



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN

**“DEGRADACIÓN DE RESIDUOS AGROPECUARIOS A TRAVÉS
DEL COMPOSTAJE”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

MÉDICO VETERINARIO ZOOTECNISTA

PRESENTA

OMAR ARTURO CUAHUTLE ESCAMILLA

ASESORA: DRA. SUSANA ELISA MENDOZA ELVIRA

COASESOR: M. EN C. ALEJANDRO VARGAS SÁNCHEZ

CUAUTITLÁN IZCALLI, ESTADO DE MÉXICO, 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES**

U. N. A. M.
FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES CUAUTITLÁN
ASUNTO: VOTO APROBATORIO



**M. en C. JORGE ALFREDO CUÉLLAR ORDAZ
DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLÁN
PRESENTE**

**ATN: M. en A. ISMAEL HERNÁNDEZ MAURICIO
Jefe del Departamento de Exámenes
Profesionales de la FES Cuautitlán.**

Con base en el Reglamento General de Exámenes, y la Dirección de la Facultad, nos permitimos comunicar a usted que revisamos **La Tesis:**

"Degradación de Residuos Agropecuarios a través del Compostaje"

Que presenta el pasante: **OMAR ARTURO CUAHUTLE ESCAMILLA**
Con número de cuenta: **09140740-5** para obtener el Título de: **Médico Veterinario Zootecnista**

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el **EXAMEN PROFESIONAL** correspondiente, otorgamos nuestro **VOTO APROBATORIO**.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cuautitlán Izcalli, Méx. a 18 de mayo de 2015.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	Dra. Deneb Camacho Morfin	
VOCAL	Dr. Joob Anastasio Zaragoza Esparza	
SECRETARIO	Dra. Susana Elisa Mendoza Elvira	
1er SUPLENTE	Q.F.B. Juana Alicia Alquicira Camacho	
2do SUPLENTE	M.V.Z. Panuncio Vicente Andrés	

NOTA: Los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 127).
En caso de que algún miembro del jurado no pueda asistir al examen profesional deberá dar aviso por anticipado al departamento.
(Art 127 REP)

HHA/Vc

Este trabajo lo dedico:

A Dios, por todo lo que me ha dado en la vida.

A mi esposa Angélica, por todo su amor, ánimo y comprensión.

A mis hijas Yaretzi y Jocelyn, mi mayor inspiración para seguir siempre adelante.

A mi papá Domingo y a mi mamá Margarita, por estar siempre a mi lado, apoyándome en cada etapa de mi vida.

A mis hermanos Elizabeth y Javier, con los que siempre podré contar.

Agradecimientos:

*A la Dra. Susana Elisa Mendoza Elvira.
Todo un honor y un orgullo por haberme guiado y sobre todo por ser la
persona más importante en la culminación de esta etapa profesional. A
usted mi más grande admiración y respeto.*

*Al M. en C. Alejandro Vargas Sánchez. Por su confianza, paciencia, apoyo
y aprendizaje, no me resta más que decir, gracias.*

*Al MVZ. Arturo Cervantes Miranda, por la valiosa asesoría y apoyo en la
elaboración de este trabajo.*

A todos mis compañeros y amigos del laboratorio de Virología.

A los profesores integrantes del jurado por sus importantes aportaciones.

Un agradecimiento especial por el apoyo brindado a los académicos:

MVZ. Teresa Ortiz.

Dra. Carolina Moreno.

Dra. María Elena Pádua.

Dra. Sara Valdés.

Dra. Patricia Miranda.

MVZ. Alfredo Salazar.

IBQ. Saturnino Maya.

Técnico. Rodolfo Robles.

ÍNDICE	Página
Índice de cuadros.....	v
Índice de figuras.....	v
Lista de abreviaturas y símbolos	vii
1. Resumen.....	1
2. Introducción	2
3. Marco teórico	6
3.1. Temperatura	6
3.2. Composición del sustrato	8
3.3. Oxígeno	9
3.4. Humedad	10
3.5. Tamaño de la partícula	11
3.6. pH	11
3.7. Conductividad eléctrica	12
3.8. Los microorganismos del compostaje	12
3.9. Sucesión microbiana durante el proceso del compostaje	14
3.10. Bioquímica del compostaje	16
4. Objetivos.....	19
4.1. Objetivo general	19
4.2. Objetivos particulares.....	19
5. Hipótesis	20
5.1. Hipótesis nula	20
5.2. Hipótesis alterna	20
6. Material y métodos	21
6.1. Pilas de compost.....	21
6.1.1. Sustratos utilizados	21

6.1.2. Elaboración de pilas	22
6.2. Tratamientos en las pilas de compost	22
6.3. Monitoreo de temperatura y humedad en las pilas de compost.....	23
6.4. Toma de muestras	23
6.5. Procedimiento para medición de pH	23
6.6. Procedimiento para la determinación de humedad absoluta	23
6.7. Procedimiento para la determinación de cenizas y materia orgánica total.....	24
6.8. Procedimiento para la determinación de nitrógeno total.....	24
6.9. Procedimiento de la Técnica del Numero Más Probable	25
6.10. Análisis estadístico	26
7. Resultados	27
8. Análisis de resultados y Discusión	40
9. Conclusiones	44
10. Bibliografía	45

ÍNDICE DE CUADROS

Página

Cuadro 1. Pesos iniciales, finales y disminución de residuos de acuerdo al tratamiento	28
Cuadro 2. Análisis bromatológico del estiércol y la viruta de madera	30
Cuadro 3. Comparación de humedad y materia seca entre los tratamientos....	31
Cuadro 4. Comparación de cenizas entre los tratamientos	31
Cuadro 5. Comparación de la relación C/N entre los tratamientos	32
Cuadro 6. Comparación de la técnica del NMP entre los tratamientos	33

ÍNDICE DE FIGURAS

Página

Figura 1. Colocación de pipetas de inseminación en las pilas de compost.....	22
Figura 2. Pila de compost.....	22
Figura 3. Temperaturas registradas en los diferentes tratamientos de las pilas de compost.	27
Figura 4. Registros de humedad en los diferentes tratamientos de las pilas de compost	28
Figura 5. pH registrado en los diferentes tratamientos de las pilas de compost	29
Figura 6. Comparación de la materia orgánica total en los tratamientos a los 0 y 56 días	31
Figura 7. Comparación del carbono orgánico total en los tratamientos a los 0 y 56 días	32
Figura 8. Comparación del nitrógeno total en los tratamientos a los 0 y 56 días	32
Figura 9. Fotografías de pipetas control	33

Figura 10. Fotografías de pipetas con tratamiento volteo a 56 días	33
Figura 11. Fotografías de pipetas con tratamiento humedad a 56 días	34
Figura 12. Fotografías de pipetas con tratamiento volteo/humedad a 56 días..	34
Figuras 13a y 13b. Microfotografías de pipetas sintéticas control	35
Figuras 14a y 14b. Microfotografías de pipetas degradables control	35
Figuras 15a y 15b. Microfotografías de pipetas sintéticas con tratamiento volteo a 56 días	36
Figuras 16a y 16b. Microfotografías de pipetas degradables con tratamiento volteo a 56 días.....	36
Figuras 17a y 17b. Microfotografías de pipetas sintéticas con tratamiento humedad a 56 días	37
Figuras 18a y 18b. Microfotografías de pipetas degradables con tratamiento humedad a 56 días	37
Figuras 19a y 19b. Microfotografías de pipetas sintéticas con tratamiento volteo/humedad a 56 días	38
Figuras 20a y 20b. Microfotografías de pipetas degradables con tratamiento volteo/humedad a 56 días	38
Figuras 20c y 20d. Microfotografías de pipetas degradables con tratamiento volteo/humedad a 56 días	39

Lista de abreviaturas y símbolos.

%	Porcentaje
°C	Grados Celsius
100x	100 aumentos
2000x	2000 aumentos
BS	Base seca
C	Carbono
C/N	Relación carbono-nitrógeno
CH ₄	Metano
cm	Centímetro
CO ₂	Bióxido de carbono
COT	Carbono orgánico total
COV	Compuestos orgánicos volátiles
CPA	Centro de Producción Agropecuaria.
<i>et. al.</i>	Y otros
GEI	Gases efecto invernadero
H ⁺	Ion hidrogeno
H ₂ O	Agua
HR	Humedad relativa
Hrs	Horas
K	Fosforo

Kg	Kilogramo
Lt	Litro
ml	Mililitro
MOT	Materia orgánica total
MS	Materia seca
N	Nitrógeno
N ₂ O	Oxido nitroso
NH ₃	Amoniacó
NH ₄ ⁺	Ion Amonio
NMP	Número más probable
NO	Oxido nítrico
NO ₂ ⁻	Ion Nitrito
NO ₃ ⁻	Ion Nitrato
NT	Nitrógeno total
O ₂	Oxígeno
P	Potasio
PD	Pipeta degradable
pH	Potencial de hidrogeniones
PS	Pipeta sintética

1. RESUMEN.

El presente trabajo se enfoca en un tema prioritario como es el medio ambiente, evaluando parámetros fisicoquímicos del reciclaje de residuos, producto de las actividades agropecuarias de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, a través de un proceso de compostaje; disminuyendo la cantidad de los residuos y transformándolos en una alternativa útil para el mejoramiento de los suelos.

Fueron preparadas 3 pilas de compost con la misma proporción de residuos de bioterio de campo 1 (viruta de madera como fuente de carbono) así como de aquellos producidos en el área de bovinos lecheros de campo 4 (estiércol como fuente de nitrógeno), 1 a 3 respectivamente. Cada pila se trato con un manejo diferente en base a la frecuencia de volteo y la aplicación de agua. Se llevó a cabo el monitoreo respectivo por un periodo de 56 días y se evaluaron parámetros como temperatura, humedad, pH, aunado a técnicas bromatológicas para determinar niveles de cenizas, materia orgánica total, humedad, carbono orgánico total, nitrógeno total y relación C/N; así como la determinación de coliformes totales por medio de la técnica del número más probable.

Además en las pilas de compost se incluyeron dos diferentes tipos de pipetas de inseminación de cerdas fabricadas con diferente material (uno sintético y otra degradable) para que con ayuda de microscopia electrónica de barrido observemos su nivel de degradación.

Con los resultados se logró determinar que manejo de compost es más eficiente en la degradación de los residuos agropecuarios.

2. INTRODUCCIÓN

Cada vez es más evidente que los seres humanos tienen una responsabilidad importante en el denominado “cambio climático” de la tierra. Un elemento importante es la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), los cuales aunque por un lado dejan pasar la luz solar, por el otro lo retienen acumulando dicha energía, de tal manera que mientras más GEI existan, más calor será retenido (Morente, 2008). La temperatura media global han tenido fluctuaciones durante miles de años, sin embargo, las emisiones de GEI atmosféricos se compensan por medio del proceso de fijación natural (fotosíntesis) de los mismos, por lo que ambas se han mantenido estables, hasta el inicio de la revolución industrial. Este hecho, permitió el establecimiento de la civilización humana en casi todas las longitudes y latitudes en el mundo (Caballero *et al.*, 2007).

La mayoría de los GEI provienen de la combustión de vehículos automotores, fábricas y producción de electricidad. El gas responsable de la mayoría del calentamiento global es el bióxido de carbono (CO_2). Pero existen otros gases adicionales que contribuyen con ese efecto, como el metano (CH_4) liberado de los vertederos y la actividad agrícola (especialmente los sistemas digestivos de animales de pastoreo), el óxido nitroso (N_2O) proveniente de los fertilizantes sintéticos adicionados al suelo, de los gases utilizados en la refrigeración y de los procesos industriales (Pinos *et al.*, 2012). Estos GEI poseen mayor capacidad para retener el calor, de tal manera que el CH_4 y el N_2O presentan 23 y 296 veces más capacidad en comparación con el CO_2 , respectivamente. Se calcula que el sector ganadero es responsable del 18% de las emisiones de GEI. Si se toma en cuenta que la producción mundial de carne y leche debe duplicarse para el año 2050 debido a las necesidades crecientes de alimentación de la población mundial, entonces, cabe considerar que sólo ese sector generará más GEI que el sector del transporte (Chavarrias, 2007).

En los procesos de transformación y utilización de los satisfactores se generan excedentes “no útiles” llamados comúnmente residuos (Rodríguez y Córdova, 2006).

