

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
ÁREA ACADÉMICA DE QUÍMICA
DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**



**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
Doctor en Ciencias Ambientales**

Modelación del proceso de vermicomposteo de lodos residuales y abonos orgánicos

Presenta: M. en E. Pedro Del Aguila Juárez

Codirectores: Dra. Rosa Icela Beltrán Hernández
Dr. Jorge Lugo de la Fuente

Julio del 2011



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
DIRECCIÓN

M. en A. JULIO CESAR LEINES MEDECIGO
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
PRESENTE

Por este conducto le comunico que el jurado asignado al pasante del *Doctorado en Ciencias Ambientales* C. M. en E. Pedro del Águila Juárez, quien presenta el trabajo de titulación "Modelación del proceso de vermicomposteo de lodos residuales y abonos orgánicos" después de revisar el trabajo en reunión de Sinodales ha decidido *autorizar la impresión* del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Jurado:

PRESIDENTE: Dr. Alberto José Gordillo Martínez
VOCAL: Dra. Rosa Icela Beltrán Hernández
SECRETARIO: Dr. Jorge Lugo de la Fuente
SUPLENTE: Dra. Cesar Abelardo González Ramírez

Sin otro particular, reitero a usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE
"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"
Mineral de la Reforma, Hgo., 15 de junio de 2011
DIRECTOR

M. en C. OCTAVIO CASTILLO ACOSTA.



Este trabajo de tesis se presentó en los siguientes espacios de difusión e investigación

1. Del Aguila J.P, Espinoza H.E., Valle V.E., Martínez N.S., Lugo de la F.J., y García V.E. “EMPLEO DE UN MODELO DE SERIES DE TIEMPOS DURANTE EL PROCESO DE VERMICOMPOSTEO”, V Congreso Internacional y el XI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, celebrado del 7 al 9 de junio del 2006, en Oaxtepec, Morelos, México.
2. Pedro Del Aguila, Jorge Lugo de la Fuente, Rocío Vaca Paulín, y Elda García. 2008. Evaluación del proceso de vermicomposteo empleando lodo residual y residuos orgánicos. VII Congreso Internacional y XIII Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, celebrado.
3. Del Aguila J. P., J. Lugo de la F., R. Vaca P. C. González. 2010. Mineralización del C en vermicomposta empleando lodo residual y residuos orgánicos. Memorias del IV Congreso de Ecotoxicología y Química Ambiental.

El estudio de tesis doctoral estuvo financiado por el proyecto: “Evaluación del proceso de vermicomposteo utilizando lodos residuales y residuos orgánicos” con clave 2602/2008.

Publicaciones

1. Capítulo de libro

Pedro del Aguila, Jorge de la Fuente, Rosa Icela Beltrán Hernández y Rocío Vaca Paulín. 2009. Mineralización del carbono durante el vermicomposteo de mezclas de residuos vegetales-lodos residuales y residuos animales-lodos residuales. En: Estudios Ambientales de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. ISBN 978-607-402-079-9: 87-92.

2. Capítulo de libro

Pedro Del Aguila Juárez, Jorge Lugo de la Fuente, Rocío Vaca Paulín, Cesar González Ramírez. 2011, Mineralización del C en vermicomposta empleando lodo residual y residuos orgánicos. Contribuciones al Conocimiento de la Ecología y Química Ambiental en México. Editado por el Instituto Mexicano de Tecnología con AMEQA/SETAC-México. En Prensa.

3. Artículo enviado a la revista Tropical and Subtropical Agroecosystems.

Pedro Del Aguila Juárez, Jorge Lugo de la Fuente, Rocío Vaca Paulín. 2011. Título: Vermicompost in the process of organic waste and sewage saludge in the soil.

Agradecimientos

A la Dra. Icela Beltrán, al Dr. Cesar González, el Dr. Alberto Gordillo y al Dr. Jorge Lugo por su apoyo brindado en la realización de esta tesis, en los cursos que me impartieron, en la aclaración de dudas y en la formación que me sirvió para llegar a este termino y continuar con la labor de emprender la tarea de solucionar problemas del ámbito ambiental que demande la sociedad.

A la Dra. Rocío Vaca por su apoyo en todo momento y a la técnico laboratorista Elda García por su ayuda en el laboratorio de Edafología y Ambiente de la Facultad de Ciencias UAEMex donde lleve el experimento y análisis.

A la Dra. Yolanda Marmolejo y la Dra. Claudia por el apoyo que me brindaron en todo momento durante el doctorado.

Dedicatorias

Le agradezco a mi papa Francisco, mama Josefina y a Dios por el apoyo que me brindaron y espero a mis padres que estén bien, donde quiera que se encuentren.

A mis hermanos Maria Elena, Francisco, David, Maria Eugenia y Josefina, por convivir junto en los momentos buenos, muchas gracias.

Josefina te agradezco tu apoyo y a mis sobrinos Esteven y Alba.

A mis hijos Ixchel y Danton que me han apoyado en todo momento y a mi esposa Maria Luisa que siempre ha estado conmigo y me ha acompañado para el desarrollo de este momento, así como su apoyo, consejos y amor.

¡Muchas gracias familia!

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
Índice de Tablas	V
Índice de Figuras	VI
Lista de símbolos , abreviaturas y letras griegas	IX
RESUMEN	XII

Capítulo I

Introducción

1. INTRODUCCIÓN	1
1.2 Justificación y planteamiento del problema	2
1.3 OBJETIVOS	3
1.3.1 Objetivo General	3
1.3.2 Objetivos Específicos	3

Capítulo II

Antecedentes

2 ANTECEDENTES	4
2.1 Los lodos residuales y su aplicación agrícola	4
2.2 Metales potencialmente tóxicos en los lodos residuales	7
2.3 La lombriz de tierra (<i>Eisenia fetida</i>)	9
2.4 La vermicultura y la importancia de la lombriz de tierra	11
2.5 Residuos sólidos empleados en el vermicompostaje	12
2.6 Parámetros físicos y químicos durante el vermicomposteo	13
2.7 La materia orgánica y el vermicomposteo	15
2.8 Mineralización del carbono y del nitrógeno	17
2.9 Modelación del proceso de vermicomposteo	19

Capítulo III

Material y métodos

3.1 Descripción de la zona de estudio	21
3.2 Muestreo del suelo agrícola: colecta y preparación de la muestra	21
3.3 Muestreo del lodo residual	22
3.4 Colecta del residuo orgánico vegetal y del estiércol bovino	23
3.5 Selección de la lombriz	23
3.6 Diseño del experimento	24
3.6.1 Elaboración de los tratamientos y definición de niveles	24
3.6.2 Montaje del experimento y toma de las muestra	25
3.7 Procedimiento analítico	26
3.7.1 Análisis químico preliminar	26
3.7.2 Determinación química de los tratamientos	27
3.7.3 Determinación de la respiración	27
3.8 Análisis estadístico	28
3.9 Modelación	28
3.9.1 Descripción del modelo propuesto	28
3.9.2 Sistema de ecuaciones del modelo	29

Capítulo IV

Resultados y discusión

4.1 Caracterización fisicoquímica del suelo y residuos orgánicos	32
4.2 Evolución de las características fisicoquímicas durante el vermicomposteo	33
4.2.1 Comportamiento del pH durante vermicomposteo	33
4.2.2 Comportamiento de la temperatura durante el vermicomposteo	35
4.2.3 Comportamiento de la humedad durante el vermicomposteo	36
4.2.4 Comportamiento del C orgánico durante el vermicomposteo	37
4.2.5 Comportamiento de N-Total durante el vermicomposteo	39
4.2.6 Comportamiento de N-NO ₃ ⁻ durante el vermicomposteo	42
4.2.7 Comportamiento de N-NH ₄ ⁺ durante el vermicomposteo	44
4.3 Relación C/N durante el vermicomposteo	45

4.4 Modelación estadística polinomial de la relación C/N	47
4.5 Respiración del proceso de vermicomposteo	51
4.5.1 Actividad respiratoria a los 15 días de incubación	51
4.5.2 Actividad respiratoria a los 60 días de incubación	52
4.5.3 Actividad respiratoria a los 90 días de incubación	53
4.6 Cinética de mineralización del Carbono	54
4.6.1 Modelación de la velocidad de respiración	55
4.6.2 Mineralización del C a los 15 días	56
4.6.3 Mineralización del C a los 60 días	58
4.6.4 Estabilización del proceso y vida media	60
4.7 Mineralización del Nitrógeno	62
4.7.1 Mineralización del Nitrógeno en la vermicomposta (residuo animal y LR)	62
4.7.2 Mineralización del Nitrógeno en la vermicomposta (residuo vegetal y LR)	63
4.7.3 Índice de mineralización de la relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	65
4.8 Simulación y modelación del proceso de vermicomposteo	65
4.8.1 Parámetros del experimento	65
4.8.2 Modelo gráfico utilizando estiércol bovino, residuo vegetal y LR	69

Capítulo V

Conclusiones

5.1 CONCLUSIONES	72
5.2 LOGROS Y PERSPECTIVAS	73
REFERENCIAS	73
ANEXOS	90
Anexo 1. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000	90
III	90

Anexo 2. Valores de referencia de la materia orgánica en suelos minerales y volcánicos de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000

Anexo 3. Resultado de Nitrógeno total de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000	90
Anexo 5. Interpretación de calcio, magnesio y potasio (Ca, Mg y K), resultados de los análisis de bases intercambiables de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.	91
Anexo 6 Valores de micronutrientos extraíbles con DTPA, de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.	91
Anexo 7 Elementos tóxicos en el suelo según la tolerancia de los cultivos, de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.	91
Anexo 8. . Intervalos de metales permisibles (mg kg^{-1} , en peso seco) en lodos residuales para su uso agrícola de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002* y Porta et al. **, 2003.	91
Anexo 9. De acuerdo a la norma oficial mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007 humus de lombriz (lombricomposta) - especificaciones y métodos de prueba.	92
Anexo 10. Capítulo de libro: Pedro del Aguila, Jorge de la Fuente, Rosa Icela Beltrán Hernández y Rocío Vaca Paulín. 2009. Mineralización del carbono durante el vermicomposteo de mezclas de residuos vegetales-lodos residuales y residuos animales-lodos residuales. En: Estudios Ambientales de la Universidad Autónoma el Estado de Hidalgo. ISBN 978-607-402-079-9.87-92.	93

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
2.1	Contenido de EPT presentes en lodos residuales (mg kg^{-1}) utilizados en suelos agrícolas (Smith, 1996). 7
2.2	Clasificación taxonómica de <i>Eisenia fetida</i> (Cuevas, 2005). 9
2.3	Tipos de residuos orgánicos empleados en el proceso de vermicomposteo (Rodríguez y Córdova, 2006). 13
2.4	Composición de AF, AH y grupos funcionales (Almendros y Dorado, 1999). 16
2.5	Modelos para describir las cinéticas de la mineralización del carbono (Contreras, 2006). 20
3.1	Composición de cada tratamiento. 24
4.1	Características químicas del suelo y los residuos orgánicos empleados en la elaboración de la vermicomposta. 33
4.2	Valores de temperatura y humedad de la vermicomposta a los 90 días 37
4.3	Coefficientes de la relación C/N y parámetros químicos del proceso de vermicomposteo. 48
4.4	Coefficientes de la velocidad de CO_2 presentes en el proceso de vermicomposteo. 55
4.5	Valores de constantes de mineralización del carbono y vida media al día 60 del proceso de vermicomposteo. 61
4.6	Valores de las variables que se sustituyeron en el modelo. 67
4.7	Valores de productividad de N en la vermicomposta. 67

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
2.1	Esquema general del procesamiento de la materia orgánica por la lombriz de tierra. 11
3.1	Localización del campo experimental (Estado de México). 21
3.2	Sitio de muestreo del suelo agrícola. 22
3.3	Colecta de los LR de la Planta de tratamiento de aguas residuales. 22
3.4	Selección de los residuos vegetales y de tipo animal. 23
3.5	Selección de la lombriz de tierra (<i>E.fetida</i>). 23
3.6	Distribución aleatoria de los tratamientos. 25
3.7	Diagrama de flujo del diseño del experimento. 26
4.1	Valores promedio de pH de tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo. 34
4.2	Valores de pH en tratamientos que contienen estiércol bovino y LR durante el vermicomposteo. 34
4.3	Diferencias entre el pH de los tratamientos sometidos a vermicomposteo. 35
4.4	Porcentaje promedio de C-org. (%) de los tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo. 38
4.5	Porcentaje promedio de C-org (%) de los tratamientos que contienen estiércol bovino y LR durante el vermicomposteo. 38
4.6	Porcentaje promedio de N-Tot (%) de los tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo. 39
4.7	Diferencias entre el contenido de N-Total (%) entre los tratamientos sometidos a proceso de vermicomposteo. 40
4.8	Porcentaje promedio de N-Total (%) en tratamientos que contienen residuo animal y LR durante el vermicomposteo. 40
4.9	Diferencias entre el contenido de N-Total (%) entre los tratamientos sometidos a proceso de vermicomposteo. 41
4.10	Contenido de N-NO ₃ ⁻ (mg/kg) en tratamientos que contienen estiércol bovino y LR durante el vermicomposteo. 42

4.11	Diferencias entre el contenido de N-NO_3^- (mg/kg) entre los tratamientos sometidos a proceso de vermicomposteo.	43
4.12	Contenido de N-NO_3^- (mg/kg) en tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el tiempo de duración de vermicomposteo.	43
4.13	Contenido promedio de N-NH_4^+ (mg/kg) en tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo.	44
4.14	Contenido promedio de N-NH_4^+ (mg/kg) en tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el tiempo de elaboración de la vermicomposta.	45
4.15	Relación C/N durante el proceso de vermicomposteo empleando residuo animal y LR.	46
4.16	Relación C/N durante el proceso de vermicomposteo empleando residuo vegetal y LR.	47
4.17	Modelos de la relación C/N y parámetros químicos en función del tiempo. (a), (b), (c) y (d) residuo vegetal.	49
4.18	Modelos de la relación C/N y parámetros químicos en función del tiempo. (a), (b), (c) y (d) residuo animal.	50
4.19	Evolución de la producción de CO_2 en la vermicomposta a los 15 días de incubación con (a) estiércol de bovino, (b) residuo vegetal.	51
4.20	Evolución de CO_2 de la vermicomposta a los 60 días de incubación (a) estiércol de bovino, (b) residuo vegetal.	53
4.21	Evolución de CO_2 de la vermicomposta a los 90 días de incubación (a) estiércol de bovino, (b) residuo vegetal.	54
4.22	Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 15 días de incubación.	57
4.23	Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 15 días de incubación.	58
4.24	Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 60 días de incubación.	59

4.25	Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 60 días de incubación.	60
4.26a	Contenido de nitrógeno inorgánico, amonio, nitratos a los 15 días (a) y 60 días	63
4.26b	(b).	
4.27a	Contenido de nitrógeno total, amonio, nitratos a los 15 días (a) y 60 días(b)	64
4.27b		
4.28a	Relación $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ en dos tiempos del vermicomposteo, (a) estiércol	65
4.28b	bovino y (b) residuo vegetal.	
4.29	Modelación del proceso de vermicomposteo utilizando residuo animal: inciso (a, b, y c).	70
4.30	Modelación del proceso de vermicomposteo utilizando residuo vegetal: inciso (a, b, y c).	71

Lista de símbolos, abreviatura y resumen

Lista de símbolos		
Símbolo	Nombre	Unidades
a_1 y a_2	Coefficiente estequiométrico	Adimensional
AH	Acido húmico	%
AF	Acido fúlvico	%
B	Biomasa	mg
BaCO ₃	Carbonato de bario	meq L ⁻¹
C	Carbono	%
C_1 y C_2	Coefficientes de mineralización	Adimensional
C/N	Relación carbono nitrógeno	Adimensional
$C_{residual}$	Carbono residual	%
Cu	Cobre	mg Kg ⁻¹
Cr	Cromo	mg Kg ⁻¹
Cd	Cadmio	mg Kg ⁻¹
CIC	Capacidad de intercambio catiónico	Cmol g ⁻¹
CO ₂	Bióxido de carbono	mg 100g ⁻¹ de suelo
Cl ⁻¹	Ion cloro	mol
dC/dt	Velocidad de crecimiento del C	mg dia ⁻¹
dN/dt	Velocidad de crecimiento del N	mg dia ⁻¹
F ⁻¹	Ion fluor	mol
Hg	mercurio	mg Kg ⁻¹
K	Constante de mineralización	Adimensional
k_1 y k_2	Constantes de crecimiento	h ⁻¹
KCL	Cloruro de potasio	meq L ⁻¹
m y n	Constantes de descomposición	Adimensional
MO	Materia orgánico	%
MO ₁	Contenido de C orgánico	%
MO ₂	Contenido de nitrógeno	%

IX NaCO ₃	Carbonato de sodio	meq L ⁻¹
NaOH	Hidróxido de sodio	meq L ⁻¹
N _t	Nitrógeno total	%
N ₀	Nitrógeno inicial	%
NH ₄ ⁺	Ion amonio	%
Ni	Níquel	mg Kg ⁻¹
NO ₃ ⁻	Ion nitrato	%
NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺	Índice de estabilidad	Adimensional
t	tiempo	días
Pb	Plomo	mg Kg ⁻¹
Y ₁ , Y ₂ y Y ₃	Productividad de C	kg de N/kg de MO
Zn	zinc	mg Kg ⁻¹

Lista de abreviaturas

Símbolo	Nombre
EPA	Agencia de protección al ambiente
EPT	Elemento potencialmente tóxico
LR	Lodo residual
NOM	Norma Oficial Mexicana
SEMARNATT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
T	Tratamiento
TRA	Tratamiento de residuo animal
TLR10RA	Tratamiento con 10 toneladas de LR y residuo animal
TLR20RA	Tratamiento com 20 toneladas de LR y residuo animal
TLR40RA	Tratamiento con 40 toneladas de LR y residuo animal
TRV	Tratamiento con residuo vegetal

TLR10RV	Tratamiento con 10 toneladas de LR y residuo vegetal
TLR20RV	Tratamiento con 20 toneladas de LR y residuo vegetal
TLR40RV	Tratamiento con 40 toneladas de LR y residuo vegetal

Letras griegas

Δy	Incremento en y	Adimensional
α_1 , α_2 y α_3	Coefficientes de transformación	Adimensional
Φ	función	Adimensional
μ_{\max}	Velocidad de crecimiento	mg día ⁻¹

Resumen

La reutilización y el reciclaje de los residuos orgánicos que genera la sociedad ayuda a descontaminar el ambiente. Este reingreso de los elementos a los ciclos biogeoquímicos, se puede llevar a cabo mediante el uso de vermicomposteo, proceso en el que participan la lombriz de tierra y diversos microorganismos oxidando la materia orgánica. El resultado de esto presenta dos beneficios; se obtiene un producto con valor agregado, que sirve como mejorador de suelo y reduce la contaminación del ambiente. En este estudio se elaboró vermicomposta utilizando mezclas de residuo animal, vegetal y diferentes dosis de lodo residual para conocer su tiempo de estabilización. El diseño contó con ocho tratamientos formados por: residuo animal (RA), vegetal (RV) y lodo residual (LR). Los primeros cuatro tratamientos (T) contenían residuos de tipo animal (TRA; TLR10RA, TLR20RA y TLR40RA) y los otros cuatro de tipo vegetal (TRV; TLR10RV, TLR20RV y TLR40RV), donde los valores numéricos de cada tratamiento indican las dosis de LR que se adicionaron (10, 20 y 40 Mg ha⁻¹). Durante el proceso de vermicomposteo, se midieron periódicamente los siguientes parámetros: temperatura, pH, materia orgánica, nitrógeno total e inorgánico, relación C/N y actividad respiratoria para conocer la cinética de mineralización del C. Así mismo, se generaron tres modelos para determinar el tiempo de estabilidad de la vermicomposta. El primero, consideró los parámetros químicos, (relación C/N), el segundo los parámetros biológicos (la actividad respiratoria y la cinética del C) y el tercero conjuntó los parámetros químicos y biológicos. Los dos primeros modelos determinaron que el tiempo de estabilización es a los 45 y 60 días para los tratamientos que contienen residuos de origen animal y dosis de LR (20 y 40 Mg ha⁻¹ respectivamente). El tercer modelo determinó el balance de la relación C/N. Los resultados indicaron que las mezclas con residuos de tipo animal y dosis de lodo residual (20 y 40 Mg ha⁻¹) son los que mejor se comportaron en cuanto a los parámetros medidos y se sugieren como los más adecuados para su uso como mejorador de suelo.

CAPÍTULO I

Introducción

1. INTRODUCCIÓN

La disposición final de lodos residuales, así como de residuos de origen vegetal y animal, es una problemática compleja por los grandes volúmenes que se generan y el riesgo ambiental que representan. En México, se producen anualmente 2.5 millones de toneladas de lodos residuales (Colín *et al.*, 2006), 13 millones de toneladas de estiércol de ganado vacuno y 13,000 toneladas de excretas porcinas (SAGARPA, 2002); sin contar con el estiércol producido por otros tipos de explotaciones pecuarias y los residuos vegetales generados por las agroindustrias. Sin embargo, existen procesos que transforman estos residuos en productos útiles para el hombre. Uno de estos procesos es el vermicomposteo, mediante el cual la materia orgánica de los residuos, sufre una serie de reacciones oxidativas, realizadas por la lombriz de tierra y la microbiota del suelo. El producto final, llamado vermicomposta; contiene una cantidad importante de nutrimentos y características físicas que lo hacen útil como mejorador de suelo (Velasco *et al.*, 2001; Chaoui *et al.*, 2003).

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 un mejorador de suelo se define, como una sustancia que modifica las condiciones físicas, químicas y biológicas en beneficio del suelo. O bien, como un insumo de nutrición vegetal elaborado a base de productos orgánicos e inorgánicos, que contienen nutrimentos esenciales para el crecimiento y/o desarrollo de las plantas.

Existen numerosos estudios enfocados a la evaluación nutrimental de los residuos antes mencionados, así como el estudio de parámetros fisicoquímicos involucrados en el proceso de vermicomposteo de los mismos. Sin embargo, poco se ha realizado en el área de modelación de dicho proceso. Por ello, en este estudio se elaboró un modelo que permitió predecir el comportamiento de los parámetros criterio que determinan la calidad de la vermicomposta, también se determinó la proporción de lodos residuales, excretas y residuos vegetales que dan como resultado una vermicomposta de buena calidad en el menor tiempo posible y se

investigó cómo se afecta la eficiencia del vermicomposteo por efecto de la mezcla de residuos (lodos, excretas y residuos vegetales) alimentada al proceso.

1.2 Justificación y planeamiento del problema

La acumulación de residuos orgánicos, sin un manejo y tratamiento adecuados, genera contaminación. Este fenómeno afecta al suelo, aire, ríos, lagos, mares, plantas, animales y a los seres humanos (Armijo *et al.*, 2007). Por ello, los procesos de ordenamiento ecológico identifican a los residuos orgánicos como un problema ambiental que se tiene que atender, pues no sólo perjudican a los asentamientos humanos en donde se generan, sino también a los ambientes rurales que los rodean (Armijo *et al.*, 2007).

Existen residuos orgánicos de origen animal, vegetal y microbiano; dentro de estos últimos se encuentran los lodos residuales (LR) generados en las plantas de tratamiento de agua residual. Por su naturaleza orgánica, todos estos residuos son susceptibles de degradación biológica mediante procesos de composteo. Sin embargo, actualmente sólo una pequeña parte de ellos es aprovechada de esta manera. En el Reino Unido se compostea el 44% del total de los lodos residuales (LR) que se generan, en Francia el 7% y en Estados Unidos el 33% (Cedú *et al.*, 2005). En México no se conocen cifras precisas, pero se conocen estudios que proponen el vermicomposteo de LR como una alternativa eficiente, desde finales de los setentas del siglo pasado (Cardoso, 2002).

Dada la magnitud de la problemática que representan los residuos orgánicos en México, se han implementado parcialmente algunas acciones como la separación, recolección y el tratamiento de estos residuos para su reciclaje. Sin embargo, el costo del reciclaje ha limitado su aplicación, por lo que ha sido necesario buscar alternativas más económicas y sencillas como el vermicomposteo, sobre las que se ha estudiado ampliamente (Rodríguez y Córdova, 2006). Sin embargo, existen aspectos de este proceso que no se han abordado con la suficiente profundidad y que se manejan de forma empírica. Así mismo, existen residuos no convencionales, como los LR acerca de los cuales hay poca información para su aprovechamiento por medio del vermicomposteo. También es cierto que los residuos orgánicos difieren en su composición en función del origen del que provienen y esto afecta directamente el proceso de vermicomposteo. Por ello, en este trabajo se abordó el estudio de los parámetros químicos y biológicos involucrados en el proceso, para obtener modelos

matemáticos con los cuales fuera posible predecir, en función de la naturaleza del (o los) residuo(s) empleado(s), el comportamiento de los parámetros más importantes del proceso, así como el tiempo necesario para obtener un producto con las características de una composta madura que aporte los mayores beneficios posibles al suelo. De esta manera, el trabajo proporciona una herramienta para manejar el vermicomposteo de residuos convencionales y no convencionales de forma más controlada y reproducible. También hace posible prever la calidad que se puede obtener en la composta en función de los materiales de partida.

1.3.1 Objetivo General

Desarrollar modelos matemáticos para predecir el comportamiento de los parámetros químicos y bioquímicos que determinan la calidad de la vermicomposta, obtenida a partir de una mezcla de residuos (lodo residual, abono animal y residuo vegetal).

1.3.2 Objetivos específicos

Aplicar un diseño experimental para ensayar diferentes combinaciones de residuos animales y vegetales y lodos residuales para la elaboración de la composta y determinar qué parámetros son los mejores indicadores de la calidad del producto final.

Predecir el tiempo de estabilización de la vermicomposta, mediante la modelación matemática de la actividad respiratoria y de la cinética de mineralización del C y el N.

Determinar el balance y comportamiento de la biomasa, materia orgánica, N total y la respiración durante el proceso de vermicomposteo utilizando un modelo con ecuaciones diferenciales.

Determinar la dosis de cada tipo de residuo que proporciona una vermicomposta madura en el menor tiempo, considerando el contenido de C, N y la relación C/N en los residuos empleados.

Capítulo II

Antecedentes

2. ANTECEDENTES

2.1 Los lodos residuales y su aplicación agrícola

El tratamiento de las aguas residuales consiste en una serie de operaciones físicas y procesos biológicos y químicos que remueven el material suspendido coloidal o disuelto de dichas aguas. Las operaciones físicas, también llamadas tratamiento primario, consisten en la separación de la mayoría de los sólidos suspendidos de las aguas residuales mediante el asentamiento en tanques de sedimentación. El tratamiento secundario o biológico depende de microorganismos saprofitos y bacterias, que degradan la materia orgánica (MO), éstos descomponen los sólidos orgánicos hasta transformarlos en sólidos inorgánicos o sólidos orgánicos estables. El tratamiento secundario genera un subproducto final de color café oscuro a negro, de naturaleza orgánica que se denomina lodo residual (LR) (Sánchez, 2004).

El LR se define en la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 como un sólido con un contenido de humedad variable, proveniente 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 ha sido sometido a procesos de estabilización. Existen tratamientos químicos y biológicos a los que se someten los lodos para acondicionarlos para su aprovechamiento o disposición final para evitar o reducir sus efectos contaminantes al ambiente.

Los LR contienen también metales y agentes patógenos. Por ello, la Norma Oficial Mexicana, NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2002) regula la aplicación de estos lodos al suelo en función de su contenido de metales pesados y de organismos patógenos.

Una vez que los LR han sido estabilizados mediante un tratamiento químico o biológico, que garantice su seguridad para ser reutilizados, son denominados biosólidos. Los biosólidos se caracterizan por presentar cantidades importantes de nutrimentos, bajo contenido de agentes patógenos y presencia permisible de metales, por lo que pueden ser utilizados como mejoradores de suelo (Quinchia y Carmona, 2004).

A partir de la década de los setentas del siglo pasado, se comenzó a compostear los LR empleando a la lombriz *Eisenia fetida* con la finalidad de darles un uso agrícola (Domínguez *et al.*, 2000). En el Reino Unido se compostean el 44% de los LR generados, en los Estados Unidos el 33% y en Francia sólo el 7% (Cédri *et al.* 2005). El alto contenido de MO de los LR, mejora la estructura, aireación y capacidad de retención de la humedad del suelo. Asimismo, la MO tiene la capacidad de suministrar energía y carbono para llevar a cabo la actividad metabólica de los microorganismos en el suelo (Mora, 2000).

En décadas pasadas, la evaluación de la estabilización y madurez de la composta se basaba únicamente en la determinación de los sólidos volátiles (Boyle, 1990; Tognetti *et al.*, 2008). Actualmente se miden otros parámetros como velocidad de respiración, índice de humificación, relación C/N, contenido de agentes patógenos, biodisponibilidad de metales, mal olor, sustancias orgánicas tóxicas, y producción de gas metano las que se consideran como índices de estabilidad.

La estabilización del LR mediante el vermicomposteo genera un beneficio doble: primeramente como un producto con valor agregado y segundo como una medida de control de contaminantes (Campitelli y Ceppi, 2008; Yadav y Garg, 2009). El vermicomposteo reduce los niveles de agentes patógenos presentes en los residuos orgánicos, y facilita la actividad enzimática y microbiana, haciendo disponibles y solubles los nutrientes para las plantas (Nair *et al.*, 2006). También el proceso incrementa la complejación de los metales pesados, que se encuentran fuertemente enlazados a la matriz del suelo y la MO, limitando su solubilidad y biodisponibilidad (Smith, 2009).

La adición de LR composteados al suelo, produce una reducción de N-Tot, que se relaciona con el incremento de la velocidad de mineralización de los nutrientes (Hadas *et al.*, 1996; Naddafi *et al.*, 2004), lo que hace que se incremente el N inorgánico que participa en la formación de $N-NH_4^+$, principal forma de asimilación vegetal de N (Bityutskii *et al.*, 2007).

Gupta y Garg (2008) observaron que durante la vermiestabilización de mezclas de LR y estiércol bovino, hubo un incremento de biomasa de *E. fetida* y una mejor calidad en las mezclas que contenía 30 y 40% de estiércol de vaca. Trabajos de Masciandaro *et al.*, (2000) y de Adegbedi y Briggs, (2003) recomiendan el empleo de los LR composteados, como enmienda, porque favorecen la mineralización del N entre un 25.4 y 39.8%. En cambio, si se

aplican de manera fresca, el porcentaje de mineralización del LR es sólo del 0.2 al 1%. Con la adición de LR al suelo, se hace un aporte importante de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), además de muchos otros macro y micronutrientes. Aproximadamente el 3 % del N que contienen los lodos está en forma inorgánica (NH_4^+ y NO_3^-), que es como lo aprovechan las plantas. El N restante que se encuentra en forma orgánica, deberá sufrir el proceso de nitrificación (mineralización) para que pueda ser utilizado por las plantas (Millares *et al.*, 2002; Kizilkaya y Bayrakli, 2005). El estudio de Garg *et al.*, (2006a) midió la eficiencia del vermicomposteo mediante la evaluación del contenido de nutrientes (N, P), donde el máximo de crecimiento en *E. fetida* se presentó cuando se utilizó LR de tipo industrial seguido del municipal, agrícola y avícola.

