita o azufre elemental. En el otro extremo, los valores muy elevados resultan de la presencia de carbonatos de sodio (Fitzpatrick, 1984).

2.2.1.2. El Nitrógeno

El ciclo del nitrógeno juega un papel muy importante en la naturaleza. Los iones nitrato y nitrito son aniones inorgánicos de origen natural que forman parte del ciclo del nitrógeno. En este ciclo, los desechos que contienen nitrógeno orgánico se desintegran en el suelo o el agua, por acción de los microorganismos, para formar amoníaco en primera instancia. Posteriormente éste se oxida para formar iones nitrito y éstos, a su vez, para dar nitratos (Carter, 1997). El nitrógeno es un elemento que se encuentra tanto en las partes vivas como en las partes inorgánicas de nuestro planeta. Su reserva fundamental es la atmósfera, en donde se encuentra en forma de N₂, pero esta molécula no puede ser utilizada directamente por la mayoría de los seres vivos (exceptuando algunas bacterias).

Las bacterias nitrificantes y algas cianofíceas que pueden usar el N_2 del aire tienen un papel muy importante en el ciclo de este elemento al hacer la fijación del nitrógeno. De esta forma convierten el N_2 en otras formas químicas (nitratos y amonio) asimilables por las plantas (Porta *et al.*, 1999).

El nitrógeno se ha estudiado en forma directa e indirecta durante siglos y todavía es el elemento que más atención tiene en química microbiológica y fertilidad de suelos. Es el nutriente cuya falta restringe con mayor frecuencia el crecimiento de los vegetales. En el suelo se requiere de una constante renovación y movimiento de este elemento, como son la oxidación de nitrógeno orgánico a N_2 y N_2O (desnitrificación) o a NO_3 (mineralización) y la reducción a N_2 a nitrógeno orgánico (fijación del nitrógeno) (Coyne, 1999). Todos estos pasos requieren de catálisis microbiana. Sólo algunas algas verde azules son las encargadas de efectuar la desnitrificación, como la *Azotobacter* que es un microorganismo de vida libre y la bacteria simbiótica *Rizobium* que en las leguminosas es capaz de fijar el nitrógeno (Bohn *et al.*, 1993).

El nitrato constituye un riesgo de contaminación potencial para las aguas subterráneas y superficiales. La desnitrificación; es decir, el grado de afinidad de los vegetales y la captación microbiana de nitrógeno, tienden a reducir las concentraciones de nitratos (NO_3^-) de las soluciones del suelo (Bohn *et al.*, 1993).

2.2.1.3. Materia orgánica (MO)

La materia orgánica procede mayormente de los restos de tejidos vegetales y, secundariamente, de los residuos animales. Es una mezcla heterogénea compleja de materiales orgánicos que se presentan de forma natural en el suelo. Se divide en humus y materia orgánica no humificada: constituida por la biomasa animal y vegetal senescente y biomasa microbiana (Figura 1) (Porta *et al.*, 1999).

La materia orgánica del suelo es una acumulación de la materia orgánica de plantas muertas, parcialmente descompuestas y residuos animales y plantas resintetizadas

parcialmente. La hojarasca y las raíces secas se descomponen rápidamente y sus residuos forman parte del humus (Bohn *et al.*, 1993).

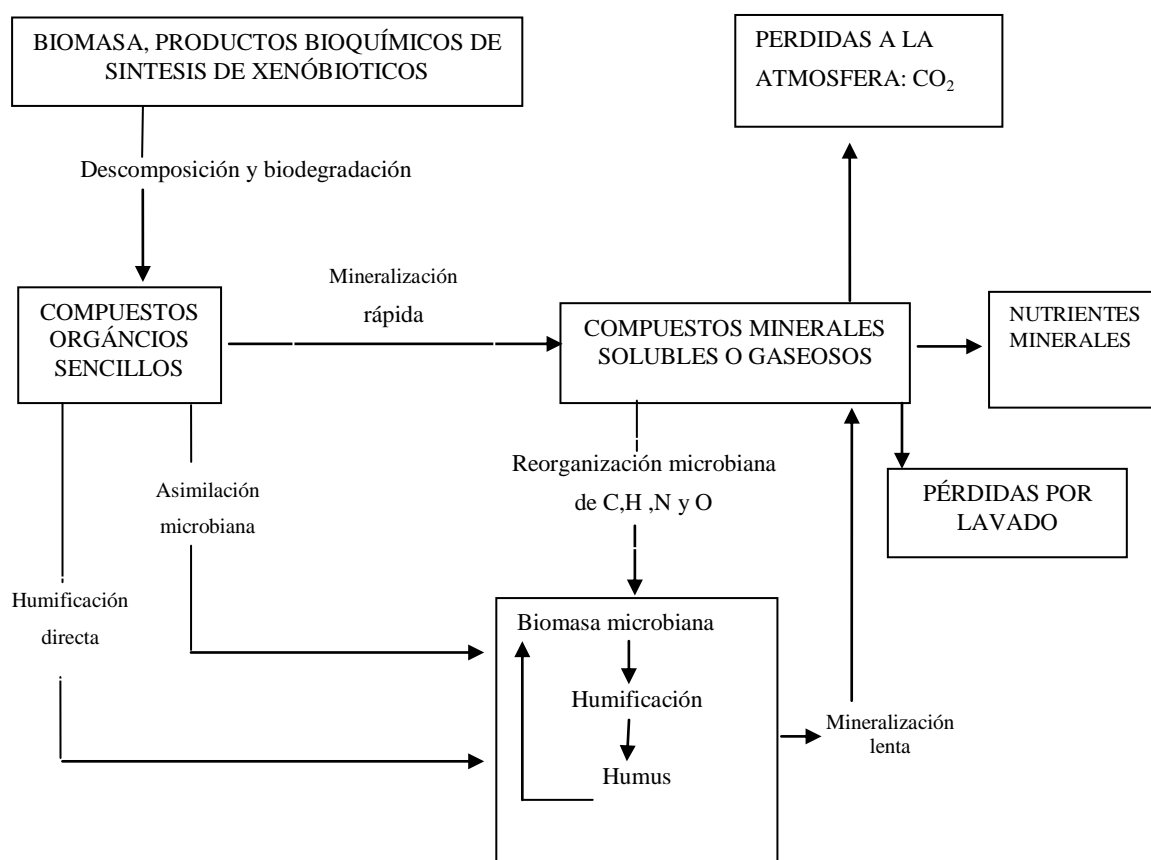


Fig. 1. El modelo conceptual de los procesos que siguen los materiales orgánicos desde su incorporación al suelo y sus relaciones. (Porta *et al.*, 1999).

Los residuos de cultivo, hierbas, maleza, hojas de árboles, gusanos, bacterias, hongos y actinomicetos también forman parte de la mezcla compleja de la materia orgánica del suelo (Bohn *et al.*, 1993).

La función de la materia orgánica en el suelo, es contribuir al crecimiento de la vegetación a través del mantenimiento y la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas. Proporciona nitrógeno, fósforo y azufre para el crecimiento de la vegetación, sirve como fuente de energía para los organismos de la microflora y microfauna del suelo y fomenta la buena estructura de éste (Bohn *et al.*, 1993).

2.2.2. PROPIEDADES FÍSICAS

2.2.2.1. Textura

La textura es una expresión de las características de cada horizonte dependiente del tamaño de las partículas. La granulometría expresa las proporciones relativas de las distintas partículas minerales inferiores a 2 mm, agrupadas por clases de tamaños en fracciones granulométricas, tras la destrucción de agregados (Porta *et al.*, 1999).

Aquellas cuyo tamaño es inferior a 2 mm constituyen a la tierra fina. Se clasifican de la siguiente forma: arena, partículas cuyo tamaño está comprendido entre 2 y 0.05 mm; limo, partículas cuyo tamaño está comprendido entre los 0.05 y 0.002 mm y arcilla, inferior a 0.002 mm (Fuentes, 1997).

2.2.2.2. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica o conductancia específica de una solución es el recíproco de la resistencia específica de una corriente alterna medida entre las caras opuestas de un centímetro cúbico de una solución acuosa a una temperatura específica. La conductividad eléctrica del extracto de saturación (CE) es uno de los índices más difundidos para evaluar la concentración salina del suelo a nivel de laboratorio. La CE se reporta en decisiemens por metro (dS m^{-1}) (Semarnat, 2001, Bohn *et al.*, 1993).

La conductividad de una solución electrolítica depende de la concentración total de iones presentes en agua, de la movilidad de cada uno de los iones disueltos, su valencia y de la temperatura a la que se hace la determinación. El principio por el cual los instrumentos miden conductividad es simple: dos placas de conductividad o electrodos se sumergen en la muestra, se aplica un potencial o voltaje a través de

las placas y se mide la corriente que fluye entre las placas. La conductancia eléctrica (C) se determina a partir de los valores del voltaje (V) y la corriente (I).

$$C = I/V$$

La conductividad eléctrica (CE) se calcula multiplicando la conductancia medida por la constante de celda (L/A)

$$CE = C \times (L/A)$$

Donde:

L = Longitud de la columna de líquido entre los electrodos (cm).

A = Área de los electrodos (cm²).

La celda de conductividad es la parte del circuito que entra en contacto con la muestra.

2.3. PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DEL SUELO

La importancia que hoy en día está adquiriendo la determinación de los parámetros bioquímicos, tanto en las actividades enzimáticas del suelo, como de aquellos relacionados con la biomasa microbiana, es cada vez mayor en los estudios avanzados de la ciencia del suelo (Fernández *et al.*, 2007). Esto debido a que son esenciales para que el suelo realice sus funciones de manera correcta, su medida dará una idea de la actividad metabólica del suelo y servirá de ayuda para entender la funcionalidad del mismo (García *et al.*, 2003).

La determinación de los parámetros bioquímicos puede ser útil en estudios que se lleven a cabo sobre suelos naturales, donde los procesos microbianos, claves para su conservación, puedan monitorearse a través de la actividad metabólica de dichos suelos (García *et al.*, 2003; Peña, 2004).

Estos parámetros pueden resultar apropiados para estudios relativos a sistemas agrícolas, tanto de tipo tradicional como aquellos donde impera un manejo sostenible y ecológico del suelo (García *et al.*, 2003; Peña, 2004).

Y por último la incidencia que en este tipo de parámetros tiene la adición a los suelos de gran cantidad de materiales orgánicos (estiércoles y lodos de depuradora), con las connotaciones tan particulares de este tipo de enmiendas (aporte y generación de biomasa microbiana del suelo, contenidos de metales pesados, etc.), ha hecho que, en los últimos años, incrementó el número de estudios en los que se determinen los parámetros bioquímicos en suelos con enmiendas orgánicas, ya que se considera que ayudarán a conocer el efecto de dichos materiales orgánicos, en los procesos metabólicos del suelo (García *et al.*, 2003; Khan, 2007; Gulser y Endogan, 2008).

2.3.1. Biomasa microbiana o carbono biomasa microbiana

La biomasa microbiana es el componente más activo del suelo, forma parte de la materia orgánica y cumple una función importante en el humus, ya que interviene en los procesos de mineralización de los nutrientes; por tanto puede ser utilizada como índice de comparación entre sistemas naturales o como indicador de las variaciones que se presenta en el equilibrio del suelo debido a la presencia de agentes nocivos (Peña, 2004).

La *biomasa microbiana* se define como la parte de la materia orgánica en el suelo constituida por los microorganismos vivos, con tamaños entre 5 a 10 μm . Constituyen un agente de humificación directamente a través de la actividad enzimática (Porta *et al.*, 1999).

La biomasa microbiana del suelo es uno de los componentes vivos esenciales de todos los ecosistemas terrestres. Regula muchos procesos críticos del ecosistema, incluyendo la descomposición de materiales orgánicos, su transformación y el reciclaje de nutrimentos, y la integración biofísica de la materia orgánica con las fases sólida, acuosa y gaseosa del suelo. A través de su interacción con otros organismos, por ejemplo con la fauna y las raíces de las plantas, la biomasa microbiana del suelo también llega a ser vital en la regulación de la cantidad y calidad de componentes en el ciclo hidrológico y en las emisiones de los gases de invernadero. Debido a esos atributos, la biomasa microbiana debe ser considerada

como un indicador importante en la determinación de la calidad del suelo (Franzluebbers, 1999).

La biomasa microbiana es el indicador más importante de la composición microbiana en el suelo, especialmente en combinación con un parámetro de actividad tal como la producción de CO₂ (Peña, 2004).

La biomasa generalmente se expresa como mg de carbono por kilogramo de suelo, o también como µg de C por gramo de suelo seco. El interés en estimar la biomasa microbiana se relaciona con su doble función como catalizador (a través de la mineralización) y como fuente reservorio (a través de la inmovilización) en la transformación de nutrientes; su papel en la formación y estabilización de la estructura del suelo y como un indicador ecológico (Ruiz y Paolini, 2004).

La determinación de la biomasa microbiana es primordial ya que es el catalizador primario de procesos biogeoquímicos y forma parte de la reserva nutritiva y energética del suelo; es un componente lábil de la materia orgánica y constituye aproximadamente 3% del C y 5% del N total (Peña, 2004).