El estiércol generado por los sistemas ganaderos contiene un importante porcentaje de nutrientes en su materia orgánica, no en las proporciones adecuadas y si en formas complejas que la planta es incapaz de asimilar ya que estas absorben y utilizan los nutrientes cuando estos se encuentran en formas químicas sencillas, generalmente iónicas (Simpson, 1991). Según ASABE (2005), los volúmenes promedio (diarios) de estiércol generados por especie animal son: 0.102 kg/pollo de engorda; 0.270 kg/pavo; 4.7 kg/cerdo de engorda; 22 kg/bovino de engorda; 38 kg/vaca seca y 68 kg/vacas lactantes. El estiércol contribuye con el 16% de las emisiones globales de CH₄, el 50% de las emisiones globales de amoníaco (NH₃) y el 25% de las emisiones antropogénicas de N₂O, generado en los procesos de nitrificación y desnitrificación (Pinos *et al.*, 2012). El estiércol es capaz de generar un impacto ambiental negativo cuando no existe un control en su almacenamiento, transporte o aplicación, debido a la emisión de GEI hacia la atmósfera, y a la acumulación elevada de nutrientes como nitrógeno y fósforo que provoquen infiltración y lixiviación de nitratos hacia cuerpos de agua naturales superficiales y subterráneas (Pinelli *et al.*, 2004).

En México, no se practica la cultura del buen vecino (Morilla, 2009), ni se tiene desarrollada la conciencia de sostenibilidad integral (Carabias, 2012), por lo que es común observar que en muchas granjas, los residuos sólidos pecuarios (excretas y cadáveres), son colocados en la zona limítrofe de la propiedad, de hecho, el problema de contaminación ambiental se maximiza cuando estos restos contienen agentes infecciosos. Existen límites para la eliminación de aguas residuales (Taiganides *et al.*, 1996) pero la falta de legislación, la corrupción y la burocracia, dificultan su gestión (Pérez, 2006).

La relación actual del hombre con la naturaleza no es de tipo bidireccional continuo, sino unidireccional, por lo que se considera de tipo extractiva (Jeavons, 1991), esto es, el agricultor aprovecha la riqueza natural, pero no devuelve al suelo los residuos generados por las cosechas ya que prefiere ofrecerlos como alimento para los animales (Robert, 2002) o en casos extremos, los emplea para cocinar o calentarse (Pimentel y Pimentel, 2008), así que frecuentemente, no deja el sistema listo y cargado para el siguiente ciclo productivo.

En la búsqueda de alternativas a la disposición final de los residuos se ha planteado la política de las 3 Rs: *reducción* (disminuir la generación de residuos a través de un cambio en los patrones de fabricación), *reutilización* (volver a usar un residuo para el uso original o para otro uso) y *reciclaje* (transformación de un residuo en un nuevo producto o satisfactor (Rodríguez y Córdova, 2006).

El reciclaje representa una forma de tratamiento de los residuos sólidos (RS). Se basa en la transformación de los residuos hacia productos útiles. El tratamiento, se clasifica de acuerdo con los cambios que se generan en el residuo, y son: *físico* (no cambia la naturaleza química del residuo; molido o prensado son ejemplos), *químico* (existe un cambio en la estructura química; como por ejemplo la combustión) ó *biológico* (cambia la estructura química a través de la acción de los seres vivos) (Rodríguez y Córdova, 2006).

Una manera de reciclar los nutrientes encontrados en los residuos agropecuarios es emplearlos como materia prima dentro de procesos de compostaje (Fernández, 2011).

El proceso de compostaje era conocido y utilizado por el hombre desde que cambio su vida de cazador a recolector. Cuando comenzaron a cultivar plantas observaron que tenían mejores cosechas en las proximidades de montones de vegetales en putrefacción y de estiércol que en otros lugares. Lápidas de arcilla descubiertas en Mesopotamia procedentes del Imperio Asirio, mil años antes de los tiempos de Moisés, atestiguan la utilización del compost en agricultura. Sin embargo, solamente a partir de la segunda guerra mundial se han llevado a cabo los trabajos necesarios para estudiar científicamente los procesos que se producen realmente dentro de las pilas de materiales compostados (Soliva *et al.*, 2008).

El compost, es un mejorador del suelo porque ayuda en el desarrollo de sus funciones: favorece la aireación y la retención de humedad, mejora la estructura del suelo, colabora en el almacenamiento de nutrimentos y su disponibilidad para los vegetales, así como un medio donde los microorganismos se pueden desenvolver (Robert, 2002; Rodríguez y Córdova, 2006).

De esta manera los beneficios del compostaje son: disminución de residuos, ya que reduce la cantidad de material a disponer, reducción de emisión de olores desagradables y GEI producto de la fermentación en condiciones anaerobias, sanitización de los residuos, eliminación de semillas de maleza, eliminación de parásitos y organismos patógenos, aumento de microorganismos benéficos y una influencia positiva si el producto está enfocado a la mejora de los suelos (Ruiz, 2012).

3. MARCO TEORICO.

La composta es el producto de la degradación aeróbica de los residuos orgánicos, y este nombre es empleado en muchos países de habla hispana, sin embargo, el nombre correcto de acuerdo a la Real Academia Española, 2014 es “*compost*” y significa “*humus obtenido artificialmente por la descomposición bioquímica en caliente de residuos orgánicos*”, por lo que el proceso por el cual se genera, se ha denominado “*compostaje*” (Rodríguez y Córdova, 2006).

La pila de compost constituye un ecosistema en donde diversas poblaciones microbianas constituidas por bacterias, hongos y actinomicetos, degradan secuencialmente (sucesión microbiana) la materia orgánica en presencia de oxígeno, generando un producto estable humificado además de CO₂, H₂O y calor como subproductos del metabolismo microbiano (Day y Shaw, 2004). El compostaje representa entonces, una interacción compleja entre los restos orgánicos, los microorganismos, el nivel de aireación y la producción de calor (Vásquez, 1998).

La degradación bioquímica (enzimática) de la materia orgánica ocurre en la superficie de las partículas, por ello, la composición del sustrato, su estructura, la cantidad de agua y oxígeno, el pH y la temperatura son factores determinantes para la actividad eficiente de las poblaciones microbianas (Mirabelli, 2010). A estos factores se suman otros como el tamaño de la partícula, el grado de homogeneización del material, el tamaño de la pila, la frecuencia de los volteos, el tiempo de maduración, el empleo de agentes estructuradores, las condiciones ambientales externas y la técnica de compostaje. Todos estos factores son modificables y su control permitirá desarrollar el proceso de forma óptima (Soliva *et al.*, 2008).

3.1. Temperatura.

El resultado más evidente de la actividad microbiana es el incremento de temperatura y es el factor principal que afecta a su vez, la descomposición de la materia prima durante el compostaje (Bueno *et al.*, 2008). Durante el

proceso, los microorganismos utilizan los sustratos orgánicos como fuente de carbono para la producción de energía, en presencia de oxígeno, a través de distintas rutas metabólicas que convergen en el ciclo de Krebs (Moreno y Mormeneo, 2008) y donde parte de la energía generada en forma de calor, se disipa al ambiente. Para que el calor producido tenga cierto impacto en el proceso, los sustratos deben estar dispuestos de tal forma que reduzcan su emisión y lo mantengan atrapado, produciendo así una retroalimentación positiva ya que al incrementarse la temperatura dentro de ciertos niveles, se acelera la descomposición de los residuos. De esta manera, durante el compostaje, en caliente, se pueden eliminar microorganismos patógenos y se modifican las propiedades fisicoquímicas de los sustratos (Day y Shaw, 2004). Los microorganismos en base a la dependencia de temperatura pueden ser de tres tipos: criófilos (0-25°C), mesófilos (25-45°C) y termófilos (>45°C). Los que predominan en el proceso de compostaje son mesófilos y termófilos, cada uno de los cuales actúan en tiempos diferentes durante el proceso. Basándose en la actividad microbiana, el proceso se puede clasificar en cuatro fases: una mesófila inicial, otra termófila, continuando con una segunda fase mesófila o de enfriamiento y así concluir con la fase de maduración (Mirabelli, 2010).

Existe una relación directa entre la temperatura y la magnitud de la degradación de la materia orgánica. La temperatura óptima del proceso se encuentra entre los 50 y 60 °C. Temperaturas menores de 20 °C frenan la descomposición microbiana. Por otro lado, si la temperatura es superior a 60 °C se inhibe el desarrollo de gran parte de los microorganismos o provoca su eliminación (Cariello *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2010). Los microorganismos tienden a degradar la materia orgánica de forma más eficiente cuando se encuentran en el límite superior de su rango de temperatura de crecimiento. Por tanto, un proceso de compostaje será más efectivo en cuanto las temperaturas se mantengan en los niveles más elevados que no permitan la inhibición de la actividad microbiana (Bueno *et al.*, 2008).

Los malos olores emitidos por las pilas, son provocados por la generación de compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoniacales. Los COV son co-productos de diferentes rutas metabólicas del metabolismo microbiano secundarios y pueden ser productos residuales o sustancias señal. Se

producen en condiciones anaeróbicas principalmente en las primeras fases del compostaje. La producción de amoníaco (NH_3) está más asociada a un exceso de compuestos nitrogenados en el material de partida (Mirabelli, 2010).

3.2. Composición del sustrato.

La composición elemental del material procesado en un compostaje depende mucho de los tipos de material básicos que serán procesados. Sin embargo el carbono (C) y el nitrógeno (N) son esenciales para el proceso. El C proporciona la fuente primaria de energía y conforma a la mayoría de los grupos funcionales (Tortora *et al.*, 2001) y el N es imprescindible para el desarrollo de la población microbiana, además del fósforo (P) y potasio (K) esenciales a nivel metabólico y división celular. No obstante, la presencia o ausencia de las cantidades adecuadas podría ser toxica o limitar el desarrollo de los microorganismos implicados en el proceso (Day y Shaw, 2004).

Por lo tanto, para conseguir un compostaje eficiente, se tiene que comenzar con una relación C/N adecuada. El C y el N, se consideran componentes limitantes para el desarrollo microbiano. La cantidad de C incorporado por las células en crecimiento, en relación con el C degradado, se encuentra en alrededor del 30%, aunque puede variar dependiendo del contenido energético del sustrato, el microorganismo y las condiciones ambientales. Si se asume que la relación media de C/N en las células es de 10, la relación teórica óptima para que el sustrato soporte el crecimiento de los microorganismos sin pérdida de nitrógeno es de 30 (Bueno *et al.*, 2008; Mirabelli, 2010). Dicha relación, disminuye durante el proceso de compostaje debido a la producción-emisión ambiental de CO_2 generado durante el proceso de respiración microbiana, mientras que el nivel de N se mantiene y relativamente se incrementa, debido a la reutilización por los microorganismos y a la pérdida de materia seca, respectivamente (Sullivan y Miller, 2004), aunque también existe información de algunos investigadores en los que se produce un descenso de N y no un incremento (Day y Shaw, 2004).

A su vez, una relación C/N elevada, presenta una cantidad disponible reducida de N para el crecimiento celular a expensas de la materia orgánica, lo que conduce a la inactivación o enlentecimiento del proceso; mientras que lo contrario acelera inicialmente el crecimiento microbiano y la descomposición de la materia orgánica. Esto último sin embargo, agotaría rápidamente las reservas de oxígeno, dando lugar a condiciones anaerobias. El exceso de N además conduce a pérdidas de este en lixiviados (nitrato) o en gases (NH_3). La liberación de N, P y S es más rápida en la materia orgánica por una rápida descomposición cuando se tiene una relación C/N baja. Sin embargo, la relación C/N es solamente una de las muy numerosas variables que deben de ser controladas. Aunque los procesos del compostaje son bioquímicos, están muy influenciados por factores físicos, o abióticos, como el contenido de humedad y el tamaño de las partículas. Ambos pueden cambiar durante el proceso e influir sobre la calidad final del compost y el tiempo necesario para obtener un producto maduro (Day y Shaw, 2004; Mirabelli, 2010).

3.3. Oxígeno.

El compostaje es un proceso desarrollado típicamente por microorganismos con metabolismo aeróbico. Por esta razón es imprescindible permitir el acceso de oxígeno libre a todas las partículas en tratamiento de modo de facilite el desarrollo y la actividad microbiana (Bueno *et al.*, 2008). Es dependiente de la humedad, la temperatura y el tamaño de las partículas. Existe mayor cantidad de oxígeno cuando la humedad es menor, la temperatura es menor y el tamaño de las partículas es mayor (Mirabelli, 2010). La insuficiencia de oxígeno provoca que los microorganismos cambien su metabolismo, de aeróbico a anaeróbico, siendo este menos eficiente energéticamente (menos producción de calor, procesos más lentos), lo que genera productos secundarios indeseables (como CH_4 y sustancias productoras de malos olores), no favorece al aumento necesario de temperatura, por lo que sanitariamente el producto puede ser peligroso, y no logra la estabilización biológica total del producto. En cambio el exceso de ventilación podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación con la consiguiente reducción de actividad metabólica de

los microorganismos (Zhu, 2006). Una concentración ideal de oxígeno, dentro de las pilas, se encuentra en los niveles entre 15-20% (Mirabelli, 2010). Los requerimientos de oxígeno son diferentes en cada fase del compostaje. Cuanto mayor sea la actividad microbiana más elevado será el consumo de tal elemento. Así, en la fase mesófila e inicio de la termófila, el crecimiento microbiano se acelera, por lo que la suplementación de oxígeno debe ser mayor para evitar que la curva de crecimiento ingrese en fase estacionaria (Maier, 2009). En cambio, durante la etapa de maduración, tal elemento no suele constituir un factor limitante. La porosidad de los materiales, el volteo periódico o un sistema de aireación forzada, son operaciones que favorecen unas buenas condiciones de aireación (Sadaka y El-Taweel, 2003).