En la actualidad, la aplicación de enmiendas orgánicas de tipo mixto son las que más resultados satisfactorios han tenido. Albiach *et al.*, (2001), aplicaron enmiendas orgánicas de tipo mixto con 20% de LR y 80% de estiércol bovino. Las dosis de $24 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de LR más $2.4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de estiércol de bovino, fueron las proporciones más adecuadas que le brindaron estabilidad a los agregados del suelo. Otros trabajos, aplicaron también enmiendas mixtas con LR y urea, en dosis de 12 a 40 Mg ha^{-1} de LR mas 350 kg ha^{-1} de urea, y los aplicaron a cultivos de tomate (*Lycopersicon esculentum Mill*), espinaca (*Spinacia oleracea L.*), lenteja (*Lens esculenta Moench*) y maíz (*Zea mays L*), posteriormente midieron la productividad y evaluaron la longitud del tallo y raíz. También se cuidó que el contenido de metales no rebasara los límites permisibles (Gupta y Garg 2008; Tognetti *et al.*, 2008). En los estudios de Suthar (2009) se evaluó la estabilización de la vermicomposta utilizando mezclas de LR y residuos de caña de azúcar en proporciones de 20:80%, 40:40% y 60:40%, donde la segunda proporción fué la de mejor desarrollo y crecimiento en *E. fetida*.

Las técnicas como el vermicomposteo, conducen a la estabilización de los residuos orgánicos y al control de agentes patógenos (Frederickson *et al.*, 2007), por lo que representan una opción sostenible para el manejo y valorización de los residuos de este tipo (Nair *et al.*, 2006). Estas técnicas también permiten generar la cultura del uso de abonos orgánicos en el campo agrícola para sustituir a los fertilizantes químicos, uno de los causantes de la degradación del suelo. El utilizar mezclas de residuos en el vermicomposteo hace posible aprovechar desechos de una mayor variedad de procesos y actividades. La mezcla de residuos también contribuye a

complementar la composición del sustrato para la lombriz, lo que se traduce en mayor eficiencia en el proceso (Salcedo *et al.*, 2007).

2.2 Metales potencialmente tóxicos en los lodos residuales

En los LR existe mayor contenido de metales pesados que en el suelo (Smith, 2009). Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) más probables de encontrar en los LR son el Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg y Cr, cuyo origen puede ser doméstico o industrial (Delgado *et al.*, 2002). En las zonas urbanas, los metales presentes en los LR son principalmente el Zn (1000 mg kg⁻¹) y Cu (500 mg kg⁻¹) (Smith, 1996).

En los LR el Zn y el Cu son los EPT que se encuentran en mayor contenido, como se reporta en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Contenido de EPT presentes en lodos residuales (mg kg⁻¹) utilizados en suelos agrícolas (Smith, 1996)

Elemento	Mínimo	Máximo	Promedio	Mediana
Zinc (Zn)	279	27600	1144	1205
Cobre (Cu)	69	6140	589	625
Níquel (Ni)	9	932	61	59
Cadmio (Cr)	<2	152	9	9
Plomo (Pb)	43	2644	398	418
Mercurio (Hg)	<2	140	4	3
Cromo (Cr)	4	23195	197	124
Molibdeno (Mo)	<2	154	5	5
Selenio (Se)	<2	15	3	3
Arsénico (Ar)	<2	123	6	5

EPT=elemento potencialmente tóxico

El Zn se encuentra soluble a pH neutros y ácidos y forma iones complejos con aniones inorgánicos y es adsorbido por arcillas, óxidos hidratados y MO, también permanece en el suelo formando compuestos insolubles y sus fuentes de contaminación son; la minería, galvanizado, fabricación de baterías, pinturas, depósito de metales, fertilizantes, fitosanitarios y LR principalmente (Benítez, *et al.* 2000; Volke *et al.*, 2005).

El Cu es el segundo EPT en abundancia en los LR su origen se debe principalmente a la aplicación de fertilizantes, residuos municipales y fitosanitarios. Además, este metal es atrapado por las arcillas (coloides) y la MO, por lo que presenta baja movilidad en suelos cercanos a la neutralidad (Zhou y Wong, 2001).

El Ni presenta un estado de oxidación de +2, lo que favorece la formación de complejos estables con la MO y su movilidad decrece cuando se incrementa el pH. Su principal fuente de contaminación es la emisión industrial de fábricas de enchapado de Ni, la combustión de carbono, petróleo y fertilizantes fosfatados (McBride, 1994; Porta *et al.*, 2003).

El Cd es un metal tóxico; las fuentes de contaminación del Cd son principalmente; la minería y la fundición, también se encuentra en fertilizantes fosfatados. Al igual que el Cu, el Cd tiene la tendencia de formar complejos con la MO y se disuelve en el agua, por lo que puede llegar a los acuíferos (Pereira *et al.*, 2003).

El Pb es un elemento que bajo condiciones de oxidación en el suelo es poco soluble a medida que se incrementa el pH se le considera el EPT menos móvil, por lo que se le puede encontrar fuertemente retenido por arcillas y absorbido por los óxidos de Fe y Mn, además forma complejos estables con la MO. La causa más común de contaminación por Pb, es la combustión de productos derivados del petróleo que contengan tetrametilo o tetraetilo de plomo, combustión de carbón mineral, adición de LR y pesticidas (Filep, 1999).

El Hg es el único metal líquido a temperatura ambiente. La fuente principal y natural del Hg es el cinabrio o sulfuro de mercurio (HgS), un compuesto estable e insoluble, usualmente recuperado como subproducto del procesamiento de minerales, el cual es liberado al aire y tiende a depositarse y adherirse a la MO del suelo (Volke *et al.*, 2005).

El Cr se puede encontrar en el suelo como Cr III y Cr VI, siendo la más tóxica y móvil la forma VI; esta forma química puede reducirse a Cr III por efecto de la MO del suelo, y a pH<4 se encuentra de manera dominante y puede formar complejos con diversos iones (NH₃, OH⁻, Cl⁻, F⁻, CN⁻ y SO₄²⁻) y con ligandos orgánicos solubles. Las fuentes de contaminación por Cr, son la industria textil, de pinturas, cementera y la de tenerías (Volke *et al.*, 2005).

Mediante el proceso de vermicomposteo los LR presentan una baja concentración de metales pesados al final del proceso (Garg y Kaushik, 2005), ya que la lombriz puede acumular diferentes concentraciones de metales en su tejido y órganos lo cual reduce la contaminación y hace que este organismo se comporte como un agente biorremediador del ambiente (Delgado *et al.*, 2004).

2.3 La Lombriz de tierra (*Eisenia fetida*)

La lombriz de tierra ha sido estudiada a través del tiempo. Aristóteles la consideró como el intestino de la Tierra por su capacidad para degradar compuestos orgánicos (Bohlem, 2002; García, 2006). Los egipcios en el Nilo, castigaban severamente a quienes las mataran o hicieran daño, algunas culturas prehispánicas las nombraban como intestinos del suelo. El libro publicado de Charles Darwin en 1881, fue dedicado a la formación de suelo vegetal por la acción de las lombrices de la tierra (Capistrán *et al.*, 2001).

Las especies de lombriz que han demostrado ser las que llevan a cabo el proceso de vermicomposteo son: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*, *Eudrilus eugeniae* y *Perionyx excavatus* (Capistrán *et al.*, 2001; Garg *et al.*, 2005). De estas especies *E. fetida* es la que lleva a cabo la transformación de residuos orgánicos en un 90% a escala mundial. Esta especie también conocida como lombriz roja de California, del estiércol o híbrido rojo, se clasifica taxonómicamente como se muestra en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Clasificación taxonómica de *Eisenia fetida* (Cuevas, 2005)

Phyllum	<i>Annelida</i>
Clase	<i>Oligochaeta</i>
Subclase	<i>Clitelata</i>
Orden	<i>Haplotaxia</i>
Suborden	<i>Lumbricina</i>
Superfamilia	<i>Lumbricoidea</i>
Familia	<i>Lumbricidae</i>
Subfamilia	<i>Lumbricinae</i>
Género y especie	<i>Eisenia fetida</i>

La *E. fetida* pertenece al Phyllum *Annelida* y a la clase *Oligochaetae* que abarca más de 3,100 especies que se encuentra en agua dulce y en hábitats terrestres húmedos. La mayoría de estas especies de lombrices de importancia edáfica, pertenecen a la familia Lumbricidae que abarca los géneros: *Allolophora*, *Aporrectodea*, *Bimastos*, *Dendrobaena*, *Eisenia*, *Lumbricus* y muchos otros. A finales del siglo veinte, sumaban entre 3,500 y 7,254 especies de lombrices reportadas en el mundo entero (Bohlem, 2002; García, 2006).

Este anélido presenta simetría bilateral y le corresponde una segmentación externa e interna. Todas las lombrices son hermafroditas, sus gónadas están situadas de manera específica variando con respecto a su diferente taxa (Bohlem, 2002). Cuando llega a la madurez sexual, se desarrolla entre el septo 32-37 una área hinchada que se denomina clitelo (Daniel *et al.*, 1996); estructura donde se producen de dos a cinco capullos por semana, de los cuales emergen de uno a siete individuos por capullo, posteriormente se incuban en el suelo, se desarrollan y pasan a ser adultos o individuos maduros. El tiempo de madurez depende de la especie de lombriz y de factores ambientales. La reproducción en *E. fetida* se presenta a las siete u ocho semanas y se reproduce durante 60 semanas, así una lombriz puede producir en un año hasta 1,500 crías (Holmstrup, 2001; Santamaría y Ferrer, 2002).

La *E. fetida* presenta una coloración roja, por la presencia de hemoglobina. El cuerpo de la lombriz presenta humedad, lo que le facilita la absorción del oxígeno que atraviesa el integumento. La humedad del suelo es un factor importante en el ambiente para el buen funcionamiento fisiológico del organismo, siendo el óptimo 80% de humedad lo que le permite llevar a cabo su desarrollo y reproducción (Gunadi *et al.*, 2003). Además, su cuerpo presenta espinas llamadas cerdas o quetas y tienen una apariencia anillada debido al número de segmentos que lo constituyen. Estos anillos, se encuentran separados por unos surcos llamados septos, que son estructuras membranosas que se continúan interrumpidamente, donde en el extremo anterior se ubica la boca llamada prostomio y en el extremo posterior se encuentra el ano, ubicado en el último segmento llamado periproctal (García, 2006).

Las lombrices de tierra se clasifican con base a su ecología y hábitos, en: a) anécicas, es decir, son lombrices que pueden vivir y alimentarse dentro (madrigueras) y fuera del suelo, presentan pigmentación dorsal y son de gran tamaño; b) endógenas, son organismos que viven de manera permanente en el interior del suelos (madrigueras) y su tamaño va de pequeñas a grandes, se alimentan específicamente de suelo mezclado con MO y no presentan pigmentación y c) lombrices epigeas, son las que habitan en la superficie del suelo, están asociadas con la MO; su tamaño va de pequeñas a medianas y tienen una pigmentación oscura, dentro de este grupo se encuentran las lombrices empleadas en el proceso de lombricomposteo o lombricultura (Cuevas, 2005).

2.4 La vermicultura y la importancia de la lombriz de tierra

Se conocen alternativas factibles para transformar y reutilizar una gran cantidad de desechos biodegradables con el objeto de obtener materiales útiles e incluso ingresos económicos. Tal es el caso de la producción de bioabono, biogás y proteína unicelular, mediante el composteo de diferentes desechos orgánicos (Cuevas, 2005).

El composteo es un proceso bioxidativo de los residuos orgánicos en condiciones controladas de humedad, temperatura y en algunos de los casos de aireación. Cuando en el proceso participa la lombriz de tierra, se denomina vermicomposteo o lombricomposteo (Velasco *et al.*, 2001; Santamaría y Ferrer, 2002).

La lombriz de tierra durante el proceso de alimentación, fragmenta los residuos modificando las propiedades físicas y químicas del sustrato, lo que da como resultado el desarrollo de una mayor porosidad del suelo, mayor retención de agua, y aporte de nutrimentos (Garg *et al.*, 2006a). La Figura 2.1 indica los pasos que toma la transformación de la MO al pasar por el tracto digestivo de la lombriz de tierra.

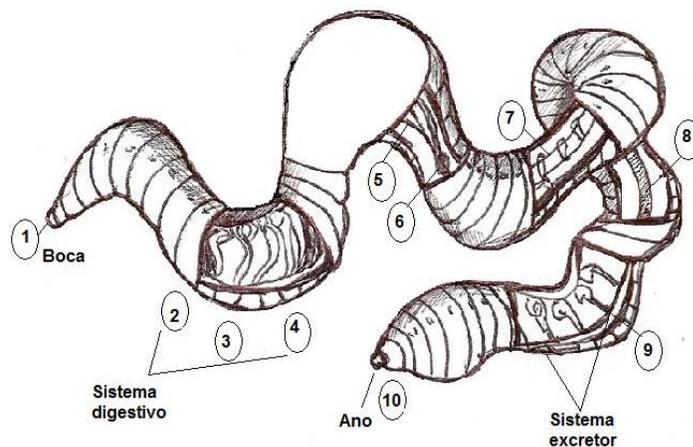


Figura 2.1 Esquema general del procesamiento de la materia orgánica por la lombriz de tierra: (1) succiona la materia orgánica, (2) tritura y muele partículas, (3) mezcla los sustratos, (4) modifica y adecua la acidez, (5) inocula con microorganismos, (6) promueve y multiplica microorganismos, (7) forma compuestos reguladores, (8) homogeniza y paletiza, (9) recubre con muco proteínas y (10) excreta abono orgánico (Fuente de Capistrán *et al.*, 2001 modificado por Del Aguila, 2009).

Con el desarrollo y empleo de biotecnologías que utilizan a la lombriz de tierra, se genera una utilidad económica, así como dos productos: i) biomasa de lombriz, producto que se vende como harina rica en proteína y ii) vermicomposta, producto que se puede utilizar como

mejorador del suelo (Garg *et al.*, 2005). Los desechos procesados por la lombriz se denominan vermiabono, vermicomposta o lombriabono, producto no tóxico que aporta nutrimentos y representa un beneficio ambiental, por la reducción de los desperdicios orgánicos que ocasionan contaminación al ambiente (Velasco *et al.*, 2001; Santamaría y Ferrer; 2002; García, 2006).

2.5 Residuos sólidos empleados en el vermicompostaje

Para la elaboración de la vermicomposta se requiere de cuatro elementos básicos que son: residuos verdes (con alto contenido de nitrógeno), residuos cafés (alto contenido de carbono), agua y aire (oxígeno).

De los elementos anteriores, el C y N, constituyentes químicos de la MO, tienen que estar en dosis adecuadas para que se pueda llevar a cabo el proceso, puesto que si se tiene demasiado C, el proceso se hace lento, si existe mayor contenido de N origina malos olores y produce una mezcla viscosa (Rodríguez y Córdova, 2006).

La Tabla 2.3 contiene información que se recomienda para llevar a cabo un buen proceso de vermicomposteo empleando diferentes tipos de residuos orgánicos.

Tabla 2.3 Tipos de residuos orgánicos empleados en el proceso de vermicomposteo (Rodríguez y Córdova, 2006)

Residuo	Fuente	Observaciones
Cafés	Aserrín, virutas de madera	No usar si proviene de madera tratada con productos químicos.
	Hojas perennes	Es mejor añadir las de manera picada y mojada.
	Hojas secas	Se recogen en otoño para añadir las todo el año.
	Paja y heno Pasto cortado y seco Poda de árboles	Favorecen la aireación Cuando es necesario material café, se puede secar al sol el pasto recién cortado. Deben ser cortadas en astillas menores a 1 cm. Se requiere de buena aireación. Muy útil si se requiere de materiales verdes.
Verdes	Cítricos	Picar en trozos pequeños, principalmente las cáscaras y esparcir dentro de la mezcla.
	Estiércol de animales herbívoros	Pasteurizar al sol dentro de una bolsa negra durante 7 a 10 días para eliminar las semillas.
	Pasto verde	Mezclar con materiales secos. No usar si

		tienen plaguicidas y secar al sol
Pequeñas cantidades	Aceites, grasas y productos lácteos Carne, hueso, pescado Papel sin tinta	Al degradarse generan malos olores y atraen roedores y moscas Se degrada lentamente; convertir en tiras
Riesgo Sanitario	Excremento de animales y humanos Plantas enfermas Malezas y plantas persistentes	Contienen microorganismos peligrosos para la salud La composta resultante puede estar infectada Las plantas con raíces persistentes y malezas con semillas son muy difíciles de pasteurizar

La selección del tipo de residuo orgánico, permite a la *E. fetida* desarrollar biomasa y producir vermicomposta. Entre los residuos animales, las excretas de vaca y de carnero son las que dan los mejores resultados (Garg *et al.*, 2006a; Santamaría y Ferrer, 2002). La excreta de vaca, se reporta como una fuente de N por lo que permite enriquecer la MO que se adiciona al suelo, pero si no es manejada adecuadamente puede perderse e incluso contaminar el ambiente con amonio y nitratos (García, 2006).

Finalmente, las transformaciones químicas y biológicas que sufren los residuos orgánicos mediante el proceso de vermicomposteo, van a permitir reducir el peso y volumen, reutilizar, reciclar y recuperar los residuos sólidos como productos útiles al suelo (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

2.6 Parámetros físicos y químicos importantes durante el vermicomposteo

El proceso de vermicompostaje toma en cuenta indicadores que van determinando el proceso y la calidad de la vermicomposta formada. El vermicompostaje considera los siguientes indicadores: tipo de residuo orgánico, temperatura, humedad, pH, aireación, relación carbono-nitrógeno (C/N), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y contenido de materia orgánica (MO) (García, 2006; Rodríguez y Córdova, 2006). Estos indicadores, al ser evaluados periódicamente permiten determinar la estabilidad del producto y el tiempo en que se pone fin al proceso.

La lombriz de tierra ha diversificado su dieta y algunos estudios reportan que consumen residuos orgánicos de tipo animal, vegetal, incluyendo a los LR (Kaushik y Garg, 2004; Moreno *et al.*, 2005). La cantidad de alimento que puede consumir una lombriz se encuentra

entre 100 a 300 mg de peso seco por día y llega a incrementar su peso vivo entre 300 a 450 mg en un periodo de tiempo de 90 días (Sharma *et al.*, 2005).

Existe selectividad en el tipo de residuo orgánico consumido por la lombriz, los trabajos de Garg *et al.* (2005) reportan que el incremento de biomasa en *E. fetida* obedece a una preferencia por el tipo de residuo animal, el cual sigue un orden creciente: oveja>burro>búfalo>cabra=vaca=caballo>camello.

Dentro de los diversos tipos de residuos orgánicos que se han utilizado como alimento para la lombriz de tierra se tienen, a los LR obtenidos de la industria del papel, de la industria del vino, de la industria textil, residuos avícolas, residuos porcinos y vacunos, entre otros (Garg *et al.*, 2005).

En el trabajo de Manna *et al.* (2003) donde emplearon residuo de tipo vegetal como el litter forestal (*T. grandis*), *E. fetida* desarrolló un peso promedio máximo entre 1.6 a 3 g. La mezcla empleada de LR provenientes de residuos textiles (20%) y abono de vaca (80%) contribuyó al buen desarrollo de *E. fetida*.

Mangrich, *et al.* (2000) y Cuevas (2005) mencionan que la temperatura óptima a la cual desarrolla mejor sus funciones fisiológicas *E. fetida* se encuentra entre los 10 y 30 °C. El estudio de Daniel *et al.*, (1996), mostró un incremento rápido de biomasa en *L. terrestris* a medida que aumentó la temperatura. El peso ganado a las 10 semanas fue de 0.8 g a 7.5°C y más de 1.8 g a 17.5°C.

El contenido de humedad, es un parámetro que le permite a *E. fetida* contar con una fina película de agua, para llevar a cabo el intercambio de gases. Estudios de Manna *et al.* (2003) y Garg *et al.* (2005) reportan que el mejor contenido de humedad se encontró entre el 50 y 80%. Otros estudios como el de Gunadi *et al.* (2003) encontraron que *E. fetida* gana más rápidamente peso si se encuentra a temperaturas entre 20 y 29°C y con un contenido de humedad entre 70 y 85%.

El valor del pH que va de 6.8 a 7.8 le permite a la lombriz de tierra desarrollar todas sus actividades. En ambientes ácidos, tiene la capacidad de secretar carbonato de calcio por medio de sus glándulas calcíferas para neutralizar la acidez del medio, de esta manera evita que se reduzca la densidad de la población (Atiyeh *et al.*, 2000b), pero si se encuentra en un ambiente alcalino la lombriz muere (Santamaría y Ferrer, 2002).

La lombriz de tierra al transformar la MO aporta C y N al medio, lo que permite establecer una relación C/N que propicia buen desarrollo y crecimiento de otros organismos. Ndegwa *et al.* (2000) y Cuevas (2005) reportan que una buena relación C/N se da entre 25:1 y 30:1; donde estas proporciones facilitan a la fauna (micro y macroscópica) la degradación de la MO de manera adecuada. Pero si se tiene una relación C/N de 40, se detiene la descomposición de la MO (Santamaría y Ferrer, 2002). La relación C/N y el K^+ se correlacionan con el N y P durante el proceso de vermicomposteo; los primeros parámetros químicos disminuyen en su contenido y los segundos incrementan al término del proceso (Orozco *et al.*, 2000).

Estudios de Atiyeh *et al.* (2000a) mencionan que el proceso de amonificación [$N-NH_4^+$] durante el vermicomposteo decrece y la nitrificación [$N-NO_3^-$] se incrementa al término de éste, lo que favorece la mineralización del N (Adegbidi y Briggs, 2003).

La alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la MO, presente en el vermicomposteo obedece a la presencia de radicales carboxílicos y fenólicos (Yagi *et al.*, 2003). La composta, a diferencia de un componente mineral del suelo, posee una alta capacidad de adsorción de cationes y de capacidad de intercambio con otros iones. La CIC del humus es de alrededor de 150 cmol g^{-1} y a medida que se incrementa el proceso de humificación, crece el valor de la CIC, en la etapa de madurez el humus puede presentar una CIC de hasta 400 cmol g^{-1} (Mathur, *et al.*, 1993).

2.7 La materia orgánica y el vermicomposteo

Si se considera la etapa en que la lombriz de tierra fragmenta mecánicamente la MO, de manera simultánea ocurren cambios químicos y bioquímicos llevados a cabo por la digestión enzimática de la lombriz, lo que da por resultado la producción de CO_2 , H_2O , iones minerales y MO estabilizada, rica en sustancias húmicas que recibe el nombre de humus (Albiach *et al.*, 2001; Delgado *et al.*, 2002; Suthar y Singh, 2008; Tognetti *et al.*, 2008). Estas sustancias húmicas son el resultado de la actividad de los microorganismos que forman una mezcla compleja de sustancias orgánicas que se pueden separar en el laboratorio en tres fracciones basadas en su solubilidad acuosa y son: (1) ácidos húmicos (AH), (2) ácidos fúlvicos (AF) y (3) las huminas (Kochany y Smith, 2001; Porta *et al.*, 2003).

Las sustancias húmicas, producto del vermicomposteo le dan una estabilidad y maduración a la MO para su uso agrícola (Moreno *et al.*, 2005). La composición de estas sustancias es variada como puede apreciarse en la Tabla 2.4 (Almendros y Dorado, 1999).

Tabla 2.4 Composición de AF, AH y grupos funcionales (Almendros y Dorado, 1999).

Elemento (%)	AH	AF
C	56.2	45.7
H	4.7	5.4
N	3.2	2.1
S	0.8	2.0
O	35.5	44.8
Grupos funcionales (meq g ⁻¹)		
Acidez total	6.7	10.3
Carboxilo (COOH)	3.6	8.2
Fenólico (OH)	3.9	3.0
Alcohólico (OH)	2.6	6.1
Quinónico (C=O), cetónico(C=O)	2.9	2.7
Metoxílico (OCH ₃)	0.6	0.8
E ₄ /E ₆	4.8	9.6

Los AH presentes en la vermicomposta se encuentran formados por N, O e H (cadenas de péptidos y probablemente compuestos heterocíclicos de N), además de compuestos aromáticos y alifáticos insaturados (Mangrich *et al.*, 2000). Por otra parte Cédric y Maelem (2005), Campitelli y Ceppi, (2008) mencionan que en la elaboración de vermicomposta se da una disminución de los AF y un incremento de los AH (estructuras aromáticas y grupos carboxílicos) como indicadores de calidad de la MO. Otro indicador de la MO durante el vermicomposteo es el incremento del grado de polimerización de las sustancias húmicas (Sharma *et al.*, 2005). La MO humificada tiene la facultad de adicionar al suelo compuestos quelatantes y fitohormonales que le permiten atrapar metales y favorecer el desarrollo y crecimiento de la planta (Yagi *et al.*, 2003).

Diversos trabajos reportan la presencia de sustancias húmicas presentes en la vermicomposta al utilizar una variedad de residuos (animal, vegetal, lodos residuales, residuos de la industria papelera, etc.). La aplicación de esta vermicomposta en cultivos como los cereales, legumbres, ornamentales y plantas con flores, en laboratorio, invernadero y campo, permiten conocer la

importancia de los AH, mediante la evaluación de parámetros de la planta como son el crecimiento, área foliar, floración, peso seco, fruto y raíces (Moreno *et al.*, 2005; Frederickson *et al.*, 2007). Los AH extraídos de la vermicomposta, presentan efectos benéficos en el crecimiento de la planta independientemente del contenido de nutrimentos y del mecanismo que da lugar al desarrollo de la planta (Atiyeh *et al.*, 2000a).

2.8 Mineralización del carbono y del nitrógeno

Dentro del intestino de la lombriz se realizan los procesos metabólicos donde se lleva a cabo el proceso de mineralización que consiste en una serie de transformaciones de sustancias orgánicas a inorgánicas (Peña, 2004; Garnier *et al.*, 2008). La respiración es la medida de la actividad biológica que llevan a cabo los microorganismos al descomponer la MO para obtener energía para su crecimiento y actividades celulares (Atiyeh *et al.*, 2000a; Savin *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2003).

La liberación de CO₂ es la sumatoria cinética individual de biodegradación de cada compuesto orgánico. Así, la velocidad de descomposición de estas sustancias se puede describir por ecuaciones cinéticas simples de primer orden, con una serie de términos para cada grupo bioquímico presente en el sustrato (Wang *et al.*, 2003). La velocidad de degradación puede variar desde un catabolismo extremadamente rápido, detectado comúnmente al añadir al suelo azúcares, y más complejos cuando están presentes las ligninas y las sustancias húmicas. Una representación general de la ecuación de descomposición [Ec.1] sería:

$$Y_t (\text{biomasa del residuo}) = c_1 e^{-k_1 t} + c_2 e^{-k_2 t} + \dots \quad [1]$$

Donde c_1 y c_2 son las concentraciones individuales de las fracciones orgánicas, k_1 y k_2 son constantes de las velocidades de descomposición y t es el tiempo en el cual ocurre dicho proceso (Contreras *et al.*, 2006).

La cinética de mineralización del C se determina, basándose en la velocidad a la que se va reduciendo la proporción de carbono que permanece en el suelo o carbono o residual [Ec. 2] y se representa como:

$$C_{\text{residual}} = \frac{C_{\text{tot}} - C_m}{C_{\text{tot}}} \times 100 \quad [2]$$

Donde C_{tot} representa el carbono total y C_m se relaciona con el carbono de mineralización.

Atiyeh *et al.* (2000a) y Adams *et al.* (2002) mencionan que el proceso de respiración durante el vermicomposteo, disminuye en un 40% al finalizar el proceso en *E. andrei*, lo que trae como resultado la evolución del abono y estabilidad de la MO, debido a que disminuye el C biodegradable y se incorpora C estable.

Bendi y Richter (2002) comentan que la mineralización es un proceso de conversión de formas de N a NH_4^+ donde la primera etapa se conoce como amonificación que consiste en un proceso enzimático que involucra la conversión de N a NH_3 y que es llevado a cabo por microorganismos heterótrofos que utilizan fuentes de C, tales como polisacáridos y fuentes de energía que contienen C y N, con lo que se produce biomasa microbiana y metabolitos microbianos. El NH_4^+ generado de la mineralización se puede utilizar directamente como fertilizante químico y se debe cuidar su dosificación y manejo para evitar problemas de contaminación en el agua y manto freático, en donde se puede transformar en nitratos que pueden afectar la calidad del agua (Paul y Clerk, 1996). La siguiente etapa de conversión de NH_4^+ a NO_3^- se denomina nitrificación y se realiza por dos géneros de bacterias heterótrofas (*Nitrosomas* y *Nitrobacter*).

La actividad de los microorganismos del suelo son los responsables del 10 al 50% de la inmovilización del NH_4^+ , que se encuentra presente en la MO, por lo que la inmovilización del N se debe a procesos bióticos y abióticos. La fijación de NH_4^+ se debe a los minerales de arcillas que permiten que no se lixivien al manto freático (Bengtsson *et al.*, 2003).

Finalmente, la mineralización del N va depender de un amplio rango de factores que incluyen: la relación C/N, el contenido de N, lignina y celulosa, N soluble, de la fracción ligera de la MO y de la respiración microbiana, contenido de ATP y contenido de N microbiano. La diversidad de factores, que se correlacionan con la mineralización del N reflejan cambios en los sustratos y comunidades microbianas (Bengtsson *et al.*, 2003).

2.9 Modelación del proceso de vermicomposteo.

La descomposición de las sustancias orgánicas durante el vermicomposteo, es un proceso que se puede describir mediante el apoyo de modelos. Un modelo consiste en la abstracción de la realidad y se representa mediante una forma matemática basándose en resultados experimentales, y su utilidad radica en que permite hacer predicciones acerca del evento real una vez que se ha validado (Brown y Rothery, 1993; Szlenk, 1991).

La modelación, permite pronosticar mediante el uso de modelos determinísticos los cambios que suceden en la MO empleando ecuaciones diferenciales (de tipo ordinario y parcial), sistemas dinámicos y ecuaciones diferenciales integrales (Brown y Rothery, 1993). Los modelos permiten conocer la dinámica que se da en la relación C, N y los procesos de mineralización y humificación que sufre la MO; así como predecir la distribución de la biomasa microbiana, el N-inorgánico y la entrada de C-orgánico al suelo (Garnier *et al.*, 2008). Existen modelos simples y complejos que representan la cinética de mineralización del N en función del tiempo (Bendi y Richter, 2002; Saffih y Mary 2008).

Dou *et al.*, (1996) realizaron un estudio en el que evaluaron la mineralización del N y obtuvieron cuatro modelos que dependen de la duración del periodo de incubación, los cuales son: i) el que contiene un componente y modelo exponencial de primer orden, ii) el de dos componentes y un modelo exponencial de primer orden, iii) el de un componente y modelo exponencial incluyendo un término constante y iv) el modelo hiperbólico fijo.

La cinética de mineralización de C y N, fue descrita por Bendi y Richer (2002) así como Peña (2004) y se basa en dos ecuaciones [Ec.3] y [Ec.4] que se representan como:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad [3]$$

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad [4]$$

Las ecuaciones [Ec. 1] y [Ec. 2] indican el cambio de N y el C con respecto al tiempo, donde N y C representan la cantidad de sustrato mineralizable, considerando a “k” como constante de mineralización y a (t) como el tiempo de mineralización.

Al integrar la ecuación [3] entre t_0 y t se obtiene la siguiente expresión [Ec. 5]

$$N_t = N_0 \exp(-kt) \quad [5]$$

Donde N_0 es la cantidad inicial de N y N_t el N potencialmente mineralizable en un tiempo t.

El modelo cinético de mineralización también considera la variable lodo residual, adicionando a la ecuación [Ec. 5] y la variable tiempo que se representa como:

$$\text{Log}(N_0 - N_m) = \text{log}N_0 - kt^b \quad [6]$$

Finalmente, la forma lineal de la ecuación [Ec. 6] permite determinar N_0 y k mediante la aplicación del método de regresión lineal o mínimos cuadrados, de esta manera se pueden determinar con mayor precisión los datos de mineralización (Bendi y Richer, 2002).