Los microorganismos son los principales mediadores de la tasa de recambio del carbono en el suelo. Por definición ellos también son parte del carbono orgánico y del reservorio de nutrientes, y como tales, ellos son denominados *biomasa microbiana* (INSAM, 1990).

Algunos factores ecológicos determinan la biomasa microbiana del suelo y frecuentemente son responsables en gran parte de la variación espacial y temporal de la misma. La composición de las especies de plantas, principalmente a través de la producción primaria neta y de la calidad del mantillo, puede afectar las mediciones de la biomasa microbiana junto con la cadena trófica en el suelo, donde las interacciones entre los distintos organismos pueden influir en la actividad microbiana (Carter *et al.*, 1999).

El carbono de la biomasa microbiana (C-BM) responde mucho más rápidamente que el carbono orgánico total a los cambios en la calidad del suelo. Las variaciones en el carbono orgánico total son más lentas de detectar debido a que éste incluye

un alto porcentaje de fracciones estables, las cuales pueden enmascarar variaciones que tienen lugar en las fracciones menos recalcitrantes. Por otra parte, el C-BM responde eficazmente y con mucha sensibilidad a las prácticas de manejo agrícola, en especial a la incorporación de materiales orgánicos, aún a bajas dosis. De allí que la determinación del carbono microbiano represente una herramienta útil para la comprensión y predicción de los efectos, que a largo plazo, puedan producir los cambios en las condiciones del suelo (Peña, 2004).

El C-biomasa no mineralizado de forma rápida sigue un proceso de mineralización mucho más lento y tras profundas transformaciones pasa a formar parte de la biomasa microbiana o queda relativamente como sustancias húmicas (Porta *et al.*, 1999).

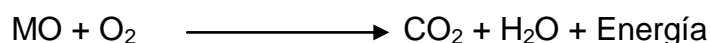
Para cuantificar el C-biomasa se usa el método de fumigación-extracción de Vance (1987). El cual consiste en provocar la muerte de los microorganismos del suelo con cloroformo, y así el C liberado se extrae con K_2SO_4 . Por diferencia entre el C extraído con K_2SO_4 en muestras del suelo que fueron fumigadas con cloroformo y el carbono extraído de muestras que no tuvieron fumigación, se puede determinar el carbono asociado a los microorganismos muertos.

La biomasa microbiana del suelo es usada para describir la población microbiana del suelo como un conjunto (Roos, 1994).

2.3.2. Respiración de los microorganismos del suelo

La respiración microbiana se ha utilizado para determinar la actividad biológica del suelo, sobre todo para conocer los procesos de mineralización en horizontes superficiales. La actividad metabólica del suelo puede ser medida a través de la producción de CO₂ como por el consumo de O₂ y es afectada por la humedad, la temperatura la disponibilidad de nutrientes y la estructura del medio; así el secado del suelo reduce considerablemente la respiración, mientras que su rehumedecimiento genera una recuperación de la capacidad respiratoria, probablemente como resultado de la liberación de compuestos orgánicos fácilmente degradables (aminoácidos y otros ácidos orgánicos) (Peña, 2004).

Todos los organismos heterótrofos tienen la propiedad de degradar la materia orgánica, obteniendo así la energía que necesitan a través de la descomposición de compuestos orgánicos tales como celulosa, proteínas, nucleótidos y compuestos humificados. En estas reacciones redox de la oxidación de la materia orgánica por los microorganismos (respiración microbiana), el oxígeno participa como aceptor final de electrones obteniendo como producto final del proceso CO₂ y agua. La reacción general de la descomposición de la materia orgánica (MO) por microorganismos heterótrofos es:



Así la respiración se puede definir como un proceso generador de energía, en el que tanto los compuestos orgánicos como inorgánicos reducidos actúan como donantes de electrones. Realizado por bacterias, hongos, algas y protozoos (García *et al.*, 2003):

La medida de la respiración del suelo ha sido usada con fines muy diversos, tales como (García *et al.*, 2003):

- I. La estimación de la biomasa microbiana del suelo que realmente es activa.
- II. Estudio de los procesos de mineralización y estabilización de la materia orgánica.
- III. El establecimiento de la influencia de las condiciones climáticas y tipo de manejo del suelo en la actividad global de la biomasa microbiana.

- IV. Para conocer el efecto de determinadas variables sobre la oxidación de la materia orgánica.
- V. Para determinar el grado de recuperación de los suelos degradados
- VI. Como marcador de la contaminación de suelos con productos potencialmente tóxicos, como el Pb y Cu, que produce un efecto inhibitor sobre la respiración del suelo

2.3.3. Mineralización del nitrógeno

La mineralización del N en suelos previamente tratados con lodos de depuradora ha sido estudiada en ensayos de mediana y larga duración. Estos experimentos mostraron que tres o cuatro años después de la aplicación de lodo, la mineralización del N de los suelos tratados fue diferente al de los testigos. Sugirieron que el valor N puede ser un indicador de la capacidad del suelo para retener N y utilizaron este índice para recomendar la dosis óptima de aplicación de lodo a un suelo (Ross, 1994).

Es interesante considerar el estudio de la mineralización del nitrógeno de la materia orgánica; es decir el nitrógeno disponible para las plantas y otros organismos del suelo, porque puede revelar cambios en el equilibrio edáfico. El nitrógeno de la materia orgánica es transformado por actividad de la biomasa microbiana (procesos bioquímicos) y, en condiciones favorables, la mineralización se realiza en dos etapas: amonificación y nitrificación; en condiciones desfavorables (fuerte acidez, anaerobiosis) solo la amonificación permanece activa. La velocidad de mineralización de este proceso depende de las condiciones del medio y del tipo de humus o calidad del material orgánico, el cual está estrechamente relacionado con el reciclado de los restos vegetales (Peña, 2004).

La nitrificación es la oxidación microbiana del NH_4^+ para formar NO_2^- y NO_3^- se reconocen dos clases de nitrificación la quimiautotrófica y la heterotrófica. La primera es exclusivamente bacteriana y la realizan las bacterias litotróficas. Se trata

del proceso predominante de suelos neutros y alcalinos. La nitrificación heterotrófica se lleva a cabo por bacterias heterotróficas y hongos (Coyne, 1999).

2.3.4. Coeficiente metabólico (qCO_2)

Peña (2004), define al coeficiente metabólico (qCO_2) como el 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 C lábil del conjunto de la materia orgánica, donde involucra directamente la actividad de las poblaciones microbianas del suelo.

Fernández *et al.*, 2005, señalan que el qCO_2 es utilizado como un indicador para interpretar la eficiencia microbiana, es decir la energía necesaria para mantener la actividad metabólica en relación con la energía suficiente para sintetizar la biomasa microbiana, al aumentar el qCO_2 significa que incrementa la actividad microbiana.

También se considera un indicador del desarrollo del ecosistema; este expresa la cantidad de carbono mineralizado por unidad de tiempo ($\mu g C-CO_2 h^{-1}$) y es relativo a la biomasa microbiana presente en el suelo (mg C-biomasa); se deriva de la teoría ecológica de Odum (1969, 1985), que señala que la actividad respiratoria de la biomasa microbiana del suelo disminuye progresivamente a medida que el sistema alcanza un equilibrio (Peña, 2004).

2.4. Cultivo de Maíz

El maíz es un cultivo muy remoto de unos 7000 años de antigüedad. Hoy día su cultivo está muy difundido por todos los países y en especial en toda Europa. EEUU es otro de los países que destaca por su alta producción de maíz. Su origen no está muy claro pero se considera que pertenece a un cultivo de la zona de México, pues sus hallazgos más antiguos se encontraron allí (Infoagro, 2009).

En México según el anuario del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 2003), 2001 existían 7, 068,774 hectáreas sembradas con maíz, con una producción de 15, 971,388 t/ha de maíz. De las hectáreas registradas a nivel nacional para el 2009, 604,703 t/ha de este cultivo correspondían al Estado de México, con una producción de 2, 283,802 t/ha de maíz. Por otra parte el anuario estadístico del INEGI (2003 Estado de México), establece que, la superficie sembrada para el cultivo de maíz en el Municipio de Toluca fue de 141,734.40 hectáreas, con una producción de 665,226.33 toneladas de maíz. Los cultivos mayormente producidos en el municipio de Toluca son: maíz, avena forrajera, trigo, frijol, chícharo, ejote y haba.

2.4.1. Características morfológicas: botánica

La planta del maíz es de porte robusto de fácil desarrollo y de producción anual. El tallo es simple erecto, de elevada longitud pudiendo alcanzar los 4 metros de altura, es robusto y sin ramificaciones. Por su aspecto recuerda al de una caña, no presenta entrenudos, tampoco una médula esponjosa en un corte transversal. El maíz es de inflorescencia monoica con inflorescencia masculina y femenina separada dentro de la misma planta. En cuanto a la inflorescencia masculina presenta una panícula (vulgarmente denominadas espigón o penacho) de coloración amarilla que posee una cantidad muy elevada de polen en el orden de 20 a 25 millones de granos de polen. En cada florecilla que compone la panícula se presentan tres estambres donde se desarrolla el polen. En cambio, la inflorescencia femenina marca un menor contenido en granos de polen, alrededor de los 800 o 1000 granos y se forman en unas estructuras vegetativas denominadas espádices que se disponen de forma lateral. Las hojas son largas, de gran tamaño, lanceoladas, alternas y paralelinervias. Se encuentran abrazadas al tallo y por el haz presenta vellosidades. Los extremos de las hojas son muy afilados y cortantes. Las raíces son fasciculadas y su misión es la de aportar un perfecto anclaje a la planta. En algunos casos sobresalen unos nudos de las raíces a nivel del suelo y suele ocurrir en aquellas raíces secundarias o adventicias (Infoagro, 2009).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar los cambios en algunas propiedades bioquímicas en un suelo Feozem adicionado con lodos residuales para conocer el efecto del acondicionamiento bajo un ciclo de cultivo de maíz de la variedad Ixtlahuaca.

3.2. Objetivos específicos

Evaluar el proceso de respiración por medio del CO₂ desprendido por los microorganismos del suelo para saber cómo cambia por efecto de la adición de lodo residual a un Feozem bajo un cultivo de maíz de la variedad Ixtlahuaca.

Evaluar la mineralización del nitrógeno y carbono en suelo para determinar si hay un cambio en la concentración de éstos por efecto de la adición de lodo residual.

Cuantificar la biomasa microbiana y determinar el cociente metabólico para conocer la actividad de los microorganismos en suelo con y sin acondicionamiento con lodo residual bajo un cultivo de maíz de la variedad Ixtlahuaca.

4. METODOLOGÍA

4.1. AREA DE ESTUDIO

El área experimental se encuentra ubicada dentro del municipio de Xonacatlán Estado de México, (Figura 2) presenta un clima templado subhúmedo con lluvias de verano $C(w_2)(w)$, sus coordenadas $19^{\circ} 23' - 19^{\circ} 26'$ latitud norte y $99^{\circ} 30' - 99^{\circ} 32'$ longitud oeste a una altitud de 2500 m. Se presenta en una zona plana, con suelos aluviales del cuaternario con rocas sedimentarias y vulcano sedimentarias (INEGI, 1987).

El sitio presenta un Feozem háplico, con un horizonte A mólico, y puede presentar un horizonte C o B cámbico. Los Feozem (del griego phaios, oscuro y del ruso zemlja, suelo), se caracterizan por ser muy fértiles y aptos para el cultivo, si bien son sumamente proclives a la erosión. Con frecuencia son suelos ricos en materia orgánica. Se desarrollan sobre todo en climas templados y húmedos, por lo que se encuentran recubriendo el Eje Neovolcánico Transversal y porciones de la Sierra Madre Occidental (Semarnat, 2002). Este subtipo de los Feozem es el más fértil para la agricultura. El uso de suelo es de laboreo y el cultivo que domina es el maíz de temporal (Gobierno del Estado de México, 1987).