3.4. Humedad.

El contenido en agua de las materias primas, la actividad microbiana, el nivel de oxígeno y la temperatura son factores directamente relacionados con la humedad global de la pila de compostaje. Las actividades microbianas relacionadas con el crecimiento y división celular requieren condiciones de humedad óptimas. La humedad es un factor crítico para conseguir una descomposición eficiente, ya que es fundamental para la actividad de las bacterias puesto que los nutrientes de los microorganismos deben de estar disueltos en agua antes de ser asimilados (Day y Shaw, 2004). Niveles de humedad menores al 40-45 % originan descenso en la actividad microbiana, principalmente bacteriana, ya que los hongos permanecen biológicamente activos a humedades muy bajas y aunado a altas temperaturas se puede perder N en forma de NH_3 . Niveles de humedad por debajo del 20 % inhiben casi totalmente dicha actividad y por tanto el proceso de compostaje. Por otra parte, un contenido de humedad excesivo en un compost impide la difusión del O_2 a los organismos, y como consecuencia un estado anaerobio del material con la posible emisión de olores. Un compost con un elevado nivel de humedad puede producir lixiviados ricos en nutrientes y patógenos, además de causar el bloqueo del aire. Por lo que el nivel de humedad entre 50 y 60% es un valor generalmente aceptable (Mirabelli, 2010).

3.5. Tamaño de la partícula.

Otra de las propiedades físicas importantes del proceso es el tamaño de las partículas, que no afecta solamente a la retención de humedad sino también al espacio para el aire libre y a la porosidad del producto. Las partículas grandes presentan mayor espacio para el aire libre y porosidad elevada, sin embargo, pueden generar una mayor pérdida de calor; en cambio a menor tamaño de partícula, mayor es la superficie de contacto con los microorganismos, y consecuentemente, se facilita la degradación de la materia orgánica (Day y Shaw, 2004). Además, un tamaño de partícula pequeño facilita la homogeneización y mezcla de los materiales, y favorece el aislamiento térmico, lo que ayuda al mantenimiento de la temperatura óptima durante todas las etapas del proceso. No obstante, un tamaño de partícula excesivamente pequeño, puede provocar la compactación del material y por tanto generar condiciones anaerobias. Las dimensiones consideradas óptimas son distintas según los criterios de distintos autores, variando entre 1 y 5cm (Bueno *et al.*, 2008).

3.6. pH.

El pH se refiere a la concentración de iones hidrógeno activos (H^+) encontrados en la interfase líquida, formada por la interacción de las fases sólida y líquida. La concentración de H^+ es fundamental en los procesos físicos, químicos y biológicos (Fernández *et al.*, 2006). Está estrechamente unido a la descomposición del N. Al igual que la temperatura, existe una evolución del pH a lo largo del compostaje en función de la etapa en la que se encuentra el proceso. Las bacterias prefieren valores de pH comprendidos entre 6 y 7.5, mientras que los hongos toleran un rango más amplio que puede oscilar entre 5.5 y 8. Si el pH desciende por debajo de 6, los procesos de descomposición microbianos, especialmente por parte de las bacterias, se detiene. Valores de pH cercanos o superiores a 9 favorecen la conversión del N en NH_3 , afectando negativamente al crecimiento y actividad de los microorganismos. La mayor parte de los procesos ocurren a valores de pH entre 5.5 y 9 (Day y Shaw, 2004;

Mirabelli, 2010). Al inicio del proceso hay descenso de pH por la formación gran cantidad de ácidos orgánicos, como consecuencia de la actividad de bacterias productoras de tales compuestos; la utilización microbiana de los ácidos orgánicos, la proteólisis y la mineralización de nitrógeno con la liberación de NH_3 durante el inicio de la fase termófila conducen a un incremento gradual del pH, concluyendo al final con un pH generalmente alcalino por la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Cariello *et al.*, 2007). Incrementos ligeros de pH, seguidos de un descenso al comienzo de la fase mesofílica son característicos en algunos trabajos (Huang *et al.*, 2004; Zhang y He, 2006), sin embargo otras referencias solamente registran incrementos graduales hasta el final del proceso (Eamens *et al.*, 2011).

3.7. Conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica es la capacidad de una solución acuosa para transportar una corriente eléctrica, que generalmente se expresa en mmhos/cm o en mSiemens/m; la NOM-021-RECNAT-2000 establece dSiemens/m a 25°C. Es una propiedad de las soluciones que se encuentra muy relacionada con el tipo y valencia de los iones presentes, sus concentraciones total y relativa, su movilidad, la temperatura del líquido y su contenido de sólidos disueltos. La determinación de la conductividad eléctrica es por lo tanto una forma indirecta de medir la salinidad (Fernández *et al.*, 2006).

3.8. Los microorganismos del compostaje.

La descomposición de la materia prima compostada, se caracteriza por la interacción y sucesión de poblaciones microbianas diversas con diferentes demandas nutricionales y ambientales, evolucionando desde el predominio inicial de microorganismos tales como las bacterias capaces de metabolizar compuestos orgánicos complejos orgánicos simples de fácil degradación, hasta los que degradan compuestos orgánicos menos biodegradables tales como los hongos y actinomicetos y que son característicos de la fase de maduración. En

cada etapa intermedia, la temperatura determinará la población específica de acuerdo con su tolerancia a dichas condiciones (Moreno y Mormeneo, 2008).

Las bacterias crecen más durante las fases mesófila y termófila inicial, incluso llegando a estar presentes en una relación (100:1) con los hongos, pero decrecen posteriormente durante la fase de maduración (Day y Shaw, 2004); son los microorganismos que tienen el monopolio de la nitrificación, la oxidación del azufre y la fijación del nitrógeno atmosférico. Géneros como *Streptococcus sp.*, *Vibrio sp* y *Bacillus sp.* son predominantes (Mirabelli, 2010).

Los actinomicetos aunque son muy parecidos a los hongos por sus colonias en forma de micelio ramificado, están más estrechamente relacionados con las bacterias (Day y Shaw, 2004). No están presentes en cantidades apreciables hasta que el proceso de compostaje se encuentra avanzado, se desarrollan más lentamente y tienen mayor capacidad para metabolizar compuestos orgánicos complejos (por ejemplo: lignina) y son los responsables del ligero olor “a tierra”, debido a la producción de un compuesto volátil denominado *geosmina*. Su presencia es fácilmente detectada debido a su aspecto grisáceo en todo el montón de compost, los géneros más comúnmente aislados son *Actinomyces*, *Streptomyces* y *Micromonospora* (Moreno y Mormeneo, 2008).

Los hongos hacen su presencia casi al mismo tiempo que los actinomicetos. Ambos conducen el proceso cuando los nutrientes fácilmente asimilables han sido agotados y predominan en las fases de enfriamiento y maduración, donde los polímeros como la lignina y la celulosa constituyen los únicos sustratos disponibles. De esta forma se supera la desventaja frente a las bacterias durante las primeras fases debido a sus tasas de crecimiento más lento y a su escasa resistencia a las temperaturas elevadas. Los hongos producen menor cantidad de CO₂ y NH₃, tampoco oxidan el NH₃ para producir nitritos (NO₂) ni fijan N atmosférico (Mirabelli, 2010). La presencia y abundancia de hongos y levaduras durante el compostaje está condicionada principalmente por la temperatura. Existen escasos representantes capaces de resistir elevadas temperaturas, por ello desaparecen completamente durante la fase termófila, aunque sus esporas pueden permanecer y volver a germinar cuando desciende

la temperatura, los géneros comúnmente encontrados son: *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium* y *Trichoderma* (Day y Shaw, 2004).

3.9. Sucesión microbiana durante el proceso de compostaje.

La microbiota inicial de la materia prima que será compostada es muy variable ya que depende del sustrato y de las condiciones en que se encuentre conservado. La mayoría de sustratos utilizados presentan poblaciones microbianas en forma natural (Ryckeboer *et al.*, 2003).

La fase mesófila inicial es el momento más dinámico del proceso de compostaje donde se incrementa rápidamente la temperatura, mientras que el pH experimenta variaciones importantes y se degradan los compuestos orgánicos más simples. Aquí comienzan a actuar las bacterias y los hongos mesófilos termotolerantes que utilizan rápidamente las moléculas carbonadas solubles y de fácil degradación (azúcares y aminoácidos), generando ácidos orgánicos que disminuyen el pH. Los polímeros complejos son degradados en las fases sucesivas. Las bacterias anaerobias facultativas son las que alcanzan mayores niveles en esta fase, principalmente las Gram negativas (Ryckeboer *et al.*, 2003; Hansgate *et al.*, 2005). La actividad metabólica de los microorganismos en esta fase da lugar a un aumento rápido de la temperatura, lo que ocasiona la transición de microbiota mesófila a termófila cuando se alcanzan 42 a 45°C (Moreno y Mormeneo, 2008).

En la fase termófila proliferan exclusivamente microorganismos termotolerantes y termófilos tales como actinomicetos y diversos *Bacillus*, termófilos principalmente. Los microorganismos no termotolerantes, incluyendo patógenos y parásitos, son inhibidos durante esta fase. Los hongos y las levaduras son reducidos notablemente desde el inicio de la fase termófila y son eliminados completamente a partir de los 60°C (Moreno y Mormeneo, 2008). Al inicio de esta fase se ralentiza el aumento de temperatura en el proceso por la inhibición de los microorganismos mesófilos. Una vez que los microorganismos termófilos alcanzan un cierto número, el ritmo del incremento de temperatura se recupera. Con el incremento de temperatura se observa un descenso en la

biodiversidad. Cuando los nutrientes fácilmente asimilables han sido retirados, comienzan a predominar los actinomicetos que junto con bacterias, comienzan a metabolizar proteínas, incrementando la liberación de NH_3 y alcalinizando la matriz de materiales compostados; así como la metabolización de moléculas como lignocelulosa (Tuomela *et al.*, 2000). Como consecuencia de la despolimerización, se liberan los monómeros que pueden ser utilizados para el desarrollo de biomasa microbiana. Por tanto, la actividad microbiana continúa siendo intensa y la temperatura sigue incrementándose. En esta fase la tasa de degradación es relativamente elevada comparada con la etapa mesófila. Por encima de los 60°C , el calor por sí mismo inhibe los microorganismos, pero también consume el oxígeno disponible (la solubilidad del oxígeno en agua es menor a mayor temperatura), lo que provoca una disminución de la actividad microbiana y, como consecuencia, una caída de la temperatura. Así, la tercera fase se inicia cuando la temperatura es elevada y la fuente de C, directamente disponible, comienza a ser un factor limitante (Moreno y Mormeneo, 2008).

Las etapas de enfriamiento y maduración finales están caracterizadas por el crecimiento de una nueva comunidad mesófila diferente a la existente durante la fase de mesófila inicial. En esta comunidad predominan hongos y actinomicetos capaces de degradar compuestos complejos. Estos microorganismos recolonizan el material desde el entorno circundante o bien por medio de la germinación de esporas formadas durante la fase termófila (Moreno y Mormeneo, 2008). Aunque las bacterias encuentran reducida su población, su diversidad es mayor que en fases anteriores y presentan nuevas actividades necesarias para la maduración del compost. También participan en la oxidación de hidrógeno, amonio, nitrito y sulfuros, en la fijación de nitrógeno, reducción de sulfatos, producción de exopolisacáridos y producción de nitratos a partir de amonio bajo condiciones heterotróficas (Díaz-Raviña *et al.*, 1989).

Conforme avanza la maduración del compost, la comunidad se hace más estable y compleja, y presenta una composición que se asemeja bastante a la de los ambientes oligotróficos como los suelos. Durante la fase de maduración, se suman organismos como los protozoos, nematodos y miriápodos, que contribuyen a la degradación y estabilización final de la materia orgánica (Moreno y Mormeneo, 2008).

3.10. Bioquímica del compostaje.

La materia orgánica es biotransformada en condiciones aeróbicas, mediante procesos de óxido-reducción catalizadas por enzimas microbianas. En este proceso, los microorganismos utilizan materia orgánica como sustrato para su desarrollo, descomponiéndolo hasta generar moléculas orgánicas e inorgánicas sencillas, y por medio del proceso de humificación, se crean nuevas macromoléculas a partir de moléculas sencillas formadas en la descomposición, o bien se transforman en algunas de las moléculas iniciales. El proceso finalmente produce humus (compuestos húmicos) cuya característica más destacable es su mayor resistencia a posteriores procesos de descomposición (Day y Shaw, 2004).