Lo descrito por Dou *et al.*, (1996), y Contreras *et al.*, (2006) se puede representar mediante ecuaciones que describen las curvas acumulativas del carbono mineralizado que se muestran en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5 Modelos para describir las cinéticas de la mineralización del carbono (Contreras, 2006).

Modelo	Ecuación	Referencia
Primer orden	$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$	Murwira <i>et al.</i> (1990)
Primer orden especial	$C_t = C_0(1 - e^{-kt}) + C_2$	Jones (1984)
Función Potencial Linealizada	$C_t = kt^m$	Stanford y Smith (1972)
Función Potencial no linealizada	$C_t = kt^m$	Broadbent (1986)
Orden cero	$C_t = kt + \text{intercepto}$	Seyfried y Rao (1988)
Doble Potencial	$C_t = C_1(1 - e^{-kt}) + C_2(1 - e^{-ht})$	Delphin (1988)

Donde C_t es el carbono mineralizado acumulado en un tiempo t (variable dependiente) y t el tiempo dado en días desde el comienzo de la incubación (variable independiente), C_0 , y C_1 representan la cantidad de carbono que se puede mineralizar de manera rápida y lenta respectivamente. Las literales k, m y n, son constantes de descomposición que están en función del tiempo (días). Los coeficientes de determinación (R^2) se usan para comparar el ajuste de los datos experimentales en los diferentes modelos matemáticos.

CAPTÍLO III

Material y métodos

3.1. Descripción de la zona de estudio

Este estudio se llevó a cabo en el campo experimental de la Facultad de Ciencias del Campus El Cerrillo Piedras Blancas (Figura 3.1) de la Universidad Autónoma del Estado de México, ubicada en la carretera Toluca-Ixtlahuaca km 14.7 camino a Tlachaloya.

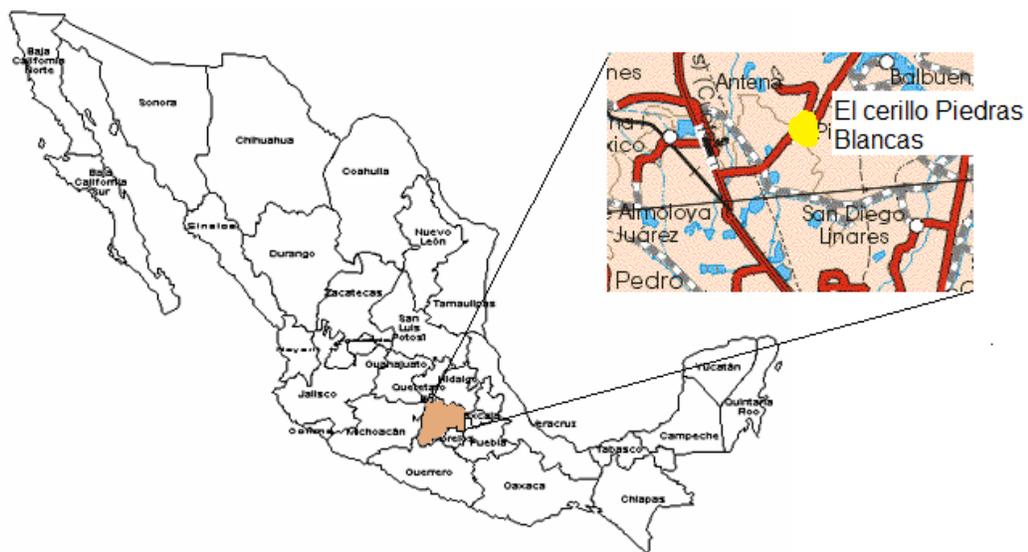


Figura 3.1 Localización del campo experimental (Estado de México).

3.2 Muestreo del suelo agrícola: colecta y preparación de la muestra

El muestreo del suelo se llevó a cabo en una parcela de una hectárea (Figura 3.2), empleando un muestreo de tipo sistemático de acuerdo a Sparks *et al.* (1996). Se tomaron 25 muestras simples de suelo de 1.5 kg a 20 cm de profundidad. Las muestras se mezclaron y se aplicó la técnica del cuarteo para obtener una muestra compuesta de aproximadamente 9 kg. Posteriormente la muestra se secó al aire y una vez seca, se tamizó a través de una malla de 2 mm. Finalmente se separó una porción de 2 kg para realizar la caracterización del suelo y el resto se empleó para la realización del experimento.



Figura 3.2 Sitio de muestreo del suelo agrícola.

3.3 Muestreo del lodo residual

Se emplearon lodos residuales municipales, los cuales se obtuvieron del filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales perteneciente a la empresa Operadora de Ecosistemas S.A. de C.V (Figura 3.3). La muestra se secó al aire, se homogenizó, dispersó y finalmente se tamizó con una malla de 2 mm. Una parte del lodo se utilizó para el análisis químico y el resto para el desarrollo del experimento.



Figura 3.3 Colecta de los LR de la Planta de tratamiento de aguas residuales.

3.4 Colecta del residuo orgánico vegetal y del estiércol bovino

Los residuos vegetales (desechos de frutos cítricos como naranja y toronja) y animales (estiércol bovino), se colectaron semanalmente (Figura 3.4). Los primeros se trituraron y posteriormente ambos tipos de residuos se trataron igual que las muestras de suelo y de LR.



Figura 3.4 Selección de los residuos vegetales y de tipo animal.

3.5. Selección de la lombriz

La lombriz de tierra (*E. fetida*) comúnmente conocida como híbrido roja californiana (Figura 3.5), se seleccionó de acuerdo a lo reportado por Sheppard (1997), el cual considera las siguientes características como indicadores de madurez sexual: individuos de color rojo tenue (característico de lombrices jóvenes), con el clitelo bien desarrollado (anillo de mayor tamaño localizado en la segunda sección del cuerpo), con un tamaño promedio de 4 a 6 cm y un peso de 0.5 g por individuo (Garg *et al.*, 2006a).



Figura 3.5. Selección de la lombriz de tierra (*E.fetida*)

3.6 Diseño del Experimento

3.6.1. Elaboración de los tratamientos y definición de niveles

Los tratamientos que se sometieron a experimentación estaban constituidos de la siguiente manera: tres contenían diferentes dosis de abono bovino y de lodo residual (TLR10RA, TLR20RA y TLR40RA), otros tres contenían dosis de lodo residual y residuo vegetal (TLR10RV, TLR20RV y TLR40RV) y dos contenían abono bovino y residuo vegetal (TRA y TARV). Cada tratamiento se realizó por triplicado y como tinajas de compostaje se utilizaron recipientes de plástico de 20 cm de ancho, 30 cm de largo y 20 cm de altura). Se adicionaron 12 lombrices de tierra a cada tratamiento de aproximadamente 0.5 g (peso húmedo) de acuerdo a lo reportado por Pearson *et al.*, (2000). Cada recipiente contenía suelo, LR, residuo vegetal o estiércol bovino en la Tabla 3.1 se detalla la composición de cada tratamiento.

Tabla 3.1 Composición de cada tratamiento

Clave	Nomenclatura	L R	S	RV y RA	L
		(g)	(g)	(g)	(individuos)
TLR10RV	S+LR10+RV+L	112	1500	3500	12
TLR20RV	S +LR20+RV+L	224	1500	3500	12
TLR40RV	S +LR40+RV+L	448	1500	3500	12
TLR10RA	S +LR10+RA+L	112	1500	3500	12
TLR20RA	S +LR20+RA+L	224	1500	3500	12
TLR40RA	S +LR40+RA+L	448	1500	3500	12
TRA	S +RA+L	0	1500	3500	12
TRV	S +RV+L	0	1500	3500	12

LR= lodo residual en g en base seca (10, 20 y 40 Mg de LR), S= suelo agrícola, RV= residuo vegetal , RA= estiércol bovino, L=lombriz.

Las variables identificadas que se consideraron fueron tipo de residuo (animal y vegetal), lodo residual, dosis de 0,10, 20 y 40 Mg y la definición de los niveles antes mencionados obedece a que son niveles que no rebasan la norma para uso de lodos residuales.

3.6.2. Montaje del experimento y toma de las muestras

La distribución de los tratamientos en el sitio donde se llevó a cabo el experimento, se dispuso en dos bloques de manera aleatoria como se muestra en la Figura 3.6.

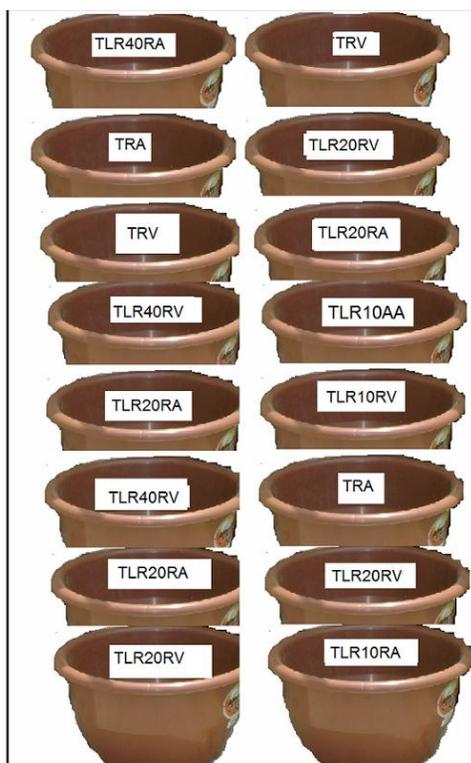


Figura 3.6. Distribución aleatoria de los tratamientos

Las muestras de cada tratamiento se colectaron por duplicado cada 15 días hasta completar los 90 días de duración del experimento. Posteriormente se secaron al ambiente, se homogeneizaron, molieron y tamizaron para su análisis químico en laboratorio.

Las muestras para el estudio de respiración y mineralización se tomaron a los 15, 60 y 90 días e inmediatamente se conservaron en bolsas de plástico a 4 °C hasta la realización de las cinéticas. El diagrama del montaje del experimento se muestra en la Figura 3.7

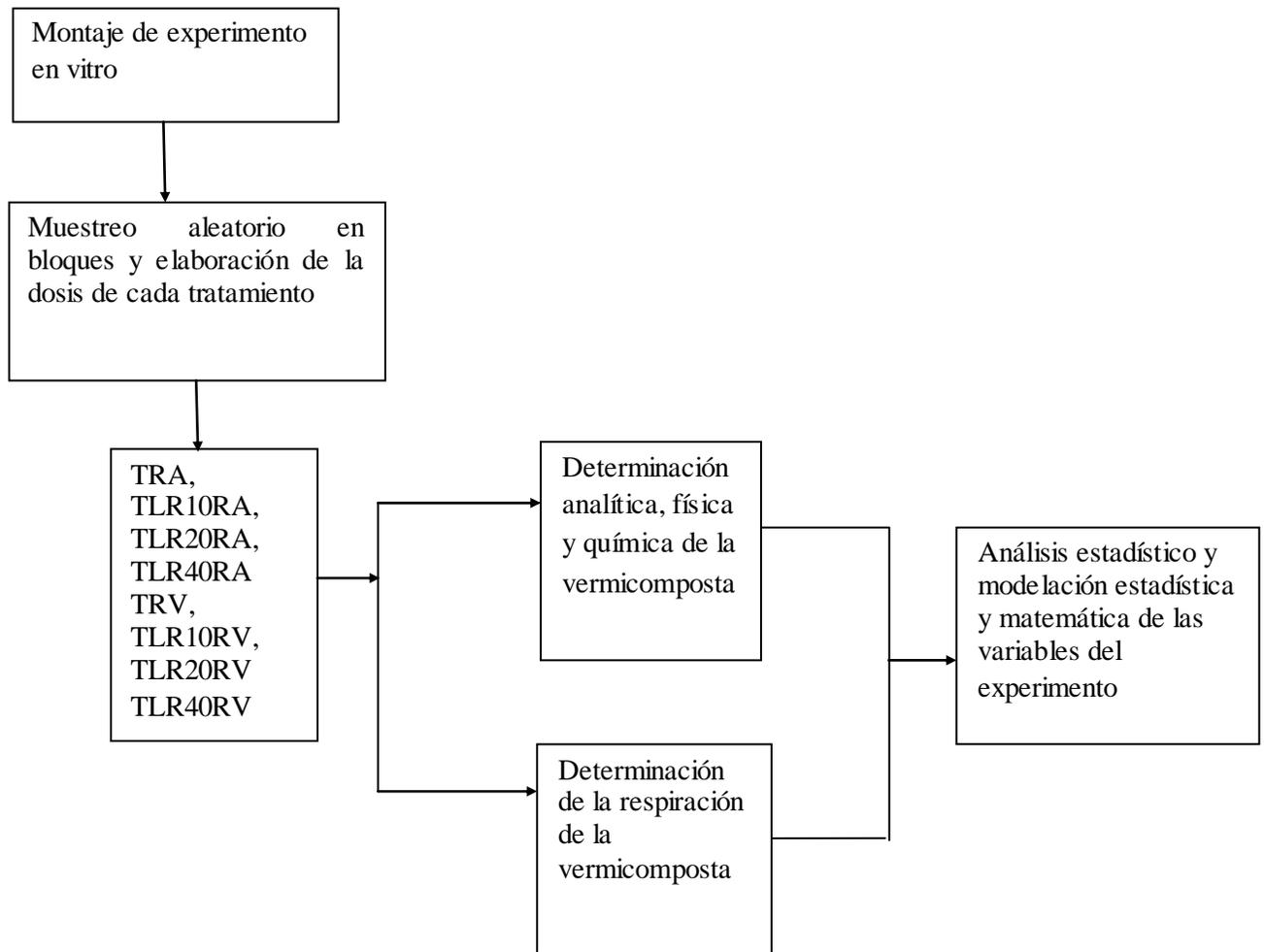


Figura 3.7 Diagrama de flujo del diseño del experimento.

3.7 Procedimientos analíticos

3.7.1 Análisis químico preliminar

Los análisis del suelo se llevaron a cabo por los métodos de la NOM-021 (SEMARNAT, 2000) y para los lodos residuales se utilizó la NOM-004 (SEMARNAT, 2002).

Al suelo, los lodos residuales, residuo vegetal y abono bovino se les determinó el pH en agua en una dilución 1:2, empleando un potenciómetro Corning modelo 340, mediante el método AS-12-1997. La materia orgánica se analizó por el método de Walkley y Black que se emplea para la determinación del carbono orgánico del suelo, a través del método AS-14-1997. El N-total se cuantificó por semimicro-Kjeldahl, a través del método AS-16-1997, los cationes por el método EDTA (Jackson, 1982). Para la determinar el contenido de metales totales se realizó

una digestión ácida ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ en una relación 4:1) de la muestra, empleando el horno de microondas Mars 5 a través del método EPA 3050B y la determinación de los metales se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer 3110.

3.7.2 Determinación química de los tratamientos

A cada tratamiento se le determinó la temperatura con un termómetro de mercurio ($^{\circ}\text{C}$) y la humedad por el método gravimétrico, AS-05-1997. El pH se midió empleando el método (AS-11-1997) , con H_2O en una dilución 1; 2 utilizando el método electrométrico, mediante un potenciómetro Corning modelo 340. La materia orgánica oxidable empleando el método AS-14-1997), según Wakley y Black modificada (1947). El contenido de carbono orgánico por el método de combustión a 540°C por 4 h. Para la determinación de N-total se utilizó un semimicro-Kjeldahl, a través del método AS-16-1997. El N-inorgánico extractable se cuantificó con KCl 2N, a través del método AS-15-1997 y el N-amoniaco a través del método AS-16-1997.

3.7.3 Determinación de la respiración

La respiración de los microorganismos que viven en el suelo, es uno de los índices de la actividad microbiana del suelo usado con más frecuencia. La actividad metabólica de los microorganismos del suelo se puede medir a través del CO_2 mediante la cuantificación de CO_2 desprendido, para ello se realizaron incubaciones en condiciones óptimas de humedad. El procedimiento se realizó en recipientes herméticos de vidrio. En cada recipiente de vidrio se adicionó 25 mL de agua destilada para mantener una atmósfera húmeda, se colocó también un vial con 25 g de vermicomposta húmeda (a capacidad de campo) de cada tratamiento y otro vial que contenía 10 mL de NaOH (0.1 N).

Para determinar el CO_2 desprendido, se valoró el NaOH con HCl de normalidad conocida (0.1N) y parecida al NaOH , puesto que el CO_2 producido es atrapado por el NaOH , generándose Na_2CO_3 procedente de la respiración de la muestra. Posteriormente se cerraron los recipientes y se llevaron a una estufa durante 20 días, se determinó el CO_2 desprendido cada tercer día. Se tomó una alícuota de 2 mL de los viales de NaOH procedentes de la incubación de cada una de las muestras y de los blancos. Se añadió 1 mL de BaCl_2 al 20%, el cual facilitó la precipitación de los carbonatos y un poco de agua destilada. La solución

resultante se valoró con HCl, que debe añadirse lentamente para evitar una posible dilución del BaCO₃ precipitado (Alef y Nannipieri, 1995).

3.8. Análisis estadístico

A los resultados de las variables físicas y químicas de los tratamientos que se sometieron a estudio de vermicomposteo se les aplicó la prueba de ANOVA y Tukey (prueba de comparación múltiple) con un nivel de confianza del 95% (Montgomery, 2003). Además para la modelación estadística se aplicó un modelo polinomial (paquete Estadístico Statgraphics Plus 05) el cual se comparó con el modelo cinético de primer orden.

3.9 Modelación

Para la elaboración del modelo matemático se trabajó con la información de la parte experimental y se consideró: la cantidad de MO que se adicionó, la biomasa de la lombriz generada en el experimento, el nitrógeno total (nitrógeno inorgánico) y carbono orgánico.

3.9.1 Descripción del modelo propuesto

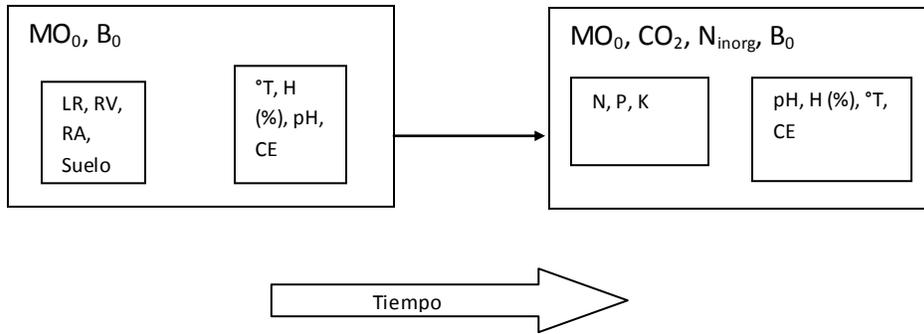
Consideraciones y postulados del modelo

El proceso de vermicomposteo se divide en dos etapas:

1. La entrada y transformación de la materia orgánica
2. La actividad de la lombriz (biomasa)

La primera etapa consideró el contenido de MO proveniente de los residuos de tipo vegetal, animal, suelo y lodo residual que fueron el alimento de la lombriz de tierra.

En la segunda etapa se llevó a cabo el proceso de vermicomposteo y se obtuvo N total, MO, C orgánico y la biomasa de la lombriz.



El modelo describe los cambios de la MO durante el proceso de vermicomposteo y se representa mediante la siguiente reacción [Ec. 1].



3.9.2 Sistema de ecuaciones del modelo

Se elaboró un sistema de cuatro ecuaciones diferenciales, que consideró a las variables que rigieron la formación de la vermicomposta como son: la MO, la biomasa de la lombriz, el N total y el C orgánico.

Se corrió el modelo con las cuatro ecuaciones, en donde la primera ecuación [Ec. 2] representó el cambio de la MO con respecto al tiempo, B significa la biomasa, MO₁ que se refiere al contenido de C orgánico determinado al inicio y final del desarrollo del proceso y MO₂ representa el contenido de N total determinado en tiempo inicial y final.

Con respecto a los coeficientes: α_1 representa la velocidad de transformación de la MO en lombriz, α_2 indica la velocidad de transformación de la MO en C orgánico y α_3 indica la velocidad de transformación del N total a partir de la MO presente en el proceso.

$$-\frac{dMO}{dt} = \frac{\alpha_1}{Y_1} B + \alpha_2 MO_1 + \alpha_3 MO_2 \quad [2]$$

La ecuación [Ec. 3] representó la biomasa de la lombriz con respecto al tiempo y contiene el término de Monod (1941) que se basa en dos principios 1) la velocidad de crecimiento, μ_{max} que es independiente de la concentración del nutriente, el cual se presenta como coeficiente y se llama sustrato limitante, 2) y la formación de biomasa y los términos K_d y K_s representan

las constantes cinéticas de velocidad del crecimiento de la población de la lombriz y B significa la biomasa del organismo (Bendi y Richter, 2002) .

$$\frac{dB}{dt} = \frac{\mu_{\max} MO B}{MO + (K_s)} - K_d B \quad [3]$$

La ecuación [Ec. 4] consideró el cambio del carbono orgánico con respecto al tiempo, donde la literal a_1 significa el coeficiente estequiométrico, α_2 la velocidad de transformación de la MO en C orgánico, la MO_1 representa el contenido de C orgánico, μ_1 es el coeficiente asociado al crecimiento de la lombriz, Y_2 representa la productividad de C orgánico a partir de la MO presente y B la biomasa de la lombriz.

$$\frac{dC_{org}}{dt} = a_1 \alpha_2 MO_1 + \frac{\mu_1}{Y_2} B \quad [4]$$

Para la ecuación [Ec.5] se tiene a_2 como el coeficiente estequiométrico de transformación de MO en N total en función del tiempo, y α_3 indica la velocidad de transformación del N total a partir de la MO presente en el proceso de vermicomposteo. La MO_2 es el C orgánico, donde μ_1 indica la velocidad de transformación de la MO en lombriz, μ_1 , Y_3 y B son los mismos parámetros que están presentes en la ecuación [Ec.4].

$$\frac{dN_{tot}}{dt} = a_2 \alpha_3 MO_2 + \frac{\mu_1}{Y_3} B \quad [5]$$

La modelación se llevó a cabo mediante la simulación de las variables empleando el paquete de Excel y aplicando el método de análisis numérico de Runge-Kutta de cuarto orden, este método resuelve ecuaciones diferenciales y es más exacto que el método de Euler y el de Taylor (Braun, 1986).

Los métodos de Runge-Kutta se derivan a partir de la aserie de Taylor, donde la forma general de la ecuación [Ec. 6] se representa como

$$y_{n+1} = y_n \quad \Delta y, \quad \Delta y_n = \Phi(kx_n, y_n)h \quad [6]$$

La expresión Δy es una función de incremento que se representa con la pendiente del intervalo y se escribe como [Ec. 7]

$$\Phi = a_1 k_1 + a_2 k_2 + \dots + a_n k_n \quad [7]$$

Las constantes “ a_1, a_2, \dots, a_n ” se definen como

$$k_1 = f(x_n, y_n)$$

$$k_2 = f(x_n + p_1 h, y_n + q_{11} k_1 h)$$

$$k_n = f(x_n + p_{n-1} h, y_n + q_{n-1,1} k_1 + q_{n-2} k_2 h + \dots + q_{n-1, n-1} k_{n-1} h)$$

Al derivar los valores de la constantes y aplicando el método de Runge-Kutta en la serie de Taylor se obtiene la siguiente expresión [Ec. 8]

$$y_{N+1} = y_N + f(x_{N+1}, y_N)h + \left[\frac{\partial f}{\partial x} + \frac{\partial f}{\partial y} + \frac{\partial f}{\partial y^2} \right] \frac{h^2}{2!} \quad [8]$$

Si se comparan las ecuaciones [Ec. 7] y [Ec. 8] y se considera a $k = f(x_h, y_n)$ para las siguientes expresiones

$$a_1 + a_2 = 1$$

$$a_1 + p_2 = 1/2$$

$$a_2 q_{11} = 1/2$$

Finalmente esta presente una familia de métodos de Runge-Kuttade de segundo orden donde una de ellas se define como [Ec. 9] (Gerald y Wheatney, 1989)

$$Y_{n+1} = Y_n + \left(\frac{1}{2} k_1 + \frac{1}{2} k_2 \right) h \quad [9]$$

CAPÍTULO IV

Resultados y discusión

4.1. Caracterización fisicoquímica del suelo y los residuos orgánicos

En el Tabla 4.1 se muestran las características químicas del suelo, el residuo vegetal, el estiércol bovino y el lodo residual (LR) que se utilizaron en el experimento.

El pH del suelo fue modernamente ácido de acuerdo con la Norma Mexicana, NOM-004 (SEMARNAT, 2002), el residuo vegetal mostró un pH neutro y concuerda con los estudios de Singh *et al.* (2005) que utilizaron residuos vegetales. El LR presentó valores neutros con base en la Norma Mexicana, NOM-021 (SEMARNAT, 2000) y el estiércol bovino fue medianamente alcalino al igual que en los estudios de Elvira *et al.* (1998).

El contenido de MO fue bajo en el suelo de acuerdo a la norma NOM-004, los residuos vegetales y el estiércol bovino también presentaron bajos contenidos de MO tal como lo reportaron Suthar y Sing (2008), no así el LR, que presentó un contenido de MO muy alto de acuerdo a la norma NOM-021. El contenido de N total para el suelo y los LR fue alto según las NOM-004 y NOM-021, respectivamente. Los otros dos residuos orgánicos se consideraron bajos de acuerdo a los trabajos de Singh *et al.* (2005). La relación C/N para el suelo (13.0 ± 1.2), el lodo residual (9.5 ± 1.1) fueron relativamente bajos y el estiércol bovino (16.5 ± 1.5) alto con respecto a Singh *et al.* (2005). Los valores de la relación C/N en los residuos vegetales se encuentran dentro del valor (30.6 ± 0.15) que reportan Suthar y Singh (2008). La relación C/N de la vermicomposta en cada uno de los tratamientos sirve para valorar la aportación de fuentes de C y N.

Los cationes presentes como el K^+ en el suelo se registra dentro de la clase mediana de acuerdo a la norma NOM-004, el residuo vegetal y estiércol bovino están dentro de lo reportado por Sangwan *et al.* (2008) y el LR se encontró bajo de acuerdo a lo reportado por Armenta (2006). El contenido de Ca^{+2} en el suelo, residuo vegetal, estiércol bovino y LR fue similar a lo reportado por Armenta (2006) y Sangwa *et al.* (2008). El Mg^{+2} presente en el suelo se encontró bajo de acuerdo a lo escrito por Jordão *et al.* (2007), mientras que los valores de Mg^{+2} para los tres residuos orgánicos fueron bajos de acuerdo a la norma NOM-021. Los

valores de los metales pesados en el suelo, residuo vegetal, estiércol bovino y LR no rebasaron los límites permisibles de la norma NOM-021.

Tabla 4.1 Características químicas del suelo y los residuos orgánicos empleados en la elaboración de la vermicomposta

Parámetro	Suelo	Residuo vegetal	Estiércol bovino	Lodo residual
pH	6.0±1.7	6.8 ±0.3	7.4±0.6	7.1± 0.4
MO (%)	1.4±0.5	18.5±0.2	23.3±0.7	30.4±0.4
C-org. (%)	2.4±0.6	31.4±0.6	39.6±0.9	51.6±0.7
C/N	13.0 ±1.2	28.5±1.2	16.5±1.5	9.5±1.1
N (%)	0.1±1.9	1.1±0.6	2.4±0.8	4.1±1.2
K (%)	0.4 ±0.2	0.9±0.5	1.2±0.7	1.4±0.6
Ca (mg kg ⁻¹)	8.3 ± 3.4	11.5±3.7	9.2±2.8	10.4±2.7
Mg (mg kg ⁻¹)	3.3±0.8	0.6±0.1	0.9±0.1	1.0±0.2
Cu (mg kg ⁻¹)	175.0± 5.7	130.0±2.9	235.0±6.8	490.0±9.9
Zn (mg kg ⁻¹)	96.0±1.7	75.0±1.4	65.0±1.9	115.0±1.5
Cd (mg kg ⁻¹)	3.6±0.9	3.0±0.6	2.0±0.3	2.0±0.76
Ni (mg kg ⁻¹)	25±1.3	25.0±1.7	17.0±1	82.0±1.1
Cr (mg kg ⁻¹)	12±0.9	50.0±0.6	47.0±0.3	124.0±0.6
Pb (mg kg ⁻¹)	18±0.5	54.0±0.8	31.0±0.1	99.0±0.5

4.2 Evolución de las características fisicoquímicas durante el vermicomposteo

La vermicomposta debe presentar ciertas especificaciones fisicoquímicas, por lo cual fue importante en este estudio monitorear periódicamente las características involucradas para determinar con qué mezcla se logró alcanzar dichas especificaciones en menor tiempo. En los párrafos siguientes se discute la evolución de algunos parámetros en los tratamientos durante los 90 días que duró el vermicomposteo.

4.2.1 Comportamiento del pH durante el vermicomposteo

En la Figura 4.1 se observa que el pH de los tratamientos que contienen residuo vegetal y dosis de LR no presentaron diferencias significativas. Los tratamientos TLR10RV (pH=7.14), TLR20RV (pH=7.23) y TLR40RV (pH=7.67) al inicio (15 días) del proceso presentaron un valor neutro, el cual se incrementó a partir del día 30, hasta alcanzar un máximo a los 60 días con valores medianamente alcalinos; TLR10RV (pH=7.84), TLR20RV (pH=7.7) y TLR40RV (pH=7.74). En los siguientes 15 días el pH permaneció prácticamente constante para descender nuevamente a partir del día 30. Al final del experimento todos los tratamientos presentaron nuevamente valores neutros.

Estudios similares de Garg *et al.* (2006b) mencionan que valores dentro del rango de 6.8 a 7.8 de pH permiten llevar a cabo la actividad normal de la lombriz. A sí también estudios de Suthar (2009) que trabajó con residuos de caña de azúcar y dosis de LR mostraron que el pH de los tratamientos tiende a estabilizarse y presentar un pH ligeramente alcalino.

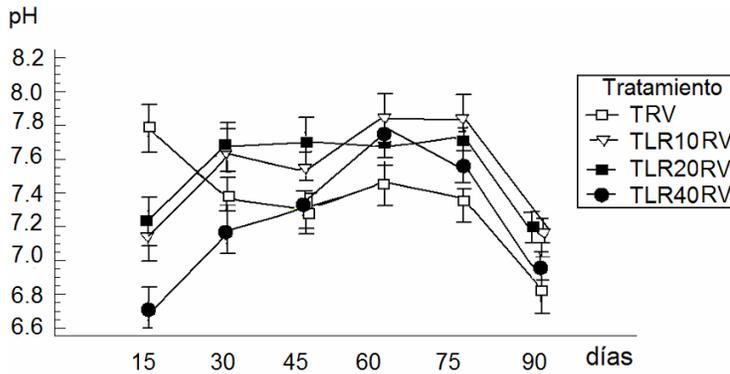


Figura 4.1. Valores promedio de pH de tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

En la Figura 4.2 el ambiente medianamente alcalino favorece una serie de reacciones de tipo oxido-reducción, que se llevaron a cabo durante el proceso, por lo que se presenta un incremento en la producción de CO₂ por acción de los microorganismos y de la lombriz, lo cual hace que se alcalinice más el medio (Sauri *et al.*, 2002; Delgado *et al.*, 2004). Esta tendencia ligeramente alcalina favoreció a la lombriz en la elaboración de la vermicomposta de los tratamientos TLR20RA (pH=7.41) y TRA (pH=7.63).