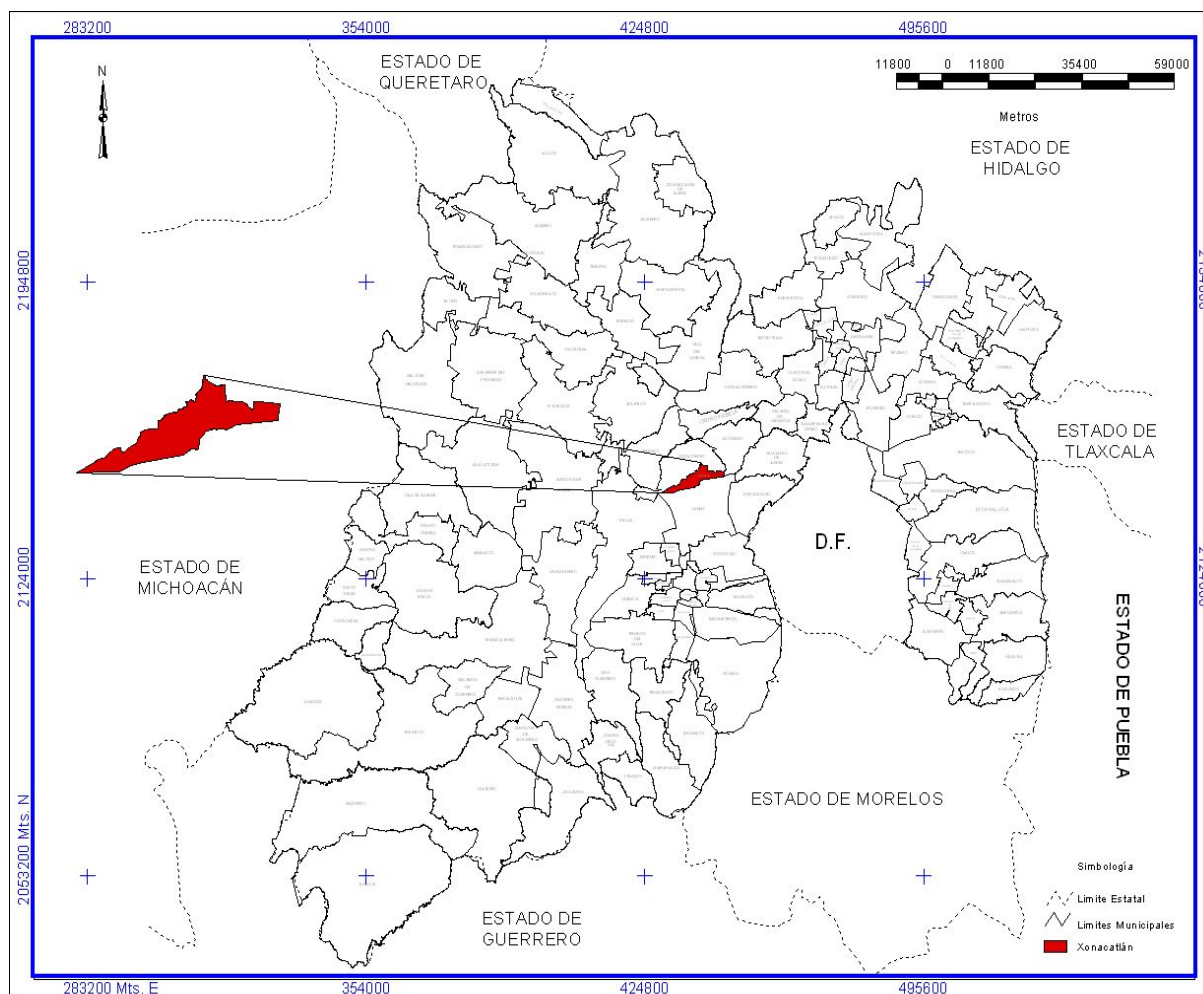


Fig. 2. Localización del municipio de Xonacatlán, Estado de México. (IGESM, 2002).

4.2. Diseño experimental

Para la adecuación de la parcela experimental se llevo a cabo una división de ésta en subparcelas. Se consideró un diseño aleatorizado por bloques completos (Montgomery, 2006), para tener mayor representatividad, se emplearon tres tratamientos (0, 18 y 36 t/ha de lodo residual) con 6 repeticiones cada uno para tener un total de 18 subparcelas, las cuales presentaron un área individual de 8 x 8 m = 64 m², separadas por un espacio de un metro entre ellas (figura 3). En la parcela de 0 t/ha lodo residual (control) se aplicó fertilizante químico 175-50-30 kg/ha de N, P y K. El cultivo efectuado en cada subparcela fue maíz de la variedad Ixtlahuaca. Se eligió este tipo de cultivo agrícola por ser el cultivo más utilizado en el Valle de Toluca. Después de agregado el lodo se dejó reposar en el suelo por dos

meses y posteriormente se realizó la siembra de maíz, la cosecha se hizo después de 250 días de crecimiento del cultivo (de temporal).

T ₀	T ₃₆	T ₁₈	T ₃₆	T ₁₈	T ₀
T ₁₈	T ₀	T ₃₆	T ₀	T ₃₆	T ₁₈
T ₃₆	T ₁₈	T ₀	T ₁₈	T ₀	T ₃₆

Fig.3. Diseño de bloques completos de la parcela experimentales en campo.

T₀= 0 t/ha testigo, con fertilizante químico, T₁₈=18 t/ha, T₃₆= 36 t/ha de lodo residual.

4.3. Muestreo

4.3.1. Muestreo de lodo residual

Para realizar el muestreo de lodos residuales se siguió la metodología que marca la NOM-004-Semarnat-2001. Se tomó una muestra compuesta de los lodos en base húmeda de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales “Toluca Norte” de aproximadamente 1 kg. Ésta se colocó en una bolsa de polietileno, se identificó, para posteriormente secarla al aire y a la sombra. Cabe mencionar que los lodos utilizados en este proyecto provienen de la Macroplanta Toluca Norte, directamente de la banda de lodos.

4.3.2. Muestreo de suelo inicial

Para este estudio se siguió la NOM-021-SEMARNAT-2001, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos.

Se tomaron once muestras de suelo del horizonte Ap (0-30 cm), con una barrena, realizando un muestreo aleatorio antes de la siembra de maíz y sin la aplicación de fertilizante ni lodo.

4.3.3. Muestreo de suelo post-cosecha

Se tomaron tres submuestras de suelo del horizonte Ap (0-30 cm), en cada una de las parcelas experimentales, con una pala, para realizar una muestra compuesta, teniendo un total de 18 muestras compuestas de suelo, se realizó un muestreo de tipo preferencial después de haber transcurrido el ciclo de cultivo de maíz.

4.4. Análisis de laboratorio

Las muestras de suelo y lodo residual se secaron a temperatura ambiente, se molieron y tamizaron a una malla de 2 mm de luz y homogeneizaron para los siguientes análisis:

- pH en agua y KCl relación 1:2.5 se realizó a través del método (método AS-02).
- Materia orgánica del suelo por el método de método de Walkey y Black (1947) (método AS-07).
- Nitrógeno inorgánico del suelo se realizó por Keldhal (método AS-08).
- Textura del suelo por el procedimiento de Bouyoucos (1963) (método AS-09).
- Conductividad eléctrica, con un conductímetro (método AS-18). Todos los métodos antes mencionados se basaron en la norma oficial mexicana que establece el estudio, muestreo y análisis de suelos (NOM-021-RECNAT-2001).
- Materia orgánica del lodo residual por el método de cenizas.

4.5. Propiedades químicas del suelo

Muestras de suelo iniciales

Para medir las propiedades bioquímicas del suelo y suelo adicionado con lodo residual se realizó una incubación. Para activar a los microorganismos fue necesario poner al suelo a capacidad de campo.

Para cada uno de los tratamientos se siguió este procedimiento:

- a. **T0:** se pesaron 250 g de suelo.
- b. **T18:** se pesaron 250 g de suelo y se le agregaron 11.23 g de lodo residual. (equivale a 18 t/ha de lodo residual).
- c. **T36:** se pesaron 250 g de suelo y se le agregaron 22.46 g de lodo residual, (equivale a 36 t/ha de LR).

Posteriormente las muestras las muestras se sometieron a una incubación a 25°C por 24 hrs (teniendo tres muestras por tratamiento) para activar a los microorganismos.

Una vez transcurrido las 24 hrs. de la incubación se determinaron los siguientes análisis:

- Determinación de la biomasa microbiana o C Biomasa por el método de Fumigación- Extracción de Vance (1987).
- Determinación del CO₂ desprendido por respiración por el método propuesto por Nannipieri (1995). Cabe mencionar que este análisis se hizo por un periodo de 21 días para los tres tratamientos antes mencionados, midiendo el CO₂ cada tercer día y manteniendo la temperatura a 25 °C.
- Determinación de nitrógeno inorgánico total y amoniacal por la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2001. Este análisis se realizó en el día 1 y 21 del proceso para la determinación al inicio y al final de la incubación a 25 °. Por diferencia se calculó la cantidad de nitratos y nitritos.
- Determinación de Humedad por diferencia de peso.

Muestras de suelo post- cosecha

Para determinar las propiedades bioquímicas de las muestras de suelo post-cosecha, se tomaron las 18 muestras compuestas (al finalizar el ciclo de cultivo de maíz), se pusieron a capacidad de campo y se metieron a incubación por 24 hrs para activar a los microorganismos. Las determinaciones que se hicieron fueron las mismas que se mencionó en el apartado anterior.

4.6. Análisis estadístico

A los resultados preliminares de suelo y lodo se les realizó un análisis de estadística descriptiva. Para los resultados después de la cosecha se aplicó un análisis de

varianza (ANOVA) 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 utilizó el paquete estadístico, STATGRAPHICS PLUS Versión 5.0 (Statiscal Graphics Corporation, 2000).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Propiedades químicas y físicas del suelo y lodo residual

Los resultados de las muestras de suelo preliminar se muestran en el Cuadro 2, tuvieron un pH en agua y en KCl de moderadamente ácido a fuertemente ácido, con un contenido de materia orgánica y nitrógeno total medio y una relación carbono nitrógeno (C/N) óptima para un cultivo de maíz y dentro del rango considerado para un suelo Feozem; todo ello según la clasificación de la NOM-021-Semarnat-2001 (anexo 1).

Cuadro 2. Propiedades químicas del suelo preliminar

Propiedad	Media \pm D.E.
pH en H ₂ O	5.09 \pm 0.13
pH en KCl	4.13 \pm 0.11
MO (%)	2.68 \pm 0.23
CT (%)	1.55 \pm 0.14
N Total (%)	0.15 \pm 0.02
Relación C/N	10.31 \pm 1.21

μ =media \pm desviación estándar. MO=materia orgánica.

CT= Carbono Total.

El grado de acidez o alcalinidad de los suelos es de gran importancia ya que tiene influencia en las actividades y la abundancia relativa de los diferentes grupos de organismos del suelo. Frecuentemente la proporción de hongos es mayor que el de las bacterias y actinomicetos en los suelos ácidos que en los neutros (Alexander, 1980; Coyne, 1999); por tanto, en condiciones iniciales el suelo favorecería el desarrollo de los hongos aunque sería desfavorable para el crecimiento de otras formas de vida. Generalmente, los organismos beneficiosos funcionan mejor en un suelo que tienen una reacción aproximadamente neutra (Coyne, 1999). Como regla general, los actinomicetos prefieren un pH de 7.0 a 7.5, las bacterias y los protozoarios de 6.0 a 8.0 y los hongos de 4.0 a 8.0 (Millar et al., 1981).

En el cuadro 3 se presentan los resultados promedio de las propiedades físicas analizadas del suelo inicial. Se observó una textura franco arcillo arenosa (F-a-Ar) (ver anexo 1, Figura 6) (Porta *et al.*, 1999). En cuanto a la granulometría el suelo

presenta un porcentaje de arena de 45.36 ± 3.42 , mientras que de arcilla tuvo una media de 31.27 ± 1.94 y de limo de 23.27 ± 1.67 , lo cual tiene un efecto sobre los habitantes del suelo, debido a la influencia que tiene sobre la disposición de nutrientes, aireación y retención de agua (Alexander, 1980). La conductividad eléctrica indica un suelo de baja salinidad (Semarnat, 2001) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Propiedades físicas del suelo

Propiedad	Media \pm D.E.
Arena (%)	45.56 ± 11.52
Arcilla (%)	31.42 ± 6.52
Limo (%)	23.02 ± 5.54
Textura	F-a-Ar
C.E. dS m^{-1}	0.37 ± 0.04

Media \pm D.E=desviación estándar. F-a-Ar=Franco arcillo arenosa.

CE= conductividad eléctrica. dS m^{-1} = decisiemens por metro.

5.2. Propiedades de lodo residual

Los resultados de la muestra de lodo se presentan en el cuadro 4. Se observa un pH en agua de 6.5 y de KCl 6.4 clasificados ambos como moderadamente ácido, el contenido de cenizas fue de 6.54 % y el nitrógeno total de 4.91 % los cuales son considerados altos (Oropeza, 2006). En cuanto a la conductividad eléctrica presente un promedio de 5.91 dS m^{-1} .

Los lodos son sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización (Semarnat, 2002). Por ello presentan una conductividad eléctrica alta por la cantidad de sales minerales del proceso de tratamiento.

Cuadro 4. Características del lodo residual

Propiedad	Media ± D.E.
pH en H ₂ O	6.5±0.4
pH en KCl	6.4±0.2
Cenizas (%)	6.54
N Total (%)	4.91±0.18
CE (dS m ⁻¹)	5.91

Media ± D.E. =desviación estándar. CE= conductividad eléctrica.

dS m⁻¹= decisiemens por metro.

5.3. Propiedades bioquímicas, muestreo inicial

5.3.1. Biomasa microbiana

La adición de 36 t/ha de lodo al suelo incrementó la cantidad de microorganismos en suelos fumigados y no fumigados con respecto al tratamiento de 18 y 0 t/ha (Cuadro 5). Esto por la gran cantidad de microorganismos que presenta el lodo residual es por ello que aumenta los microorganismos fumigados con respecto a los no fumigados.

Cuadro 5. Valores del flujo de carbono, del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo.