Debido a la versatilidad microbiana producida por años de evolución, cualquier sustancia que exista en la naturaleza, puede ser utilizada como nutriente por uno u otro tipo de microorganismo, así que, teóricamente, cualquier producto de origen natural puede ser metabolizado durante el compostaje, siempre que se aporten los nutrientes requeridos por los microorganismos implicados. La mayoría utilizan una serie de macro y micronutrientes que deben estar disponibles en formas químicas simples, que son absorbidos por diferentes mecanismos fisicoquímicos para su empleo posterior (metabolismo y/o formación de estructuras) por parte de la célula microbiana (Moreno y Mormeneo, 2008).

Para que los microorganismos puedan crecer y reproducirse deben realizar continua y obligadamente dos procesos: *catabolismo* (degradación de moléculas para obtener energía y nutrientes) y *anabolismo* (síntesis de nuevas moléculas) (Mirabelli, 2010).

La mineralización es la transformación de la materia orgánica a otra más sencilla y estable, que se encuentre disponible para los organismos productores (plantas y vegetales). Este proceso afecta principalmente la asimilación del N, P y S. La mineralización es contrabalanceada por la inmovilización, por la cual estas formas minerales entran a formar parte de combinaciones orgánicas en el citoplasma microbiano (Day y Shaw, 2004).

El nitrógeno (N) es liberado de las proteínas y ácidos nucleicos por una gran variedad de microorganismos mediante hidrólisis enzimática que originan primero aminoácidos y bases nitrogenadas, seguido del aprovechamiento fermentativo y oxidativo. De esta forma el N se encuentra en su forma más oxidada como nitrato (NO_3) y en su forma más reducida como NH_3 (es el compuesto más reactivo). También, el NH_3 puede encontrarse protonado o en estado ionizado (NH_4) que es fácilmente asimilable por los vegetales y por la mayoría de los microorganismos, aunque también los NO_3 son utilizados fácilmente por las plantas, sin embargo estas tienen que invertir energía y poder reductor para incorporarlos a su biomasa, mientras que el NH_4 se encuentra ya en el nivel óptimo de reducción (Grant y Long, 1989).

Cuando los compuestos orgánicos nitrogenados son catabolizados se libera N en forma de NH_3 (proceso de amonificación). En presencia de O_2 , el NH_4 es oxidado hasta NO_3 (proceso de nitrificación). Muchos microorganismos tienen la capacidad de reducir óxidos de N como: NO_3 , NO_2 , óxido nítrico (NO) y N_2O en condiciones anaeróbicas. Si la reducción continua, se genera N_2 y N_2O que se pierden a la atmósfera. Este proceso se denomina desnitrificación (Grant y Long, 1989; Mirabelli 2010).

El carbono (C) en las células vegetales, se encuentra principalmente en estado reducido y se origina por la fijación del CO_2 , básicamente a través de las actividades fotosintéticas de las algas eucariotas, y plantas vascularizadas. Por el contrario, las bacterias quimioorganotróficas y los hongos son responsables de la mayor parte de la oxidación de carbono reducido biológicamente, para formar CO_2 de nuevo. La descomposición bacteriana representa en esencia este último proceso y esta enlazada tanto al metabolismo energético como al C de los microorganismos participantes (Grant y Long, 1989).

Los polímeros estructurales de las paredes celulares de los vegetales que forman parte de los residuos terrestres son las moléculas orgánicas más abundantes de la biosfera y de estos predominan dos clases: polisacáridos dotados de una estructura regular constituida por monómeros de hexosa y/o pentosa unidos por enlaces glicosídicos. Como sustrato para los microorganismos, estos polisacáridos representan la desventaja de su gran

tamaño, bajo grado de hidratación y la ausencia de nitrógeno: estas características son contrarrestadas por la regularidad estructural de las moléculas, la posesión de enlaces muy similares entre los monómeros y la facilidad con que cualquier monosacárido liberado puede ser absorbido y metabolizado. Entre estas biomoléculas, se encuentran: la *celulosa* (el *polímero* más frecuente en la naturaleza), la *hemicelulosa* y la *pectina*. Y como segunda clase de polímero estructural se encuentra la *lignina* (el tercer constituyente más abundante solo después del almidón) que es considerada como la “antítesis” de los polisacáridos, y que es descrita como un plástico biológico que sólo un grupo restringido de microorganismos pueden degradar eficazmente. Las bacterias parecen tener escasa participación en el decaimiento de la lignina de la madera. Cualquier organismo que aproveche eficazmente las paredes celulares vegetales como fuente de carbono y de energía evidentemente debe producir una serie coordinada de enzimas extracelulares capaces de degradar a la totalidad de los polímeros presentes (Grant y Long, 1989; Mirabelli 2010).

Aunque la celulosa y la hemicelulosa son degradados más lentamente que los azúcares o el almidón, la lignina es el residuo orgánico más resistente y normalmente el último producto que se degrada en la cadena alimenticia (Day y Shaw, 2004).

No todos los materiales que tienen similar contenido de nutrientes, son compostados de igual forma. El tipo de moléculas que componen la materia orgánica y que incluyen dichos elementos determina la biodegradabilidad del material. La capacidad de los microorganismos para asimilar la materia orgánica depende de su habilidad para producir las enzimas necesarias para la degradación del sustrato. Un tamaño molecular elevado, así como la presencia de enlaces químicos complejos, dificultan la degradación por parte de algunos microorganismos y, por tanto, el proceso global de descomposición de la materia orgánica se produce más lentamente (Moreno y Mormeneo, 2008).

4. OBJETIVOS.

4.1. Objetivo general.

Analizar pilas de materiales compostados sometidas a diferentes tratamientos experimentales para evaluar su efecto sobre la degradación de la materia prima empleada.

4.2. Objetivos particulares.

4.2.1. Comparar la eficiencia del compostaje bajo condiciones aeróbicas, anaeróbicas y con baja humedad.

4.2.2. Determinar los niveles de degradación de los sustratos utilizados.

4.2.3. Evidenciar microscópicamente la degradación de dos diferentes polímeros.

4.2.4. Evaluar el efecto del compostaje sobre el desarrollo de poblaciones de coliformes totales.

4.2.5. Demostrar la eficiencia del proceso de compostaje para el reciclaje de algunos residuos generados por las actividades de enseñanza, investigación, extensión y producción desarrolladas en La Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán.

5. HIPÓTESIS.

5.1. Hipótesis nula.

Los niveles de humedad y oxígeno en pilas de compost no afectan las condiciones ambientales para una eficiente actividad microbiana que resulte en una mayor degradación de la materia orgánica de los sustratos analizados.

5.2. Hipótesis alterna.

Los niveles de humedad y oxígeno en pilas de compost si afectan las condiciones ambientales para una eficiente actividad microbiana que resulte en una mayor degradación de la materia orgánica de los sustratos analizados.

6. MATERIAL Y METODOS.

El presente trabajo se realizó en instalaciones de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán Campo 1; ubicada en el Av. 1° de Mayo s/n, colonia Infonavit Centro, Cuautitlán Izcalli, Estado de México, con coordenadas geográficas de 19°38'12" latitud norte y 99°12'28" longitud oeste.

El proceso de compostaje de los residuos tuvo una duración de 56 días.

Se utilizaron los factores de aireación y humedad para asignar los tratamientos a las pilas de compost.

Para evaluar la degradación de la materia orgánica de los sustratos utilizados, se realizaron análisis bromatológicos.

Se utilizó la técnica del número más probable para determinar la cantidad de coliformes totales.

Para evidenciar la degradación microbiana se tomaron microfotografías en dos diferentes tipos de pipetas de inseminación introducidas en las pilas para observar daño estructural.

6.1. Pilas de compost.

6.1.1. Sustratos utilizados:

- Viruta de madera. Proveniente del material de desecho (cama) empleado en las jaulas del bioterio de La Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán Campo 1.
- Estiércol seco del área de bovinos de leche del Centro de Enseñanza Agropecuaria (CEA) de La Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán Campo 4.
- Pipetas, para inseminación en cerdas, de diferente material, unas elaboradas de polímero degradable a base de maíz (Marca: IMV) y las otras de polímero sintético (sin marca).

6.1.2. Elaboración de las pilas.

Se elaboraron 3 pilas de compost en forma de cono invertido mezclando los materiales de modo manual a razón de tres partes de estiércol por una de viruta de madera. De esta manera, se pesaron 37.5 kg de estiércol, 12.5 kg de viruta de madera y 11 litros. de agua para obtener una humedad relativa (HR) de 60 a 70%. La pila se colocó sobre un plástico para evitar el contacto directo con el suelo. Para protegerlo de la lluvia, los montones se cubrieron con plástico adicional. En la parte central de cada pila se depositaron las diferentes tipos de pipetas de inseminación (Figura 1). Posteriormente, se cubrieron con otra parte de la mezcla de materiales, denominada matriz (Figura 2).

Figura 1. Colocación de pipetas



Figura 2. Pila de compost.



6.2. Tratamientos en las pilas de compost. Se asignaron de acuerdo a factores de aireación (O_2) y humedad (H_2O) de la siguiente forma:

- Tratamiento volteo. Factor aireación. Cada dos semanas, se mezcló manualmente toda la matriz para incorporar oxígeno a la pila.
- Tratamiento humedad. Factor humedad. Cada dos semanas, se adicionó el agua necesaria para mantener los niveles de humedad relativa de 60 a 70%.
- Tratamiento volteo/humedad. Factor aireación y humedad. Cada dos semanas, se mezcló manualmente la matriz y se adicionó el agua necesaria.

6.3. Monitoreo de temperatura y humedad. Se monitoreó y registró la temperatura interna de cada pila cada tercer día. Se introdujo un termómetro de mercurio en el primero, segundo y tercer tercio de profundidad de cada montón de compost. Y se obtuvo el promedio de las tres mediciones.

La Humedad relativa, se monitoreó y registró una vez por semana, empleando un higrómetro (IBS; Ibérica) colocado en las tres zonas antes mencionadas para obtener un promedio.

6.4. Toma de muestras. Se recolectaron de forma higiénica a los 0, 28 y 56 días del proceso muestras terciadas de cada tratamiento de aproximadamente 50 gr en bolsas con cierre hermético, se identificaron y se mantuvieron en refrigeración hasta su procesamiento.

La determinación de pH de cada tratamiento se realizó a los días 0, 28 y 56.

Se realizaron análisis bromatológicos y técnica del número probable de cada tratamiento a los días 0 y 56.

Se tomaron fotografías de cada tipo de pipeta a los 56 días de cada tratamiento; además se recolectaron muestras de forma higiénica en tubos de ensayo de 10 ml con tapón de rosca, para obtener imágenes de microscopía electrónica.

6.5. Procedimiento para la medición del pH. Se colocó 10 g de compost en un vaso de precipitados de 150 ml. y adicionaron 90 ml. de agua destilada. Se agitó y reposó por 10 minutos. Se determinó el pH con el potenciómetro y se registró su lectura (Fernández *et al.*, 2006).

6.6. Procedimiento para la determinación de la humedad absoluta. Se pesó 5 g de muestra sobre un crisol de porcelana de 50 ml. Se colocó la muestra (por 24 hrs.) dentro de la estufa a 100-105°C hasta lograr un peso constante. El crisol que contiene la muestra, se retiró de la estufa y se colocó dentro de un

deseCADador hasta su pesaje. Se calculó los porcentajes de humedad por medio de la siguiente fórmula: % Humedad = [(Peso inicial de la muestra – Peso final de la muestra)/ Peso inicial] x 100 (Morfin, 1994).

6.7. Procedimiento para la determinación de cenizas y materia orgánica total. Se pesó 1g de muestra en base seca (BS) en un crisol de porcelana puesto a peso constante. Se incineró la muestra colocada en un mechero sobre un triángulo de porcelana hasta la suspensión de los gases generados. Se colocó dentro de la mufla de incineración (marca Blue M) a 550°C durante 2 horas. Se retiró el crisol con la muestra y se colocó en un desecador hasta su pesaje. Cálculos: % Cenizas = (peso de las cenizas/peso de la muestra) x 100. % Materia orgánica total = 100 - % cenizas. % COT = % Materia orgánica/ Factor 1.724 (León y Aguilar, 1987; Morfin, 1994).

6.8. Procedimiento para determinación de Nitrógeno Total. Método micro-kjeldahl.

Procedimiento de digestión.- Se pesó una muestra de 0.25 g. y colocó en un matraz Kjeldahl seco. Se adicionó la mezcla de catalizadores (0.2 g de sulfato de sodio anhidro + 1.5 g de sulfato cúprico) y 3 ml de ácido sulfúrico concentrado. Se calentó en el digestor a una temperatura media, hasta que la muestra se tornó clara. La temperatura se reguló de modo que los vapores de ácido sulfúrico se condensaran en el tercio inferior del cuello del matraz Kjeldahl y mantuvo así hasta que clarificó. Una vez terminada la digestión, se apagó el digestor y se dejó enfriar.