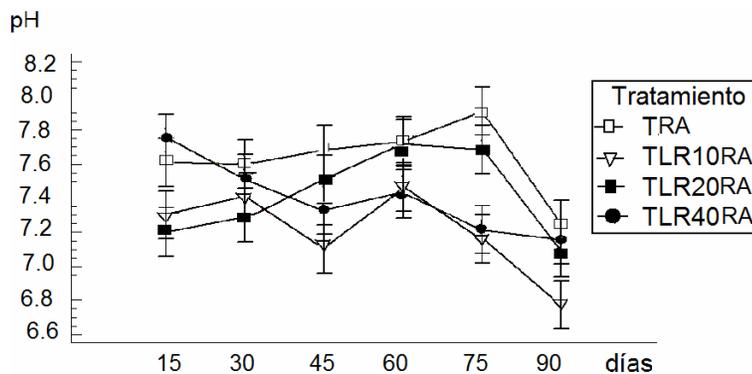


Figura 4.2 Valores de pH en tratamientos que contienen estiércol bovino y LR durante el vermicomposteo

TRA (estiércol bovino), TLR10RA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20RA (estiércol bovino residuo más 20 Mg de LR), TLR40RA (estiércol bovino más 40 Mg de LR).

Se presentaron diferencias significativas en el pH (Figura 4.3) entre los tratamientos con estiércol bovino y los que contenían LR ($F=5.93$, $p<0.0017$). En la Figura 4.3 se observa que el TLR10RA (pH=7.20) y TLR40RA (pH= 7.39) mostraron una tendencia hacia la neutralidad, mientras que TLR20RA (pH=7.41) y TRA (pH=7.63) tendieron a alcalinizarse ligeramente. Esta variación en el comportamiento del pH con los diferentes tipos de residuos es muy similar a la que encontraron Sing *et al.* (2005).

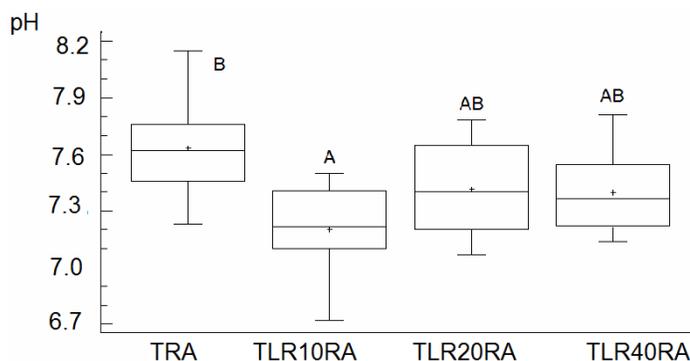


Figura 4.3. Diferencias entre el pH de los tratamientos sometidos a vermicomposteo.

TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 Mg de LR).

Los trabajos de Sauri *et al.* (2002) y Delgado *et al.* (2004) utilizaron estiércol bovino para elaborar vermicomposta y el valor del pH estuvo entre 7.70 y 8.9 con una tendencia de medianamente a fuertemente alcalina. Jicong, *et al.* (2005) encontraron que el pH de sobrevivencia de la lombriz fue de 6.5 y 8.4 en residuos municipales.

El cambio del pH durante el proceso se debe a la descomposición microbiana y a los procesos de mineralización de N y P (en nitrito/nitrato y ortofosfato respectivamente) y de esta manera la bioconversión de la MO en sustancias intermedias que están presentes en los ácidos orgánicos está de acuerdo a lo reportado por Suthar, (2009).

4.2.2. Comportamiento de la temperatura durante el vermicomposteo

Las actividades biológicas de la lombriz, están influenciadas por la temperatura, cuando se trabaja en laboratorio, la temperatura es un parámetro que se controla y puede ser usado para manipular todos los aspectos del ciclo de vida de la lombriz (Lowe y Butt, 2005).

No se presentaron diferencias significativas en la temperatura de los tratamientos durante el vermicomposteo. En la Tabla 4.2 se muestra un valor mínimo de 17 ± 0.11 °C en TRV y un

máximo de $18 \pm 0.12^\circ\text{C}$ en TLR40RA. Estos dos valores de temperatura permitieron llevar a cabo el proceso de vermicomposteo en todos los tratamientos. Autores como Mangrich *et al.* (2000) y Santamaría y Ferrer, (2002), mencionan que la temperatura óptima de *E. fetida* para llevar a cabo sus funciones biológicas se encuentra entre los 15°C y 25°C . Estudios de Daniel *et al.* (1996) al evaluar la ganancia de peso de *Lumbricus terrestris* reportaron un rápido incremento de biomasa a medida que aumentaba la temperatura, siendo de 0.8 g (7.5°C) y de 1.8 g (17.5°C) a las 10 semanas de incubación. Los trabajos de Jicong *et al.* (2005) mencionan que la velocidad más rápida de crecimiento de la lombriz se da a los 20°C , mientras que a bajas temperaturas ($3\text{-}5^\circ\text{C}$) se inhibe el desarrollo.

4.2.3. Comportamiento de la humedad durante el vermicomposteo

El contenido de humedad debe de estar entre 60% y 80% para que *E. fetida* cuente con una fina película de agua para llevar a cabo el intercambio de gases (Cuevas, 2005 y Manna *et al.*, 2003). La pérdida de humedad hace que la lombriz pierda peso y se deshidrate lo que retarda el desarrollo embrionario y la puesta de huevecillos (Lowe y Butt, 2005).

El contenido de humedad no presentó diferencias entre tratamientos (Tabla 4.2), pero sí presentó un valor mínimo de humedad de 54.54% en TRV (control) y un máximo de 69.14% en TLR40AA. Los trabajos de Alidadi *et al.* (2005) reportaron valores de óptimos de humedad entre 70% y 75%. Manna *et al.* (2003), señalan un contenido de humedad del 60%. Sauri *et al.* (2002) mencionan que los valores óptimos de humedad se encuentran en el rango de 45% a 70%.

Los estudios de Gunadi *et al.* (2003) citan que la lombriz adulta (*E. fetida*) se desarrolla en contenidos de humedad entre 50% y 80%, mientras que los juveniles siguen creciendo entre 60 y 70% y el desarrollo de clitelo se presenta con un contenido de humedad entre 60 y 70%.

García (2006) comenta que entre 40% y 60% de humedad, se desarrollan organismos aeróbicos descomponedores (hongos y bacterias). Adegbidi y Briggs (2003) mencionan que a condiciones altas de humedad ($>80\%$) se incrementa la tasa de mineralización, .De acuerdo a lo reportado se puede decir que el contenido de humedad de los tratamientos se encontró dentro del rango de la humedad óptima, lo que permitió el desarrollo, crecimiento y reproducción de la lombriz (*E. fetida*), así como de hongos y bacterias.

Tabla 4.2 Valores de temperatura y humedad de la vermicomposta a los 90 días.

Tratamiento	Temperatura (°C)	Humedad (%)
Residuo vegetal		
TAV	17±0.11	54.7±0.20
TLR10AV	18±0.13	54.6±0.28
TLR20AV	18±0.16	69.9±0.21
TLR40AV	18±0.10	65.4±0.27
Estiércol bovino		
TAA	17±0.18	56±0.26
TLR10AA	17±0.19	66.4±0.29
TLR20AA	17±0.14	67.4±0.19
TLR40AA	18±0.12	69.1±0.27

Los parámetros pH, temperatura y humedad son indicadores de estabilidad del proceso de vermicomposteo (Capistrán *et al.*, 2001; Martínez *et al.*, 2003). Los valores encontrados para estos parámetros en este estudio fueron adecuados para la descomposición aeróbica del sustrato y la formación de vermicomposta en cada uno de los tratamientos.

4.2.4. Comportamiento del C orgánico durante el vermicomposteo

En la Figura 4.4 se observa que el C-orgánico en todos los tratamientos que contenían residuo vegetal empezó a disminuir después del día 30 hasta el término del proceso (90 días). En orden decreciente el contenido de C-orgánico fue TLR40RV (16.77±0.42%)>TLR20RV (12.86±0.41%)>TLR10RV (11.62±0.52%)>TRV. (11.42±0.42%).

El contenido de C-orgánico de la MO decreció durante el vermicomposteo, por la mineralización que llevan a cabo la lombriz y los microorganismos (Singh *et al.*, 2005; Suthar, 2009). La disminución del C-orgánico es ocasionada también por el enriquecimiento de la fracción húmica que se presenta a medida que se incrementa la madurez de la vermicomposta y la estabilización de la MO. Por otra parte Suthar (2009) y Frederickson *et al.* (2007) comentaron que el C orgánico se perdió durante el proceso (de 17.5% a 67%) cuando participó la lombriz de tierra en la descomposición de la MO , lo que hizo que se la relación C/N (39:1).

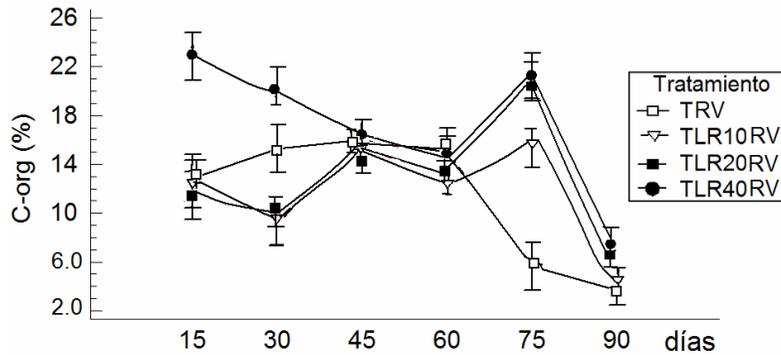


Figura 4.4 Porcentaje promedio de C-org. (%) de los tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo.

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

En la Figura 4.5 se observa que el C-orgánico en todos los tratamientos que contenían estiércol bovino disminuyó al término del proceso (90 días) y a los 45 días se incrementó el C-orgánico por la recarga de MO a los 30 días. Estudios de Garg *et al.* (2006a) y Khwairakpam y Bhargava (2009) citaron que el C-orgánico disminuyó con el paso del tiempo al ser consumido por la lombriz (*E. fetida*, *E. eugeniaca* y *P. excavatus*) durante la elaboración de vermicomposta a partir de diferentes tipos de residuos (vaca, búfalo, caballo, burro, carnero, cabra y camello). La disminución del C-orgánico se debe a procesos de digestión de la lombriz de acuerdo a lo que reporta Aira y Domínguez, (2009) ya que consume MO y la convierte en finas partículas (Singh *et al.*, 2005). Así también este organismo hace que se pierda C-orgánico por la actividad respiratoria y lo transforma en CO₂ (Suthar, 2009)

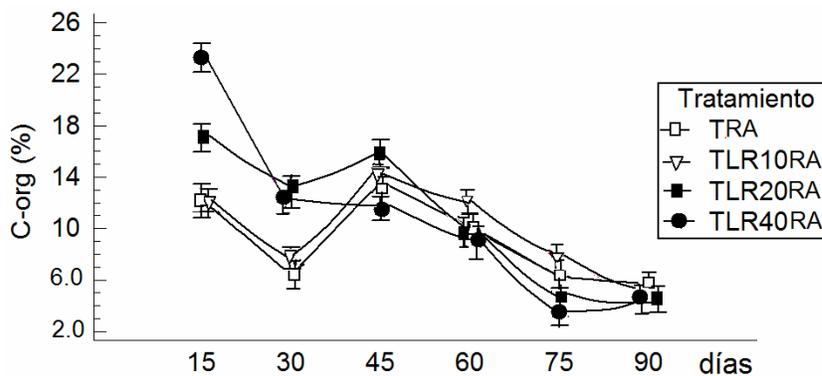


Figura 4.5. Porcentaje promedio de C-org (%) de los tratamientos que contienen estiércol bovino y LR durante el vermicomposteo.

TRA (estiércol bovino), TLR10RA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20RA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40RA (estiércol bovino más 40 Mg de LR).

4.2.5. Comportamiento del N-Total durante el vermicomposteo

El contenido de N-Tot se incrementó en los tratamientos que contenían residuo vegetal y LR (TRV, TLR10RV, TLR20RV y TLR40RV) como se muestra en la Figura 4.6 y fue mayor a partir del día 60 en adelante.

El contenido de N-Tot presentó el siguiente orden decreciente: TLR20RV (1.04 ± 0.015 %) > TLR40RV (0.80 ± 0.04 %) > TLR10RV (0.47 ± 0.05 %) > TRV. (0.46 ± 0.02 %).

El incremento del N se origina por las secreciones mucosas de la lombriz, que contienen altos contenidos de N-orgánico, la presencia de enzimas que se encuentran en su tracto digestivo, las sustancias que elimina como fluidos y amonio (orina), mucoproteínas y el tejido muerto, Blair *et al.* (1997); Parkin y Berry, (1999); Aira *et al.* (2008) y Suthar (2009).

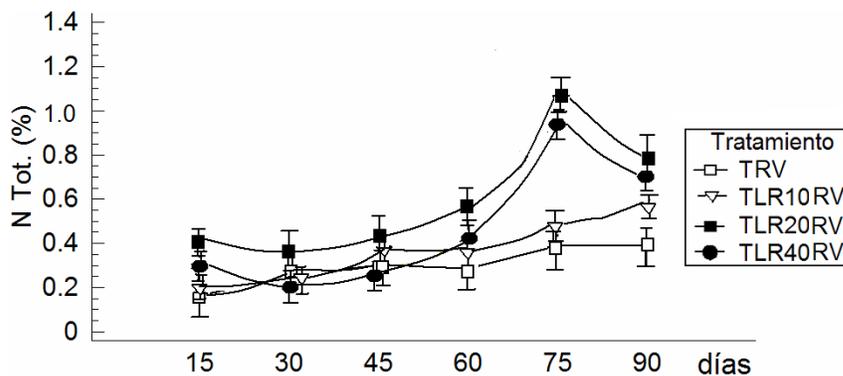


Figura 4.6 Porcentaje promedio de N-Tot (%) de los tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo.

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

En la Figura 4.7 se observa que el N-Tot presentó diferencias significativas ($F=3.12$, $p<0.035$) en los tratamientos con residuos vegetales. El mayor contenido no se presentó en TLR40RV, sino en TLR20RV (1.04 %) y el menor en el control (TAV con 0.46 %). Esto indica que la dosis de LR no se relacionó con el mayor contenido de N-Tot. Los Estudios de Suthar (2009) reportaron que en mezclas con 20 y 40 $Mg\ kg^{-1}$ de LR y 80 y 60 % de residuos de caña de azúcar donde encontraron un mayor contenido de N-Total que se presentó con la dosis de 20 $Mg\ kg^{-1}$ (0.25% de N-Tot) con respecto a la de 40 $Mg\ kg^{-1}$ (0.24% de N-Tot), esta pérdida de N-Tot se debió a que la dosis mayor de LR tuvo un incremento en la muerte de la lombriz

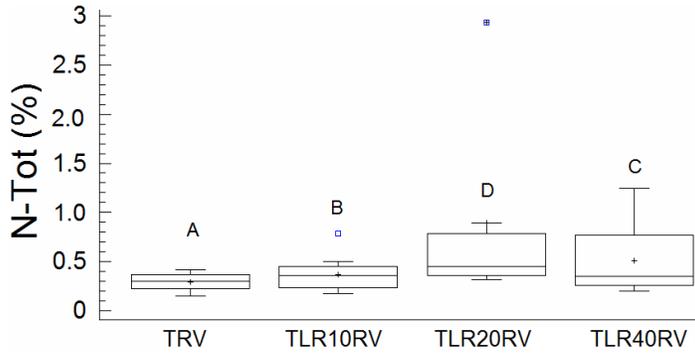


Figura 4.7. Diferencias entre el contenido de N-Total (%) entre los tratamientos sometidos a proceso de vermicomposteo. TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

En la Figura 4.8 se observa que el contenido de N-Tot se incrementó a partir del día 30 en todos los tratamientos, el mayor contenido se presentó en TLR40RA ($1.04 \pm 0.01\%$), seguido de TLR20RA ($0.8 \pm 0.02\%$), TLR10RA ($0.47 \pm 0.01\%$) y el control (TRA con $0.46 \pm 0.01\%$). El incremento de N-Tot al final del proceso se debe probablemente a que la lombriz elimina productos que contienen N como son: el moco, fluidos del organismo, enzimas del sustrato y NH_4^+ de acuerdo a lo reportado por Chaudhuri *et al.* (2000) y Suthar, (2009). También el incremento del N-Tot se puede deber a la mineralización de la MO y por la aportación de fuentes de N por parte de los microorganismos y compuestos fenólicos (Paul y Clark, 1996).

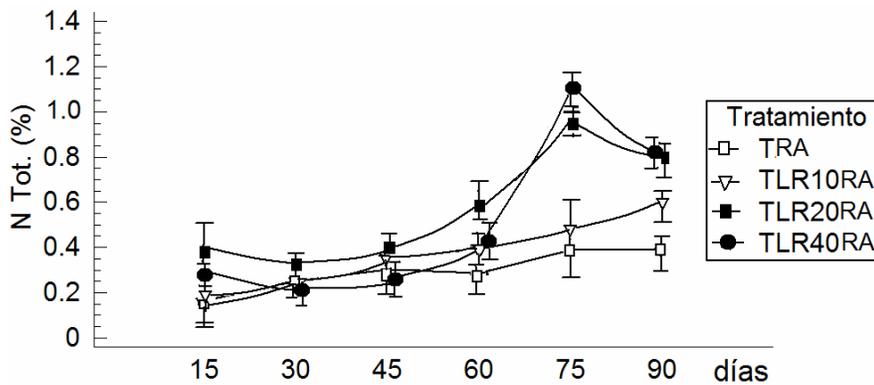


Figura 4.8. Porcentaje promedio de N-Total (%) en tratamientos que contienen residuo animal y LR durante el vermicomposteo. TRA (estiércol bovino), TLR10RA (estiércol bovino residuo más 10 Mg de LR), TLR20RA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40RA (estiércol bovino más 40 Mg de LR).

En la Figura 4.9 se observan diferencias significativas ($F=5022$, $p<0.0036$) en el contenido de N-tot de los tratamientos que contienen estiércol bovino y LR. El incremento N-Tot se presentó a medida que se incrementó la dosis del LR.

El menor contenido de N-total se obtuvo en el tratamiento control (TRA con 0.46 %) y el mayor en TLR40RA (1.042 %). El incremento de N puede deberse a la aportación de MO por parte del LR y que se va transformado en formas nitrogenadas por parte de los microorganismos y la lombriz. Los trabajos de Bohlen y Clive, (1995) comentan que la lombriz contribuyó al aporte de N y al proceso de mineralización, con un rendimiento de 76 μg de N de masa fresca por día. Suthar (2009) quien trabajó con dosis de 20, 40 y 80 % de LR y residuos de azúcar, encontró que la mayor dosis de LR, incrementó el contenido de N-Tot.

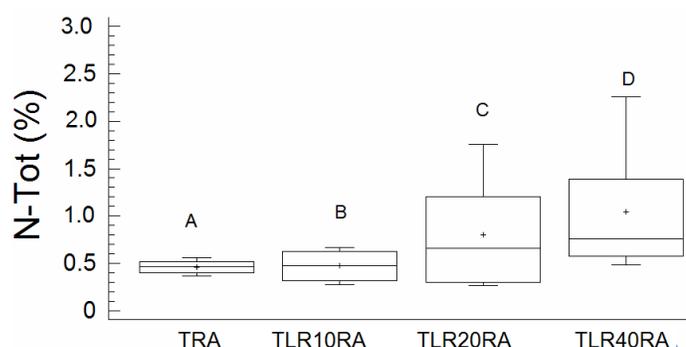


Figura 4.9 Diferencias entre el contenido de N-Total (%) entre los tratamientos sometidos a proceso de vermicomposteo.

TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 MG de LR).

La aportación de N-total por el estiércol bovino fue de 61% más que la de tipo vegetal (residuos domésticos). Castillo *et al.* (2000) encontraron un 54.5% más de N proveniente de estiércol de vaca que de tipo vegetal (doméstico), debido a que en los residuos vegetales se encontraron materiales más resistentes a su transformación y degradación.

Con base en la información anterior, los tratamientos que contienen estiércol bovino (TLR40RA, TLR20RA, TLR10RA) se pueden recomendar como enmienda para suelos de cultivo o como mejoradores de suelo, debido a que aportan nutrimentos a la planta.

4.2.6. Comportamiento del N-NO₃⁻ durante el vermicomposteo

El aumento del contenido de N-NO₃⁻ se presenta en todos los tratamientos como se muestra en la Figura 4.10, en donde también se puede observar que el proceso de mineralización se llevó a cabo en todos los tratamientos. Estudios similares de Atiyeh *et al.* (2000a) y Sharma *et al.* (2005), indican que al término del vermicomposteo aumenta el contenido de NO₃⁻ y disminuye el N-NH₄⁺. Bollag y Stotky (1993) comentan que durante el proceso de mineralización aeróbica el N-inorgánico se acumula como NO₃⁻. La lombriz de tierra tiene una influencia en la dinámica del N que favorece el aumento de la forma N-NO₃⁻ extractable dentro de los primeros 5 cm del suelo (Bohlen y Clive, 1995).

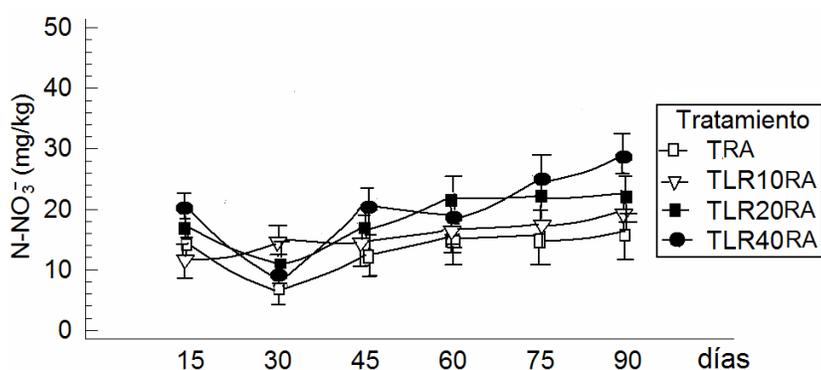


Figura 4.10 Contenido de N-NO₃⁻ (mg/kg) en tratamientos que contienen estiércol bovino y LR durante el vermicomposteo.

TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 Mg de LR).

Con relación a la Figura 4.11 se observa que el contenido de N-NO₃⁻ presentó diferencias significativas entre los tratamientos ($F=3.51$, $p<0.022$). El contenido de N-NO₃⁻ se fue incrementando a medida que aumentó la dosis de LR. El menor contenido se presentó en el tratamiento control (TRA; 12.85 mg/kg) y el mayor en TLR40RA (27.60 mg/kg).

El incremento de N-NO₃⁻ se debió a que la lombriz realizó el proceso de mineralización. Trabajos de Contreras *et al.* (2006) y Davi *et al.* (2008) señalan que la lombriz actúa como el eje que acelera el proceso de mineralización de la MO y favorece la transformación de N-orgánico a N-NO₃⁻ (Kaushik y Garg, 2004).

También durante la nitrificación se logran cambios que mejoran la parte física del suelo y el ambiente aeróbico, por la actividad conjunta de los microorganismos y la lombriz, (Masciandro *et al.*, 2000).

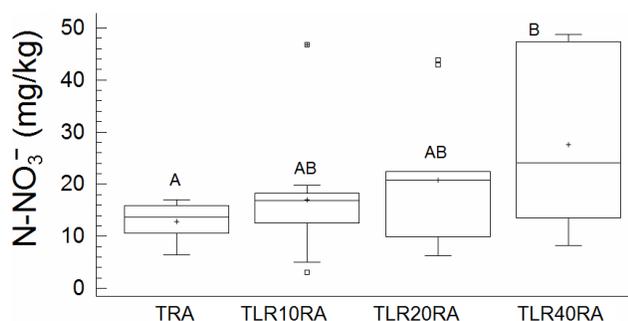


Figura 4.11 Diferencias entre el contenido de N-NO_3^- (mg/kg) entre los tratamientos sometidos a proceso de vermicomposteo.

TRA (estiércol bovino), TLR10RA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20RA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40RA (estiércol bovino más 40 MG de LR).

En la Figura 4.12 se observa que a partir del día 15 inició la formación de N-NO_3^- , la cual se incrementó a medida que transcurrió el tiempo hasta llegar al término del experimento (día 90). La lombriz al excretar el amonio (NH_4^+) ejerce un efecto estimulante en los procesos de nitrificación en el suelo, debido a la oxidación del amonio introducido por el organismo (Bityutskii *et al.*, 2007). Los tratamientos (TLR10RV, TLR20RV y TLR40RV) presentaron un incremento de N-NO_3^- , al final del proceso de vermicomposteo excepto el control (TRV) en el que tendió a decrecer. Lo anterior se pudo deber al bajo contenido de N-NO_3^- y a una baja actividad microbiana de acuerdo a lo reportado por Bhattacharya y Chattopadhyay (2004). Un parámetro que favorece el proceso de nitrificación es el contenido de humedad, que se dio en un $61.1 \pm 0.24\%$ en la vermicomposta y se parece al porcentaje reportado por Gunadi *et al.* (2003) y Alidadi *et al.* (2005) comentaron que un buen contenido de humedad (50-70%).

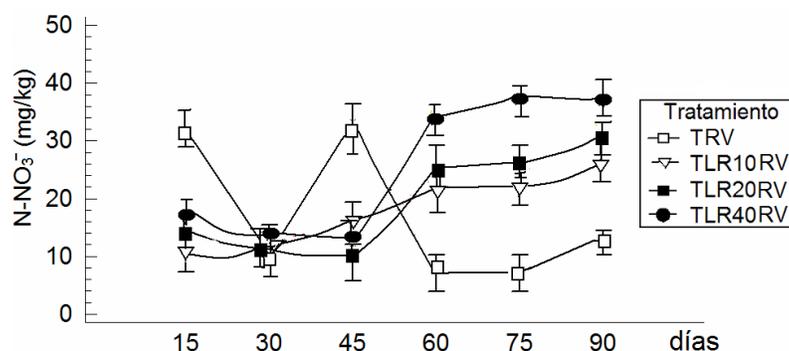


Figura 4.12 Contenido de N-NO_3^- (mg/kg) en tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el tiempo de duración de vermicomposteo.

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

4.2.7. Comportamiento del N-NH₄⁺ durante el vermicomposteo

En la Figura 4.13 se observa que el contenido de N-NH₄⁺ en todos los tratamientos que contienen residuo vegetal y LR disminuyó de manera uniforme, hasta el término del proceso (90 días). El contenido de N-NH₄⁺ no se correlacionó con la dosis del LR. El menor contenido de N-NH₄⁺ se encontró en TLR20RV (8.84 ± 0.6 mg kg⁻¹), le siguió el TLR10RV (10.4 ± 0.51 mg kg⁻¹), TRV (12.01 ± 0.55 mg kg⁻¹) y TLR40RV (12.4 ± 0.61 mg kg⁻¹) al final de proceso. Estos valores bajos de N-NH₄⁺ se deben a la transformación de N-NH₄⁺ a N-NO₃⁻ o que también se pudo lixiviar. Otras de las causas es que parte el N-NH₄⁺ puede quedar atrapado por la MO y estructuras arcillosas presentes en el sustrato lo que hace que disminuya su contenido (Porta *et al.*, 2003). Estudios de Aira *et al.* (2005) reportaron que el contenido de N-NH₄⁺ decreció en un 2%, mientras que el de NO₃⁻ se incrementó en un 35% durante el vermicomposteo.

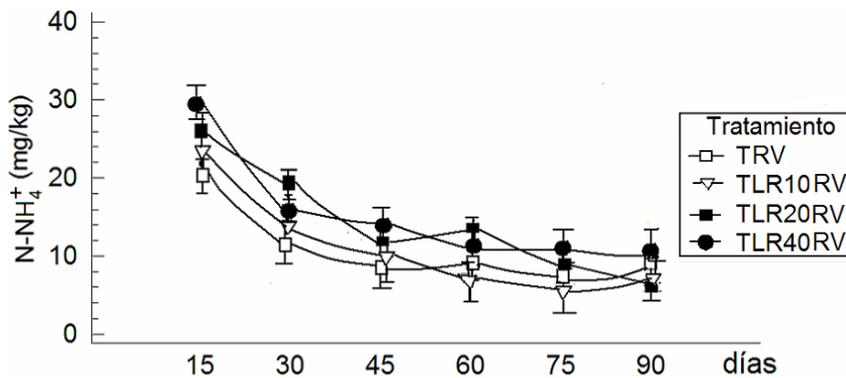


Figura 4.13 Contenido promedio de N-NH₄⁺ (mg/kg) en tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el vermicomposteo.

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

En la figura 4.14 se observa que el contenido de N-NH₄⁺ que contiene estiércol bovino y LR presentó un comportamiento similar a los tratamientos que se encuentran en la figura 4.13, en donde se notó también una disminución de N-NH₄⁺. El contenido de N-NH₄⁺ se relacionó con la dosis del LR y presentó el siguiente orden creciente: TLR40RA (7.55 ± 1.52) > TAA (6.21 ± 1.52) > TLR20RA (6.01 ± 1.7) > TLR10RA (5.48 ± 1.42). Todos los tratamientos presentaron una disminución de N-NH₄⁺ al cabo de los 30 días y luego se recuperaron a partir de los 45 días y a partir de este tiempo se mantuvieron estables hasta el final del proceso. Los Trabajos de Paul

y Clark (1996) mencionan que los microorganismos utilizan el $N-NH_4^+$ para la incorporación como aminoácidos, por lo que se presenta una reducción del contenido de amonio.

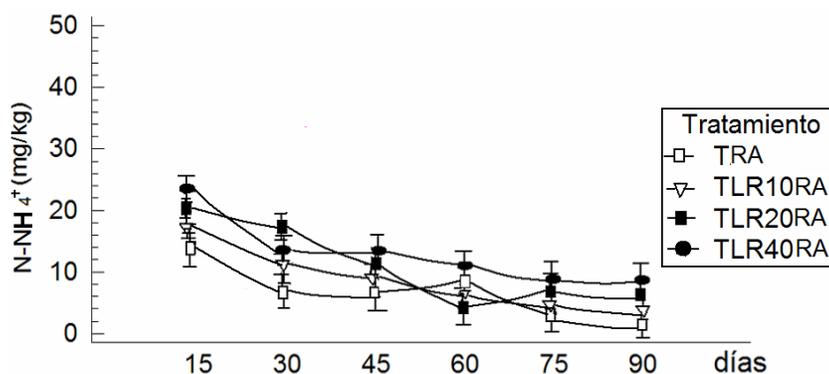


Figura 4.14 Contenido promedio de $N-NH_4^+$ (mg/kg) en tratamientos que contienen residuo vegetal y LR durante el tiempo de elaboración de la vermicomposta.

TRA (residuo vegetal), TLR10RA (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RA (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RA (residuo vegetal más 40 Mg de LR).

4.3. Relación C/N durante el proceso de vermicomposteo

La relación C/N se considera un indicador de calidad de la vermicomposta y consiste en una conversión de biomasa por parte de la lombriz y formación de fuentes nitrogenadas.

La Figura 4.15 se muestra el comportamiento de la relación C/N para los tratamientos (TRA, TLR10RA, TLR20RA y TLR40RA), donde a los 15 días presentó valores entre 30 y 50, y luego aumentó, para volver a incrementarse a partir del día 45 y llegar finalmente a la estabilidad a los 60 días con un valor entre 20 y 30. En este tiempo, los valores indican la maduración de la vermicomposta de acuerdo con lo que reportado por Aira *et al.* (2006).