Tratamiento t/ha de lodo	Fumigados	No fumigados	Flujo de C	C-Biomasa	Cb/Ct
	mg C / 100gss				
0	29.82 ± 2.51 ^c	15.43 ± 2.27 ^a	13.39 ± 2.98 ^a	29.76 ± 6.63 ^a	1.91 ± 0.42 ^a
18	42.04 ± 5.72 ^b	22.71 ± 3.78 ^a	19.33 ± 3.63 ^a	42.96 ± 8.06 ^a	2.76 ± 0.51 ^a
36	52.72 ± 2.11 ^a	30.60 ± 5.80 ^a	22.11 ± 4.50 ^a	49.15 ± 10.0 ^a	3.16 ± 0.64 ^a

Flujo de C= Fumigados-No fumigados. C-Biomasa=Flujo de C/0.45 (Vance, 1987). %Cb=Carbono biomasa / Ct=Carbono total=Biomasa /mg CT*100. Letras diferentes (a, b y c) denotan diferencias significativas (p<0.05) entre los tratamientos.

En cuanto al flujo de C y la biomasa microbiana se observa que el tratamiento de 36 presenta el valor más alto seguido por el 18 y 0 t/ha de lodo, no presentando diferencias significativas entre los tratamientos (p >0.05).

Al determinar la proporción del C-Biomasa en función del carbono total en el suelo (%Cb/Ct) se puede observar que el tratamiento de 36 t/ha mostró valores más altos; aumentó en un 1.2 % respecto al de 18 y 0 t/ha de lodo (p<0.05) con un 95% de confianza (Cuadro 5). En estudios similares realizados por Garcia-Gil *et al.*, (2000),

y Ros *et al.*, (2006), con desechos sólidos municipales composteados y no composteados, revelaron que la biomasa microbiana aumentó particularmente cuando se adicionaron 80 t/ha en una proporción del 1.2% respecto al carbono orgánico del suelo para suelos composteados. Con esto, es importante realizar estudios sobre la biomasa microbiana ya que provee información sobre los procesos bioquímicos que ocurren en el suelo y es una evidencia biológica y un parámetro que se puede utilizar como indicador para la restauración ecológica de un suelo (García-Gil *et al.*, 2000; Ruiz y Paolini, 2004). Por otro lado, la biomasa microbiana cumple una función importante en el humus, ya que interviene en los procesos de mineralización de los nutrientes; por tanto puede ser utilizada como un índice de comparación entre sistemas naturales o como un indicador de las variaciones que se presenta en el equilibrio del suelo debido a la presencia de agentes nocivos (Peña, 2004).

En la capa arable del suelo la el C de la biomasa microbiana es relativa al contenido de materia orgánica y generalmente representa del 2-3 % del C total del suelo (García-Gil *et al.*, 2000). Además que las enmiendas orgánicas activan a los microorganismos autóctonos en el suelo y estimulan indirectamente los ciclos biogeoquímicos y por lo tanto proveen de minerales esenciales para las plantas (N, P y S) (García-Gil *et al.*, 2000; Ros *et al.*, 2006).

La incorporación de materiales orgánicos, en este caso los lodos residuales provenientes del tratamiento de aguas residuales municipales promueven la actividad microbiana dentro del suelo. Ya que junto con la mineralización de la biomasa se incrementa la fertilidad y la actividad microbiana y por lo tanto la descomposición de elementos orgánicos importantes como es el C, N, P y S (García-Gil *et al.*, 2000).

La aplicación de lodos residuales favorece el incremento de la biomasa microbiana y por tanto la actividad de los microorganismos que son estimulados por la presencia de la materia orgánica. La biomasa microbiana puede ser usada para determinar el

efecto de las enmiendas orgánicas y para observar las propiedades microbiológicas del suelo (Fernández *et al.*, 2005; Jiménez *et al.* 2006; Pedra *et al.*, 2007).

5.3.2. Respiración microbiana del suelo

En el cuadro 6 se muestran los valores acumulados de la producción de CO₂ durante una incubación de 21 días bajo condiciones de temperatura y humedad óptimas.

En el primer día de incubación se puede observar que la actividad respiratoria, para los tratamientos (0, 18 y 36 t/ha) es alta, esto probablemente por las condiciones de humedad y temperatura por efecto de la incubación (Fernández *et al.*, 2007) sin embargo al tercer día se presenta un aumento muy marcado pero solo para los tratamientos con lodo ya que el control disminuye notablemente, en el quinto día la producción respiratoria es baja para los tres tratamientos, el séptimo y décimo día la producción de CO₂ es baja para el 0 y 18 t/ha y alta para el 36 t/ha; la existencia de un segundo aumento puede ser atribuido a la gran variabilidad que contienen los compuestos y a los diferentes grados de degradación o descomposición de la materia orgánica (Jiménez *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2007). En el día 12 la respiración microbiana se mantiene aproximadamente constante para los tres tratamientos. Sin embargo el día 15 y 17 la cantidad de CO₂ aumenta en los tratamiento de 18 y 36 t/ha y en el control la producción del carbono se mantiene relativamente constante, en el último día del experimento se pueden observar valores muy bajos para todos los tratamientos con respecto a los días anteriores (Cuadro 6).

La sumatoria de los valores de respiración (Σ , Cuadro 6), que presenta la producción total o acumulada de CO₂ en los tratamientos en los 21 días, presentan valores altos para el tratamiento de 36 (669.47 mg/CO₂), bajos para 18 (488.56 mg/CO₂), y muy bajos para 0 t/ha (238.97 mg/CO₂) presentando diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$). Los resultados encontrados coinciden con los encontrados por Clemente *et al.*, (2006), reportan que la sumatoria del CO₂ fue mayor para un tratamiento con estiércol con una valor de 2619 $\mu\text{g/CO}_2$, seguido por el suelo

compostado con 585 µg/ CO₂, y el suelo control con 212 µg/CO₂, en un periodo de incubación de 56 días.

Cuadro 6. Valores promedio de la respiración microbiana del suelo de los 21 días de incubación

Tratamiento t/ha de lodo	1°	3°	5°	7°	10°	12°	15°	17°	21°	Σ	% C- CO ₂
	mg/100gss CO ₂ /día										
0	59.03	17.57	20.23	26.96	27.81	20.11	25.07	23.26	18.93	238.97 ^a	0.065
18	58.24	98.32	31.67	39.29	56.83	43.90	68.32	56.46	35.53	488.56 ^b	0.133
36	58.80	90.00	37.73	71.16	79.44	64.87	103.53	95.64	68.30	669.47 ^c	0.183

Σ=cantidad mineralizada en 21 días de incubación. % C-CO₂=Σ*0.2727/1000. Letras diferentes (a, b y c) denotan diferencias significativas (p<0.05) entre los tratamientos.

La respiración microbiana, es el resultado de la cantidad de CO₂ desprendido en 21 días de incubación. El tratamiento 0 presentó menor respiración, siguiéndole el 18 y finalmente el 36 t/ha, debido a que los tratamientos con lodo presentaron mayor disponibilidad de materia orgánica y nutrientes aprovechables para las bacterias y actinomicetos provocando mayor respiración microbiana y actividad biológica en el suelo, y por tanto alta mineralización de nutrientes (García *et al.*, 2003).

En la figura 4 se grafican los datos acumulados de CO₂, resaltándose la secuencia del CO₂ es 36 >18 > 0 t/ha. Además se confirma la tendencia de tipo positivo donde a mayor cantidad de lodo residual aplicada es mayor la mineralización del carbono (Jiménez *et al.*, 2006; Renella *et al.*, 2007).

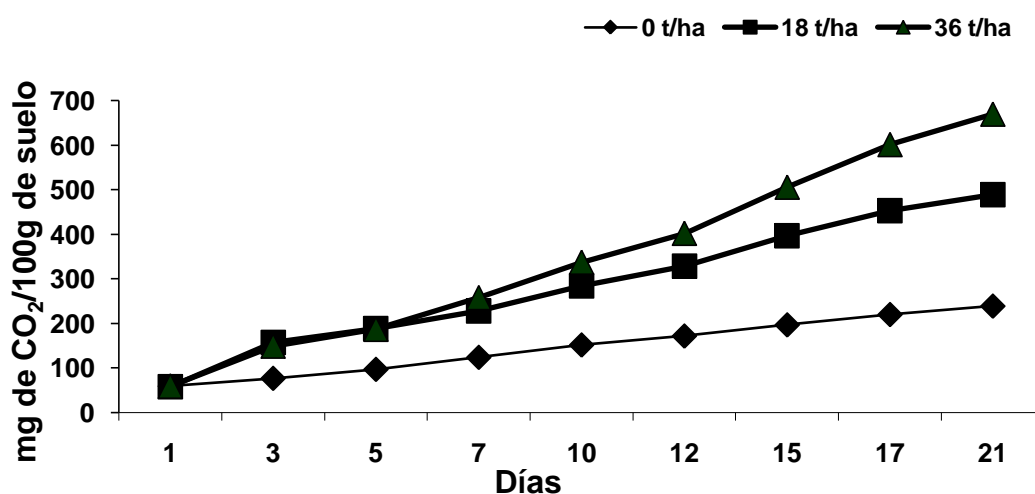


Figura 4. Evolución del CO₂ desprendido en 21 días de incubación para los tres tratamientos valores acumulados.

Este tipo de gráficos nos ayudan a observar cómo se está mineralizando o descomponiendo el carbono en el suelo, en los tres tratamientos, se puede observar que la mineralización del carbono es baja en los primeros días de la incubación y va aumentando conforme pasa el tiempo, presentando una mayor mineralización el tratamiento de 36 t/ha respecto a los tratamientos de 18 y 0 t/ha y al final de la incubación se encuentran los valores más altos de C mineralizado. La mineralización elevada de estos materiales puede ser explicada por el contenido enorme de compuestos orgánicos lábiles presentes en la composición del lodo residual los cuales estimulan la actividad microbiana, ocasionando así el aumento del CO₂. Una vez que los procesos de descomposición decrecen también lo hacen los compuestos más resistentes a la degradación y consecutivamente decrece la actividad microbiana y la respiración (Bernal *et al.*, 1998, Hernández *et al.*, 2006, Fernández *et al.*, 2007).

Al final de la incubación se puede observar para los tres tratamientos una elevada cantidad de CO₂ lo que significa que aún el carbono no ha sido totalmente mineralizado, para poder observar una disminución o una declinación en las curvas es necesario dejar a mayor número de días el experimento para poder observar este proceso, Jiménez *et al.*, (2006) reportan que a los 67 días de incubación decrece la respiración del suelo, por otro lado Renella *et al.*, (2007) reporta que a los 180 días de incubación decae la respiración. En un suelo arable estas variaciones van a depender del suelo y del tipo de residuo utilizado ya que cuando se utiliza lodo fresco es mayor la respiración que cuando se utiliza lodo composteado, Además de que influyen otros factores como son los metales pesados el Zn y el Cd pueden tener efectos adversos en la actividad microbiana y por tanto en la respiración (Khan, *et al.*, 2007).

5.3.3. Cinética de mineralización

La cinética de mineralización del carbono es calculada basándose en la velocidad a la que se va reduciendo la proporción del carbono que permanece en el suelo o carbono residual:

$$C_{residual} = \frac{(C_t - C_m) \times 100}{C_t}$$

Donde C_t representa el carbono total inicial y C_m el carbono de mineralización. Se considera que es la cinética que sigue una ecuación de primer orden donde:

$$\frac{dc}{dt} = -Kc$$

Donde "c" es el carbono mineralizado, "K" es la constante de velocidad y "t" es el tiempo.

Si se relaciona el logaritmo del carbono residual con el tiempo de incubación, se obtienen gráficos como el de la figura 5 (a, b y c), en los que los puntos determinados se pueden unir una sola recta (Peña, 2004).

Los puntos del carbono mineralizado en 21 días se ajustan a dos rectas que se explican considerando que el proceso de mineralización consta de dos procesos de primer orden (Stanford y Smith, 1972), el primero de los cuales consiste en la mineralización de un sustrato más lábil y el segundo en la mineralización de un sustrato más recalcitrante (Gil-Sotres, *et al.*, 1992).

En figura 5 a, b y c, se puede observar que los puntos de los días estudiados se ajustan a dos rectas, esto se logra haciendo una correlación (r) respecto a los días de mineralización. La r a los 5 días de incubación, se acerca más al valor de 0.999 el cual representa al sustrato más lábil y el día 15 se puede observar como la curva descende y el valor de r también por lo tanto este punto representa al sustrato más recalcitrante o donde la mineralización del carbono es más lenta. Estos resultados son similares a los encontrados por Carrasco, (2009) y Martínez, (2009), donde

observaron dos sustratos en diferentes días de la incubación, esto relacionado con la cantidad de lodo aplicada y con el periodo de incubación del experimento.