Procedimiento de destilación. Se añadió al matraz Kjeldahl frío 25 ml de agua destilada y se mezcló vigorosamente hasta una disolución completa. Cuando el agua del destilador comenzó a hervir se depositó el líquido en el tubo de reacción del digestor. Se añadieron 8 ml de la solución de hidróxido de sodio al 40%. Se colocó en la salida del tubo refrigerante del aparato de destilación un matraz Erlenmeyer de 125 ml, que contenía 10 ml de la solución de ácido

bórico al 4% más 5 gotas de indicador, obteniendo una tonalidad roja. Se destiló hasta que el volumen alcance la marca de 50-60 ml en el matraz Erlenmeyer de 125 ml. Una vez alcanzado dicho volumen, se retiró, en este paso la solución viró de color rojo a uno verde. Se tituló el nitrógeno amoniacal del matraz con la solución de ácido clorhídrico 0.01 N hasta que vire de verde a uno color canela o rojo.

Se calculó la concentración de nitrógeno, de acuerdo a la siguiente fórmula: % de N total = [(ml de HCl gastados x Normalidad del HCl x .014) / gr. de muestra] x 100 (Fernández *et al.*, 2006; Morfin, 1994).

6.9. Procedimiento de la Técnica del Número Más Probable. Se mezclaron 10 gr de muestra con 90 ml de agua peptonada por 2 minutos en el agitador magnético para obtener nuestra primera dilución 1:10 (10^{-1}). De esta se tomó 1 ml y se depositó en un tubo con 9 ml de agua peptonada para obtener la dilución 1:100 (10^{-2}). Se mezcló 25 veces para homogenizar. Se volvió a tomar 1 ml del tubo 10^{-2} para volver a depositar en otro tubo con 9 ml de agua peptonada y de esta forma repetir el proceso hasta obtener la dilución de 10^{-5} .

Fase presuntiva: de cada una de las diluciones se tomó 1 ml para sembrar en caldo lactosado con campana de Durham invertida. Inoculación de 3 tubos por cada dilución. Se incubaron a 37°C x 24 hrs para detectar formación de gas en la campana (positivo); cuando no lo hubo, a 24 hrs, se dejaron incubar 24 hrs más y se anotaron los resultados.

Fase confirmativa: de cada tubo positivo en caldo lactosado se inoculó con un asa en caldo bilis verde brillante con campana de Durham invertida, se incubaron a 37°C de 24 a 48 hr, los tubos con producción de gas se dieron como positivos y se reportaron. Se eligió la serie con los 3 tubos positivos y las siguientes 2 series de diluciones mayores. Se utilizó únicamente el resultado de 3 diluciones consecutivas y de acuerdo a las tablas correspondientes, se determinó el NMP; que se reportó como NMP/g o ml de muestra (Arias 2008, NOM-110-SSA1-1994, NOM-112-SSA1-1994).

6.10. Análisis estadístico.

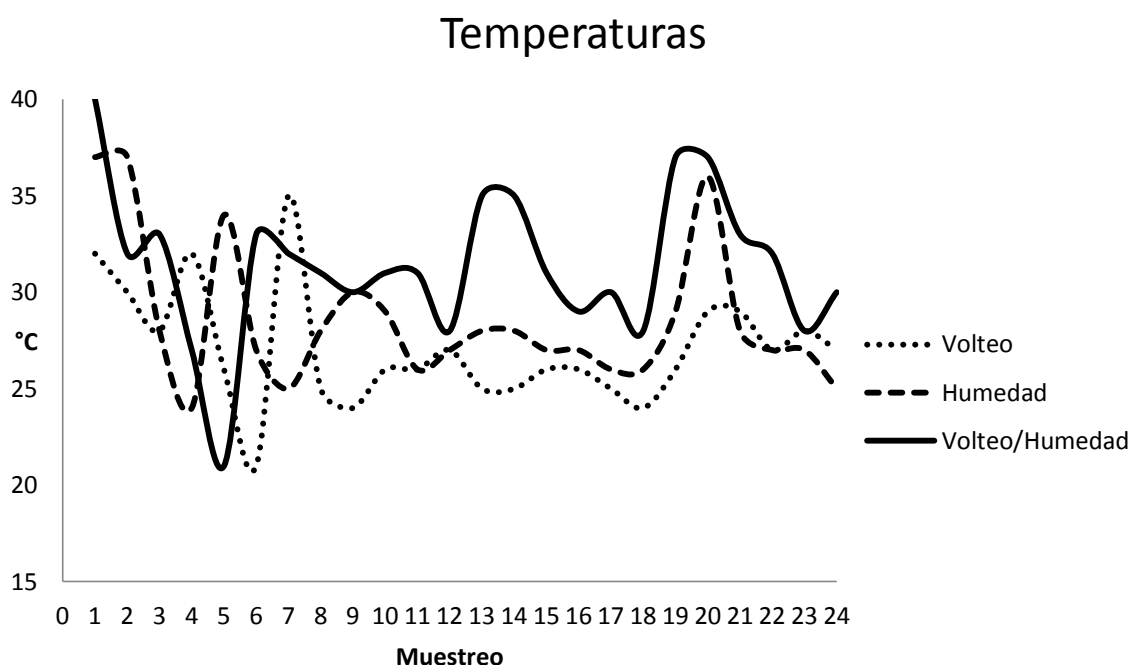
Fue observado si los datos registrados en relación con la temperatura medida manifestaron que el proceso de compostaje fue estadísticamente estable. Fue empleada la media y la desviación estándar en todas las observaciones. Con los datos obtenidos, se realizó el análisis de varianza (ANDEVA) en las variables: materia orgánica total y nitrógeno total para rechazar la hipótesis de nulidad entre los tratamientos empleados ó aceptar la hipótesis alterna. El nivel de significancia estadístico empleado fue $\alpha = 0.05$. Para determinar la diferencia entre los valores obtenidos se empleo la comparación de dos medias (*t* de Student) con muestras dependientes.

7. RESULTADOS.

7.1. Monitoreo de temperaturas y humedad en las pilas de compost.

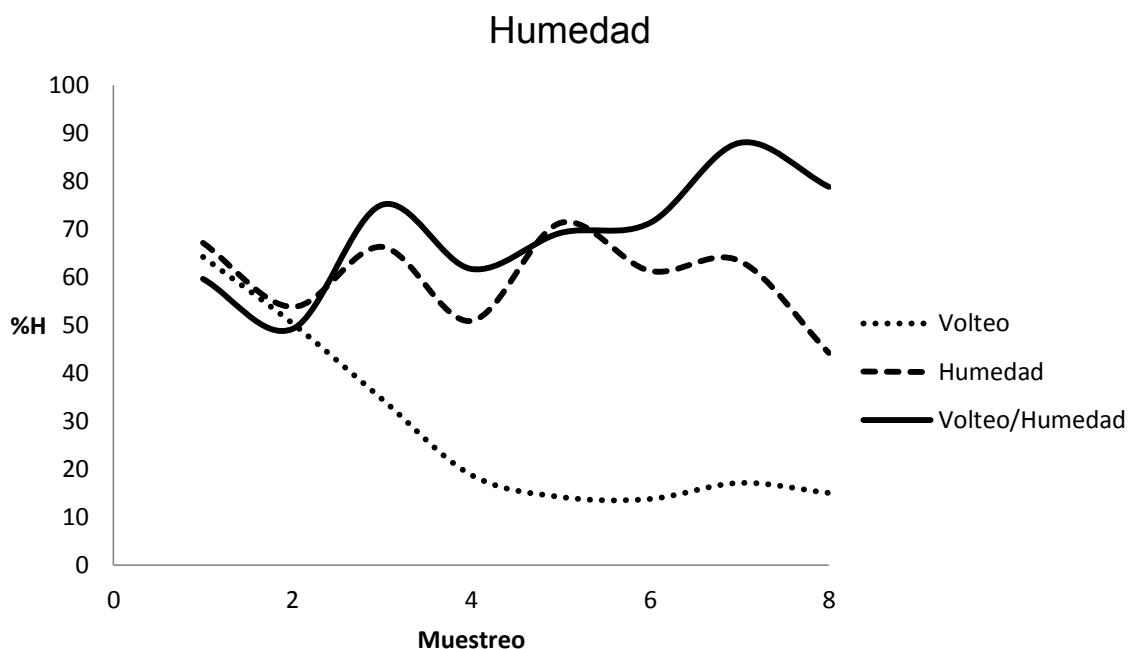
Las temperaturas en las pilas de compost registraron un patrón cíclico. Las temperaturas más elevadas ocurrieron en las del tratamiento volteo/humedad, seguida del tratamiento humedad, mientras que las más bajas se presentaron en el tratamiento volteo, es de hacer notar los comportamientos irregulares en cada una de ellas donde se observan periodos de decrementos e incrementos muy marcados que concuerdan con el manejo realizado (volteo, aplicación de agua o ambas) en cada uno de ellos (Figura 3).

Figura 3. Temperaturas registradas en los diferentes tratamientos de las pilas de compost.



La humedad en las pilas registraron el siguiente comportamiento: El tratamiento volteo mantuvo decremento constante de su humedad hasta llegar a niveles del 15% a consecuencia de la falta de aplicación de agua durante todo el proceso, en cambio las del tratamiento humedad y volteo/humedad aunque también presentan leves decrementos, estos eran resueltos con la aplicación de agua para mantener sus niveles cercanos al 60% (Figura 4).

Figura 4. Registros de humedad en los diferentes tratamientos.



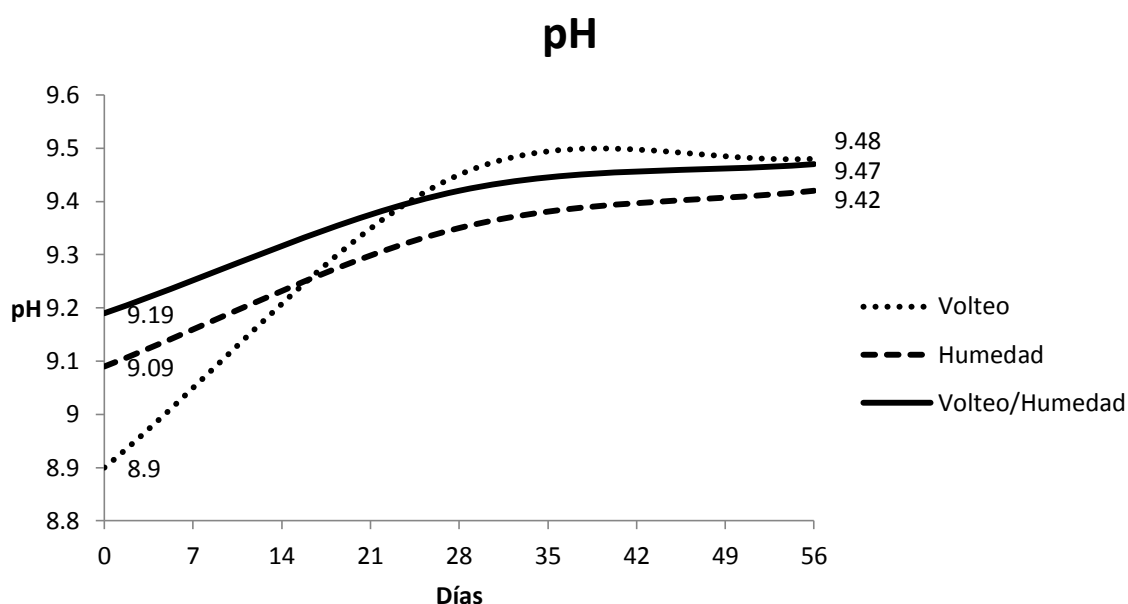
7.2. Residuos finales. La menor cantidad de residuos se registraron en el tratamiento volteo con una disminución del 27% (cabe aclarar que esta pila de nunca recibió agua durante su proceso, en cambio los tratamientos humedad y volteo/humedad recibieron agua a los días 14, 28 y 42 días); mientras que la pila con el tratamiento volteo/humedad disminuyo en un 18% y la del tratamiento humedad concluyo con un 11% menos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Pesos iniciales, finales y disminución de residuos de acuerdo al tratamiento.

Tratamiento	Peso inicial (kg)	Peso final (kg)	% de disminución de residuos
Volteo	61	44.5	27
Humedad	61	54	11
Volteo/Humedad	61	50	18

7.3. Determinación de pH. Las tres pilas mantuvieron cifras similares tanto al inicio como al final del experimento (Figura 5).

Figura 5. pH registrado en los tratamientos de las pilas de compost.



7.4. Resultados de análisis bromatológicos.

El estiércol y viruta de madera fueron confinados en bolsas de plástico negro y en su análisis bromatológico registraron números idénticos del día 0 al día 56 del periodo de confinamiento. Como única excepción fue el nitrógeno total de la viruta de madera, la cual registro al día 56 un aumento de nitrógeno total (Cuadro 2).

El tratamiento volteo registró al final del proceso de compostaje un aumento del 8%, un 2% más de cenizas, la materia orgánica total disminuyo un 2%, el carbono orgánico total solo el 1% y su nitrógeno total aumento un 0.4% (Cuadros 3 y 4; Figuras 6-8). Los datos obtenidos de carbono y nitrógeno dieron una relación C/N de 18 a 1 de inicio y una relación final de 15 a 1 (Cuadro 5).