Después del día 60 se observó que la relación C/N bajo en algunos de los tratamientos y en otros se mantuvo sin cambio, debido a que en los primeros todavía se contó con fuentes de carbono que fueron utilizados como alimento y para sus funciones biológicas de la lombriz y microorganismo. Cuando la relación C/N disminuye, la lombriz requiera de más energía para llevar a cabo sus actividades de crecimiento y reproducción (Aira *et al.*, 2006).

La estabilidad de la vermicomposta se presentó considerando la relación C/N a los 60 días, por lo que se puede sugerir su uso como abono orgánico, debido a que termina el proceso de mineralización y que están presentes nutrientes disponibles para la planta.

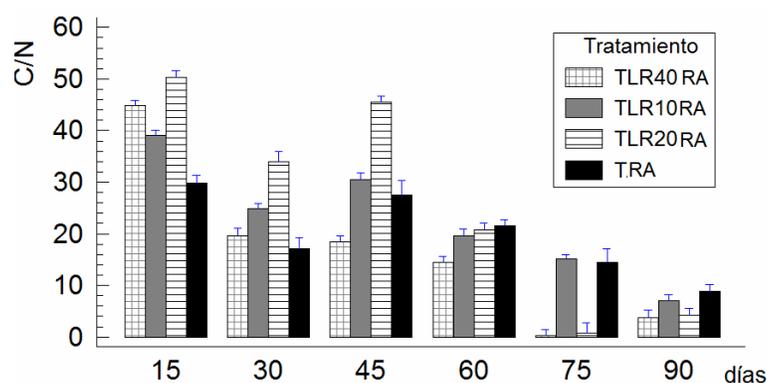


Figura 4.15 Relación C/N durante el proceso de vermicomposteo empleando residuo animal y LR.

TRA (estiércol bovino), TLR10RA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20RA (estiércol bovino más 20 Mg de LR), TLR40RA (estiércol bovino más 40 MG de LR).

En la Figura 4.16 se observa que la relación C/N en todos los tratamientos que contienen residuos vegetal y LR fue decreciendo conforme transcurrió el tiempo y estabilización la vermicomposta.

A los 15 días empezó con un valor de la relación C/N mínimo de 35 y máximo de 90 para TLR20RV y TRV respectivamente. Estos valores de C/N explican que se está presentando un aporte de fuentes de C y N. Rodríguez, Córdova (2006) y Palsania *et al.* (2008) recomendaron relaciones óptimas de C/N mayores a 60 al inicio y menores de 20 al final de proceso, donde este último valor indica la estabilidad de la vermicomposta. El tiempo de estabilización de la relación C/N en la mayoría de los tratamientos que contienen residuo vegetal y LR se presentó a los 75 días. Este tiempo de estabilización fue mayor que la de tipo animal (60 días). Esto puede deberse a que los de origen vegetal, la MO presenta compuestos más recalcitrantes como los de lignina y hemilcelulosa que son más difíciles de degradar. Sauri *et al.* (2002) y Mora (2000) mencionaron que la MO durante el vermicomposteo, contienen sustancias orgánicas que contienen estructuras complejas como la lignina, los polifenoles y las quinonas, que son estructuras de carbono de difícil descomposición y de ésta manera se frena el proceso de estabilidad de la vermicomposta.

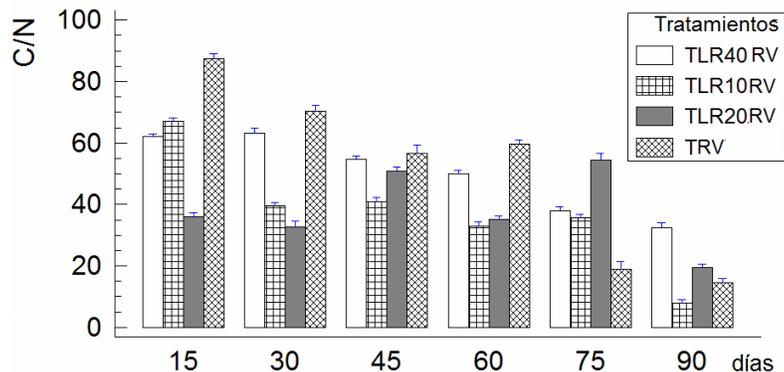


Figura 4.16 Relación C/N durante el proceso de vermicomposteo empleando residuo vegetal y LR.

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (residuo vegetal más 10 Mg de LR), TLR20RV (residuo vegetal más 20 Mg de LR), TLR40RV (residuo vegetal más 40 MG de LR).

Los valores de la relación de C/N en el cual se estabilizó la vermicomposta en los tratamientos para los de estiércol bovino fueron de 10.8 ± 0.61 , para el residuo vegetal de 10.3 ± 1.1 : Tomando como indicador de estabilidad la relación de C/N y su tiempo de estabilización, la vermicomposta que contienen estiércol bovino y dosis de LR está lista para su uso con fines agrícolas de acuerdo a Chaudhuri *et al.* (2000) y a la Norma Mexicana NMX-FF-109 (SAGARPA, 2007).

4.4. Modelo estadístico polinomial de la relación C/N

El empleo de modelos de tipo estadístico, facilita el conocer la dependencia que juega la relación C/N con parámetros químicos y el tiempo en que se pronostica la estabilización de la vermicomposta. En la Tabla 4.3 se observan valores positivos y negativos que indican el papel que relaciona a él C/N y los parámetros químicos. En los tratamientos TRV, TLR20RV y TLR40RV la relación C/N sólo presentó una dependencia con la MO y esta tiene que ver con la calidad y el aporte de MO que proveniente del LR, donde la lombriz lo utiliza como fuente de alimento. Aira *et al.* (2006) y Atiyeh *et al.* (2000a) mencionan que la lombriz compete por la calidad del recurso, así como de las fuentes de C y N que estén disponibles. Para TLR10RV la relación C/N se relacionó con la MO y el $N-NH_4^+$ y tiene importancia en la transformación del N potencialmente mineralizable a formas de NH_4^+ . Grant, (1995) y Atiyeh *et al.* (2000a) mencionaron que las reacciones de tipo óxido-reducción durante el proceso van a dirigir la formación de NH_3 a NH_4^+ en la solución del sustrato y también la formación de NH_4^+ va

depender de la actividad enzimática. Los tratamientos TLR10RA, TLR20RA, TLR40RA y TLR10RV con respecto a la relación C/N con el C orgánico y N inorgánico tienen una vinculación con la mineralización de N y nitrificación durante el proceso, pero si se presenta un exceso de formas inorgánicas que trae como consecuencia la eutrofización por algas en ríos y lagos de acuerdo a lo reportado por Paul y Clark (1996). Otros estudios de Kaushik y Garg, (2004); Aira *et al.* (2006) y Aira *et al.* (2008) mencionan que las fuentes energéticas (C-orgánico) van a ser los constituyentes principales de la dieta de la lombriz, junto con la biomasa microbiana para llevar a cabo nitrificación.

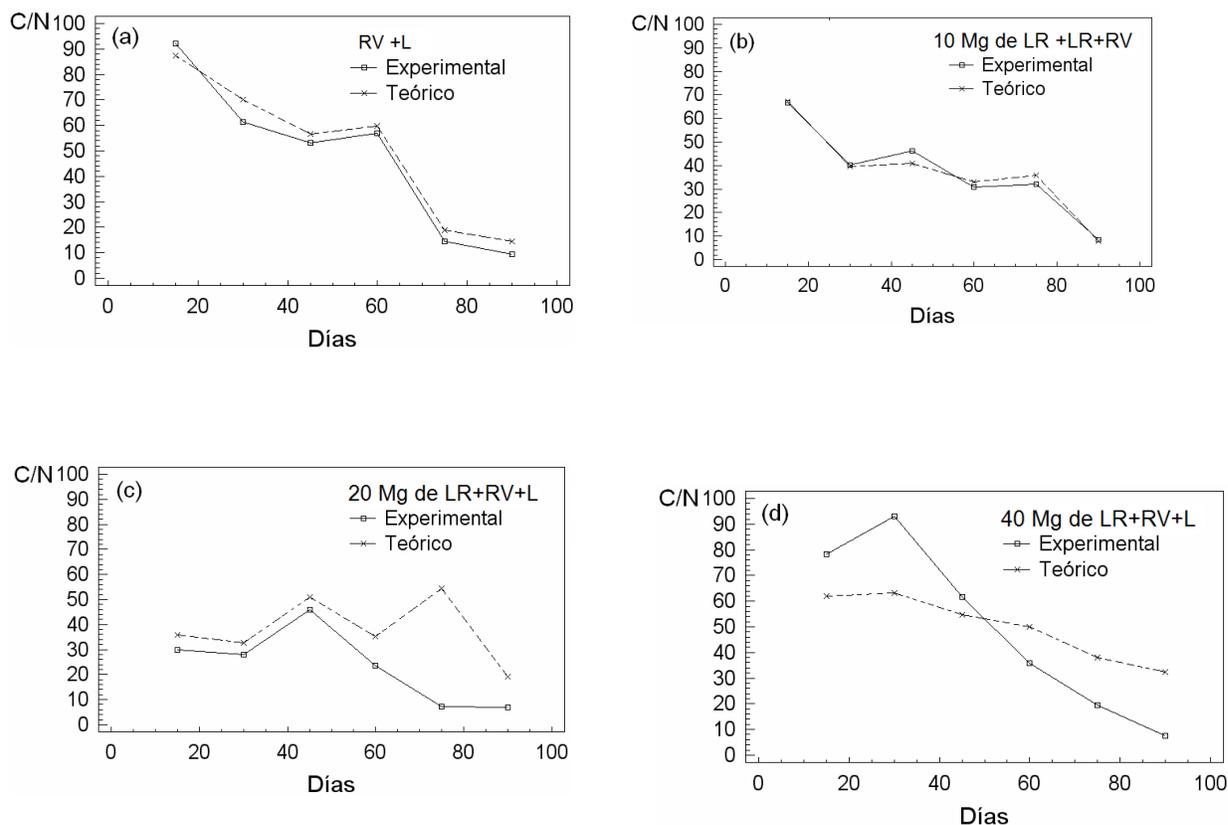
Tabla 4.3 Coeficientes de la relación C/N y parámetros químicos del proceso de vermicomposteo

Tratamiento	C-org.	MO	N-tot.	N-amon..	N-inorg	pH (H ₂ O)	R ²
TAV		+ 1.12	-223.11				0.965
TLR10RV		+ 1.41		+0.77			0.950
TLR20RV	+1.03	+ 1.36			-0.42		0.975
TLR40RV			-0.43		-0.81		0.947
TRA		+1.23	-40.14		+ 0.22		0.977
TLR10RA	+ 2.33		-45.69	- 1.69			0.986
TLR20RA	+ 3.98						0.833
TLR40RA	+ 2.29						0.983

Los valores numéricos con signo + y – son adimensionales

El modelo considera la relación entre las variables involucradas y de manera gráfica explica el tiempo en que la vermicomposta se estabiliza.

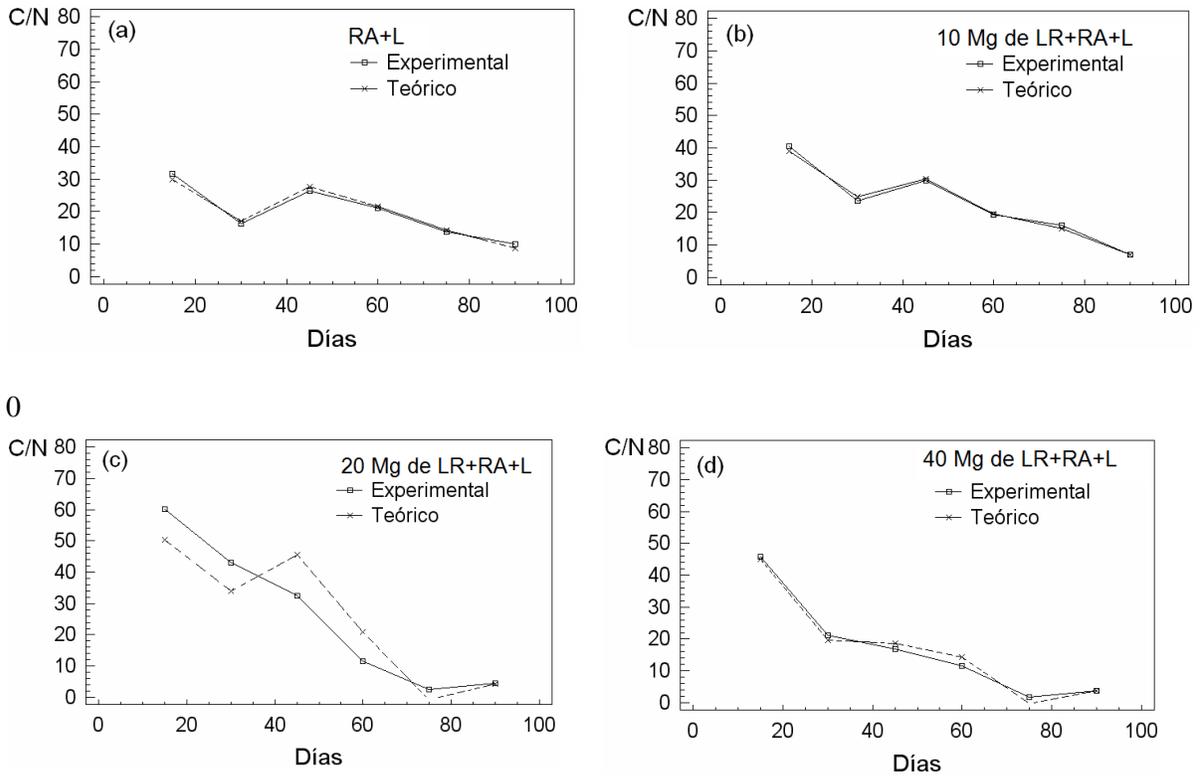
Las figuras 4.17 inciso (a, b, c y d) muestra que a valores de 20 y 30 se presentó una conversión óptima de la relación C/N en la vermicomposta que contienen estiércol bovino y LR. Estudios de Atiyeh *et al.* (2000a) y Ndegwa y Thompson, (2000) reportan valores similares de esta relación C/N. El tiempo en que se llegó a la estabilización la vermicomposta para los tratamientos TRV=TLR10RV=TLR40RV fue a los 75 días y el tratamiento TLR20RV a los 60 días.



Figuras 4.17 Modelos de la relación C/N y parámetros químicos en función del tiempo. (a), (b), (c) y (d) residuo vegetal. RV (residuo vegetal), L (lombriz), LR (lodo residual).

Los tratamientos que contienen estiércol bovino y LR, en las figuras 4.18 incisos (a, b, c y d) se observa que el tiempo de estabilización con respecto a la relación C/N es óptima para TRA es los 22 días, en TLR10RA a los 60 días, TLR20RA a los 50 días y para TLR40RA a los 30 días. Estos tiempos son diferentes y más cortos que los tratamientos de tipo vegetal, lo que indica que aun menor tiempo la vermicomposta hecha con residuos de tipo animal y LR se llega a la estabilización y más pronto que la de tipo vegetal.

La vermicomposta de origen animal y LR se estabilizó a los 50 días y la de tipo vegetal a los 63 días, lo cual se puede sugerir que la de origen animal se puede usar de manera inmediata a suelos agrícolas y la de origen vegetal (63 días) se puede aplicar a suelos donde los nutrimentos presentes en la vermicomposta quedan disponibles más lentamente.



Figuras 4.18 Modelos de la relación C/N y parámetros químicos en función del tiempo. (a), (b), (c) y (d) residuo animal. RA (residuo animal), L (lombriz), LR (lodo residual).

4.5 Respiración del proceso de vermicomposteo.

4.5.1 Actividad respiratoria a los 15 días de incubación

En las Figuras 4.19 inciso a y b se observa que la actividad respiratoria fue mayor en los tratamientos que contenían residuo animal con respecto a aquellos con residuo vegetal. El orden en la actividad respiratoria para los tratamientos con estiércol bovino y LR fue el siguiente: TLR40RA (845.75 ± 92 mg CO₂/100g de suelo), TLR10RA (824.80 ± 78 mg CO₂/100g de suelo), TLR20RA (720.75 ± 72 mg CO₂/100g de suelo), y TRA (314.27 ± 31 mg CO₂/ 100g de suelo).

La evolución del CO₂ para los tratamientos con residuo vegetal y LR mostró el siguiente orden: TLR40RV ($454.9 \pm$ mg CO₂/ 100g de suelo), TLR10RV (393.3 ± 38 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR20RV (366.78 ± 26 mg CO₂/ 100g de suelo) y. TRV (313.3 ± 34 mg CO₂/ 100g de suelo). En la figura 4.19 inciso b se observa que la producción de CO₂ fue muy similar en todos los tratamientos incluyendo el control.

Tanto en los tratamientos de tipo animal como vegetal, la mayor actividad respiratoria se dio en los que contienen la mayor dosis de LR. El trabajo de Suthar (2009) menciona que una actividad mutualista entre la lombriz y los microorganismos causa la pérdida de C en forma de CO₂ durante la descomposición y mineralización de la MO e incrementa la actividad respiratoria. Estudios de Clarke *et al.* (2007), mencionan que la inmediata producción de CO₂ es una respuesta de la alimentación de la lombriz y por lo tanto favorece el incremento de biomasa de ésta.

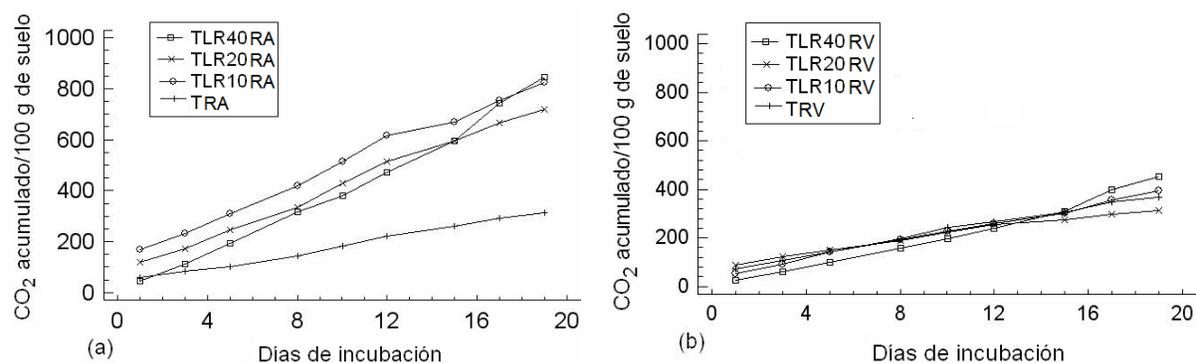


Figura 4.19. Evolución de la producción de CO₂ en la vermicomposta a los 15 días de incubación con (a) estiércol de bovino, (b) residuo vegetal.

LR (lodo residual), RA (estiércol de bovino), RV (residuo vegetal) L (lombriz) y T (tratamiento).

4.5.2. Actividad respiratoria a los 60 días de incubación

En este periodo de incubación se presentó un incremento del 170% con respecto a los 15 días en la actividad respiratoria de todos los tratamientos. En la Figura 4.20a, la actividad respiratoria presentó el siguiente orden: TLR20RA (1631.58±54 mg CO₂/100g de suelo), TLR40RA (1286.39±45 mg CO₂/100g de suelo), TLR10RA (971.66±56 mg CO₂/100g de suelo), y TRA (709.78±69 mg CO₂/100g de suelo).

La mayor actividad respiratoria en TLR20RA se pudo deber a que el C lábil favoreció la producción de CO₂ presente en este tratamiento con respecto a los otros, aprovechado por la lombriz. Estudios de Aira *et al.* (2008), mencionan que el contenido del C lábil es modificado por la actividad de la lombriz para utilizarlo como alimento y de esta manera favorecer la estabilización del C.

Paul y Clark (1996), comentan que la descomposición de la MO se mide mediante la producción de CO₂, donde los microorganismos utilizan compuestos de C para la biosíntesis y formación de células nuevas o material extracelular y además producen residuos que favorecen la descomposición de la MO. Por otra parte la lombriz de tierra estimula la actividad respiratoria y fragmenta el tamaño de partícula, por lo que facilita la descomposición de la MO y permite el flujo de CO₂, H₂O y nutrimentos a la planta (McInerney y Bolger, 2000).

Los tratamientos con residuo vegetal y LR mostraron un incremento del 180% más que a los 15 días. La actividad respiratoria (Figura 4.20b) exhibió el siguiente orden: TLR40RV (1154.79±71 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR20RV (709.78±69 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR10RV (415.51±41 mg CO₂/ 100g de suelo), y TRV (378.81±37 mg CO₂/ 100g de suelo). Este orden señala que el mayor incremento en la actividad respiratoria se dio en relación a la mayor dosis de LR. En este tiempo se presentó la separación de cada tratamiento como se observa en el gráfico. Es común que se presente este aumento en la producción de CO₂ en periodos posteriores, una vez que la lombriz y los microorganismos se han adaptado al medio y cuentan con los nutrimentos y las condiciones necesarias para realizar la mineralización. La respiración en el proceso de vermicomposteo está directamente relacionada con la actividad metabólica de la población microbiana (Suthar, 2009). Los microorganismos respiran más rápidamente en presencia de grandes cantidades de MO disponible (Arancon *et al.*, 2006; Barrera *et al.*, 2006). De acuerdo a Aira *et al.* (2008) esto se debe a que a mayores dosis de MO que consume la lombriz se incrementa la producción de CO₂

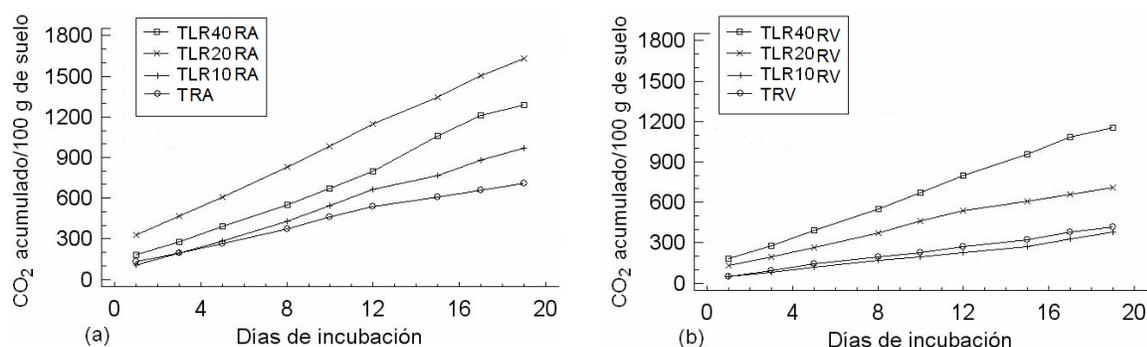


Figura 4.20 Evolución de CO₂ de la vermicomposta a los 60 días de incubación (a) estiércol de bovino, (b) residuo vegetal.

LR (lodo residual), RA (estiércol de bovino), RV (residuo vegetal), L (lombriz) y T (tratamiento).

En este tiempo los tratamientos de estiércol bovino y LR presentaron la mayor actividad respiratoria con respecto a los de tipo vegetal. Algunas investigaciones muestran que se presenta una mayor actividad respiratoria cuando se emplean residuos de tipo animal con respecto a los de tipo vegetal y diferentes tipos de residuos orgánicos en el suelo (Shinder *et al.*, 1997; Arancon *et al.*, 2006).

4.5.3. Actividad respiratoria a los 90 días de incubación

En este último periodo de incubación (90 días) se distinguió una disminución de la actividad respiratoria con relación a los dos periodos anteriores.

Los tratamientos que contenían estiércol bovino y LR presentaron el siguiente orden: TLR40RA (192.93±19.1 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR20RA (153.93±14.9 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR10RA (143.08±14.4 mg CO₂/ 100g de suelo), y TRA (97.03±9.1 mg CO₂/ 100g de suelo). Esto se observa en la Figura 4.21a la actividad respiratoria aumentó conforme al contenido de LR, esto se debe a que los LR presentan la menor relación C/N (9.5), así como el mayor contenido de nutrientes (Tabla 4.1). Estudios de Bohlem y Clive (1995) mencionan que la lombriz de tierra incrementa la respiración cuando se adiciona residuos orgánicos al suelo y se tiene el ejemplo de las especies *L. rubellus* y *E. fetida* en donde se reporta un incremento de la producción de CO₂ con el aumento de MO que presentaron el siguiente orden: TLR40RV (333.4±34 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR20RV (255.76±26 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR10RV (163.21±16 mg CO₂/ 100g de suelo), y TRV (214.56±21 mg CO₂/ 100g

de suelo). Al igual que en los tratamientos con estiércol bovino, la actividad respiratoria obedeció al contenido de LR en el medio por las razones explicadas anteriormente.

En este periodo de tiempo (90 días) la actividad respiratoria fue dos veces menor con respecto a la etapa inicial en los tratamientos con residuo vegetal, LR y tres veces menor en el caso de los tratamientos con estiércol bovino y LR. De acuerdo a Aira *et al.* (2006), la respiración basal tiende a disminuir a partir de la octava semana cuando se emplea estiércol porcino en la dieta de *E. fetida* y hace que cese también el proceso de mineralización. Otros estudios mencionan que la actividad respiratoria del proceso de composteo decrece al cabo de 60 días, debido a que se agota la fuente de C para la lombriz y los microorganismos (Arancon *et al.*, 2006).

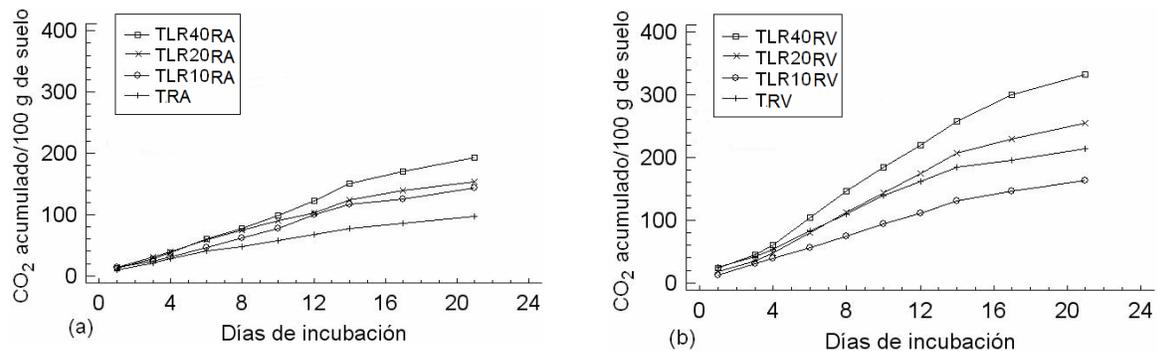


Figura 4.21 Evolución de CO₂ de la vermicomposta a los 90 días de incubación (a) estiércol de bovino, (b) residuo vegetal.

LR (lodo residual), RA (estiércol de bovino), RV(residuo vegetal), L (lombriz).y T (tratamiento).

Por otra parte Brewer y Sullivan, (2003) mencionan que la disminución de la respiración al final del proceso indica la madurez del producto, disminución del C biodegradable y aumento del C estable.

4.6. Cinética de mineralización del Carbono.

Los materiales orgánicos incorporados al suelo se degradan a diferentes velocidades y se requiere conocer la velocidad con que sucede este proceso para estudiar la disponibilidad de los nutrimentos (Paul y Clark, 1997), que sometidos a procesos de vermicomposteo pueden ser usados en la agricultura.

A partir de los datos de la respiración de cada tratamiento se determinó el C residual para adicionar esta información al modelo polinomial propuesto y determinar la cinética de mineralización del C durante el vermicomposteo. Para esto se expresó primeramente el contenido del C residual mediante la siguiente ecuación [Ec.1]:

$$C_{\text{residual}} = \frac{C_t - C_m}{C_t} \times 100 \quad [1]$$

Donde C_{residual} representa el carbono final, C_t indica el carbono total y C_m es el carbono mineralizado (Peña, 2004).

A los valores obtenidos de [Ec.1] se les determinó el logaritmo y posteriormente se adicionaron al modelo polinomial para determinar la mineralización del C. Cabe recalcar que el modelo [Ec. 2] va a reemplazar a los modelos cinéticos de primer orden propuestos por Peña (2004) y otros autores como Álvarez, Álvarez (2000) y Nourbakhsh *et al.* (2007) que han trabajado estos últimos, con estudios cinéticos de mineralización en composta.

El modelo polinomial va a determinar la velocidad de mineralización del C y se representa de la siguiente manera [Ec. 2] (Braun, 1983):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X^1 + \beta_2 X^2 + \dots + \beta_n X^n \quad [2]$$

Donde $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$ son los coeficientes numéricos del polinomio y con literales X^1, X^2 y X^n que representan el C mineralizado en cada periodo. Al resultado obtenido de [Ec.2] se le aplicó la primera derivada para encontrar las velocidades de mineralización k_1, k_2 y vida media.

4.6.1. Modelación de la velocidad de respiración

La velocidad de respiración (mg CO₂/ 100g de suelo) de cada tratamiento se determinó de acuerdo al modelo [Ec.2]. La Tabla 4.4 muestra los coeficientes “ β ” de velocidad del modelo utilizado. Estos presentan valores con signo positivo y negativo. Los valores positivos indican que continúa la producción de CO₂ y los negativos que va decreciendo el proceso respiratorio.

A los 15 y 60 días existen tantos valores con signos negativos y positivos que indican que el proceso continúa, pero a partir del día 90 se presentan únicamente valores con signos negativos que es un indicador del cese de la velocidad de respiración.

Tabla 4.4 Coeficientes de la velocidad de CO₂ presentes en el proceso de vermicomposteo

Tratamiento	β	R^2	β	R^2	β	R^2
	15 (días)		60 (días)		90 (días)	
TRV	- 0.58	0.997	+ 0.42	0.995	- 0.62	0.991
TLR10RV	- 0.54	0.997	+ 0.6	0.993	- 0.30	0.996
TLR20RV	- 0.07	0.995	- 0.07	0.992	- 0.48	0.991
TLR40RV	- 0.58	0.996	- 0.11	0.983	- 0.52	0.993
TRA	+ 0.22	0.995	+ 0.05	0.998	- 0.20	0.996
TLR10RA	- 0.48	0.994	- 0.62	0.997	- 0.22	0.988
TLR20RA	- 0.22	0.997	- 0.072	0.998	- 0.28	0.997
TLR40RA	+ 1.52	0.993	- 0.13	0.998	- 0.20	0.992

β : Coeficiente del modelo R^2 : coeficiente de correlación.

De esta manera el modelo permite pronosticar con base a la velocidad de CO₂ que a los 90 días, en los 8 tratamientos cesó la generación de CO₂ y esto se debe a que el proceso de mineralización y estabilización de la MO llegó a su término. El tiempo de cese del proceso está de acuerdo con lo reportado por Atiyeh *et al.* (2000a), que mencionan que la actividad respiratoria al final del proceso de vermicomposteo disminuyó al cabo de la novena semana dando lugar a la maduración del abono y a una estabilidad de la MO.