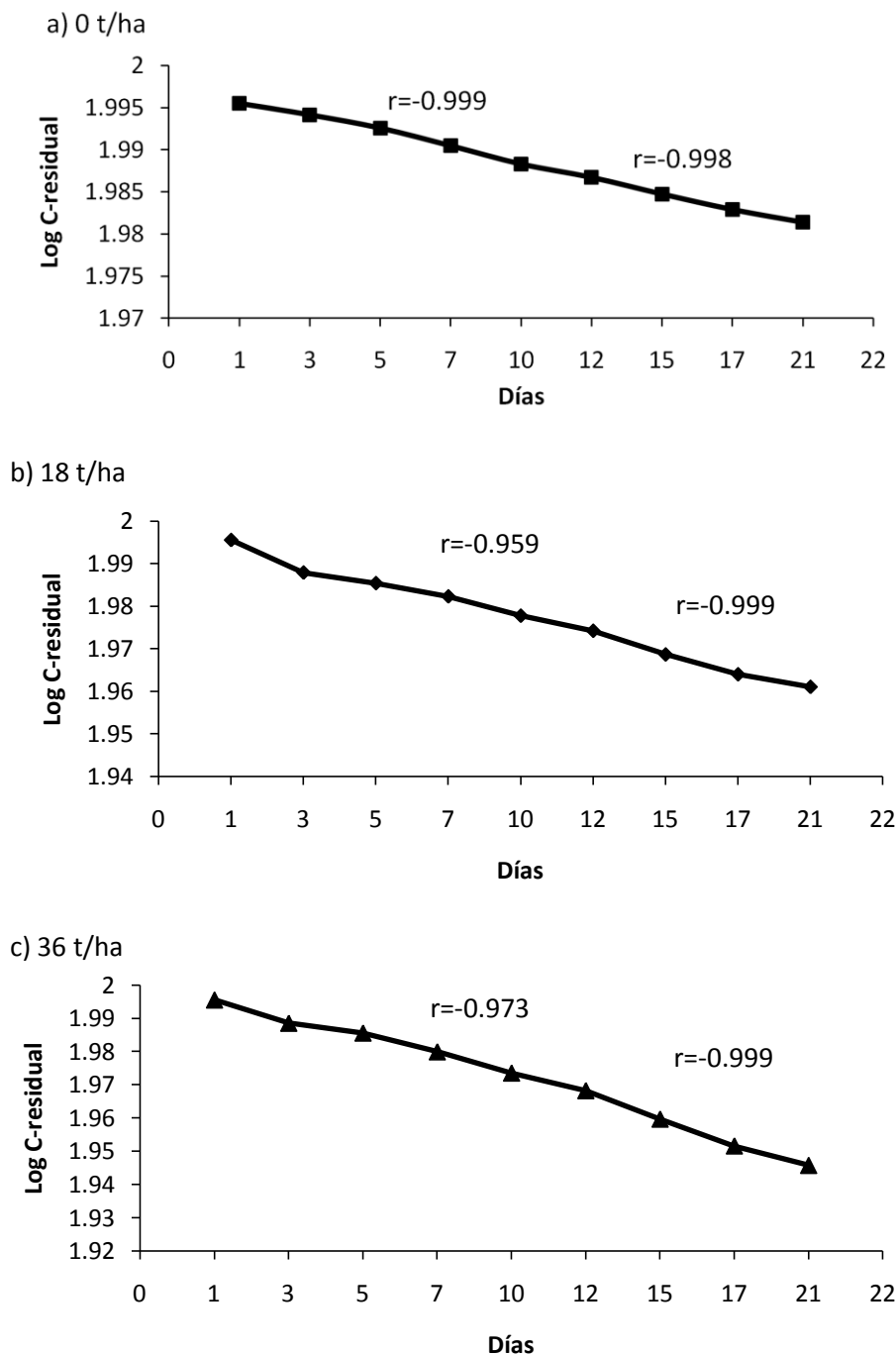


Figura 5. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono para los tres tratamientos. a) suelo con fertilizante; b) suelo con 18 t/ha; c) suelo con 36 t/ha.

En el cuadro 7 se muestran los valores de las constantes cinéticas para los dos sustratos (lábil y recalcitrante), la correlación (r) entre los valores del C-residual y el

tiempo. Para el primer sustrato el lábil o rápido, se puede observar que las constantes de velocidad y por tanto la mineralización del carbono, son más altas para los tratamientos de 18 y 36 ($-2.5 \times 10^{-3} k$), con respecto al 0 t/ha ($-0.8 \times 10^{-3} k$).

Para el segundo sustrato que es el recalcitrante se puede observar la siguiente tendencia, para los tratamientos $36 > 18 > 0$ t/ha.

En general para los tres tratamientos se puede observar que la actividad biológica para la mineralización del carbono es relativamente alta durante los primeros días de la incubación y baja gradualmente con el paso del tiempo (Goldey, 2004).

Clemente *et al.*, (2006), encontraron valores de k muy similares a los reportados, con valores de -0.074 para el suelo composteado y -0.066 para el suelo con estiércol, siendo esta última la que presentó una mayor mineralización.

Cuadro 7. Valores de las constantes cinéticas (K) y de los coeficientes de correlación de Pearson (r) para la mineralización del carbono

Tratamiento t/ha	Velocidad			
	Sustrato 1°		Sustrato 2°	
	K 10^{-3}	R	K 10^{-3}	r
0	-0.8	0.999	-0.6	0.998
18	-2.5	0.959	-1.7	0.999
36	-2.5	0.973	-2.8	0.999

5.3.4. Coeficiente metabólico y coeficiente de mineralización

El coeficiente de mineralización es el carbono lábil o mineralizable por organismos vivos y activos, los valores medio reportados de coeficiente de mineralización son de 0.6 ± 0.2 y con un rango de 0.3 a 1,2 (García *et al.*, 2003; Peña, 2004).

El coeficiente metabólico es un indicador del estado fisiológico a través del metabolismo de la biomasa. Es el equilibrio entre la actividad microbiana y la cantidad de sustrato lábil por cantidad de microorganismos y unidad de tiempo. Es un índice biológico que determina el estado de desarrollo o grado de estrés del ecosistema, es decir la eficiencia metabólica de la microflora edáfica, ya que

directamente se está analizando el C lábil de la materia orgánica, donde involucra directamente la actividad de las poblaciones microbianas del suelo. El valor medio reportado para qCO_2 es de 3.5 ± 1.3 , en un rango que va de 1.5 a 8.5, en suelos (García *et al.*, 2003; Peña, 2004).

En el Cuadro 8 se muestran los valores del coeficiente metabólico y coeficiente de mineralización calculados para los diferentes tratamientos. El valor se observó menor, en el testigo, seguido por el 18 t/ha y el que presenta un valor más alto es el tratamiento de 36 t/ha. Este índice de mineralización del suelo aumenta entre más material orgánico se le agregó al suelo, porque los microorganismos tiene una mayor disposición de degradarlo y por tanto una producción mayor de CO_2 (Gil-Sotres, *et al.*, 1992; Garcia-Gil *et al.* 2000) pero esto puede ser contradictorio ya que se pueden intoxicar a los microorganismos del suelo (Clemente *et al.* 2006). Sin embargo esto se puede comprobar calculando el coeficiente metabólico qCO_2 el cual mide la calidad fisiológica de los microorganismos del suelo.

La tendencia encontrada en el presente trabajo para coeficiente de mineralización y coeficiente metabólico son altos, a mayor cantidad de lodo residual mayores son los valores del coeficiente. Cuando se tienen coeficientes metabólicos altos el estado fisiológico del suelo es menor y a coeficientes metabólicos bajos el estado fisiológico es alto o bien se tiene una buena actividad microbiana (Peña, 2004).

Cuadro 8. Coeficiente metabólico (qCO_2) y del coeficiente de mineralización (CO_2/C -total) del carbono de los tres tratamientos

Tratamiento t/ha	CO_2/C -total	qCO_2
	(%)	($\mu mC-CO_2 \cdot mg^{-1}C-Biomasa \cdot h^{-1}$)
0	4.19	7.45
18	8.57	22.48
36	11.74	35.40

Por lo tanto el estado fisiológico y la actividad microbiana en los tratamientos con lodo residual, presentan un grado de estrés lo cual no ocurre en el suelo testigo ya que los valores de este son más bajos.

5.3.5. Mineralización del nitrógeno

En el cuadro 9 se observan los resultados promedio y error estándar para el nitrógeno inorgánico al inicio y al final del proceso de la incubación del suelo. En el caso del nitrógeno inorgánico total y amoniacal los valores son mayores al inicio de la incubación comparada con el final de la incubación. Se observó que los nitratos y nitritos presentan una disminución al final de la incubación con respecto al inicio.

Cuadro 9. Nitrógeno inorgánico al inicio y final del proceso de mineralización del carbono (día 1 y 21 días de incubación) para los tres tratamientos

Tratamiento t/ha	INICIO DE LA INCUBACIÓN			FINAL DE LA INCUBACIÓN		
	N- total	N-amoniacal	nitratos y nitritos	N- total	N-amoniacal	nitratos y nitritos
	mg N/100g ss					
0	23.09 ± 4.48 ^a	7.88 ± 0.71 ^a	15.21 ± 4.83 ^a	10.81 ± 0.67 ^a	4.17 ± 0.80 ^a	6.63 ± 0.86 ^a
18	79.21 ± 6.04 ^b	56.89 ± 7.11 ^b	22.31 ± 4.41 ^a	17.22 ± 1.48 ^a	7.85 ± 1.19 ^a	9.36 ± 2.08 ^a
36	140.22 ± 5.52 ^c	116.69 ± 8.88 ^c	23.62 ± 9.37 ^a	20.28 ± 1.98 ^a	9.09 ± 1.45 ^a	11.18 ± 1.50 ^a

Media ± Error estándar. Letras distintas (a, b y c) denotan diferencias significativas.

Al inicio de la incubación el nitrógeno inorgánico para el tratamiento 0 t/ha se descompone en 34 % en nitrógeno amoniacal y 66 % en nitratos y nitritos, en el de 18 t/ha 72% es nitrógeno amoniacal y 28 % se disocia en nitratos y nitritos y finalmente el tratamiento de 36 t/ha 83 % es nitrógeno amoniacal y 17% en nitratos y nitritos. Al aplicar los lodos residuales estamos adicionando una 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 amonio, nitratos y nitritos, pero esto va a depender del clima, vegetación, topografía, la edad y la administración del suelo; así como de la temperatura y la humedad (Coyne, 1999).

En lo que respecta a los microorganismos, es conocido que las bacterias y actinomicetos actúan mejor en suelos minerales con pH intermedios y elevados. Su actividad se reduce cuando el pH es inferior a 5.5, la nitrificación y la fijación de nitrógeno atmosférico por ejemplo solo se produce cuando el pH es superior a 5; y la amonificación y nitrificación se reduce considerablemente a pH bajo (Navarro, 2000).

En cuanto a la mineralización del nitrógeno, en el Cuadro 10 se observan los valores del nitrógeno total mineralizado con un promedio de 12.28 para el testigo, 61.99 para el 18 t/ha y 119.94 para el 36 t/ha este último presenta valores altos. Del total del nitrógeno inorgánico 90% se transforma en amonio y menos del 10% en nitratos, Por otro lado el hecho de que se produzca mas nitratos y nitritos puede ser un problema ya que se puede lixiviar a los mantos freáticos y causar contaminación, lo cual no sucede en este experimento, ya que la nitrificación es mucho menor en los tratamientos con lodo, sin embargo en el testigo la nitrificación es mayor que la amonificación, esto quizá por el efecto del fertilizante o del cultivo de maíz.

Cuadro 10. Mineralización del nitrógeno en una incubación de 21 días para los tres tratamientos

Tratamiento t/ha	Nitrogeno Mineralizado (N-Total)	Amonificación (N-NH ₄)	Nitrificación (N-NO ₃)
	(mg Kg ⁻¹ 21 días)		
0	12.28	3.70	8.58
18	61.99	49.03	12.95
36	119.94	107.51	12.43

5.4. Propiedades químicas y físicas del muestreo post-cosecha

Los resultados de suelo del muestreo de post-cosecha se muestran en el Cuadro 11, con un pH agua moderadamente ácido y en KCl fuertemente ácido, para los tres tratamientos. Presentan una relación carbono nitrógeno (C/N) alta para los tres tratamientos y es mayor con respecto al muestreo preliminar lo cual indica que la materia orgánica no está bien humificada y podríamos tener problemas de acidez en el suelo. La cantidad de nitrógeno para el 0 t/ha es medio, y alto para el 18 t/ha y 36 t/ha, según la clasificación de la NOM-021-Semarnat-2001 (anexo 1).

Cuadro 11. Propiedades químicas de suelo muestreo post-cosecha

Tratamiento t/ha	pH		MO	CT	N Total	Relación C/N
	H ₂ O	KCl		%		
0	5.25 ± 0.1 ^a	4.37 ± 0.09 ^c	3.7 ± 0.48 ^a	2.20 ± 0.29 ^a	0.13 ± 0.03 ^c	15.5 ± 4.1 ^a
18	5.28 ± 0.15 ^a	4.53 ± 0.10 ^b	3.8 ± 0.44 ^a	2.23 ± 0.25 ^a	0.16 ± 0.06 ^{bc}	15.1 ± 1.5 ^a
36	5.31 ± 0.26 ^a	4.67 ± 0.23 ^a	3.9 ± 0.29 ^a	2.22 ± 0.20 ^a	0.20 ± 0.07 ^a	12.0 ± 3.2 ^a

μ ± Error Estándar. MO=materia orgánica. CT= Carbono Total. Letras diferentes (a, b y c) denotan diferencias significativas p<0.05.

El contenido de materia orgánica tiene un aumento muy pequeño en el suelo tratado con 18 y 36 t/ha con respecto al 0 t/ha, a pesar del contenido de lodo aplicado, lo cual puede ser justificado como consecuencia de la baja de los microorganismos (efecto priming) y la buena aireación del suelo contribuye a una rápida mineralización de la materia orgánica (Quinteiro *et al.*, 1998) (Cuadro 11). El contenido de materia orgánica fue muy bajo en los tres tratamientos, no se modifica el pH y tampoco el carbono orgánico.