Cuadro 2. Análisis bromatológico del estiércol y viruta de madera.

	Estiércol 0 días (%)	Estiércol 56 días (%)	Viruta 0 días (%)	Viruta 56 días (%)
Humedad	28.13 ±9.74	28 ±2.50	31.6 ±3.86	32.2 ±1.6
MS	71.87 ±9.74	72 ±2.50	68.4 ±3.86	67.8 ±1.6
Cenizas	32.33 ±1.15	32 ±1.0	6 ±3.0	5.33 ±0.58
MOT	67.67 ±1.15	68 ±1.0	94 ±3.0	94.67 ±0.58
COT	39.25 ±0.67	39.44 ±0.58	54.524 ±1.74	54.91 ±0.34
NT	2.069 ±0.05	2.128 ±0.03	1.041 ±0.12	1.685 ±0.20

MS=Materia Seca, MOT=Materia Orgánica Total, COT=Carbono Orgánico Total, NT=Nitrógeno total.

En el tratamiento humedad registró un aumento del 6% de su materia seca, un 4% más de cenizas, un 4% menos de materia orgánica total, 2% menos de carbono orgánico total y la disminución del 0.4% de nitrógeno total, haciendo notar que fue el único tratamiento con pérdida de este elemento (Cuadros 3 y 4; Figuras 6-8). La C/N inicio con una relación 24 a 1 y concluyo con una 28 a 1, (Cuadro 5).

El tratamiento volteo/humedad registró un aumento de sólo 1% de materia seca final. Al aumentar un 9% la cenizas, la materia orgánica total disminuyo un 9%, el 5% menos de carbono orgánico total, que corresponde a más del doble que en el tratamiento humedad y casi 5 veces más que en el tratamiento volteo, mientras que el nitrógeno total apenas aumento un 0.01% (Cuadros 3 y 4; Figuras 6-8). La relación C/N inicio con un 25 a 1 y concluyo con un 22 a 1 (Cuadro 5).

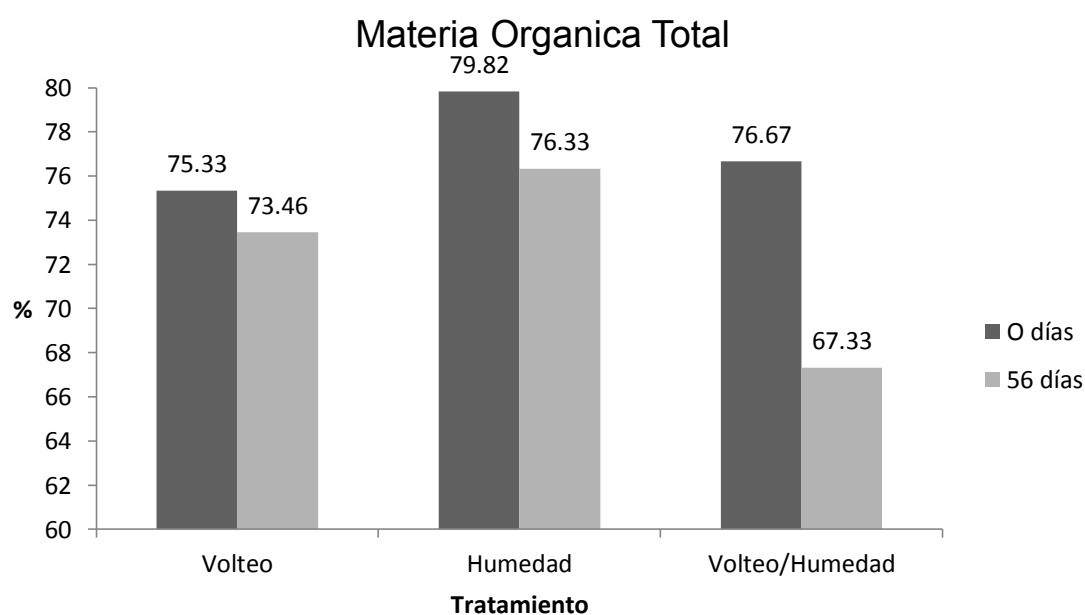
Cuadro 3. Comparación de humedad y materia seca entre los tratamientos.

Tratamiento	Humedad	Humedad	Materia Seca	Materia Seca
	0 días (%)	56 días (%)	0 días (%)	56 días (%)
Volteo	28.87 ±1.63	20.87 ±0.83	71.13 ±1.63	79.13 ±0.83
Humedad	34.8 ±2.8	28.8 ±2.31	65.2 ±2.8	71.2 ±2.31
Volteo/Humedad	42.67 ±2.87	41.93 ±0.64	57.33 ±2.87	58.07 ±0.64

Cuadro 4. Comparación de cenizas entre los tratamientos.

Tratamiento	0 días (%)	56 días (%)
Volteo	24.67 ±1.53	26.54 ±0.80
Humedad	20.18 ±0.63	23.67 ±2.08
Volteo/Humedad	23.33 ±0.58	32.67 ±4.73

Figura 6. Comparación de la materia orgánica total entre los tratamientos.



Existió diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) del tratamiento volteo/humedad (b), contra los otros dos tratamientos (a). (a =no existieron cambios y b =si existieron cambios).

Figura 7. Comparación del carbono orgánico total entre los tratamientos.

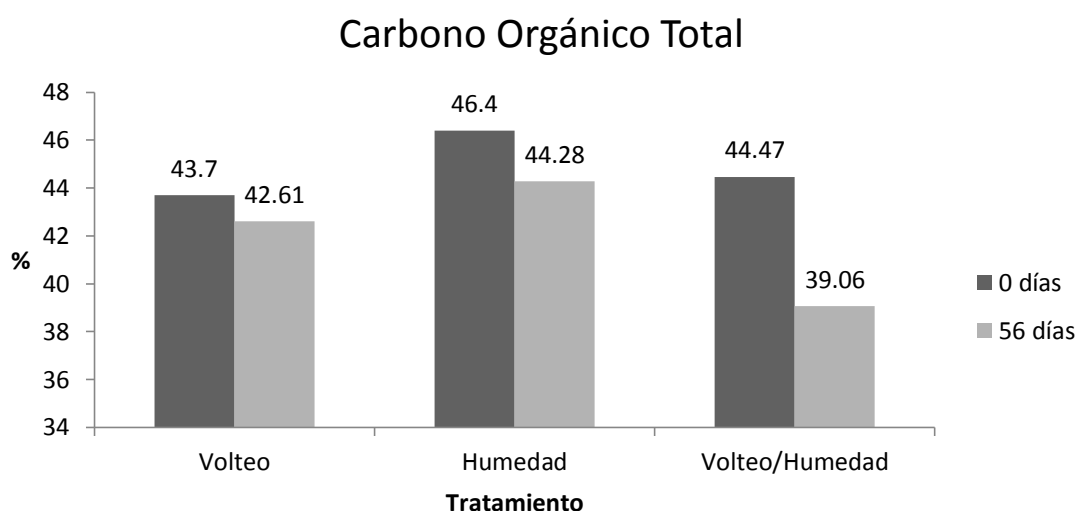
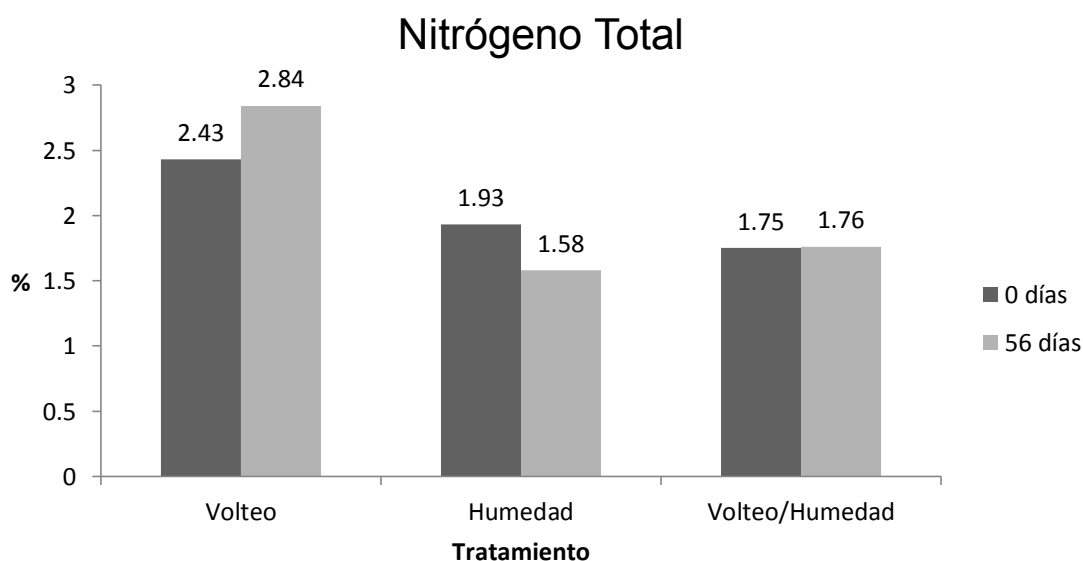


Figura 8. Comparación del nitrógeno total entre los tratamientos.



Existió diferencia estadística significativa ($p > 0.05$) del tratamiento volteo/humedad (*a*), contra los otros dos tratamientos (*b*). (*a*=no existieron cambios y *b*=si existieron cambios).

Cuadro 5. Comparación de la relación C/N entre los tratamientos.

Tratamiento	0 días	56 días
Volteo	18.0/1	15.0/1
Humedad	24.1/1	28.0/1
Volteo/Humedad	25.4/1	22.2/1

7.5. Técnica del número más probable (NMP). De acuerdo a los resultados de la técnica, los tres tratamientos iniciaron con la misma cantidad de coliformes totales mientras que al final del proceso la pila con el tratamiento humedad registró un aumento, en tanto que en los tratamientos volteo y volteo/humedad se mantuvieron en las mismas cifras que al inicio de sus procesos (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de la técnica del NMP en los tratamientos.

Tratamiento	0 días NMP/g	56 días NMP/g
Volteo	<3	<3
Humedad	<3	10
Volteo/Humedad	<3	3

7.6. Pipetas.

7.6.1. A nivel macroscópico se observa un daño leve en la estructura (ligeras cuarteaduras) de las pipeta degradable (PD) introducidas en la pila con el tratamiento volteo, con muy poco material de la pila adherido a su superficie; mientras que en la pipeta de materias sintético (PS), no existe daño ni material del compost en la superficie (Figura 10).

Figura 9. Pipetas Controles.

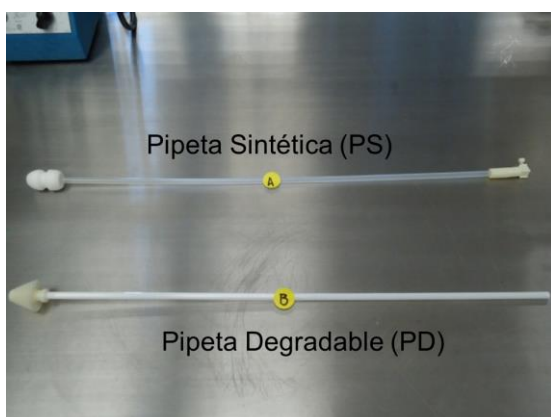


Figura 10. Tratamiento volteo, 56 días.

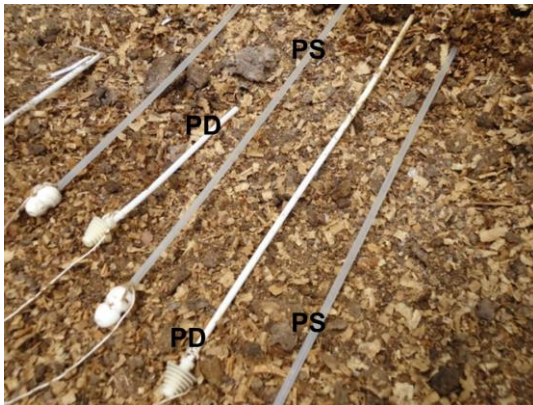


En la pila con el tratamiento humedad, en ninguna de los dos tipos de pipetas existió daño estructural visible aunque si existe material propio de la composta en su superficie, principalmente en PD (Figura 11).

La pipeta degradable del tratamiento volteo/humedad mostró daño estructural en forma de cuarteaduras a lo largo de su superficie, así como buena cantidad de material de la composta adherido a ella; mientras que en la pipeta sintética no se observo daño estructural, con muy poco material adherido a ella (Figura 12).

En relación con el daño estructural de las pipetas degradables, existió mayor grado en aquellas introducidas en la pila del tratamiento volteo/humedad, uno menor en el tratamiento volteo y un nulo daño en la del tratamiento humedad; cabe hacer notar que en referencia a las pipetas de material sintético, no se observo daño alguno, incluso se veían como recién introducidas a las pilas de compost (Figuras 10-12).