4.6.2. Mineralización del C a los 15 días

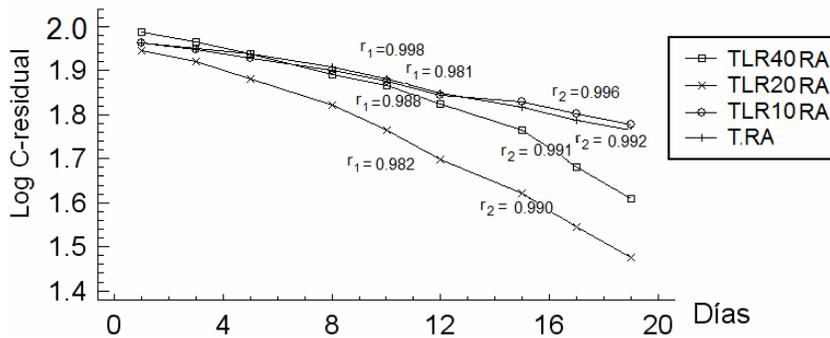
A partir del modelo [Ec.2] se determinó la velocidad de mineralización (aplicando el criterio de la primera derivada) y se calcularon las constantes de mineralización k_1 y k_2 , así como los coeficientes de determinación r_1 y r_2 .

En la Figura 4.22 se observa que los tratamientos que contienen residuo bovino y LR, los puntos de las rectas se ajustan a dos segmentos de recta, esto supone que el proceso de mineralización del C consta de dos procesos de primer orden, el primero consiste en la mineralización de un sustrato lábil y el segundo de un sustrato más recalcitrante. La fuente de C lábil se agotó el día 10 y este C fue utilizado por los microorganismos y lombriz.

De acuerdo a la figura 4.23, las velocidades de mineralización a partir del día 10 se presentaron un cambio en todos los tratamientos, indicado por valores de r_1 diferentes a los de r_2 . La velocidad de mineralización siguió el siguiente orden: TLR20RA ($K_2=-9.01 \times 10^{-3}$)

>TLR40RA ($K_2=-6.84 \times 10^{-3}$) >TLR10RA ($K_2=-4.14 \times 10^{-3}$) >TRA ($K_2=-4 \times 10^{-3}$). El incremento de la velocidad de mineralización del C se debió a la fuente de C en los dos tratamientos que contienen la mayor dosis de LR.

A partir del día 10 se presentó el C recalcitrante. De acuerdo con Álvarez y Álvarez (2000) la fracción recalcitrante es una fracción pesada y está compuesta por productos en descomposición y su cambio es más lento por lo que se muestra una mayor densidad relativa asociada a suelos con mayor cantidad de minerales.



Figuras 4.22 Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 15 días de incubación.

Estiércol bovino, LR (lodo residual), RA (estiércol bovino), L (lombriz) y T (tratamiento).

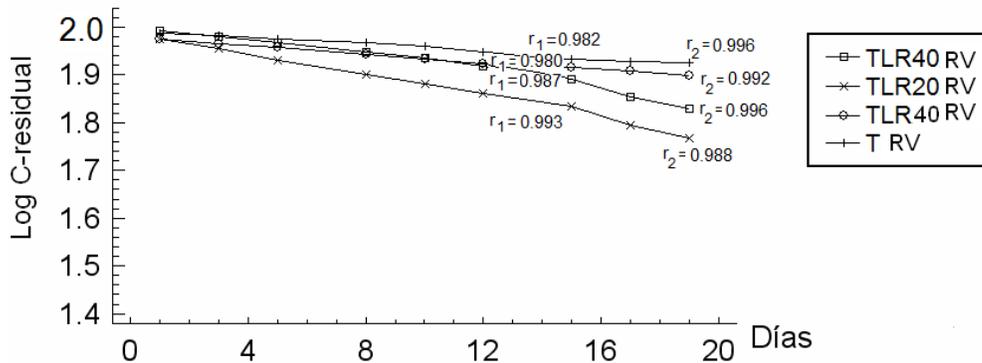
En la figura 4.23 se observa en los tratamientos de LR y residuo vegetal, los puntos no se ajustan a una sola recta y los valores de r_1 y r_2 son diferentes.

De acuerdo a sus velocidades de mineralización a partir del día 12 se presentó un cambio en la gráfica de los tratamientos y la velocidad de mineralización mantuvo el siguiente orden: TLR40RV ($K_2=-5.16 \times 10^{-3}$) >TLR20RV ($K_2=-1.65 \times 10^{-3}$) >TLR10RV ($K_2=-1.09 \times 10^{-3}$) >TRV ($K_2=-1.01 \times 10^{-3}$). El incremento de la velocidad de mineralización se debió a la fuente de C de la MO proveniente del LR. Durante los 12 días de incubación el C lábil presente es consumido por la lombriz y los microorganismos y a partir del día 12 quedan presentes las formas recalcitrantes.

Estudios de Álvarez y Álvarez (2000) comentan que los componentes lábiles de la MO del suelo juegan un papel importante en el cambio de nutrimentos y son los responsables de la estabilidad temporal del sustrato y constituyen la fracción ligera de la MO. La fracción ligera o libre de minerales presenta una densidad relativa baja y está compuesta por residuos de plantas

y animales en descomposición y es importante señalar que la biomasa microbiana se relaciona al C lábil o ligero del suelo.

De acuerdo a lo reportado por Aira *et al.* (2008), durante el proceso biológico, la lombriz junto con la biomasa microbiana se encargan de romper moléculas de celulosa y hemilcelulosa.



Figuras 4.23 Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 15 días de incubación.

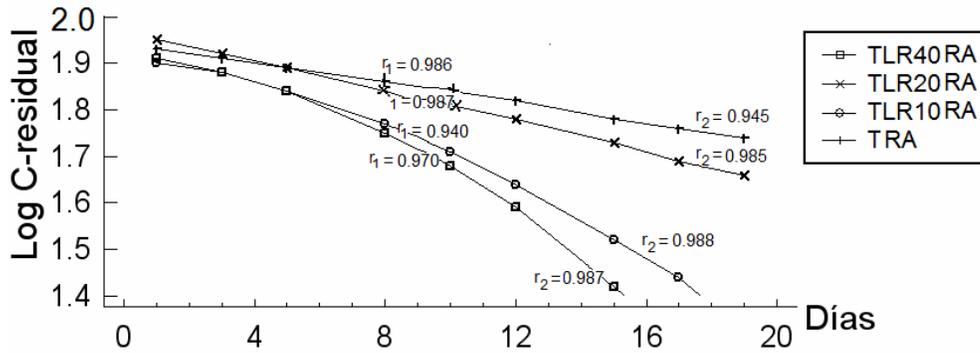
LR (lodo residual), RV (residuo vegetal), L (lombriz) y T (tratamiento).

4.6.3. Mineralización del C a los 60 días

Al día 60 de incubación se observa en la Figura 4.24 que los tratamientos que contienen estiércol bovino y LR presentaron un cambio a partir del día 8 ($r_1 \neq r_2$).

La velocidad de mineralización presentó el siguiente orden: TLR40RA ($K_2 = -12.2 \times 10^{-3}$) > TLR20RA ($K_2 = -11.1 \times 10^{-3}$) > TLRRRA ($K_2 = -10.8 \times 10^{-3}$) > TLR10RA ($K_2 = -7.5 \times 10^{-3}$).

Después del día 8 el cambio de C lábil a sustrato recalcitrante, hace más lenta la degradación del C en todos los tratamientos. A medida que transcurre el tiempo de incubación, los tratamientos comienzan a entrar en la etapa de estabilidad, el material de fácil degradación comienza a agotarse y por lo tanto disminuye la actividad de degradación y el desprendimiento de CO_2 . Estudios de Contreras (2006) mencionan que la velocidad de mineralización empieza a disminuir y estabilizarse a partir de la cuarta semana debido a la disminución de microorganismos y de material rico en MO proveniente de gallinaza y estiércol de vaca.

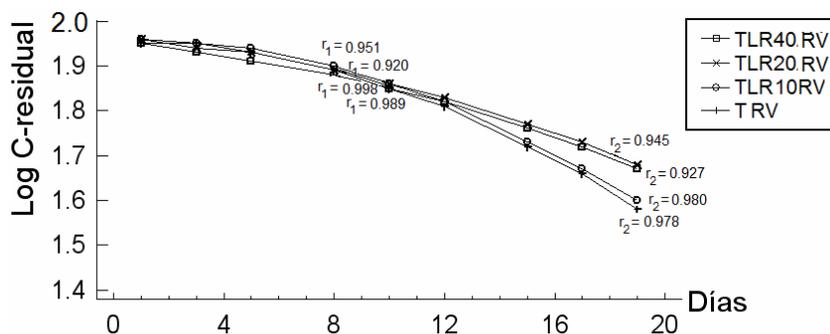


Figuras 4.24 Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 60 días de incubación.

Estiércol de bovino, LR (lodo residual), RA (estiércol bovino), L (lombriz) y T (tratamiento).

Los tratamientos de tipo vegetal y dosis de LR (Figura 4.25) presentaron un cambio en el día 10 y el orden de velocidad de mineralización fue el siguiente TLR40RV ($K_2 = -7.59 \times 10^{-3}$) > TLR20RV ($K_2 = -7.37 \times 10^{-3}$) > TLR10RV ($K_2 = -6.57 \times 10^{-3}$) > TRV ($K_2 = -6.81 \times 10^{-3}$).

Este orden de la velocidad de mineralización indica nuevamente el efecto de la MO por parte del LR. Los estudios de Clarke *et al.* (2007), reportan que la respiración se ve disminuida por la baja en biomasa microbiana y se hace más lenta con la presencia de compuestos recalcitrantes como la lignina y celulosa que no favorecen, a que la población microbiana transforme de manera fácil las fuentes de C y se mineralice.



Figuras 4.25 Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 60 días de incubación.

Residuo vegetal, LR (lodo residual), RV (residuo vegetal), L (lombriz) y T (tratamiento).

La combinación de estiércol bovino y LR proporcionó MO de más fácil degradación, por ello el C lábil se agotó más rápidamente (10 días) que en los tratamientos con residuos vegetales y LR (12 días). Los residuos vegetales están formados por celulosa y lignina, materiales difíciles de degradar. De acuerdo a lo reportado por Clarke *et al.* (2007), Aira *et al.* (2008) y Suthar (2009), la lombriz y la biomasa microbiana se encargan de romper moléculas de celulosa y hemilcelulosa de la MO y transformar el C orgánico en C lábil, donde la labor de la lombriz consiste en acelerar el proceso de descomposición del C orgánico, que lo convierte una parte del material en biomasa (lombriz) y otra en productos de la respiración. La presencia C lábil favorece el proceso de mineralización.

Los coeficientes de determinación (r^2) fueron altamente significativos por encima de 0.99, con lo cual se puede considerar satisfactorio y validando al modelo propuesto. Resultados de otros autores como Peña (2004) y Contreras (2006) mencionan resultados parecidos utilizando modelos cinéticos de primer orden.

4.6.4. Estabilización del proceso y vida media ($t_{1/2}$)

A partir de una ecuación de primer grado [Ec. 3], $\frac{dC}{dt}$ donde es la velocidad de mineralización del C, la literal K es la constante de mineralización y C el carbono potencialmente mineralizable. A partir de esta ecuación, se determina la vida media ($t_{1/2}$) que compara el tiempo que debe transcurrir para que la fracción potencialmente mineralizable disminuya su concentración a la mitad y se calcula mediante la ecuación [Ec.4].

$$\frac{dC}{dt} = -KC \quad [3]$$

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{0.693}{k} \quad [4]$$

Donde k es la constante de descomposición (Contreras, 2006).

Para calcular la vida media del C en los tratamientos, se consideraron valores de K_2 a los 60 días, con esto se determinaron tres grupos con relación al tiempo de mineralización. En la Tabla 4.5 se observa que el primero presentó una $t_{1/2}$ menor a 70 días y abarcó los tratamientos TLR20RA (57 días), TLR40RA (62 días) y TRA (64 días); el segundo, con una $t_{1/2}$ mayor a 70 y menor a 100 días lo conformaron TLR10RA, TLR40RV (91 días) y

TLR20RV (92 días) y el último grupo, con una $t_{1/2}$ mayor a 100 días lo constituyeron los tratamientos TRV (105 días) y TLR10RV (102 días). Con base en los resultados anteriores se puede decir que después de 62 días de vermicomposteo, los tratamientos TLR20RA y TLR40RA pueden ser utilizados en suelos agrícolas. Después de este tiempo parte del C y del N se han convertido en biomasa, mientras que otra parte de ellos se ha mineralizado, y en el caso del N esas formas inorgánicas son las que serán asimiladas por las plantas. .

El modelo obtenido es muy sencillo y de gran utilidad, porque hace posible predecir qué tiempo tomará el proceso de vermicomposteo sustituyendo el valor del C fácilmente mineralizable que se tenga en la mezcla de residuos que se usarán para el proceso

Tabla 4.5 Valores de constantes de mineralización del carbono y vida media al día 60 del proceso de vermicomposteo

Tratamiento	Tiempo (60 días) $k_1(\text{día}^{-1}) (X10^{-3})$	$k_2(\text{día}^{-1}) (X10^{-3})$	Vida media (día ⁻¹)	R^2
Estiércol de bovino				
TRA	-5.60	-10.80	64	0.9892
TLR10RA	-15.50	-7.58	91	0.9942
TLR20RA	-8.90	-11.10	62	0.9833
TLR40RA	-8.65	-12.20	57	0.9533
Residuo vegetal				
TRV	-10.80	-6.81	102	0.9874
TLR10RV	-7.58	-6.57	105	0.9941
TLR20RV	-11.10	-7.37	94	0.9915
TLR40RV	-12.20	-7.59	91	0.9648

Nivel de significancia $p < 0.001$.

K= constantes cinéticas y R^2 = coeficiente de determinación.

4.7. Mineralización del nitrógeno

4.7. 1. Mineralización del Nitrógeno en la vermicomposta (residuo animal y LR)

Con relación a la Figura 4.26 inciso a y 4.26 inciso b se observan los cambios en el contenido de N inorgánico a los 15 y 60 días, donde se puede apreciar que en los tratamientos TRA, TLR10RA y TLR40RA se incrementó dicho contenido, a diferencia de TLR20RA en donde decreció un 4%. El incremento se debe al proceso de nitrificación microbiana y a la degradación de la MO por parte de la lombriz. Al degradar la MO la lombriz excreta residuos como mocos y fluidos que contienen N (Aira *et al.*, 2008; Suthar, 2009).

El contenido de amonio aumentó conforme se incrementó la dosis del LR en los tratamientos, por ello el TLR40AA fue el tratamiento en el que se presentó la mayor producción de amonio. Dado que las condiciones de aireación eran las adecuadas para que continuara el proceso de nitrificación, el amonio fue oxidado a nitritos y posteriormente a nitratos, por ello, la concentración de amonio decrece (29% en promedio) del día 15 al día 60 (Atiyeh *et al.*, 2000a; Chaudhuri *et al.*, 2000).

El contenido de nitratos a los 15 días se incrementó en todos los tratamientos y el mayor contenido se presentó en TLR20RA. El amonio es un ion tóxico cuando está en exceso y probablemente por ello, el mayor contenido de nitratos se presentó en el tratamiento TLR20RA y no en el TLR40RA.

Al día 60 el contenido de nitratos fue mayor con respecto al día 15 en un 39%, esto indica que el proceso de nitrificación continuó. El tratamiento TLR40RA fue el que mayor producción de nitratos mostró. Este comportamiento está de acuerdo con lo que reportan autores como Bengtsson *et al.* (2003), Sharma *et al.* (2005) y Aira *et al.* (2005), ellos mencionan que al final del proceso de vermicomposteo se presenta un decremento de N-NH_4^+ y un aumento de NO_3^- . Bohlem y Clive, (1995) mencionan que la lombriz de tierra tiene una influencia en la dinámica de la mineralización del N a través del tiempo y aumenta el contenido de NO_3^- extractable en el suelo (Bohlem y Clive, 1995). También la diversidad de factores que se correlacionan con la mineralización del N reflejan cambios en los sustratos y comunidades microbianas (Bengtsson *et al.*, 2003).

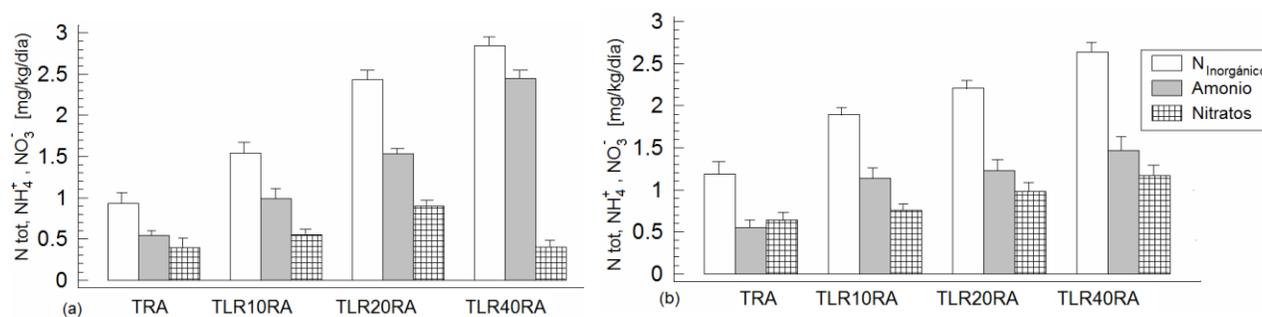


Figura 4.26a y 4.26b Contenido de nitrógeno inorgánico, amonio, nitratos a los 15 días (a) y 60 días (b).

TRA (estiércol bovino), TLR10RA (10MG de LR), TLR20RA (20 Mg de LR), TLR40RA (40 Mg de LR).

4.7. 2 Mineralización del Nitrógeno en la vermicomposta (residuo vegetal y LR)

Con relación a la Figura 4.27 inciso a y b se observó que el contenido de N inorgánico se incrementó en todos los tratamientos, este aumento estuvo en función de la dosis de LR, siendo el TLR40RV el que presentó mayor contenido de N inorgánico.

El incremento del N al final del proceso fue del 2%. Garg *et al.* (2005) mencionan que la mayor cantidad de N formada al final del proceso se debe a la formación de mucus, excreción de sustancias nitrogenadas, así como el crecimiento por estimulación de hormonas y enzimas donde las lombrices participan en muchas transformaciones de N, por lo que este mineral puede retenerse en forma de nitratos.

El contenido de amonio a los 15 días fue uniforme, sólo en el TLR10RV bajó la producción del amonio esto pudo deberse a la pérdida por lixiviación o volatilización. A los 60 días el amonio se incrementó en función a la dosis del LR y fue de un 10% al final del proceso. El incremento de amonio pudo deberse a que la forma $N-NH_4^+$ que se está utilizando en el proceso de nitrificación está quedando atrapado en el complejo coloidal, ya sea en la MO, el complejo de intercambio o en las intercapas de la estructura de las arcillas de acuerdo a lo reportado por Paul, Clark, (1996) y Porta *et al.* (2003).

La producción de amonio fue uniforme a los 15 días y se incrementó a los 60 días en función a la dosis del LR, siendo el TLR40RV que más amonio generó. El contenido de nitratos se incrementó en un 29% al final del proceso. El contenido de $N-NH_4^+$ fue mayor que los nitratos en todos los tratamientos, excepto en TLR10RV. El incremento del contenido de $N-NO_3^-$ en la mayoría de los tratamientos permite inferir que se dio el proceso de nitrificación, en donde se

convirtió el NH_4^+ a NO_2^- y el NO_2^- a NO_3^- . Además la mineralización microbiana estimulada por la lombriz de tierra proporcionó la acumulación de NO_3^- de acuerdo a lo reportado por Bollag y Stotzky (1993).

El contenido de nitratos se mantuvo sin variación entre los tratamientos y sólo disminuyó en TLR20RV a los 15 días. La disminución de la forma N-NO_3^- pudo deberse a que este anión es móvil en la solución del suelo, residuo orgánico y pudo lixiviarse de acuerdo a lo reportado por Paul y Clark, (1996).

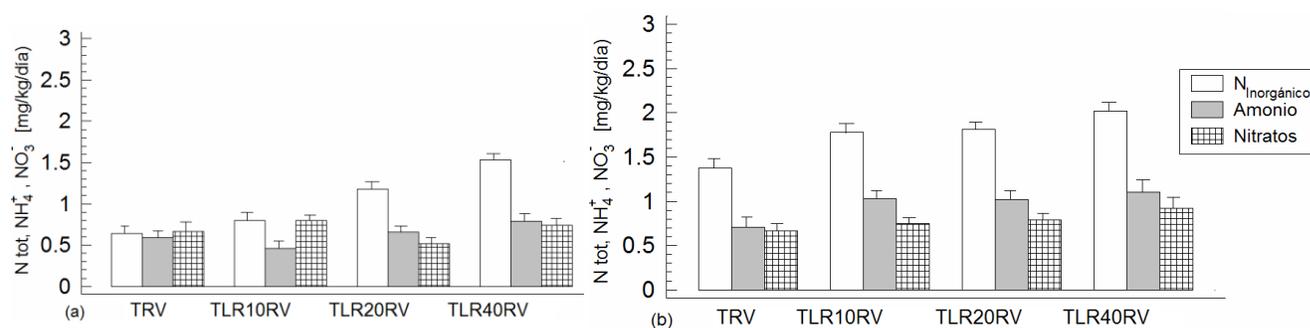


Figura 4.27a y 4.27b. Contenido de nitrógeno total, amonio, nitratos a los 15 días (a) y 60 días (b).

TRV (residuo vegetal), TLR10RV (10Mg de LR), TLR20RV (20 Mg de LR), TLR40RV (40 Mg de LR).

Por otra parte el incremento de N-NO_3^- se vio favorecido en los tratamientos por factores que estuvieron presentes en el ambiente, como la aireación se llevo a cabo la difusión del O_2 dentro del suelo, residuo orgánico y que contó con el control de la humedad y temperatura.

Estudios que reportan Adegbidi y Briggs (2003); Atiyeh *et al.*, (2000a) mencionan que la acción de la lombriz incrementa tanto la velocidad de mineralización del N, como los índices de conversión de N-NH_4^+ a N-NO_3^- . La mineralización del N se vio favorecida en los tratamientos que contienen residuo animal y vegetal, la cual estuvo influenciada por la lombriz y dosis del LR.

4.7.3. Índice de mineralización de la relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$

Para conocer la estabilidad de una vermicomposta se requiere conocer el índice de mineralización ($\text{NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$), en donde Brewer y Sullivan (2003) mencionan que una relación menor a 1 indica que la composta llegó a su madurez por lo que es posible utilizarla. En la Figura 4.28a y 4.28b se observa que el índice de mineralización en los tratamientos que contienen estiércol bovino a los 60 días, el valor decreció conforme aumentó la dosis del LR y que fue menor a uno en todos los casos. En cambio, los que contenían residuo vegetal presentaron un índice mayor de 1, el cual es un indicativo de la falta de madurez y estabilidad el producto. Los resultados anteriores muestran cómo la composición de los residuos afecta la velocidad del proceso de composteo.

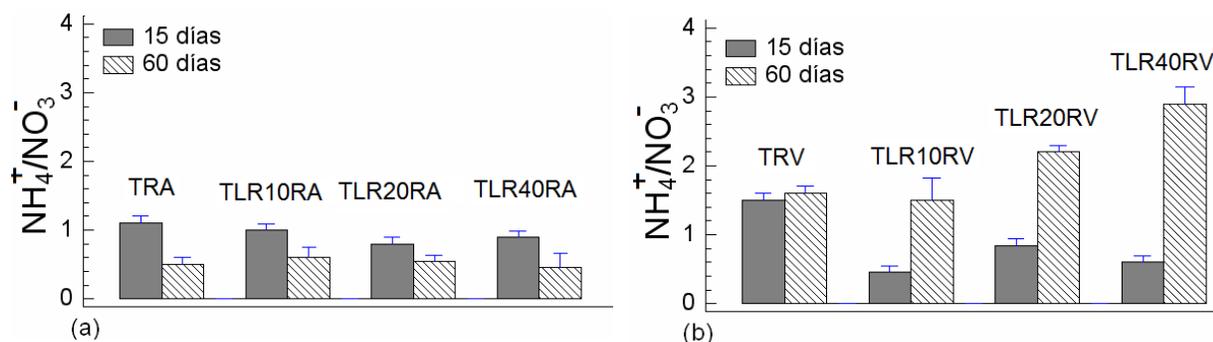


Figura. 4.28a y 4.28b. Relación $\text{N-NO}_3^-/\text{N-NH}_4^+$ en dos tiempos del vermicomposteo, (a) estiércol bovino y (b) residuo vegetal.

4.8. Simulación y modelación del proceso de vermicomposteo

4.8.1 Parámetros del experimento

A partir de los datos experimentales y de valores que se muestran en la Tabla 4.6 y 4.7, se corrió el modelo con la ayuda del software Excel y el método de análisis numérico de Runge-Kutta de cuarto orden.

El modelo contó con cuatro ecuaciones diferenciales, donde la primera ecuación [1] representó el cambio de la MO con respecto al tiempo, B significa la biomasa, MO_1 se refiere al

contenido de C orgánico al inicio y final del proceso y MO_2 representó el contenido de N total determinado en tiempo inicial y final.

El coeficiente α_1 representó la velocidad de transformación de la MO en lombriz, α_2 indica la velocidad de transformación de la MO en C orgánico y α_3 indica la velocidad de transformación del N total a partir de la MO presente en el proceso.

$$-\frac{dMO}{dt} = \frac{\alpha_1}{Y_1} B + \alpha_2 MO_1 + \alpha_3 MO_2 \quad [1]$$

La ecuación [Ec.2] representó a la biomasa de la lombriz con respecto al tiempo y contiene el término de Monod (1941) que se basa en dos principios 1) la velocidad de crecimiento, μ_{max} que es independiente de la concentración del nutrimento, el cual se presenta como coeficiente y se llama sustrato limitante, 2) y la formación de biomasa y los términos K_d y K_s representan las constantes cinéticas de velocidad del crecimiento de la población de la lombriz y B significa la biomasa del organismo (Bendi y Richter, 2002).

$$\frac{dB}{dt} = \frac{\mu_{max} MO B}{MO + (K_s)} - K_d B \quad [2]$$

La ecuación [Ec.3] consideró el cambio del C orgánico con respecto al tiempo, donde la literal α_1 significa el coeficiente estequiométrico, α_2 la velocidad de transformación de la MO en C orgánico, la MO_1 representa el contenido de C orgánico, μ_1 es el coeficiente asociado al crecimiento de la lombriz, Y_2 representa la productividad de C orgánico a partir de la MO presente y B la biomasa de la lombriz.

$$\frac{dC_{org}}{dt} = \alpha_1 \alpha_2 MO_1 + \frac{\mu_1}{Y_2} B \quad [3]$$

Para la ecuación [Ec. 4] se tiene α_2 como el coeficiente estequiométrico de transformación de MO en N total en función del tiempo, y α_3 indica la velocidad de transformación del N total a partir de la MO presente en el proceso de vermicomposteo. La MO_2 es el C orgánico, donde μ_1 indica la velocidad de transformación de la MO en lombriz, μ_1 , Y_2 y B son los mismos parámetros que están presentes en la ecuación [Ec. 3].

$$\frac{dN_{tot}}{dt} = a_2 \alpha_3 MO_2 + \frac{\mu_1}{Y_3} B \quad [4]$$

Tabla 4.6 Valores de las variables que se sustituyeron en el modelo.

Parámetro	Valor	Prueba	Fuente
Biomasa inicial (kg de Biomasa/m ³)	5.5500		Experimental
Materia orgánica inicial (kg de MO/m ³)	222.2200		Experimental
CO2 inicial (kg de CO2 /m ³)	230.0000		Aira <i>et al.</i> , 2008
Vel. de transformación de MO en Biomasa (1/día)	0.0308	R=0.9952, p<0.001	F=664, Experimental
Vel. de transformación de MO en CO ₂ (1/día)	0.0910		Aira <i>et al.</i> , 2008
Velocidad de transformación de MO en N (1/día)	0.0309	R=0.9883, p<0.001	F=554, Experimental
Productividad de biomasa (kg de Biomasa/kg de MO)	0.1270		Kaushik y Garg (2004)
Productividad de CO ₂ (kg de CO ₂ /kg de MO)	1.5000		Aira <i>et al.</i> , 2008
Productividad de N (kg de N/kg de MO)	0.0900		Experimental
Coefficiente de decaimiento	0.0010		Aira <i>et al.</i> , 2008
Vel. Máxima de crecimiento de la lombriz (1/día)	0.0290		Aira <i>et al.</i> , 2008

Tabla 4.7 Valores de productividad de N en la vermicomposta.

Tratamiento	Productividad (kg de N/kg de MO)
Residuo animal	
TAA	0.21
TLR10AA	0.24
TLR20AA	0.26
TLR40AA	0.55
Residuo vegetal	
TAV	0.11
TLR10AV	0.12
TLR20AV	0.13
TLR40AV	0.15

4.8.2. Modelo gráfico utilizando estiércol bovino, residuo vegetal y LR

El modelo que se corrió, muestra los gráficos que simulan el comportamiento del proceso de vermicomposteo en las figuras 4.29 y 4.30 a partir de los diferentes tipos de residuos orgánicos: estiércol bovino, residuo vegetal y tres dosis de lodo residual (10, 20 y 40 Mg ha⁻¹). La MO y nitrógeno total se incrementaron, en tanto la biomasa y la actividad respiratoria disminuyeron al final del proceso en todos los tratamientos. La recarga de MO en todos los tratamientos hizo incrementar la producción de N en el proceso y el tratamiento que produjo más N fue el TLR40RA. Esto va de acuerdo a los reportado por autores como Bohlem , Clive (1995) y Blair *et al.* (1997).

La importancia del modelo se centra en dar a conocer de manera sistémica el comportamiento de las variables que participan en el proceso de manera simultánea como es el C orgánico, N y las otras variables involucradas. Además si se modifican las condiciones iniciales se pueden pronosticar y conocer las condiciones de salida o final del proceso, que tienen una utilidad practica en la producción de compostas o vermicomposta a pequeña y media escala a nivel municipal o estatal.

Estudios que utilizan modelos son muy específicos y sólo manejan un sólo parámetro que estudia la estabilización de la composta y vermicomposta. Estudios de modelos, sólo describen de manera particular los procesos de mineralización del N (Chertov y Komarov 1997; Contreras *et al.* 2006; Mercedes *et al.* 2007) en donde se simula solo la mineralización, inmovilización y nitrificación del N, bajo condiciones de campo para conocer la dosis de fertilizante y la cinética de mineralización del N en suelos. Los modelos mecanicistas describen solo los procesos de biomasa microbiana, que pronostican la cantidad de N que retorna al suelo (Dinesh y Richter, 2002).

Otros estudios sobre modelación en composta o vermicomposta, también consideran únicamente el proceso de la cinética de mineralización del C evaluando la relación de *E. fetida* y las fracciones del C lábil (Caravaca y Roldan, 2003; Nourbakhsh, 2007). Los estudios de Contreras *et al.* (2006) también consideran sólo la cinética de mineralización del C al evaluar diferentes tipos de compostas y hacen comparaciones entre los residuos orgánicos de tipo animal (gallinaza, estiércol caprino y vaca). Por lo que el modelo propuesto participan más de un parámetro que lo hace más didáctico para el conocimiento de la elaboración de

vermicomposta cuando se trabaja con diferentes tipos de residuos orgánicos incluyendo a los lodos residuales.