El contenido de nitrógeno es mayor en el suelo tratado con lodo (18 y 36 t/ha). La variación del contenido total de nitrógeno se muestra en el Cuadro 11, donde se aprecia que el N de todos los tratamientos, no son proporcionales a la dosis de lodo añadida, debido a que cuanto más elevada sea la cantidad de lodo adicionada también lo es el tiempo de incorporación al suelo. El suelo fertilizado inorgánicamente muestra rápidamente el efecto de la aplicación de N pero, debido a la forma en la que es adicionado, las cantidades no absorbidas por las plantas se pierden por lixiviación; quedando el suelo, con cantidades de N total muy próximas a las del suelo antes del cultivo. Estos resultados coinciden con el trabajo realizado por Andrade *et al.*, (2000).

En el cuadro 12 se presentan los resultados promedio de las propiedades físicas del suelo post cosecha con una textura franco arcillo arenosa (F-a-Ar), según el triangulo de textura de la USDA (ver anexo 1, Figura 6) (Porta *et al.*, 1999). La conductividad eléctrica se clasifica con efectos despreciables de salinidad para los tres tratamientos (Semarnat, 2001) (anexo 1, Cuadro 12).

Cuadro 12. Propiedades físicas de suelo muestreo post-cosecha

Propiedad	Testigo	18 ton/ha	36 ton/ha
Arena (%)	40.7 ± 13.47	43.5 ± 9.69	43.5 ± 11.09
Arcilla (%)	32.1 ± 6.75	30.9 ± 4.51	26.3 ± 5.92
Limo (%)	20 ± 7.1	19.5 ± 6.0	26.5 ± 6.6
Textura	F-a-Ar	F-a-Ar	F-a-Ar
C.E. dS m ⁻¹	0.571±0.11	0.508±0.51	0.806±0.11

μ ± Error Estándar. F-a-Ar=Franco arcillo arenosa. CE= conductividad eléctrica. dS m⁻¹ = decisiemens por metro.

5.5. Propiedades bioquímicas muestreo post-cosecha

5.5.1. Biomasa microbiana

Las muestras de suelo fumigadas del tratamiento de 36 t/ha, presenta valores mayores, con respecto al tratamiento de 18 t/ha de lodo residual y al control. Esta tendencia se repite en el Flujo de C, la biomasa microbiana y la relación carbono biomasa con el carbono total (Cuadro 13).

Cuadro 13. Valores de flujo de carbono, del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct)

Tratamiento t/ha	Fumigados	No fumigados	Flujo de C	C-Biomasa	Cb/Ct
	mg C / 100gss				
0	33.18 ± 2.16 ^a	13.24 ± 1.08 ^a	18.86 ± 1.84 ^a	41.92 ± 4.09 ^a	2.70 ± 0.26 ^a
18	41.33 ± 2.38 ^b	11.42 ± 2.39 ^b	29.91 ± 2.06 ^b	66.46 ± 4.84 ^b	4.28 ± 0.29 ^b
36	47.03 ± 1.91 ^b	8.89 ± 3.22 ^b	35.55 ± 4.03 ^b	79.00 ± 8.07 ^b	5.08 ± 0.57 ^b

Media ± Error estándar. Flujo de C=fumigados-No fumigados. C-Biomasa=Flujo de C/0.45 (Vance, 1987). %Cb= carbono biomasa/ Ct= carbono total. Letras diferentes denotan diferencias significativas p<0.05.

En lo que se refiere a las muestras fumigadas, Flujo del C y Biomasa microbiana existen diferencias significativas entre los tratamientos con una (p<0.05), con un 95% de confianza.

En comparación con el muestreo preliminar (ver Cuadro 5), en el caso de las muestras fumigadas post-cosecha presentan un ligero aumento de C del 1 al 5 % para los tratamientos 0, 18 y 36 t/ha siendo este último el más alto; respecto a las muestras no fumigadas esta presentaron una disminución muy notoria. En el caso del Flujo del C son mayores los valores en el muestreo post-cosecha respecto al

control con un aumento del 5 al 10% para los tres tratamientos, presentando un comportamiento similar la biomasa microbiana, pero en ésta el aumento es del 30%. Finalmente el Cb/Ct del suelo se puede observar como un aumento del 1 al 2%. Lo cual concuerda con el estudio hecho por, Ruiz y Paolini, 2004 en donde el cociente C-BM/C total varió entre 1,4 y 4,1%, estando dentro del intervalo indicado para suelos agrícolas. Los resultados reflejan la influencia del cultivo y las prácticas de manejo agrícola sobre la biomasa microbiana del suelo.

La biomasa microbiana es usada para describir las poblaciones microbianas del suelo como un conjunto. Cuando el suelo está cercano a las condiciones naturales o estables la biomasa microbiana comprende entre el 2-3 % del carbono orgánico del suelo en la capa arable, en suelos de bosque o pradera. Pero la materia orgánica del suelo puede cambiar por el aporte de nutrientes como lodos residuales o abonos orgánicos y por tanto la biomasa microbiana cambia más rápidamente por el contenido del carbono total que se queda en el suelo y puede ser tan grande este porcentaje, excepto en condiciones estables (Ross, 1994)

La aplicación de lodos residuales favorece el incremento de la biomasa microbiana y por tanto la actividad de los microorganismos que son estimulados por la presencia de la materia orgánica. La biomasa microbiana puede ser usada para determinar el efecto de las enmiendas orgánicas y para observar las propiedades microbiológicas del suelo (Fernández *et al.* 2005, Jiménez *et al.* 2006, Pedra *et al.* 2007).

5.5.2. Respiración microbiana del suelo

Los valores promedios de la respiración de los microorganismos del suelo, durante un periodo de 21 días de incubación se muestran en el cuadro 14. Se puede apreciar que el tratamiento 0 t/ha presentan valores muy heterogéneos en los 21 días de incubación y la cantidad de CO₂ es menor. En cuanto al tratamiento de 18 t/ha el comportamiento en los días evaluados es alto en los primeros días y luego baja, y vuelve a subir al día 10, pero se mantiene y baja del día 12 al 2. En lo que respecta al tratamiento de 36 t/ha presentan el mismo comportamiento que el de 18 t/ha. Las sumatorias de la respiración, muestran que el que respiro menos fue el

tratamiento 0 t/ha con un valor de 151.18 seguido 18 t/ha con 229.96, y 36 t/ha 233.61 mg CO₂ en 21 días de incubación, estos últimos valores prácticamente iguales. En lo que respecta al índice de mineralización (%C-CO₂) es menor para el 0 t/ha con un valor de 0.041, para el 18 t/ha es de 0.063 y para 36 t/ha es de 0.064 siendo casi iguales estas últimas.

Cuadro 14. Valores promedio de la respiración microbiana del suelo e los 21 días de incubación post-cosecha

Tratamiento t/ha	mg/100gss CO ₂ /día										% C-CO ₂
	1°	3°	5°	7°	10°	12°	15°	17°	21°	Σ	
0	18.69	17.34	20.11	14.90	29.76	16.63	10.18	14.31	9.26	151.18	0.041
18	38.52	37.12	22.70	16.82	37.16	13.66	18.20	26.15	19.63	229.96	0.063
36	28.00	36.58	34.73	19.81	33.00	17.89	15.55	31.33	16.72	233.61	0.064

Σ=cantidad mineralizada en 21 días de incubación. % C-CO₂=Σ*0.2727

Al final de la incubación se puede observar para los tres tratamientos una elevada cantidad de CO₂ lo que significa que aun el carbono no ha sido totalmente mineralizado. Para poder observar una disminución o una declinación en las curvas es necesario dejar un mayor número de días el experimento, como han mostrado otros autores (Jiménez *et al.*, 2006; Renella *et al.*, 2007).

La respiración microbiana, es el resultado de la cantidad de CO₂ desprendido en 21 días de incubación. De manera gráfica podemos observar en la figura 6 como se comporta la respiración; el tratamiento 0 presentó menor respiración, siguiendo por el 18 y el 36 t/ha siendo estos últimos prácticamente iguales, se puede observar cómo se juntan las dos rectas no habiendo diferencia en estas. Esto se debe a que los compuestos más difíciles de degradar o resistentes ya están siendo desdoblados por los microorganismos, y por lo tanto la cantidad de carbono es el suelo es menor y aunado a ello la producción de CO₂.

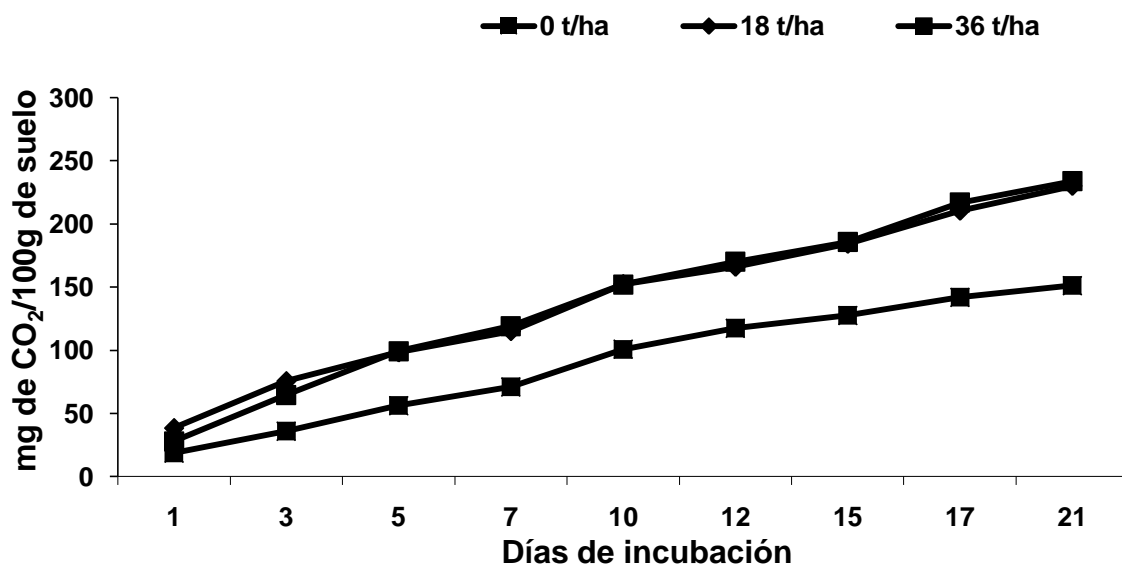


Figura 6. Evolución del CO₂ desprendido en 21 días de incubación para los tres tratamientos. Valores acumulados (post-cosecha).

5.5.3. Cinética de mineralización

En la figura 7 a, b y c se pueden apreciar la cinética de mineralización del carbono para los tres tratamientos estudiados. El tratamiento presenta una menor cinética de mineralización con 0 t/ha comparada con los dos tratamientos con lodo que presentan una cinética muy similar. Se esperaba que el tratamiento de 36 t/ha tuviera una cinética parecida a la encontrada en el muestreo preliminar pero no es el caso, se puede argumentar que bajo condiciones controladas de humedad y temperatura los microorganismos responden muy bien y degradan con el paso del tiempo mayor cantidad de carbono, sin embargo en el campo no es así ya que las condiciones no se pueden controlar por lo tanto a falta de éstas, los microorganismos entran en estrés fisiológico y solo permanecen latentes para realizar sus necesidades básicas (Coyne, 1999).