Fig.11. Tratamiento humedad, 56 d. Fig.12.Tratamiento volteo/humedad, 56d.

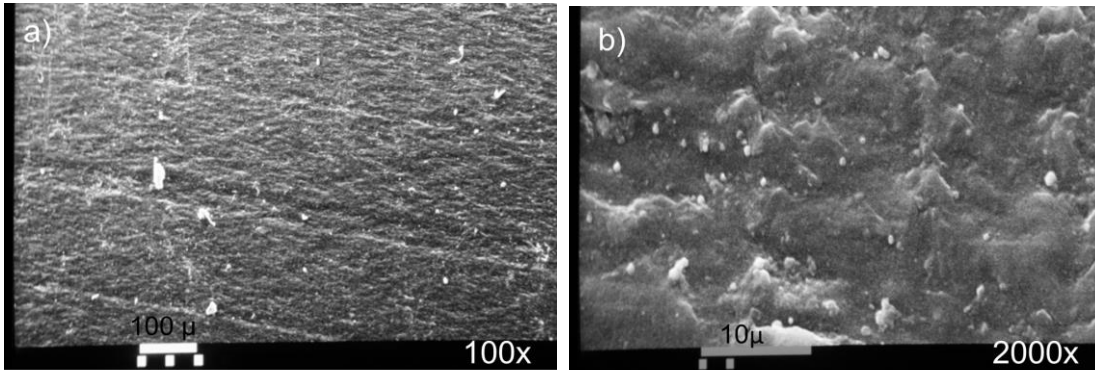


7.6.2. Microscopia electrónica de barrido.

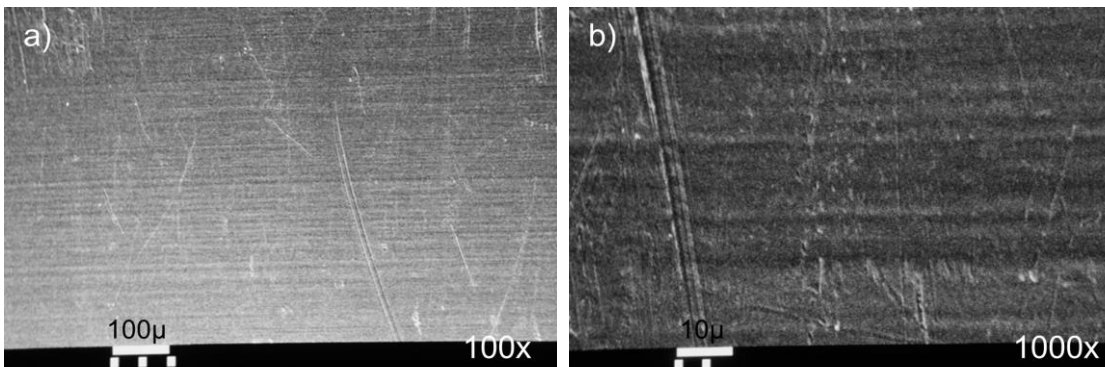
Al momento de revisar las muestras, se enfocaron imágenes donde existiera mayor de daño en la superficie de las muestras de pipetas y así tener mayores evidencias del efecto que provoco el proceso de compostaje en estos materiales.

Las imágenes de los controles (sin haber sido introducidas en las pilas) nos muestran las características de la superficie de cada tipo de pipeta para tener un punto de comparación y facilitar la diferenciación de un daño estructural en sus superficies (Figuras 13a, 13b 14a y 14b).

Figuras 13a y 13b. Pipeta sintética, controles.

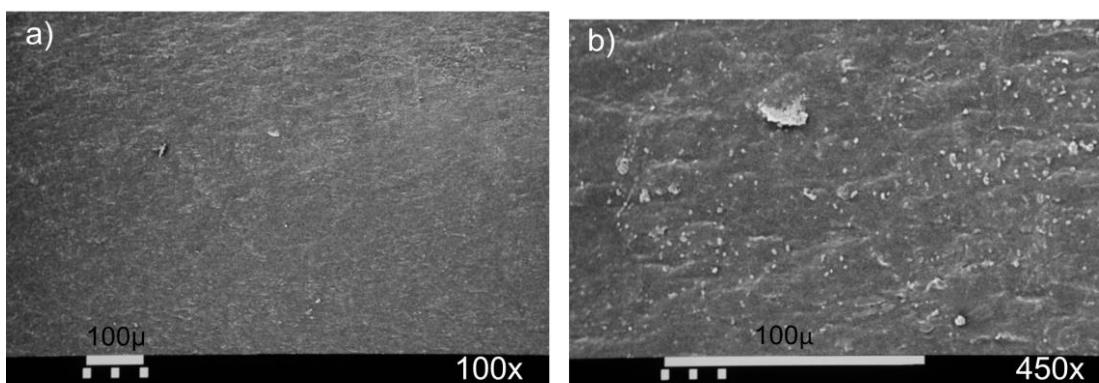


Figuras 14a y 14b. Pipeta degradable, controles.



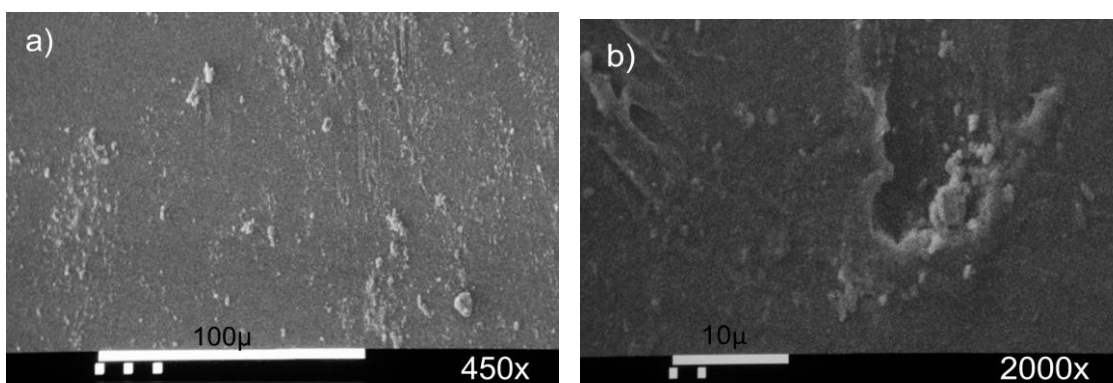
Con relación a las imágenes de las pipetas que fueron introducidas en las matrices elaboradas, se tienen que en el tratamiento volteo, la superficie de las pipetas sintéticas se muestran muy parecidas a las controles, vistas a un aumento mayor solamente se llega a percibir cierto material propio del compost, sin embargo no se perciben microorganismos característicos del ambiente (Figuras 15a y 15b).

Figuras 15a y 15b. Pipetas sintéticas, tratamiento volteo, 56 días.



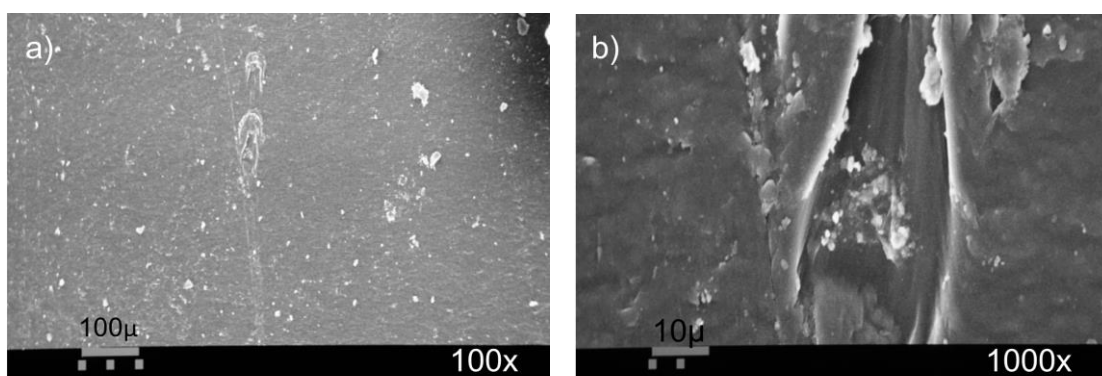
Las pipetas degradables, introducidas en la pila del tratamiento volteo presentó materia orgánica superficial considerable y no se llegó a observar algún tipo de microorganismo, aunque se detecta una falta de continuidad en la superficie de estas pipetas, se debe a un defecto de fabricación más que a un daño relacionado con el proceso de degradación microbiana (Figuras 16a y 16b).

Figuras 16a y 16b. Pipeta degradable, tratamiento volteo, 56 días.



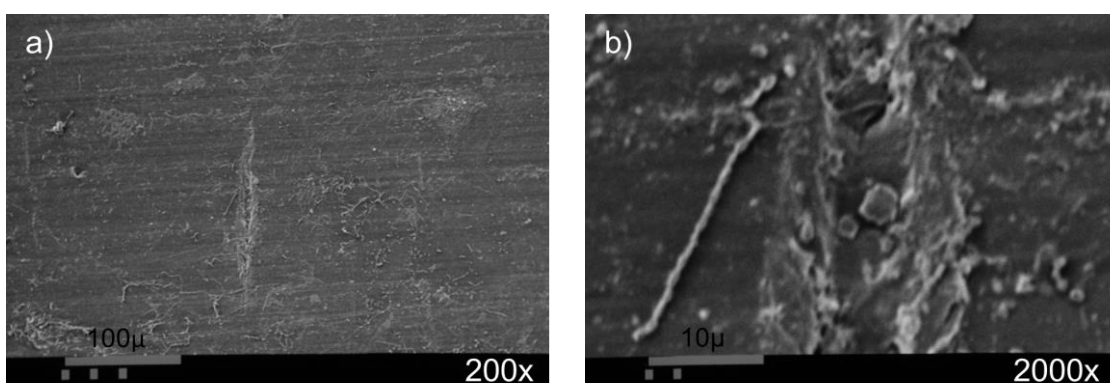
En el tratamiento humedad, las pipetas sintéticas también muestran material propio de las pilas de compost y algunas imperfecciones en su superficie, atribuidos a su fabricación (Figuras 17a y 17b).

Figuras 17a y 17b. Pipeta sintética, tratamiento humedad, 56 días.



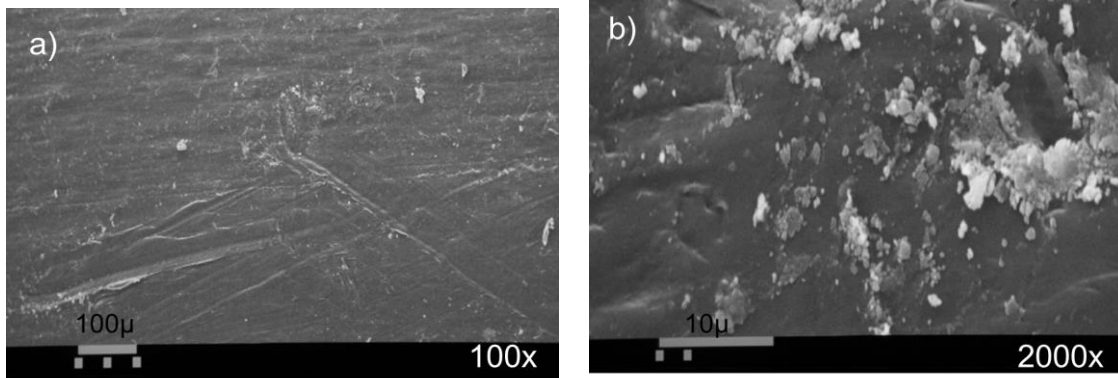
En las pipetas degradables del tratamiento humedad, aunque ese encontró discontinuidad en la superficie debido a defecto de su fabricación, también se llegan a percibir una cantidad muy baja de microorganismos adheridos a la superficie, aunque sin mostrar, aún, algún daño producto de la actividad microbiana (Figuras 18a y 18b).

Figuras 18a y 18b. Pipeta degradable, tratamiento humedad, 56 días.



En el tratamiento volteo/humedad, la pipeta sintética mostró el mismo patrón que en los tratamientos anteriores, esto es, material adherido en la superficie, propio del proceso acumulado en la superficie pero sin evidencia de microorganismos propios del compost, ni de daño estructural (Figuras 19a y 19b).