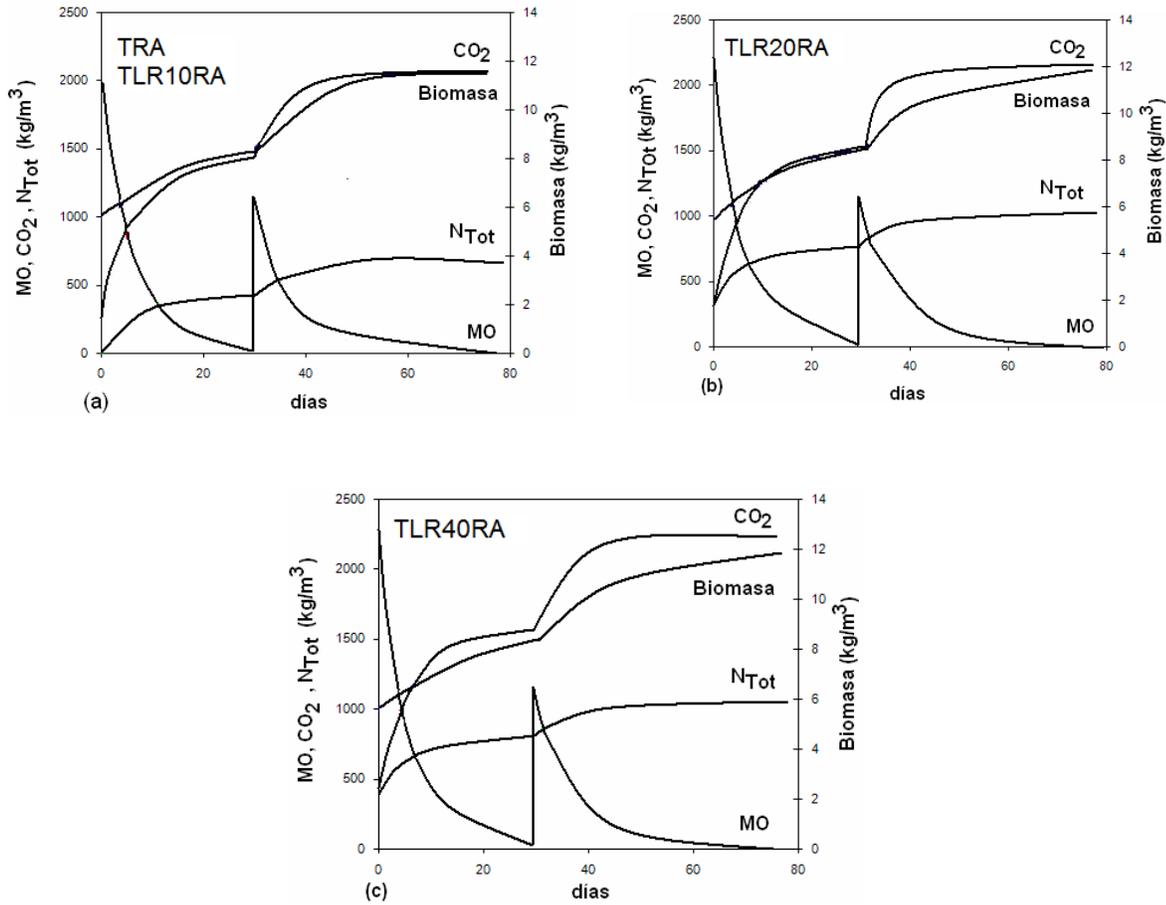


Figura 4.29 Modelación del proceso de vermicomposteo utilizando residuo animal: inciso (a, b, y c).

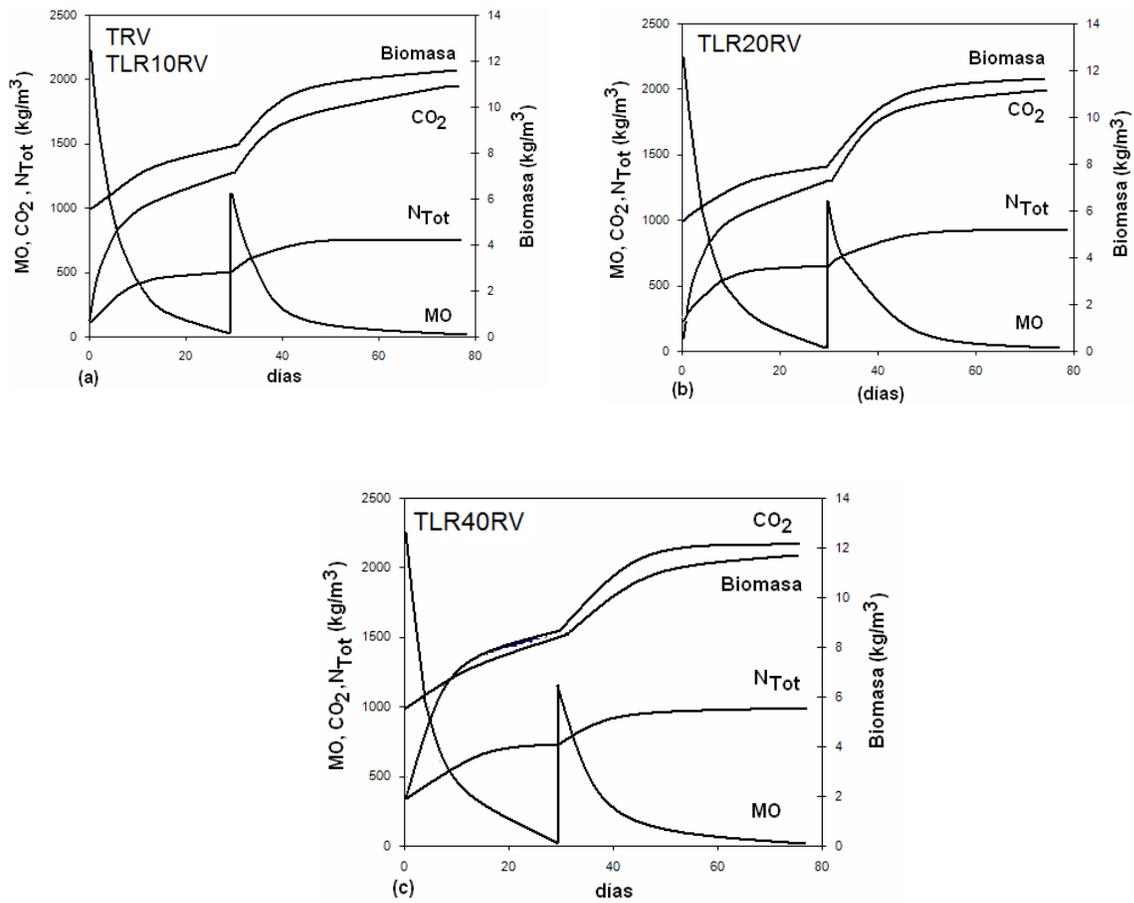


Figura 4.30 Modelación del proceso de vermicomposteo utilizando residuo vegetal: inciso (a, b, y c).

Capítulo V: Conclusiones

5.1 Conclusiones

El pH y la humedad fueron los parámetros que indicaron la estabilidad del proceso de vermicomposteo. La velocidad de estabilización se vio influenciada por el tipo de residuo, así como por la dosis de LR adicionada. Con el vermicomposteo de los residuos de tipo animal se logró una composta madura en menor tiempo que con los de tipo vegetal. Así mismo, el tiempo de estabilización se redujo al adicionar LR a los tratamientos con residuos de tipo animal. Otras variables que indicaron la estabilidad de la composta en los tratamientos fueron; la relación C/N y la actividad respiratoria. Con ambos tipos de residuos, la cinética de mineralización del C se ajustó a una cinética de primer orden. Los tres modelos desarrollados representaron adecuadamente los resultados experimentales. El primer modelo pronosticó la duración del proceso con base en la relación C/N, mientras que el segundo lo hizo en función de la velocidad de respiración y la cinética del C, en tanto que el tercer modelo determinó el balance de la carga de MO y la generación de N durante el proceso del vermicomposteo. Los tres modelos corroboraron que el vermicomposteo se realiza más rápida y eficientemente en los tratamientos con residuos de tipo animal adicionados con LR. De estos tratamientos, TLR40AA y TLR20AA son los que se pueden recomendar para obtener un mejorador de suelo en el menor tiempo posible.

5.2. LOGROS Y PERSPECTIVAS

Estudios como éste, que se enfocan en la aplicación de la vermicultura, hacen posible proponer alternativas para el aprovechamiento de residuos de forma más eficiente y controlada con el desarrollo de modelos matemáticos. De manera que se aportan herramientas y conocimientos para atender una problemática ambiental importante y creciente.

Existe una variedad amplia de residuos susceptibles de ser aprovechados mediante el vermicomposteo, los cuales no se han estudiado, y por tanto se desconoce en qué medida pueden ser utilizados e incluso si podrían tener algún efecto tóxico para la biota del sistema.

También hay oportunidades de optimización del proceso mediante el desarrollo de dispositivos, o bien, manipulación genética de los organismos involucrados.

REFERENCIAS

- Adams, S.R.H., Dominguez, R.V., Vinalay, C.L. 2002. Evaluation of microbial respiration and ecotoxicology in contaminated soils representative of the petroleum-producing region of southeastern México. *Terra*. 3: 253-265.
- Adegbidi, H.G., Briggs, R.H. 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse. *J. Biomass. Bioenergy*. 25: 665-673.
- Aira, M., Monroy, F., Domínguez, J. 2005. Ageing effects on nitrogen dynamics and enzyme activities in cast of *Aporrectodea caliginosa* (Lumbricidae). *Pedobiologia*.49:467-473.
- Aira, M., Monroy, F., Domínguez, J. 2006. C to N ratio strongly effects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems. *Eur. J. Soil Biol.* 42:S127-S13.
- Aria, M., Sampedro, L., Monroy, F. Domínguez, J. 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biol. Biochem.* 40:2511-2516.
- Aira, M., Domínguez, J. 2009. Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). *J. Hazard. Mater.* 161:1234-1238.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Biores. Technol.*76: 125-129.
- Alef, K., Nannipieri, P. 1995. *Methods in applied soil microbiology and Biochemistry*. Academic Press. London. 450 p.

- Alidadi, H., Parvaresh, A.R., Shahmansouri, M.R., Pourmoghadas, H. 2005. Combined compost and vermicomposting process in the treatment and bioconversion of sludge. Iran. J. Environ. Heal. Sci. Engin. 4: 251-254.
- Almendros, G., Dorado J. 1999. Structural Factors related to the biodegradability of laboratory-modified humic acid preparations. J. Soil Sci. Am. 50: 227-236.
- Álvarez, R., Álvarez, C.R. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:184-189.
- Armenta, V.R.R. 2006. Transformación de la material orgánica por la lombriz (*Eisenia foetida*) en suelos enmendados con lodo residual. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de México. 71pp.
- Armijo, V., Ojeda, B.S., Ramírez, B. M.E. 2007. Caracterización de residuos sólidos el potencial de reciclaje para una institución de educación superior. Encuentro Nacional de Expertos en Residuos Sólidos. Universidad Autónoma de Baja California, México. ISBN 970-735-075-X: pp. 66-77.
- Atiyeh, R.M., Dominguez, J., Subler, S., Clive, A.E., 2000a. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia fetida*, Bouché). Pedobiologia. 44: 709-724.
- Atiyeh, R.M., Subler, S., Edwards, C.A., Bachman, G., Metzger, J.D. 2000b. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. and Shuster, W. Pedobiologia. 44: 579-590.
- Barrera, G.R., Lima, V.F., Ferrer, S.A. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. Waste Manage. Res. 24: 37-47.

- Bendi, D.K., y Richter, J. 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biol. Fertil. Soils*. 35: 168-183.
- Benítez E., Romero E., Gallardo-Lara F, y Nogales R. 2000. Asimilabilidad de metales pesados en el suelo enmendado con diferentes biosólidos residuales urbanos. *Rev. Edafología*, 7-2: 157-164.
- Bengtsson, G., Bengtson, P., Mansson, K.F. 2003. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biol. Biochem.* 35: 143-154.
- Bhattacharya, S.S., Chattopadhyay, G.N. 2004. Transformation of nitrogen during vermicomposting of flay ash. *Waste Manage. Res.* 22:488-491.
- Biswarup, S., Chandra, T.S. 2007. Sugar industry wastes; Vermicompost; Lignocelluloses biofractionation. *Biores. Technol.* 98:1680-1683.
- Bitvutskii, N.P., Soloeva, A.N., Lukina, E.I., Oleinik, K.A.S., Zargorodnyaya, Yu, A., Demin, V.V., Byzov, B.A. 2007. Stimulating effect of earthworm excreta on the mineralization of nitrogen compounds in soil. *Eurasian Soil Sci.* 40: 429-431.
- Blair, J.M., Parmelee, R.W., Allen, M.F., McCartney, D.A., Stinner, B.R. 1997. Changes in soil N pools in response to earthworm population manipulations in agroecosystem with different N sources. *Soil Biol. Biochem.* 29: 361-367.
- Bohlem, P., Clive, A.E. 1995. Earthworm effects on N dynamics and soil respiration in microcosms receiving organic and inorganic nutrients. *Soil Biol. Biochem.* 27: 341-348.
- Bohlem, P. 2002. Earthworms. *Encyclopedia of Soil Science*. R. Lal (ed). Florida, USA. pp 370-373.

- Bollag, J., Stotzky, M. 1993. Soil Biochemistry. Vol. 8. New York. 418 p.
- Boyle, M. 1990. Biodegradation of land-applied sludge. J. Environ. Qual. 11:640-643.
- Braun, M. 1983. Differential equations and the applications. 3er Edition. Springer-Verlag. New York. 546 p.
- Brewer, L.J., Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimming. . Compost Sci. Util. 2:96-112.
- Brown, D., Rothery, P. 1993. Models in Biology: Mathematics, statistics and computing. John Wiley & Sons. New York . pp. 419.
- Campitelli, P., Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. Chemistry and Intelligent laboratory Systems. 90:64-71.
- Capistrán, F., Aranda, E., Romero, J.C. 2001. Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México. 150 p.
- Caravaca, F., Roldán, A. 2003. Effect of *Eisenia foetida* earthworms on mineralization kinetics, microbial biomass, enzyme activities, respiration and labile C fractions of the three soils treated with a composed organic residue. Biol. Fertil. Soils. 38:45-51.
- Cardoso, V.L. 2002. Sistema de vermiestabilización para plantas de tratamientos municipal. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 28. Cancún, México. 27 oct-1 nov.
- Castillo, E.A., Quarin, H.S., Iglesias, C.M. 2000. Vermicompost chemical and physical characterization from raw mixed organic wastes. Agric. Technol. . 1: 74-79.

- Clarke, W., Taylor, M., Cossinns, R. 2007. Evaluation by respirometry of loading capacity of a high rate vermicompost bed for freating sewage sludge. *Biores.Technol.* 98:2611-2118.
- Chaoui, H.I., Zibilske, M.L., Ohno, T. 2003. Effects of earthworm cast and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability. *Soil Biol. Biochem.* 35: 295-302.
- Chaudhuri, P.S., Pal, T.K., Bhattacharjee, G., Dey, S.K. 2000. Chemical changes vermicomposting (*Periony excavatus*) of kitchen waste. *Tropic. Ecol.* 41:107-110.
- Chertov, O.G., Komarov, A.S. 1997. SOMM: A model of soil organic matter dynamics. *Ecol. Model.* 94:177-189.
- Cédric, F., Maelem, P. 2005. Stabilization of organic matter during composting. *Compost. Sci. Utiliz.* 13: 72-83.
- Cédri, F., Poitrenaud, M., Houot, S. 2005. Stabilization of organic mater during composting: Influence of process and feedstock . *Compost. Sci. Utiliz.* 1:72-83.
- Cedú, F., Oitrenaud, M., Houot, S. 2005. Stabilization of process and feedstock compost. *Sci. Utilization.* 13: 72-73.
- CNA. 1999. Comisión Nacional del Agua. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento 06/Oct./01. Página en red. <http://www.cna.gob.mx/porta/publicaciones/Subsector99/Capb99.PDF>. (Consultada en 10 de noviembre, 2009).
- Colín, C.A., Ayesterán, H.L.M., Gutiérrez, S.E.F., Torres, P.J. 2006. Nuevas aplicaciones de lodos residuales. *REv. Int. de Cien. Ambient.* 1-10.

- Contreras, F., Paolini, J., Rivero, C. 2006. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas sobre la cinética de mineralización del carbono en suelo del Municipio Rivas Dávila estado Mérida, Venezuela. 31:37-52.
- Cuevas, G.R. 2005. Desarrollo de la lombriz *Eisenia fetida* Sar. En dos localidades y efecto de la lombricomposta en maíz en el Soconusco Chiapas. Tesis de Maestría en Ciencias en Agricultura Tropical. Universidad Autónoma del Chiapas. México. 51p.
- Daniel, O., Kohli, L., Bieri, M. 1996. Weight gain and weight loss of the earthworm *Lumbricus terrestris* L. at different temperatures and body weights. Soil Biol. Biochem.28: 1235-1240.
- Davi, S.H., Vijayalaksmi, K., Pvasabba, N.D. 2008. Comparative assessment of nitrogen mineralization potential of normal compost and vermicompost Asian J. Microbiol. Biotechnol. Environ. Sci. 10: 167-171.
- Delgado, A.M.D.H., Porcel, C.M.A., Millarez, D.I.H.R., Beltrán, R.F., Beringola, B. L., Martín, S.J.V. 2002. Sewage sludge compost fertilizer effects on maize yield and soil heavy metal concentration. Rev. Int. Contam. Ambient. 3: 147-150.
- Delgado, A.M.D.H., Porcel, C.M.A., Millarez, D.I.H.R., Beltrán, R.F., Beringola, B *Eisenia fetida*. L., Martín, S.J.V. 2004. Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. Rev. Int. Contam. Ambient. 3: 147-150.
- Dinesh, K.B., Richtner, J. 2002. A critical review of some approaches to modeling nitrogen mineralization. Biol. Fertil. Soils. 35:162-183.
- Domínguez, J., Clive, A.E., Webster,M. 2000. Vermicomposting of sewage effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia fetida* . Pedobiología. 44: 24-32.

- Dou, Z., Toth, J.D., Jalal, D., Fox, J.R., Fritton, D.D. 1996. Soil nitrogen mineralization during laboratory incubation: Dynamics and model fitting. *Soil Biol. Biochem.* 415: 625-632.
- Elvira, C., Sampedro, L., Domínguez, J., Mato, S. 1997. Vermicomposting of wastewater sludge from paper-pulp industry with nitrogen rich materials. *Soil Biol. Biochem.* 29:759-762.
- Filep, G. 1999. Soil chemistry. Processes and constituents. Hungarian Academy Sciences. Akadémiai Kiado. Budapest. pp. 230.
- Frederickson, H., Honell, G., Hubson, M.A. 2007. Effect of pre-composting and vermicomposting on compost characteristics. *Eur. J. Soil Biol.* 43: 5320-5326.
- García, P.R.E. 2006. La lombriz de tierra como biotecnología en agricultura. Tesis de licenciatura en la Universidad Autónoma de Chapingo. México. 177 p.
- Garg, V.K., Kaushik, P. 2005. Vermistabilization of textile mill sludge skied with poultry dropping by an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresour. Technol.* 96:1063-1071.
- Garg, V.K., Chand, S. Chhillard, A., Yadav, A. 2005. Growth and reproduction of *Eisenia foetida* in various animal wastes during vermicomposting. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 2: 51-59.
- Garg, P., Gupta, A., Satya S. 2006a. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. *Biores. Technol.* 97: 391-395.
- Garg, V., Yadav Y.K., Sheoran, A. Chand, S. Kaushik, C.P., Pritam, S. 2006b. Livestock excreta management through vermicomposting using an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *The Environmentalist.* 4:269-276.

-
- Garnier, P., Cambier, C., Bousso, M., Masse, D., Chenu, C., Recous, S. 2008. Modeling the influence of soil-plant residue contact on carbon mineralization: Comparison of a compartmental approach and 3D spatial approach. *Soil Biol. Biochem.* 40: 2754-2761.
- Gerald, G.F., Wheatthey, P.O. 1989. *Applied numerical analysis*. 4ta. Ed. Addison Wesley. United States of American. 679 pp.
- Grant, R.T. 1995. Mathematical modeling of nitrous oxide evolution during nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 9:1117-1125.
- Gunadi, B., Clive, A.E., Blount, C.I.V. 2003. The influence of different moisture levels on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle and pig manure solids. *Eur. J. Soil Biol.* 39: 19-24
- Gupta, R., Garg, V.K. 2008. Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting . *J. Hazard. Mater.* 153: 1023–1030.
- Hadas, A., Kautsky, L., Portnoy, R. 1996. Mineralization of composted manure and microbial dynamics in spoil as effected by long-term nitrogen management. *Soil Biol. Biochem.* 6:733-738.
- Hobbelem, P.H.F., Gestel, C.A.M. 2007. Using dynamic energy budget modeling to predict the influence of temperature and food densiity on the effect of Cu on earthworm mediated litter consumption. *Ecol. Model.* 2002:373-384.
- Holmstrup, M. 2001. Sensitivity of life history parameters in the earthworm *Aporrectodea caliginosa* to small changes in soil water potential. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1217-1223.

- Hou, T., Qion, Y., Liu, G., Dong, R. 2005. The influence of temperature, pH, and C/N ratio on the growth on survival earthworms in Municipal soil wasted. *Agric. Engineering*. 1:1-6.
- Huang, C.Y., Hendrix, P.F., Falhey, T.J., Bohlem, P.J., Groffman, P.M. 2010. Asimulation model to evaluate the impacts of invasive earthworms on soil carbon dynamics. *Ecol. Model.* 212: 2447-2457.
- INEGI.1999. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario estadístico del Estado de México. Página en red :www.inegi.org.mx/inegi/poblacion/habitantes.aspx.(consultada el 5 de febrero del 2009).
- Jackson, L.M. 1982. Análisis químico de suelos. 4ta. Ed. Omega. Barcelona. España. 662 p.
- Jicong, H., Yanyun, Q., Guangqing, L., Dong, R. 2005. The influence of temperature, pH and C/N ratio on the growth and survival of earthworms in: Municipal Solid Waste. *J. Agric. Eng.* 7:1-6.
- Jordão, C.P., Fialho, L.L., Neves, J.C.L., Cecon, P.R., Mendonça, E.S., Fontes, R. L.F. 2007. Reduction of heavy metal contents in liquid effluents by vermicompost and the use metal-enriched vermicompost in lettuce cultivation. *Biores. Technol.* 98: 2800-2813.
- Kaushik, P., y Garg, V.K. 2004. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dug and agricultural residues. *Biores. Technol.* 94:203-209.
- Khwairakpam, M., Bhargava, R. 2009. Vermitechnology for sewage sludge recycling. *J. Hazar. Mater.* 161 :948-954.
- Kizilkaya, R., Bayrakli, B. 2005. Effect of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Appl. Soil Ecol.* 30:192-202.

- Kochany, J., Smith, W. 2001. Application of humic substances in environmental remediation. Tucson. pp 1-5.
- Lowe, C.N., Butt, K.R. 2005. Culture techniques for soil dwelling earthworms: A Review. *Pedobiologia*. 49: 401-413.
- Manna, M.C., Jha, S., Ghoh, P.K., Acharya, C.L. 2003. Comparative efficacy of three epigeic earthworms under different deciduous forest litters decomposition. *Biores. Technol.* 88:197-206.
- Mangrich, A.S., Lobo M.A., Tanck, C.B., Wypych, F.E., Toledo, B.S., Guimarães E. 2000. Criterion Preparation and Characterization of Earthworm-composts in View of Animal Waste Recycling. Part I. Correlation Between Chemical, Thermal and FTIR Spectroscopic Analyses of Four Humic Acids from Earthworm-composted Animal Manure. *J. Brazil. Chem. Soc.* 2: 164-169.
- Martínez, R.F., Calero, B.J.M., Nogales, V.R. y Rovesti, L. 2003. *Lombricultura. Manual practico.* La Habana. 72 p.
- Masciandro, G., Ceccanti, B., García, C. 2000. "In situ" vermicomposting of biological sludges and impacts on soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1015-1024.
- Mathur, P., Owen, G., Diniel, H., Schnitzer, M. 1993. Determination of compost biomaturity. *Biol. Agric. Horti.* 10: 65-85.
- McBride, M.B. 1994. *Environmental chemistry in soils.* Oxford Univ. Press. Oxford. pp.432
- McInerney, M., Bolger, T. 2000. Temperature, wetting cycles and soil texture effects on carbon and nitrogen dynamics in stabilized earthworm casts. *Soil Biol. Biochem.* 32: 335-349.

- Mercedes, Z. M., Cabrera, M.L., Kissel, D.E., Rema, J.P. 2007. Modeling field-scale N mineralization in coastal plain soils (USA). *Ecol. Model.* 7:243-250.
- Millares, D.I.R., Beltrán, E.M., Porcel, M.A., Delgado, D.M.M., Beringola, V.J., Calvo, R., Walter, J. 2002. Emergencia de seis cultivos tratados con lodo, fresco y composteados de estaciones depuradoras. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 3: 139-146.
- Montgomery, D. 2003. *Diseño y análisis de experimentos*. Edit. Iberoamericana, México. 595 p.
- Mora, D.J.R. 2000. Contribuciones del compost al mejoramiento de la fertilidad del suelo. Univ. De Caldas Manizales-Colombia. *Revista Luna Azul.* 10: 87-99.
- Moreno, R.A., Valdés, P.M.T., Zarate, L.T. 2005. Desarrollo de tomate en sustratos de vermicompost/arena bajo condiciones de invernadero. *Agric. Téc.* 1: 26-34.
- Muthukumaravel, K., Amsath, A., Sukumaran, M. 2008. Vermicomposting of vegetable waste using cow Dung. *J. Chemistry.* 4:810-813.
- Nair, J., Seckiozoic, Anda, M. 2006. Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste. *Biores. Technol.* 97: 2091-2095.
- Naddafi, K., Zamanzaden, M., Azimin, A.A., Onrami, G.A., Mesdaghinla, A.R., Modebi, E. 2004. Effects of temperature, dry solids and C/N ratio on vermicomposting of waste activated sludge. *Pak. J. Biol. Sci.* 7: 1217-1220.
- Ndegwa, P.M., y Thompson, S.A. 2000. Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids. *Biores. Technol.* 75: 7-12.
- Nomeda, S. Valdas, P., Chen, S.Y., Lin, J.E. 2008. Variation of metal distribution in sewage sludge composting. *Waste Manage.* 28:1637-1644.

-
- Nourbakhsh, F. 2007. Influence of vermicomposting on solid waste decomposition kinetics in soils. *J. Zhej. Univ. Sci.* 8: 725-730.
- Orozco, F.H., Cegarra, J., Trujillo, L.M., Roig, A. 2000. Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm *Eisenia fetida*: Effects on C and N contents and the availability of nutrients. *Biol. Fertil. Soils.* 2: 162-166.
- Palsania, J., Sharma, R., Srivastava, J.K., Sharma, D. 2008. Effects of moisture content variation over kinetic reaction during vermicomposting process. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 2:49-61.
- Parkin, B.T., Berry, C.E. 1999. Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1975-1771.
- Paul, E.A., Clark, F.E. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2da Ed. Academic Press. San Diego. 340 p.
- Peña, C.W. 2004. Los suelos desarrollados sobre serpentines y su relación con la Flora Endémica. Tesis Doctoral de la Universidad de Santiago de Compostela, España. 402 p.
- Pearson, M.S., Maenpa, K., Pierzynski, G.M., Lydy, M.J. 2000. Bioremediation and Biodegradation. *J. Environ. Qual.* 29: 161-1617.
- Pereira, M., Azura, M.A. 2003. vermicompost as a natural absorbent material: Characterization and potentialities for cadmium adsorption. *Chem. Soc.* 1:39-47.
- Porta, C.J., López, A.R.M., Roquero, L.C. 2003. *Edafología: para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-Prensa. España. 849 p.

-
- Quinchia, A.M., Carmona, D.M. 2004. Factibilidad de disposición de los biosólidos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales combinadas. EIA. 2: 89-108 p.
- Rodríguez, S.M.A., Córdova, V.A. 2006. Manual de compostaje: tratamientos de residuos sólidos. SEMARNAT. INE. GTZ. México. 101 p.
- Saffih, H.K., Mary, B. 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. Soil Biol. Biochem. 40: 594-607.
- Salcedo, P.E., Vázquez, A.A., Krishnumurthy, L., Zamora, H.F., Hernández, A.E., Rodríguez, M.R. 2007. Evaluación de lodos residuales como abono orgánico en suelos volcánicos de uso agrícola y forestal en Jalisco, México. InterCiencia. 32: 115-120.
- Sánchez, L.E. 2004. Programas de acciones de Saneamiento. En curso de tratamiento de aguas municipales, curso organizado por Instituto Mexicano de Agua Potable. San Luis Potosí, México. 18-19.
- Sander, T., Gergke, H. H. 2009. Modelling field-data of preferential flow in paddy spoil induced by earthworm burrows. J. Comt. Hydrol. 140: 126-136.
- Sangwa, P., Kaushi, C.P., Garg, V.K. 2008. Feasibility of utilization of horse dung spiked filter cake in vermicomposted using exotic earthworm *Eisenia foetida*. Biores. Technol. 99: 2442-2448.
- Santamaría R. S., Ferrer, C.R. 2002. Dinámica poblacional de *Eisenia andrei* (bouche, 1972) en diferentes residuos orgánicos. Terra. 3: 303-310.

- Savin, C., Görres, J.H., Neher, D.A., Amador, J.A. 2001. Biogeophysical factors influencing soil respiration and mineral nitrogen content in an old field soil. *Soil Biol. Biochem.* 33: 429-438.
- Sauri, R.M.R., Nájera, A.A.H., Ramírez, J.G., Mejía, S.G.M. 2002. Aplicación del composteo como método de tratamiento de los residuos de frutas producidos en zonas de alta generación. *Revista de Ingeniería.* 6: 13-20.
- SAGARPA. 2002. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Anuario estadístico de la producción agropecuaria en la Comarcas Lagunera. Página en red: www.uaaan.mx/academic/Horticultural/.../uso_estiercol.pdf. (Consultada el 5 de febrero del 2009).
- SAGARPA. 2007. Norma Mexicana de humus y lombriz, especificaciones y métodos de prueba. Página en red: www.Ordenjuicio.gob.mx/FEDERAL/PE/ADF/SAGARPA/Normas/Oficiales/nmx-ff-109-scfi-2007.pdf. (Consultada 5 de junio del 2010).
- Sharma, S., Pradham, K., Satya, S., Vasudevan, P. 2005. Potentiality of earthworms for waste management and in other use- A review. *The J. Am. Sci.* 1:1-16.
- SEMARNAT. 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad, y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. *Diario Oficial*, martes 31 de diciembre, 2002. Página en red: www.semarnat.gob.mx/.../NOM.021-RECNAT-2000.pdf. (Consultada el 22 de agosto del 2010).
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-004, Protección ambiental. - lodos y biosólidos- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición oficial. *Diario Oficial* viernes 15 de agosto de 2003. Página en red: www.semarnat.gob.mx/.../NOM-004-SEMARNAT-2002.pdf. (Consultada el 5 de febrero del 2009).

- Sheppard, S., Evender, W., Corwell, T. 1997. Depuration and uptake kinetics of I, Cs, Mn, Zn and Cd by the earthworms (*Lumbricus terrestris*) in radiotracer-spiked litter. Environ. Toxic. Chem. 10: 1206-1212.
- Shinder, W.M.L., Bohlen, O.J., McCartney, D.A., Subler, S., Edwards, C.A. 1997. Earthworms effects on soil respiration in corn agroecosystems receiving different nutrient inputs. Soil Biol. Biochem. 29: 409-412.
- Singh, N.B., Khare, A.H., Bhargava, D.S., Bhattacharya, S. 2005. Effects of initial substrate pH on vermicomposting using *Perionyx excavate* (Perrier, 1872). Appl. Ecol. Environ. Res. 1:85-97.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnon, C.T., Sumner, M.E. 1996. Methods of soil analysis (parte 3 Chemical methods). Soil Science Society of America, Inc, American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA. pp. 388-405.
- Smith, S.R. 1996. Agricultural recycling of sewage sludge and the environment. CAB international. United King. 382 p.
- Smith, S.R. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. Environmental International. 35: 142-156.
- Suthar, S., Singh, S. 2008. Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (*Perionyx escavatus* and *Perionyx sansibarius*). Int. J. Environ. Sci. Technol. 1:99-106.
- Suthar, S. 2009. Vermistabilization of municipal sewage amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). J. Hazar. Mater. 163:199-206.