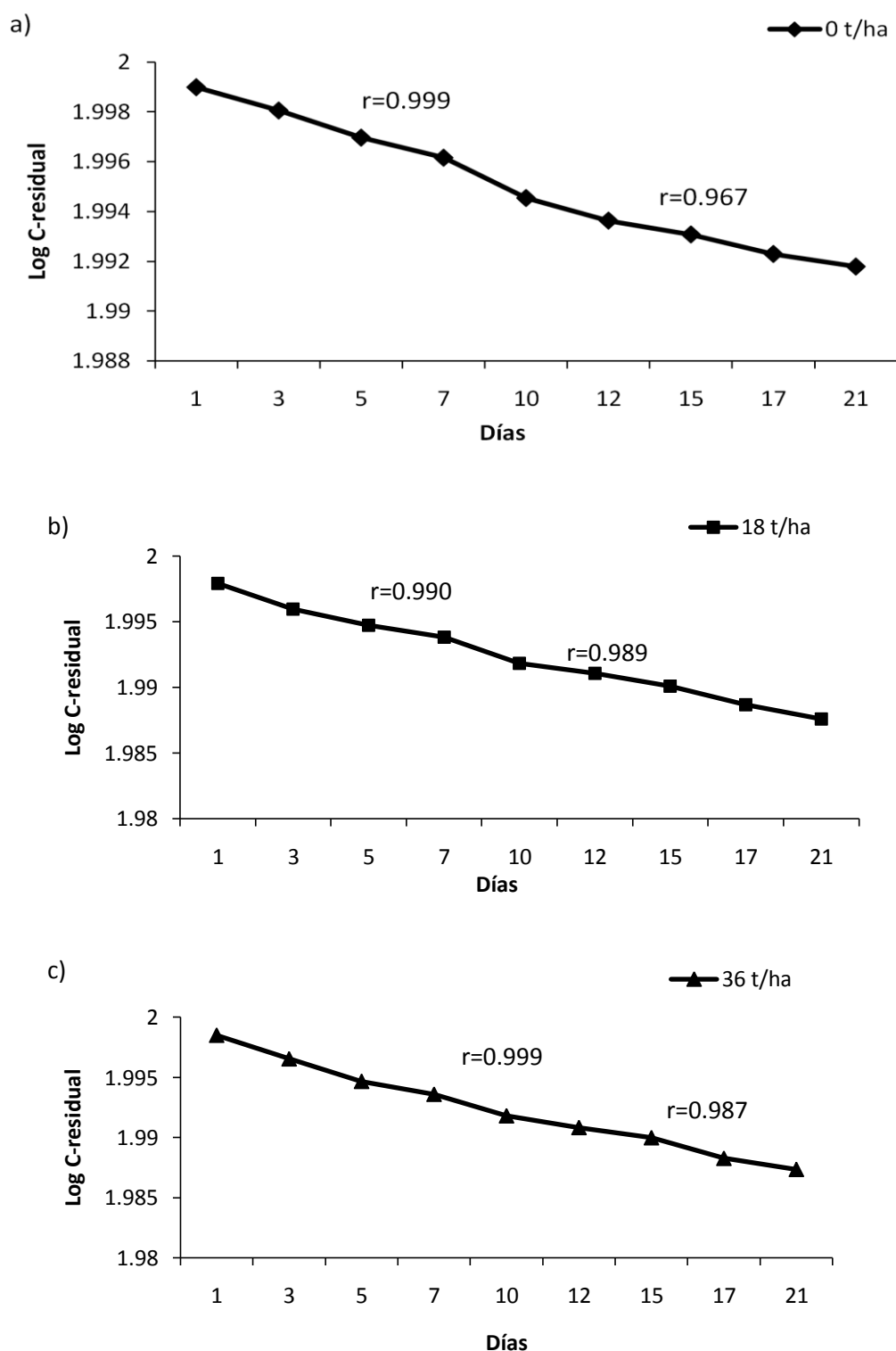


Figura 7. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono de los tratamientos estudiados (post cosecha). a) suelo con fertilizante; b) suelo con 18 t/ha; c) suelo con 36 t/ha.

En el cuadro 15 se aprecian las constantes cinéticas y los coeficientes de correlación, de los tres tratamientos. El tratamiento de 36 t/ha presenta el valor de k

de 9.0×10^{-4} siendo éste el más alto, por tanto la velocidad de la reacción es baja pero es el más lento ya que a una constante de alta, seguido por la de 18 t/ha con una k de 8.0×10^{-4} y finalmente el testigo con una k de 5.0×10^{-4} es la que presenta una constante baja. Sin embargo para los tres tratamientos el sustrato 1 es el más importante y el más alto. Por tanto podemos decir que los suelos presentan un sustrato más lábil que un sustrato recalcitrante.

Cuadro 15. Valores de las constantes cinéticas (K) y de los coeficientes de correlación de Pearson (r) para la mineralización del carbono (post-cosecha).

Tratamiento t/ha	Sustrato 1		Sustrato 2	
	K 10^{-4}	r	K 10^{-4}	r
0	-5.0	0.999	-3.0	0.096
18	-8.0	0.990	-4.0	0.989
36	-9.0	0.999	-4.0	0.987

El coeficiente metabólico (qCO_2) (cantidad de C- CO_2 emitido por unidad de biomasa y por hora) y el coeficiente de mineralización (cantidad de CO_2 emitido en función del carbono total), se pueden observar en el cuadro 16. En esta, el coeficiente de mineralización es menor en el de 0 t/ha, seguido por el de 18 t/ha y el que presenta un valor más alto es el tratamiento de 36 t/ha. Este índice de mineralización del suelo aumenta entre más material orgánico se le agrega al suelo, porque los microorganismos tiene una mayor disposición de degradarlo y por tanto una mayor producción de CO_2 (Laturnus *et al.*, 2007).

En el cuadro 16 se pueden apreciar los valores del coeficiente metabólico qCO_2 el cual mide la calidad fisiológica de los microorganismos del suelo, observando valores muy altos para los tres tratamientos, sin embargo el de 0 t/ha es el que presenta un coeficiente menor, seguido por el de 18 t/ha y finalmente el 36 t/ha con valores altos. Así la tendencia que presentan los tratamientos es a mayor cantidad de lodo residual mayores los valores del coeficiente (Fernández *et al.*, 2007).

Comparados con los resultados encontrados en el muestreo preliminar (ver cuadro 8, apartado 5.3.4) en donde estos parámetros fueron muy altos, aquí se observa que disminuyen de manera muy notoria y se puede decir que la cantidad de C orgánico en el suelo es menor ya que se ha degrada y mineralizado y por tanto la calidad fisiológica de los microorganismos es mejor al final del cultivo por los aportes

y pérdidas sin embargo todavía la tasa de mineralización ($\text{CO}_2 / \text{C-total}$) no se encuentra dentro del rango para un suelo agrícola que es de 0.3 a 1.2 y el óptimo es de 0.6 en cuanto al coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$) el rango es de 8.5 a 1.5 (Peña, 2004). El cultivo reduce indudablemente el contenido de materia orgánica y por lo tanto los índices de mineralización y coeficiente metabólicos disminuyen en el suelo (Laternus *et al.*, 2007).

Cuadro 16. Coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$) y del coeficiente de mineralización ($\text{CO}_2 / \text{C-total}$) del carbono de los tres tratamientos (post-cosecha).

Tratamiento t/ha	$\text{CO}_2 / \text{C-total}$	$q\text{CO}_2$
	(%)	($\mu\text{mC-CO}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{C-Biomasa} \cdot \text{h}^{-1}$)
0	1.87	6.75
18	2.81	16.37
36	2.87	19.80

5.5.4. Mineralización del nitrógeno

En el cuadro 17 se observa los resultados promedio de los tres tratamientos. Al inicio de la incubación para el nitrógeno total se presentan valores de 9.79 para el 0 t/ha, de 16.48 para el 18 t/ha y 15.67 para el 36 t/ha. Cabe resaltar que en los tratamientos con lodo, la cantidad de nitrógeno es muy similar incluso un poco más altos para el tratamiento de 18 t/ha, igual sucede con el nitrógeno amoniacal al inicio de la incubación, con los nitratos y nitritos esto cambia siendo la tendencia la siguiente $18 > 36 > 0$. Comparando las cantidades de nitrógeno del muestreo preliminar con respecto al muestreo post-cosecha es menor la cantidad de nitrógeno inorgánico o mineralizado en esta última.

El nitrógeno total mineralizado presente en el suelo depende de su contenido original de nitrógeno orgánico. El contenido total de nitrógeno a su vez depende del clima, vegetación, topografía, la edad y la administración del suelo. La administración del suelo presenta un efecto significativo sobre la distribución del nitrógeno en el suelo. El cultivo reduce indudablemente el contenido de nitrógeno en el suelo (Coyne, 1999).

Al final de la incubación la cantidad de nitrógeno inorgánico total es mayor en el 18 t/ha, seguido por el 36 t/ha y finalmente el 0 t/ha el cual es muy bajo, con una tendencia diferente al inicio de la incubación. En el nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos presentaron una tendencia de 0 >18 > 36.

La mineralización de los materiales orgánicos que contienen nitrógeno implica la descomposición de estos compuestos para liberar amonio (NH_4^+). Por lo general el nivel de producción de NH_4^+ se sitúa entre 1 y 20 ppm de nitrógeno por día (mg de NH_4^+ por Kg de suelo por día). Esto representa del 1 al 4 % del nitrógeno total liberado para el aprovechamiento de las plantas durante la estación de crecimiento de latitudes templadas (Coney, 1999).

Cuadro 17. Nitrógeno inorgánico al inicio y final del proceso de mineralización del carbono (día 1 y 21 días de incubación) para los tres tratamientos

Tratamiento t/ha	INICIO DE LA INCUBACIÓN			FINAL DE LA INCUBACIÓN		
	Nitrogeno inorgánico total	Nitrogeno amoniacal	nitratos y nitritos	Nitrogeno inorganico total	Nitrogeno amoniacal	nitratos y nitritos
mg N/100 gss						
0	9.79	1.84	7.95	3.73	5.01	0.16
18	16.48	4.58	11.90	11.59	2.35	9.24
36	15.67	3.04	12.30	5.13	1.76	3.37

Los coeficientes de mineralización para el nitrógeno se presentan el cuadro 18. En cuanto a la amonificación presenta una tendencia de 0>18>36.

La nitrificación es la conversión de amoniaco a nitrito y luego ha 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).

Se puede observar en cuadro 18 que el proceso de la nitrificación es mayor en el 36y 0 t/ha, y para el 18 t/ha es muy baja.

Comparado con los resultados del muestreo preliminar el comportamiento fue; a mayor dosis de lodo mayor la mineralización, amonificación y nitrificación, guardando una tendencia de amonificación alta y nitrificación baja. Lo cual no ocurre con los resultados del post-cosecha ya que la nitrificación es más alta y la amonificación es baja. Esto se debe a que el cultivo aprovecho el nitrógeno mineral agregado a través del lodo.

Lo anterior se puede explicar de manera siguiente, el amonio puede ser utilizado por las bacterias autotóxicas (nitrificantes). Es decir se trata de la fuente de nitrógeno preferida de la mayor parte de los microorganismos. En vista de que el amonio puede tener varios destinos que no observamos lo que se debe hacer es, calcular la “mineralización neta”, la diferencia entre el nitrógeno orgánico mineralizado y el nitrógeno inorgánico real recuperado. La “mineralización bruta” representa la cantidad total de nitrógeno orgánico mineralizado (Coyne, 1999).

Cuadro 18. Mineralización del nitrógeno (día 1 y 21 días de incubación) para los tres tratamientos (post-cosecha)

Tratamiento t/ha	Nitrogeno Mineralizado (N-Total)	Amonificación (N-NH ₄)	Nitrificación (N-NO ₃)
	(mg Kg ⁻¹ 21 días)		
0	6.06	0.00	7.79
18	4.89	2.23	2.66
36	10.54	1.28	8.93

Por otro lado otra, variable que tiene que ser considerada en estudios de laboratorio es el pH del suelo y de los residuos orgánicos. Es importante notar que durante la incubación el pH del suelo es muy bajo. Otro factor que hay que tomar en cuenta es el tamaño de la población microbiana del suelo el cual no es un factor limitante, excepto en el inicio de la incubación en ciertos suelos. La temperatura de incubación de 35°C es considera la optima para la nitrificación, pero probablemente no lo sea para la amonificación (Stanford, y Smith, 1972).

6. CONCLUSIONES

- El pH y la materia orgánica y nitrógeno total del suelo no se modificaron a lo largo del periodo de tiempo; el pH permaneció ácido y % MO muy bajo, por lo tanto se puede concluir que la adición de lodo residual y ni tampoco el cultivo influyeron en dichos parámetros.
- La textura y la conductividad eléctrica no se modificaron, la textura permaneció siendo F-a-Ar y la conductividad con efectos despreciables de salinidad, por lo tanto el lodo no afecta estas propiedades físicas.
- Los parámetros medidos para calcular la biomasa microbiana aumentaron en todos los casos, a mayor cantidad de lodo adicionada mayor fue el parámetro, por lo tanto se puede concluir que la adición de lodo residual modifica a la biomasa microbiana.
- En cuanto a la respiración del suelo se presenta una tendencia a mayor cantidad de lodo adicionada mayor fue la respiración del suelo. En lo que se refiere al muestreo post-cosecha no hubo un comportamiento igual al preliminar aquí el testigo respiró menos seguido por los tratamientos de 18 y 36 t/ha los cuales tuvieron una respiración parecida, quizá por la influencia de la temperatura, la humedad o por el efecto del cultivo.
- La mineralización del nitrógeno inorgánico total y amoniacal aumentaron en todos los casos, a mayor cantidad de lodo adicionada mayor fue el parámetro, por lo tanto se puede concluir que la adición de lodo residual modifica la mineralización del nitrógeno.

7. RECOMENDACIONES

Para poder comparar la respiración del suelo en laboratorio con respecto al campo es recomendable dejar la incubación por un periodo de tiempo más largo (90 días) para tener una mayor representatividad de los datos.

Medir por igual la mineralización del nitrógeno en campo y en laboratorio realizando por lo menos 3 tomas de muestras en el periodo de cultivo para inferir cómo se está moviendo el nitrógeno en el suelo.

Además se sugiere medir el pH y la biomasa microbiana por un periodo de 60 a 90 días para ver como se modifican estos parámetros tanto en campo como en la incubación.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. Segunda edición. AGT. S.A. Mexico. 440p.

Andrade, M.L. Marcet, P. Reyzábal, M.L y Montero, M. J. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. Edafología. **7**, 3. 21-29.

Bernal, P.M., Navarro, F.A., Sanchez-Monedero, A.M., Roig, A. y Cegarra, J. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen Soil Biology and Biochemistry. **30**, 3. 305-313.

Bengtsson, G., Bengtson, P., Mansson, F.K. 2003. Gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. Soil Biology and Biochemistry. **35**, 143-154.

Bloom, P.R. 2000. *Soil pH and pH buffering*. In: Sumer, M.E. Handbook of soil Science. CRC.Press.USA.B-333.

Bohn, H.L., Mcneal, B.L. y O'conor, G.A. 1993. Química del suelo. Limusa. México. pp. 270-275.

Carter, Larry W. (1997). Nitrates in groundwater. CRC press LLC.

Clemente, R. Escolar, A. Bernal M.P. 2006. Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. Bioresource Technology. **97**, 1894–1901.

Coyne, M. 1999. Microbiología del suelo: enfoque exploratorio. Paraninfo. Madrid. 602 p.

EPA. Septiembre de 2000 Folleto informativo de tecnología de biosólidos. Aplicación de biosólidos al terreno. Environmental Agency Protection. Washington, D.C.

Fernández, S. A. P. Bettiol, W. Cerri, C. 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*. **30**, 65–77.

Fernández, J.M., Plaza, C., Hernández, D., Polo, A. 2007. Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geoderma*. **137**, 497–503.

Fitzpatrick, 1984. Suelos. Su formación, Clasificación, y distribución. CECSA. México. pp 430.

Fonth, H.D. Millar, C.E. y Turk, M.L. 1975. Fundamentos de la ciencia del suelo. Segunda edición.continental. México. 527 pag.

Franzluebbers, A. J. 1999. Introduction to Symposium _ Microbial Biomass: Measurement and role in soil quality. *Can. Soil Sci.* **79**, 505-506.

Fuentes, Y. J. L. 1997. Manual práctico de manejo del suelo y de los fertilizantes. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. MUNDI-PRENSA. Madrid. 153. Pag.

García, I. C., Gil-Stores, .F., Hernandez, F. T. y Trasar-Cepeda, C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de la actividad enzimática y biomasa microbiana. Mundi-Prensa. Barcelona España. 370 p.

García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-Term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil biology and Biochemistry*. **32**, 1907-1913.

Gil-Stores, F., Trasar, C. C., Cierdi, C., Ceccanti, B. y Leiros, M. C. 1992. Biochemical characterization of biological activity in very Young mine soil. *Biology and Fertility of soil*. **13**, 25-30.

Gobierno del estado de México. Secretaria de agua y obra pública. 2007. El agua ciclo de un destino. Retorno al origen. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. <http://www.edomex.gob.mx/agua/media/swf/capituloiv.swf>

Gobierno del Estado de México, 1987. Monografías municipales de Xonacatlán, Región 1.

Gómez, 1997. Estudio sobre la variación estacional de los metales pesados en lodos residuales en la planta de tratamiento "Toluca Oriente". Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias .UAEM. 64 pp.

Goldey, R.A. 2004. Factors effecting the soil microbial quality measurements of biomass quotient and respiration quotient. *Eviromental Scientist*. **18**, 2. 73-79.

Hernández, A. R. 2001. Evaluación de la concentración de metales pesados en cultivo de maíz y suelo acondicionado con lodos residuales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias de la UAEMex. México.

<http://www.lenntech.com/espanol/tipo-de-lodos.htm>. Abril 20, 2009.

INEGÍ. Edición 2003. Anuarios de estadísticas por entidad federativa. Gobierno del Estado de México.

Infoagro 2009. www.infoagro.com. Mayo. Boletín.

INSAM, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration joven by the climatic regime. *Soil Biology and Biochemistry*. **22**, 4. 525-532.

Jiménez, P. Ortiz, O. Tarrasón, D. Ginovart, M. y M. Bonmatí. 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.

Khan, K. S. Chander, K. Hatmann, R. G. Lamersdorf, N. Joerensen, R.G. 2007. Sources of Heavy Metals and Their Long-term Effects on Microbial C, N and P Relationships in Soil. *Water Air Soil Pollut*. **181**, 25–234.

Laternos, F., Arnold, V. K., Gron, C. 2007. Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural soil. *Enviroment Sci Pollut. Res*. **14**,1. 53-60.

Lester, N. 1987. Heavy metals in wastewater and slugde treatment processes. Vol. II. Treatment and Disposal. CRC Press, Inc. Florida. EEUU.

Martín del Campo, M. G., 1996. Caracterización de los lodos residuales en dos plantas de tratamiento (Toluca Norte y EPCCA) en Estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias .UAEMex. 64 pp.

Martín del Campo, M. G. 2001. Aplicación de lodos residuales en cultivo de haba como acondicionadores, en suelo agrícola del Valle de Toluca. Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería. UAEMex.

Martínez, G.R. 2004. Efecto del acondicionamiento de suelo con lodos residuales municipales y composta en el cultivo de maíz: Evaluación de metales, productividad y calidad. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias de la UAEMex. México.

Martínez-de la Cerda, Olivares-Saénez, Salinas-García, Závala García y Aranda-Ruiz, 2004. Efecto residual del lodo en trigo (*Triticum spp.L*). Botánica Experimental OYTON. 237-242.

Millar, C.E., Turk, M.L. y Foth, H.D. 1981. Fundamentos de la ciencia del suelo. CECSA. Primera edición. Pag. 527.

Nannipieri, P.C., 1995. La capacidad metabólica e la qualita del suolo. Agronomia. **29**, 312-316.

Navarro, G. 2000. Química agrícola. Mundi-Prensa. Espana. 508 p.

NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario oficial de la federación. Semarnat, 2001.

Oropeza G. N. 2006. Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos Conciencia* **1**, 51-58.

Ortíz, H. L. 1994. Caracterización y propuesta de manejo de lodos residuales de la planta de tratamiento de CIVAC, Estado de Morelos. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias de la UNAM. México, D.F. México.

Ortiz, V. y Ortiz, S. C.A. 1980. Edafología. Primera edición.

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, W. 2004. Suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 402 p.

Porta, C.J., López Acevedo, R.M., Roquero, C. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi prensa. Madrid.

Quemada, M. y Menacho, E. 2001. Soli respiration 1 year after sewage sludge application. *Biol Fertil Soil.* **33**, 344-346.

Quinteiro, R. M. P.; Andrade, C. M. L.; de Blas V. E. 1998. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: experiencias de campo. *Edafología.* **5**, 1-10.

Ramírez, C. R. 1992. Reporte, Tratamiento de Aguas Residuales Industriales. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. México. D.F. México.

Renella, G. Chaudri, A.M. Falloon, C. M. Landi, L. Nannipieri, P. Brookes, P. 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.

Roos, M.S., 1994. Toxic Metals in Soil-Plant Systems. Jonh Wiley & Sons. Pag.469.

Ros, M. Pascual, J.A. Garcia, C. Hernandez, M.T., Isam H. 2006. Hidrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. . *Soil Biology and Biochemistry.* **38**, 3443-3452.

Ruiz, M. y Paolini, J. 2004. El cultivo y el agua de riego sobre el carbono de la biomasa microbiana. *Agronomía Tropical.* Vol. 54. No. 2. Maracay Venezuela.

Semarnat, 2002. NOM-004-semarnat-2002. Diario oficial de la federación.

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).

Vaca, P., R., Guadarrama, M.Y. y Lugo de la Fuente, J. 2000. Comparación anatómico estructural y determinación de metales pesados en Vicia faba cultivada en suelos acondicionados con lodos residuales. Congreso Universitario Internacional de Edafología. Nicolás Aguilera. México.

Vance, E. D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. 1987. Microbial biomass measurement in forest soil: the use of the choloroform fumigation-incubation method in strongly acid soil. Soil Biology and Biochemistry **19**, 697-702.

ANEXOS

Interpretación de resultados según la NOM-021-semarnat-2001.

Cuadro 1. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH.

	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

Fuente: Semarnat, 2001.

Cuadro 2. Clasificación del suelo en cuanto a su concentración de la materia orgánica en los suelos minerales y volcánicos se presenta en el Cuadro siguiente:

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

Fuente: Semarnat, 2001.

Cuadro 3. Interpretación de los resultados de los análisis de nitrógeno inorgánico.

Clase	N inorgánico en el suelo mg Kg ⁻¹
Muy bajo	0 – 10
Bajo	10 – 20
Medio	20 – 40
Alto	40 – 60
Muy alto	> 60

Fuente: Semarnat, 2001.

Cuadro 4. Interpretación de los resultados de los análisis de nitrógeno total.

Clase	N total en el suelo %
Muy bajo	<0.05
Bajo	0.05 – 0.10
Medio	0.10 – 0.15
Alto	0.15 – 0.25
Muy alto	> 0.25

Fuente: Semarnat, 2001.

Cuadro 5. Interpretación de conductividad eléctrica

CE dS m ⁻¹ a 25°C	Efectos
< 1.0	Efectos despreciables de la salinidad
1.1 - 2.0	Muy ligeramente salino
2.1 - 4.0	Moderadamente salino
4.1 - 8.0	Suelo salino
8.1 - 16.0	Fuertemente salino
> 16.0	Muy fuertemente salino

Fuente: Semarnat, 2001.

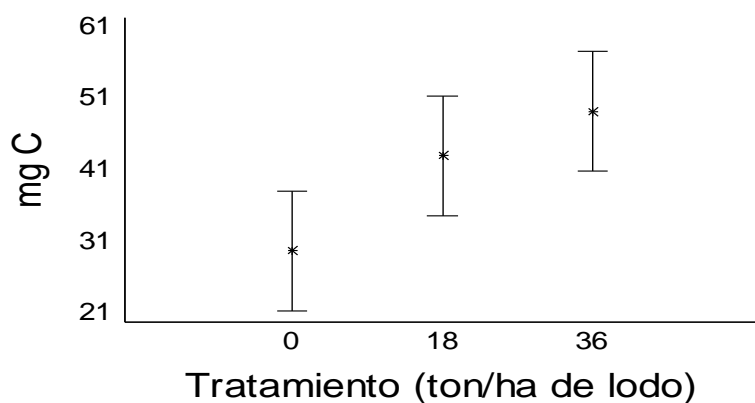


Figura 5. Biomasa microbiana del suelo y suelo acondicionado con lodo residual ($\mu \pm$ Error estándar).

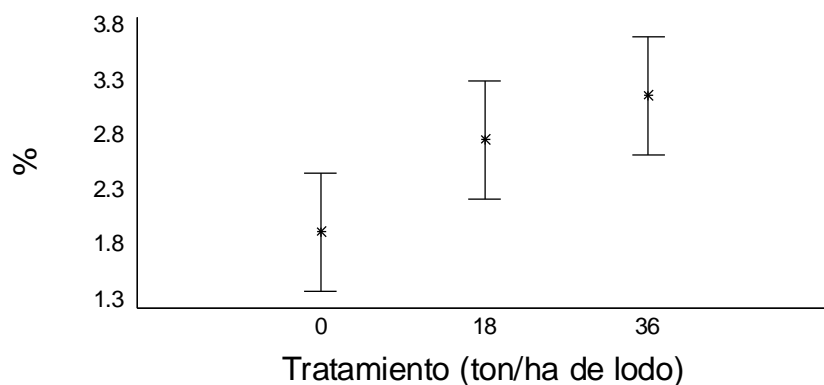


Figura 6. C-biomasa / Ct del suelo y suelo acondicionado con lodo residual ($\mu \pm$ Error estándar).

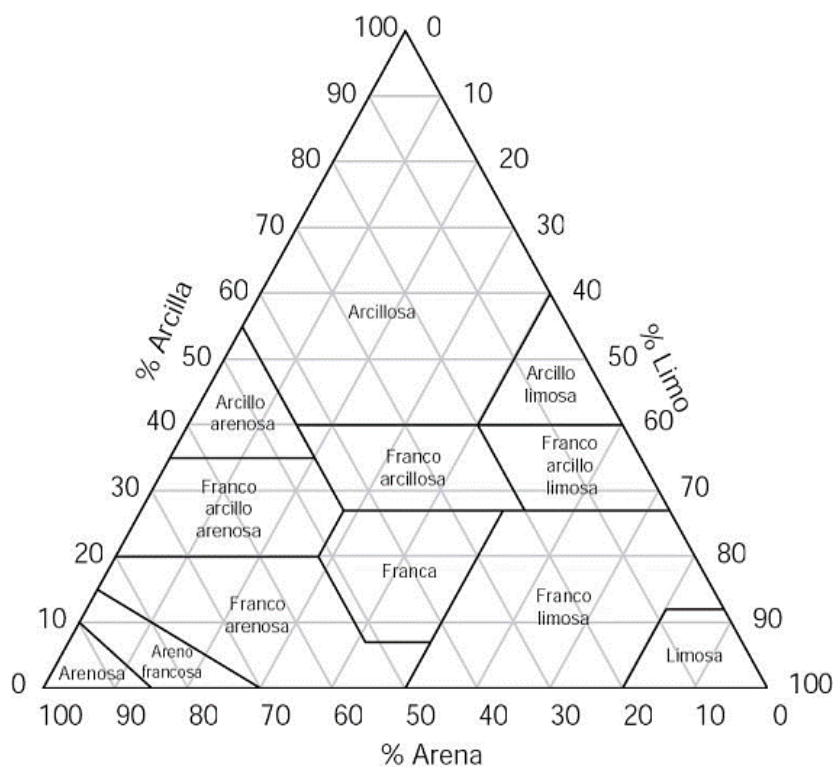


Figura 7. Interpretación de los resultados de los análisis de textura en el suelo. (USDA, Porta et al., 1999)