- Szlenk, W. 1991. Modelos matemáticos en la Biología. VII Coloquio del Departamento de Matemáticas. E.S.F.M. del IPN. México. 60 p.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. 1994. Gestión integral de residuos sólidos. McGraw-Hill. México. 1087 p.
- Tognetti, C., Mazzarino, H.J., Laus, F. 2008. Compost of municipal organic waste: Effects of different management practice on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biol Biochem.* 40:2290-2296.
- Velasco, V.J., Ferrera, C.R., Almaraz, S.J.J. 2001. Vermicomposta, micorriza aebuscular *Azospirillum brasilense* en tomate de cascara. *Terra.* 19: 241-248.
- Volke, S.T., Velasco, T.J.A., de la Rosa, P.D.A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. D.F., México. 141 p.
- Wang, W.J., Dalal, R.C., Moody, P.W., Smith, C.J. 2003. Relationship of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.* 35: 273-284.
- Wright, J.R., Stuczynski, T. 1996. Methods of soil analysis Part. 3 Chemical Methods. Soil Science Society of America. pp. 65-139.
- Yadav, A., Garg, V.K. 2009. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. *J. Hazar. Mater.* 168:262-268.
- Yagi, R., Ferreira, M.E., Pessoa, D.C.M.C., Barbosa, J.C. 2003. Organic matter fractions and soil fertility under the influence of liming vermicompost and cattle manure. *Sci. Agric.* 3:549-557.

Zhou, L., Wong, J. 2001. Effects of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil Koper sorption. *Environ. Qual. J.* 30: 878-883.

ANEXOS

Anexo 1. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000

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

Anexo 2. Valores de referencia de la materia orgánica en suelos minerales y volcánicos de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000

Clase	Materia orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy baja	<4.0	<0.5
Baja	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	>6

Anexo 3. Resultado de Nitrógeno total de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000

Clase	Nitrógeno total (%)
Muy bajo	<0.05
Bajo	0.05-0.10
Medio	0.10-0.15
Alto	0.15-0.25
Muy alto	>0.25

Anexo 4. Resultado de Nitrógeno total para suelo volcánicos de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Clase	Nitrógeno total (%)
Bajo	<0.30
Medio	0.30-0.80
Alto	>0.8

Anexo 5. Interpretación de calcio, magnesio y potasio (Ca, Mg y K), resultados de los análisis de bases intercambiables de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Clase	Ca	Mg	K
	Cmol(+) kg ⁻¹		
	1		
Muy baja	<2	<0.5	<0.2
Baja	2-5	0.5-1.3	0.2-0.3
Mediana	5-10	1.3-3.0	0.3-0.6
Alta	>10	>3.0	>0.6

Anexo 6. Valores de micronutrientos extraíbles con DTPA, de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Clase	Fe	Cu	Zn	Mn
		mg kg ⁻¹		
Deficiente	<2.5	<0.2	<0.5	<1.0
Marginal	2.5-4.5			
Adecuado	>4.5	>0.2	>1.0	>1.0

Anexo 7. Elementos tóxicos en el suelo según la tolerancia de los cultivos, de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Clase	Cd	Pb	Ni
		mg kg ⁻¹	
Normal	0.35	35	50
Peligroso	3-5	100-300	100

Anexo 8. Intervalos de metales permisibles (mg kg⁻¹, en peso seco) en lodos residuales para su uso agrícola de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002* y Porta et al. **, 2003.

Metal	Excelente*	Bueno*	Excelente**	Bueno**
Cd	39	85	20	140
Cr	1200	3000	-	-
Cu	1500	4300	1000	1750
Pb	300	840	750	1200
Ni	420	420	300	400
Zn	2800	7500	2500	4000

Anexo 9. De acuerdo a la norma oficial mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007 humus de lombriz (lombricomposta) - especificaciones y métodos de prueba.

Característica	Valor
Nitrógeno total	De 1 a 4% (base seca)
Materia orgánica	De 20% a 50% (base seca)
Relación C/N	≤ 20
Humedad	De 20 a 40% (sobre materia húmeda)
pH	de 5.5 a 8.54
Conductividad eléctrica	≤ 4 dS m ⁻¹
Capacidad de intercambio catiónico	> 40 cmol kg ⁻¹
Densidad aparente sobre materia seca	0.40 a 0.90 g mL ⁻¹
Materiales adicionados	Ausente

Fuente: NMX-FF-109-SCFI-2007 humus de lombriz (lombricomposta) - especificaciones y métodos de prueba

Anexo 10. Capítulo de libro: Pedro del Aguila, Jorge de la Fuente, Rosa Icela Beltrán Hernández y Rocío Vaca Paulín. 2009. Mineralización del carbono durante el vermicomposteo de mezclas de residuos vegetales-lodos residuales y residuos animales-lodos residuales. En: Estudios Ambientales de la Universidad Autónoma el Estado de Hidalgo. ISBN 978-607-402-079-9.87-92.

ESTUDIOS AMBIENTALES

realizados en la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

2 0 0 4 - 2 0 0 9



**ESTUDIOS AMBIENTALES REALIZADOS
EN LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO
DE HIDALGO**

2004-2009

Editores

Elena María Otazo Sánchez
Claudia Coronel Olivares
Francisco Prieto García
César Abelardo González Ramírez
Alberto José Gordillo Martínez

Comisión revisora

Rosa Icela Beltrán Hernández
Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez
Elena María Otazo Sánchez
Alma Delia Román Gutiérrez
Claudia Coronel Olivares
Francisco Prieto García
César Abelardo González Ramírez



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

Luis Gil Borja

Rector

Humberto A. Veras Godoy

Secretario General

Marco Antonio Alfaro Morales

Coordinador de la División de Extensión de la Cultura

Otilio Arturo Acevedo Sandoval

Coordinador de la División de Investigación y Posgrado

Octavio Castillo Acosta

Director del Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

Horacio Romero

Director de Ediciones y Publicaciones

Primera edición: 2009

© Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Abasolo 600, Centro, Pachuca, Hidalgo, México, CP 42000

Correo electrónico: editor@uaeh.edu.mx

Prohibida la reproducción parcial o total de esta obra

sin el consentimiento escrito

de la UAEH.

ISBN 978-607-482-079-9

ÍNDICE

Prólogo.....	5
Presentación.....	7
Importancia de la concentración de biomasa metanogénica y soportes sólidos sobre la cinética de colonización microbiana.....	9
<i>Jorge del Real Olvera, Francisco Prieto García, Alma D. Román Gutiérrez y Alberto J. Gordillo Martínez</i>	
Perspectivas ambientales del uso de tezontle en la descontaminación de iones metálicos en agua.....	17
<i>Araceli Ortiz Polo, Elena María Otazo Sánchez, Francisco Prieto García, Alberto José Gordillo Martínez y Otilio Arturo Acevedo Sandoval</i>	
Propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos ácidos en el Estado de Hidalgo, México.....	21
<i>Enrique Cruz-Chávez, Otilio A. Acevedo-Sandoval, Misael E. Cruz-Sánchez, Francisco Prieto-García, José A. Gordillo-Martínez y César Maycotte-Morales</i>	
Afectaciones a la salud por metales tóxicos en la población de Xochitlán, Hidalgo, México.....	33
<i>Roberto García Monroy, Francisco Prieto García, William Scott Monks, Griselda Pulido Flores y Armida Zúñiga Estrada</i>	
Estudio de la adsorción de herbicidas en suelo agrícola y en plantas comestibles.....	45
<i>Julio Rodríguez Baños, Otilio Arturo Acevedo Sandoval, José Roberto Villagómez Ibarra, Elena María Otazo Sánchez y César Abelardo González Ramírez</i>	
Metodología clínico-ambiental para evaluación de daños y riesgos a la salud por metales pesados.....	51
<i>Fabiola E. Aranzabal Paredes, Francisco Prieto García, Armida Zúñiga Estrada y Fela Viso Gurovich</i>	
Efecto de la aplicación de estiércol bovino en algunas propiedades físicas de suelos agrícolas de Tizayuca, Hidalgo.....	61
<i>Yolanda Marmolejo-Santillán, Francisco Prieto-García, Otilio Arturo Acevedo-Sandoval, Rosa Icela Beltrán-Hernández y Fidel Pérez-Moreno</i>	
Evaluación de metales en el sedimento del Lago de Tecocomulco Hidalgo, México.....	67
<i>Claudia Romo-Gómez, Scott Monks, Griselda Pulido-Flores, Otilio A. Acevedo-Sandoval, Alberto José Gordillo-Martínez y José Roberto Villagómez-Ibarra</i>	
Caracterización fisicoquímica de la laguna El Limón, Chiapas.....	73
<i>MT Leal-Ascencio, S. Miranda, E. Otazo, F. Prieto y A. J. Gordillo</i>	

Compuestos volátiles orgánicos, toxicidad y mutagenicidad en el río Atoyac	79
<i>Ana Sandoval Villasana, Griselda Pulido Flores, William Scott Monks Sheets, Gordillo José Alberto y Villegas Villarreal Elba Cristina</i>	
Mineralización del carbono durante el vermicomposteo de mezclas de residuos vegetales-lodos residuales y residuos animales-lodos residuales.....	87
<i>Pedro del Águila Juárez, Jorge Lugo de la Fuente, Rosa Icela Beltrán Hernández y Rocío Vaca Paulín</i>	
Obtención de azúcares fermentables a partir de los residuos de la industria maltera.	
Parte I: Hidrólisis ácida del grano de cebada.....	93
<i>Faliana Castillo Olvera, Alma Delia Román Gutiérrez, Abel Blancas Cabrera y Francisco Prieto García</i>	
Aplicación de la electrocoagulación en la remoción de arsénico en agua.....	99
<i>Martín Piña Soberanis, Alejandra Martín Domínguez, María de Lourdes Rivera Huerta, Sara Pérez Castrejón y César Abelardo González Ramírez</i>	
Determinación de metales extractables (Fe, Cu, Zn, Mn y Pb) en suelos aledaños a la ciudad industrial Xicohtencatl I, Tlaxcala, México.....	109
<i>Elizabeth García Gallegos, Otilio A. Acevedo Sandoval, Elizabeth Hernández Acosta, Francisco Prieto García y Gabriela A. Vázquez Rodríguez</i>	
Especies de plantas usadas para combatir plagas en Hidalgo, México.....	113
<i>Miguel Ángel Villavicencio Nieto, Blanca Estela Pérez Escandón y Alberto José Gordillo Martínez</i>	
Daño genotóxico de la aplicación clínica de fluoruro.....	121
<i>Patricia Vázquez Alvarado, Francisco Prieto García, Claudia Coronel Olivares, Alberto José Gordillo Martínez y Alejandra Hernández Ceruelos</i>	
Caracterización del cultivo de cebada maltera (<i>Hordeum sativum</i> Jess) recolectado en cosecha al sur del estado de Hidalgo y su relación con la calidad de suelos.....	129
<i>Judith Prieto Méndez, César A. González Ramírez, Alma D. Román Gutiérrez, Alberto José Gordillo Martínez y Francisco Prieto García</i>	
Contaminación por colorantes provenientes de la industria textil.....	139
<i>Adriana Cortazar-Martínez, César Abelardo González-Ramírez, Claudia Coronel-Olivares, José Adelfo Escalante-Lozada y José Roberto Villagómez-Ibarra</i>	
Determinación de la calidad del agua de la laguna de Tecocomulco, Hidalgo.....	147
<i>Angélica Evelin Delgadillo López, César Abelardo González Ramírez, Francisco Prieto García, José Roberto Villagómez Ibarra y Otilio Acevedo Sandoval</i>	

MINERALIZACIÓN DEL CARBONO DURANTE EL VERMICOMPOSTEO DE MEZCLAS DE RESIDUOS VEGETALES-LODOS RESIDUALES Y RESIDUOS ANIMALES-LODOS RESIDUALES

Pedro del Águila Juárez,¹ Jorge Lugo de la Fuente,¹ Rosa Icela Beltrán Hernández,² Rocío Vaca Paulín¹

¹Lab. de Edafología y Ambiente, Facultad de Ciencias UAEM. Instituto Literario 100. Toluca México

²Laboratorio de Ciencias Ambientales, Área Académica de Química, UAEH. e-mail: daguila@uaemex.mx

Resumen

El vermicomposteo es un proceso aerobio cuya evolución se puede monitorear indirectamente mediante la producción de CO₂, producto final de la actividad respiratoria de la lombriz de tierra (*Eisenia fetida*) y los microorganismos. Por ello, en este trabajo se evaluó la rapidez de mineralización del C orgánico de mezclas de LR con residuos vegetales y animales mediante el seguimiento de la producción de CO₂. Para lo cual se sometieron a vermicomposteo ocho tratamientos: uno con residuo vegetal (TAV), otro con abono bovino (TAA), tres con residuo vegetal y LR (TLR10AV, TLR20AV, TLR40AV, el número indica las dosis de LR en Mg ha⁻¹) y tres con abono bovino y LR (TLR10AA, TLR20AA y TLR40AA). Todos los tratamientos se incubaron durante 15, 60 y 90 días. Los resultados indicaron que la mayor aceleración de mineralización del C orgánico se presentó en los tratamientos que contenían estiércol bovino y LR y de este grupo de tratamientos, el más eficiente fue el TLR40AA.

Palabras clave: vermicomposta, respiración, lodo residual.

Introducción

La materia orgánica (MO) es un componente clave en los suelos porque impacta en sus características físicas, químicas y biológicas. Entre las diversas funciones que desempeña la MO en el suelo, están la de suministrar nutrientes a las plantas e incentivar la actividad de la microbiota (Sutarh, 2009). Sin embargo, para que los nutrientes contenidos en la MO sean aprovechados por las plantas, debe ocurrir un proceso de mineralización, en el que los componentes

orgánicos sean transformados por los microorganismos en compuestos inorgánicos, forma en la que son asimilados por las plantas. Otro resultado de esa mineralización es la emisión de CO₂, producto del metabolismo aerobio de los microorganismos. Por ello, la producción de CO₂ ha sido empleada como un parámetro indicador de la rapidez en la degradación de la MO (Adams *et ál.*, 2002).

La composición y complejidad estructural de la MO varía de acuerdo con su procedencia; la de origen vegetal se caracteriza por presentar valores de relación carbono orgánico/nitrógeno total (C/N) muy superiores a los del suelo (10-14) y estructuras complejas, mientras que la de origen animal muestra valores de C/N más cercanos a los del suelo y compuestos de estructuras más sencillas (Porta *et ál.*, 2003).

La relación C/N, así como la complejidad estructural de los componentes de la MO son factores intrínsecos que determinan con qué rapidez y facilidad será mineralizada; ya que los microorganismos utilizarán preferentemente, como sustrato, los compuestos orgánicos que les aporten nutrientes de forma más balanceada y cuyas estructuras químicas sean más sencillas (Álvarez y Álvarez, 2000). Debido a lo anterior, los residuos orgánicos que se adicionen a un determinado suelo se degradarán con diferente rapidez.

En algunas ocasiones, la velocidad con que son liberados los nutrientes de la MO no proporciona la cantidad que requiere la planta. Para solucionar este problema, se han desarrollado técnicas de composteo, en las cuales se proporcionan las condiciones necesarias para que la mineralización se desarrolle sin limitaciones y se obtenga un

producto rico en nutrimentos y con una MO estabilizada que mejorará las características del suelo (Atiyeh *et ál.*, 2000).

Existen diversas variantes para el composteo de materiales orgánicos, entre las que destaca por su eficiencia es el vermicomposteo, el cual consiste en emplear la lombriz de tierra (*Eisenia fetida*); además de los microorganismos para la transformación de los residuos orgánicos (Aira *et ál.*, 2007). Así, mediante este proceso pueden tratarse una variedad de materiales orgánicos de desecho como residuos domésticos, restos vegetales de podas, excremento de animales y lodos residuales, entre otros.

Debido a la variación que pueden presentar dichos residuos en su composición, es importante hacer mezclas de ellos para balancear el aporte de nutrimentos para los organismos degradadores y, por ende, acelerar el proceso. Asimismo, se debe considerar que en ocasiones no se dispone de los materiales necesarios para obtener la mejor mezcla; no obstante, es factible compostear esos residuos. Lo que es indispensable en cualquier caso, es conocer el proceso para determinar cómo se verá afectada la cinética de descomposición (Sutarh, 2008). Por ello, en este trabajo se evaluó la rapidez de mineralización del C orgánico de mezclas de LR con residuos vegetales y animales mediante el seguimiento de la producción de CO₂.

Materiales y métodos

Selección y caracterización de materiales orgánicos

Se emplearon materiales orgánicos de origen vegetal (residuos orgánicos domésticos) y de origen animal (estiércol bovino) los cuales se mezclaron con lodos residuales para someterse posteriormente a vermicomposteo.

Para determinar las dosis en que debían ser mezclados, a cada residuo se le determinó el pH en agua de acuerdo con el método AS-02 (NOM-021-SEMARNAF-2000), el contenido de C orgánico por el método AS-07, el porcentaje de MO se calculó multiplicando el porcentaje de C orgánico por 1.724 y N total aplicando el método AS-025. Con los valores de C orgánico y N total se calculó la relación C/N de cada residuo.

Tratamientos

Se trabajó con ocho tratamientos, los cuales se dividieron en dos grupos: el primer grupo consistió en mezclas de 2500

g de residuo vegetal con LR, estos tratamientos se denominaron: TLR10AV, TLR20AV y TLR40AV (10, 20 y 40 indican los Mg ha⁻¹ de LR que se adicionaron en cada caso); TAV fue el tratamiento control que no contenía LR. El segundo grupo se conformó con mezclas de 2500 g de estiércol de bovino y LR, los cuales fueron identificados como: TLR10AA, TLR20AA y TLR40AA (las dosis de LR agregadas fueron iguales a las del grupo anterior), el tratamiento control en este caso contenía sólo estiércol bovino y se denominó (TAA). Adicionalmente, cada tratamiento contenía 2000 g de suelo y 10 lombrices (en etapa juvenil), los cuales fueron homogenizados con las mezclas de los residuos e incubados en recipientes de plástico de 40x30x15 cm. Cada tratamiento se realizó por triplicado.

Incubación

Los recipientes que contenían las mezclas de los tratamientos se colocaron en un cuarto con ventilación natural a temperatura ambiente. La humedad se controló agregando agua periódicamente. Los tiempos de incubación fueron 15, 60 y 90 días, al término de los cuales se tomó una muestra para realizar la cinética de respiración (producción de CO₂).

Cinética de respiración

Se pesaron por triplicado muestras de 25 g de cada tratamiento en un frasco de vidrio, el cual se introdujo en una jarra de incubación, junto con un vial que contenía 10 ml de NaOH 1N para la captación del CO₂ producido y otro vial más con 25 ml de agua para mantener la humedad en el ambiente. Posteriormente, se cerró herméticamente cada jarra y se incubó durante 20 días a temperatura ambiente y en oscuridad. Para restar el CO₂ presente en la atmósfera de las jarras, se prepararon otras que sólo contenían el vial con NaOH y se sometieron a las mismas condiciones que las muestras por los mismos intervalos de tiempo. Una vez finalizada la incubación se tomó una alícuota de 5 del NaOH, se le añadió 1 ml de BaCl₂ y 45 ml de agua destilada y posteriormente se tituló con HCl 0.0025N.

Resultados y discusión

Las características químicas del suelo y los residuos que se utilizaron en el estudio se muestran en la Tabla 1, en

Tabl

dond
derac
porce
bajos
fuero
relaci
más
veget
E
las m
to ql
mg C

Figur
trata

Tabla 1. Características químicas del suelo, residuos vegetales, estiércol bovino y lodos residuales usados en la elaboración de la vermicomposta. Promedio \pm desviación estándar ($n = 4$).

Parámetro	Suelo	Residuo vegetal	Estiércol bovino	Lodos residuales
pH	6.00 \pm 1.70	6.80 \pm 0.30	7.40 \pm 0.60	7.10 \pm 0.40
MO (%)	1.44 \pm 0.50	18.50 \pm 0.20	23.30 \pm 0.70	30.40 \pm 0.40
C-org. (%)	2.48 \pm 0.60	31.41 \pm 0.60	39.61 \pm 0.90	51.68 \pm 0.70
C/N	13.00 \pm 1.22	28.54 \pm 1.20	16.50 \pm 1.50	9.56 \pm 1.10
N (%)	0.19 \pm 0.09	1.1 \pm 0.65	2.40 \pm 0.87	4.10 \pm 1.20

donde se puede apreciar que el suelo empleado era moderadamente ácido y los residuos neutros. En cuanto a los porcentajes de MO y N total, el suelo presentó valores muy bajos, mientras que los porcentajes de los tres residuos fueron altos. Otro aspecto que es importante resaltar es la relación C/N, el estiércol bovino y el LR presentaron valores más cercanos a los del suelo, mientras que el del residuo vegetal fue 2.19 veces mayor.

En la Figura 1 se muestra la actividad respiratoria de las muestras composteadas durante 15 días. El tratamiento que presentó la mayor actividad fue TLR40AA (845.7 mg CO₂/100 g de suelo), seguido de TLR20AA (824.8 mg

CO₂/100 g de suelo), TLR10AA (720.37 mg CO₂/100 g de suelo) y TAA (320.17 mg CO₂/100 g de suelo). La actividad respiratoria de los tratamientos decreció conforme a la dosis de LR adicionados.

En los tratamientos que contenían residuo vegetal (Figura 1b) la producción de CO₂ presentó el siguiente orden: TLR40AV (454.9 mg CO₂/100 g de suelo), TLR10AV (393.25 mg CO₂/100 g de suelo), TAV (366.78 mg CO₂/100 g de suelo) y TLR20AV (313.3 mg CO₂/100 g de suelo). En este grupo de tratamientos no se encontró una tendencia con respecto a la dosis de LR adicionada.

En esta primera etapa del proceso (15 días de vermi-

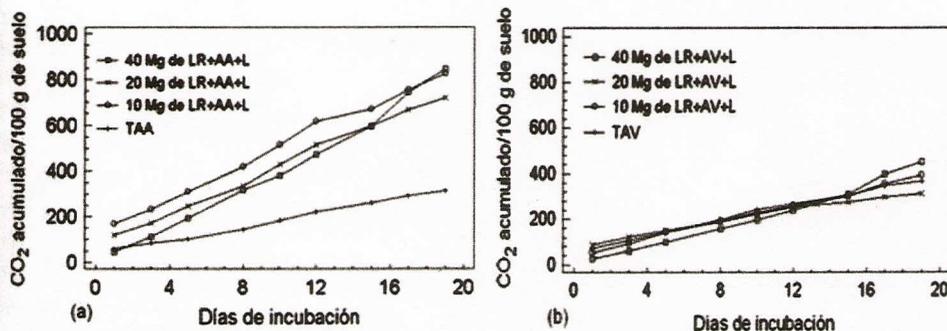


Figura 1. Producción de CO₂ de la vermicomposta a los 15 días del proceso; (a) tratamientos de estiércol bovino-LR, (b) tratamientos de residuo vegetal-LR. LR: lodo residual; AA: estiércol de bovino; AV: residuo vegetal; L: lombriz.

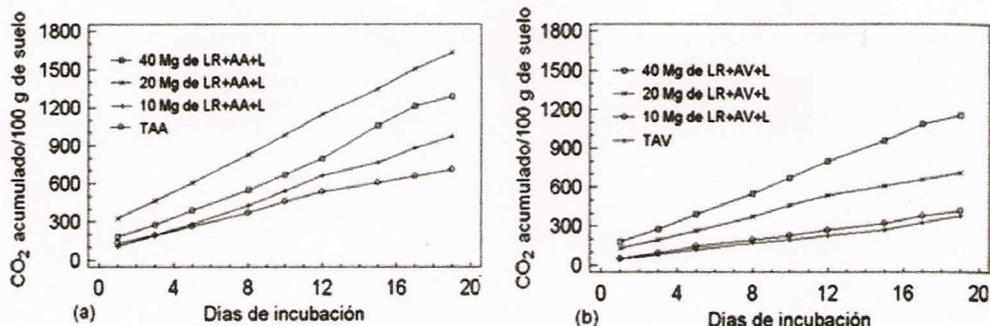


Figura 2. Producción de CO_2 de la vermicomposta a los 60 días del proceso; (a) tratamientos de estiércol bovino-LR, (b) tratamientos de residuo vegetal-LR. LR: lodo residual; AA: estiércol bovino; AV: residuo vegetal; L: lombriz.

composteo) se observó que los tratamientos que contenían la mezcla estiércol bovino-LR mineralizaron más rápidamente el C, produciendo 46.3% más CO_2 que los que contenían residuo vegetal-LR. Lo anterior pudo deberse a que la relación C/N de la mezcla estiércol bovino-LR fue muy similar a la del suelo. Aunque la estructura de los compuestos no fue estudiada, es conocido que los residuos vegetales presentan estructuras complejas para las cuales, la mayoría de los microorganismos no tiene las enzimas necesarias para su degradación.

La actividad respiratoria de las muestras composteadas durante 60 días fue prácticamente dos veces mayor a la que presentaron las muestras a los 15 días. En la Figura 2a se observa que la producción de CO_2 se incrementó en un 10.28% con el abono bovino con respecto a las mezclas con residuos vegetales.

En la segunda etapa (60 días de vermicomposteo), el tratamiento que presentó la mayor actividad respiratoria fue TLR20AA (1631.58 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$) seguido de TLR40AA (1286.39 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), TLR10AA (971.66 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$) y TAA (709.78 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$). La disminución en la actividad respiratoria del tratamiento TLR40AA con respecto a TLR20AA pudo deberse a la acumulación de productos de desecho, tejido muerto, amonio, sales, entre otros. Barrera *et al.*, (2006) reportaron que en el residuo animal están presentes compuestos tóxicos, como amonio y sales, que afectan el proceso de respiración.

La Figura 2b muestra que la actividad respiratoria más intensa se observó en TLR40AV (1154.79 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), seguido de TLR20AV, (709.78 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), TLR10AV (415.51 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$) y TAV (378.81 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$). El orden decreciente de la actividad respiratoria en estos tratamientos obedece a la dosis adicionada de LR.

En esta segunda etapa se presentó nuevamente mayor actividad respiratoria en los tratamientos que contenían estiércol bovino-LR. Sin embargo, esta tendencia se invirtió en la tercera etapa (90 días de vermicomposteo), en la cual se cuantificó mayor actividad respiratoria en los tratamientos que constaban con abono vegetal-LR (Figura 3). Este comportamiento se debió a que en los tratamientos del otro grupo (estiércol bovino-LR) la mineralización se realizó más rápidamente y, por lo tanto, la cantidad de C remanente para mineralizar al día 90 era menor que en los tratamientos con abono vegetal-LR.

En la Figura 3 también se puede observar que la actividad respiratoria decreció en ambos grupos de tratamientos en función de la dosis de LR adicionada. El orden en el grupo abono bovino-LR fue el siguiente: TLR40AA (192.93 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), seguido de TLR20AA (153.93 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), TLR10AA (143.08 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$) y TAA (97.03 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$). De la misma manera se comportaron los tratamientos con abono vegetal-LR: TLR40AV (333.40 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), TLR20AV (255.76 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$), TLR10AV (214.56 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$) y TAV (163.22 $\text{mg CO}_2/100 \text{ g de suelo}$).

El decremento en la respiración a los 90 días, con res-

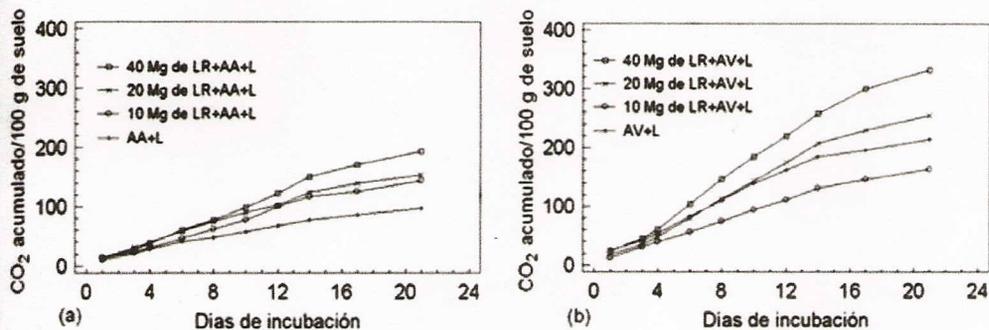


Figura 3. Producción de CO₂ de la vermicomposta a los 90 días del proceso; (a) tratamientos de estiércol bovino-LR, (b) tratamientos de residuo vegetal-LR. LR: lodo residual; AA: estiércol de bovino; AV: residuo vegetal; L: lombriz.

pecto a los otros dos tiempos, tiene que ver con que el proceso llegó a su fase final; por lo que la mineralización de la MO se completó y, como consecuencia, se ha obtenido un producto estable y maduro.

El decaimiento de la actividad respiratoria al cabo de los 90 días, con respecto a la etapa inicial del proceso, fue de 38% para los tratamientos con abono bovino-LR y de 26% para los de abono vegetal-LR. Atiyeh *et al.*, (2000) encontraron resultados similares, en donde la actividad respiratoria decrece al término de 75 días, y en este punto dan por finalizado el proceso.

Conclusiones

La velocidad de mineralización del C orgánico fue mayor en los tratamientos que contenían abono bovino-LR y, en general, la intensidad del proceso se incrementó con la dosis de LR adicionado. Con base en lo anterior, el tratamiento más eficiente fue el TLR40AA, sin embargo, se recomienda probar con dosis de LR menores a 40 Mg ha⁻¹ para evitar la acumulación de materiales de desecho y productos que pueden limitar el proceso en un tiempo determinado. No obstante, debido a que los tratamientos con abono vegetal y LR requirieron de mayor tiempo para lograr el mismo grado de mineralización del C orgánico, el vermicomposteo de estos residuos representa una buena alternativa para su aprovechamiento.

Referencias

- Adams, S. R. H., R. V. Domínguez, C. L. Vinalay. 2002. *Evaluation of microbial respiration and ecotoxicology in contaminated soils representative of the petroleum-producing region of southeastern Mexico*. TERRA. 3:253-265.
- Aira, M., Monroy, F., Domínguez, J., 2007. *Eisenia fetida (Oligochaeta; Lumbricidae)* Modifies the structure and Physiological capabilities of Microbial Communities Improving. *Microbial Ecology*. 54:662-671.
- Álvarez, R., y R. C. Álvarez. 2000. *Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics*. *Soil Science American Journal*. 64:184-189.
- Atiyeh, R. M., S. Subler, C. A. Edwards, G. Bachman, J. D. Metzger. 2000. *Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil*, and Shuster. W. *Pedobiología*. 44:579-590.
- Barrera, G. R., V. F. Lima, S. A. Ferrer. 2006. *The use of respiration indices in the composting process: a review*. *Waste Management & Research*. 24:32-47.
- NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.
- Porta, J., M. López-Acevedo, C. Roquero. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Suthar, S., 2009. *Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic Eisenia fetida (Oligochaeta)*. *Journal of Hazardous Materials*. 163: 199-206.
- Suthar, S., Singh, S. 2008. *Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (Perionyx excavatus and Perionyx sansibaricus)*. *Internacional Journal Environmental Science. Technology*. 5(1):99-106.