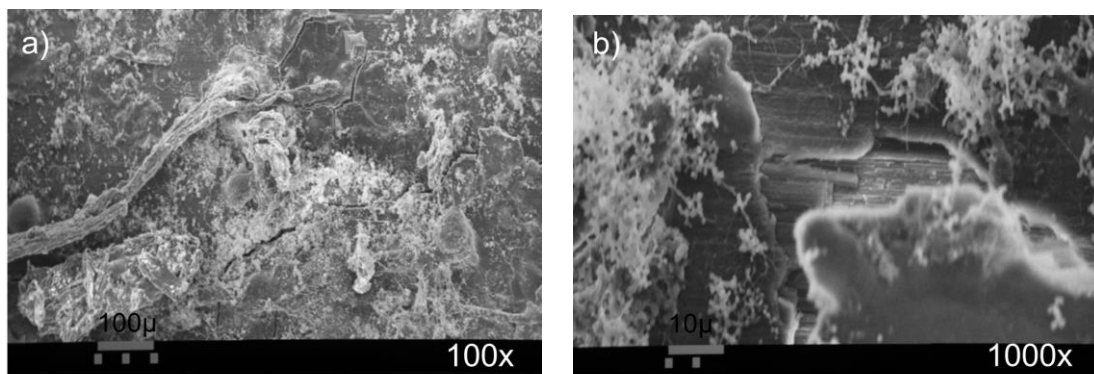
Figuras 19a y 19b. Pipeta sintética, tratamiento volteo/humedad, 56 días.

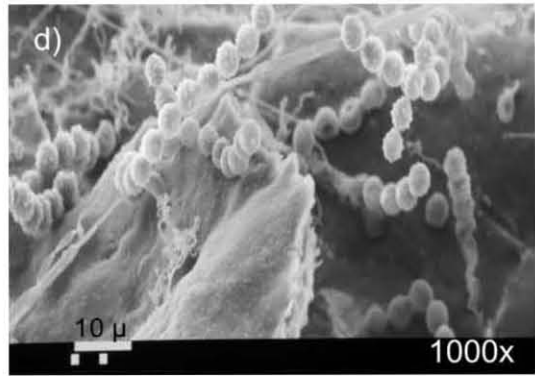
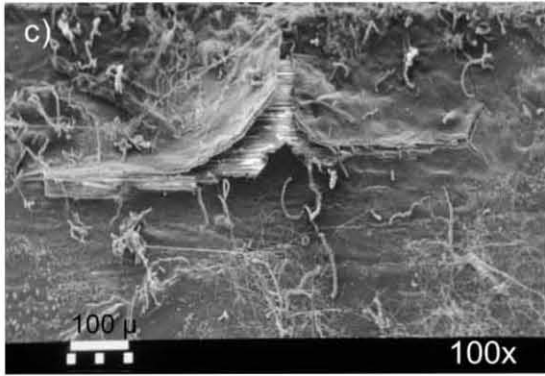


Las imágenes de la pipeta degradable del tratamiento volteo/humedad muestran gran cantidad de biopelícula (Figura 20a), que es el grueso de la biomasa de los microorganismos existentes en el proceso de compostaje, adherido a su superficie, pero además se observa claramente el daño estructural, donde se distingue también la pérdida de continuidad y se forma diferentes estratos en la estructura de la pipeta junto con gran cantidad de microorganismos (Figura 20b y 20c).

Adicionalmente, se pueden distinguir detalles en las características de estos microorganismos (Figura 20d).

Figuras 20a, 20b, 20c y 20d. Pipeta degradable, tratamiento volteo/humedad, 56 días.





8. ANALISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Un compostaje presenta 4 fases durante el transcurso de su proceso (Mirabelli, 2010). La ausencia de una fase termofílica en las pilas de compost del presente trabajo pudieron ser debido a diversas causas: la composición del sustrato utilizado como fuente de carbono (residuos de bioterio), pudo contener cantidades importantes de lignina lo que reduce su biodisponibilidad para los microorganismos, en especial para las bacterias (Grant y Long, 1989). Además, el estiércol empleado se encontró en un grado importante de desecación y aunque posterior a su integración, la humedad de la pila fue controlado, porciones de material desecado no fueron accesibles para los microorganismos (Simpson, 1991), provocando con ello una baja disponibilidad de estos elementos a los microorganismos y como consecuencia una menor microbiana y una menor degradación de los sustratos. Aunado a esto, factores como el tamaño de las partículas de viruta de madera y el estiércol proporcionan una menor superficie de acción para los microorganismos y una porosidad mayor que en consecuencia ocasionan una mayor pérdida del calor que se genera en las pilas (Day y Shaw, 2004).

Las actividades microbianas relacionadas con la división celular y crecimiento requieren condiciones de humedad óptimas. Además, para la degradación de los sustratos es fundamental que los nutrientes se encuentren disueltos en agua antes de ser internalizados en la célula (Day y Shaw, 2004). El % mayor de degradación de materia orgánica ocurrió en las pilas que recibieron agua (tratamiento humedad y tratamiento volteo/humedad), en comparación con el tratamiento volteo que solo se mezcló para incorporarle oxígeno.

El compostaje es un proceso aeróbico (Ruiz, 2012), por tanto es imprescindible permitir el acceso de oxígeno libre de modo que facilite la actividad de degradación microbiana (Bueno *et al.*, 2008). El tratamiento volteo y el tratamiento volteo/humedad recibieron como manejo una mezcla rutinaria de su matriz. La mayor degradación de materia orgánica ocurrió en la pila con el tratamiento volteo/humedad; la falta de oxígeno en el proceso genera un metabolismo de tipo anaeróbico que es menos eficiente energéticamente y

generador de productos y olores indeseables (Zhu, 2006), además de causar una desnitrificación con pérdida de nitrógeno y una generación de GEI (Grant y Long, 1989). La pila con el tratamiento humedad no recibió como manejo el volteo rutinario y fue el único tratamiento en el que existió pérdida de nitrógeno. La porosidad de los materiales y el volteo favorecen buenas condiciones de oxigenación (Sadaka y El Taweel, 2003).

El carbono es el sustrato que usan los microorganismos como fuente de energía y bloques de construcción, mientras que nitrógeno es imprescindible para el desarrollo de la población microbiana (Tortora *et al.*, 2001), y debe existir una relación teórica óptima para que el sustrato soporte el crecimiento de los microorganismos sin pérdida de nitrógeno (Mirabelli, 2010). El tratamiento volteo y el tratamiento volteo/humedad concluyeron con una relación C/N menor a la de inicio, pero por causas diferentes: en el tratamiento volteo se debió al aumento de nitrógeno, mientras que en el tratamiento volteo/humedad fue por la pérdida materia orgánica. El tratamiento humedad finalizó con una relación C/N mayor debido a la disminución de nitrógeno. Un compostaje bien manejado es aquel que ocasiona una menor pérdida del nitrógeno (Day y Shaw, 2004).

Temperaturas arriba de 50°C cumplen dos funciones: una degradación óptima de los residuos en menor tiempo así como la higienización o sanitización del producto final eliminando a su vez, a los microorganismos patógenos contenidos en la materia prima (Cariello *et al.*, 2007). En los resultados de la técnica del número más probable (NMP) ninguna de las pilas propicio la eliminación total de posibles bacterias patógenas (coliformes), ya que no se lograron temperaturas ideales para este fin, en el caso de *Escherichia coli* esta se elimina a 60°C por 20 minutos (Mirabelli, 2010). Cabe hacer notar que en el tratamiento humedad donde existió un ambiente anaeróbico, se finalizó con una cantidad mayor de coliformes totales de las que registró en un inicio.

El comportamiento del pH en los tres diferentes tratamientos mostro un mismo comportamiento como lo menciona Eamens *et al.*, 2011, en que solo se registraron incrementos graduales hasta el final del proceso.

En el caso de las muestras controles tanto de la viruta de madera como la de estiércol, los resultados finales fueron idénticos a los de inicio, debido a que no existieron condiciones de humedad y oxigenación para una actividad microbiana que provocara efectos en el material; de tal manera que la simple acumulación y almacenamiento de estos no generó una degradación y disminución de residuos, pero por el contrario si pueden ser contaminantes importantes del medio en que se encuentren (Pinelli *et al.*, 2004).

La pila con el tratamiento volteo, mantuvo un constante decremento de su humedad y presentó condiciones ambientales ideales para los microorganismos únicamente al inicio del proceso (Day y Shaw, 2004), conforme disminuía la humedad, su actividad microbiana decrecía, dando como resultado la menor cantidad de materia orgánica degradada.

La pila con el tratamiento humedad, registró una muy parecida disminución de materia orgánica comparándola con el tratamiento volteo, sin embargo también presento pérdida de nitrógeno, un elemento importante para el enriquecimiento de los suelos, así como un aumento en el desarrollo de coliformes totales al final de su proceso. La insuficiencia de oxígeno provocó que los microorganismos cambiaran su metabolismo a procesos fermentativos poco eficientes con un consecuente proceso de compostaje más lento, una pérdida de sustratos y una mayor producción de gases efecto invernadero (Moreno y Mormeneo, 2004)

Los datos registrados de la pila con el tratamiento volteo/humedad, mostraron el mayor % de materia orgánica degradada, una menor pérdida de nitrógeno total, así como una cantidad mínima de poblaciones de coliformes totales; por lo que se concuerda con autores como Soliva, 2008, en el que el control de factores permite desarrollar el proceso de forma óptima.

En relación al tema de las pipetas, existió evidencia clara de aquellas producidas con materia degradable en donde se observó claramente un daño estructural en comparación con aquellas fabricadas de material sintético donde no se existió daño alguno; las microfotografías de las pipetas de material degradable introducidas en la pila con el tratamiento volteo/humedad fueron las

que mostraron el mayor daño estructural en su superficie y donde se observó una muy importante presencia de biopelícula.

Con base a los resultados obtenidos podemos afirmar que existieron suficientes indicios para justificar el rechazo de la aseveración de que los niveles de humedad y oxígeno no afectan las condiciones ambientales para una eficiente actividad microbiana que resulte en una mayor degradación de la materia orgánica de los sustratos analizados. De modo que existió una mayor degradación de materia orgánica de los sustratos utilizados en la pila con el tratamiento volteo/humedad en comparación a los tratamientos volteo y humedad. Además el tratamiento volteo/humedad también ocasionó una menor variación de nitrógeno final y una menor cantidad de coliformes totales.

9. CONCLUSIONES.

1. La materia prima empleada en el presente trabajo de investigación puede ser usada como sustrato dentro de protocolos de aprovechamiento de residuos pecuarios.
2. El tratamiento de una pila de compost, con niveles de humedad y oxígeno adecuados, afectan positivamente las condiciones ambientales para generar una actividad microbiana eficiente y con ello favorecer la degradación de la materia orgánica. Por tanto las condiciones aeróbicas con humedad óptima en un compostaje, resultan en un proceso más eficiente que en aquellos con condiciones aeróbicas con baja humedad y anaeróbicas con humedad óptima.
3. Durante el compostaje, la actividad microbiana transformó la materia orgánica cruda, provocando en ella cambios químicos medibles, evidenciados por la diferencia significativa entre cada tratamiento.
4. Existió evidencia microscópica contundente a favor de las pipetas elaboradas con polímero a base de maíz ya que su estructura favoreció la colonización microbiana y la posterior formación de biopelícula y fragmentación del polímero.

10. BIBLIOGRAFIA.

ASABE Anual International Meeting. Manure production and characteristics. American Society of Agricultural and Biological Engineers. Florida, USA, 2005; p: 19.

Arias L, Antillón F, Chávez C y Villalobos L. Principios prácticos de laboratorio. En: Microbiología de aguas y alimentos. Editorial UCR. San José de Costa Rica, 2008; pp: 95-98.

Bueno P, Díaz M y Cabrera F. Factores que afectan el proceso de compostaje. En: MORENO J y MORAL R. (editores). Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España, 2008; pp: 95-109.

Caballero M, Lozano S y Ortega B. Efecto invernadero, calentamiento global y cambio climático: Una perspectiva desde las ciencias de la tierra. Revista UNAM. D.F., México, 2007; 8(10); pp: 2-12.

Carabias J. Estancado, el desarrollo sustentable en todo el mundo. Gaceta UNAM. México, 2013; N° 4,509; pp: 7-8.

Cariello M, Castañeda L, Riobo I y González J. Inoculante de microorganismos endógenos para acelerar el proceso de compostaje de residuos sólidos urbanos. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal. Argentina, 2007; 7(3); pp: 26-37.

Chavarrías M. Producción ganadera e impacto ambiental. Editum.org. España, 2007; pp: 1-5.

Day M y Shaw K. Procesos biológicos, químicos y físicos del compostaje. En: Stoffalla P y Kahn B. (editores). Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España, 2004; pp: 18-41.

Díaz- Raviña M, Acea M y Carballas T. Microbiological caracterización of four composted urban refuses. Biological Wastes. Argentina 1989; 30(2): pp: 89-100.

Eamens G, Dorahy C, Muirhead L, Enman B, Pengelly P, Barchia I and Gonsalves J. Bacterial survival studies to assess the efficacy of static pile composting and above ground burial for disposal of bovine carcasses. *Journal of Applied Microbiology*. Australia, 2011; 110: pp: 1402-1413.

Fernández L, Rojas N, Roldán J y Ramírez M. Análisis físico y químico del suelo. En: *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicados a la remediación de sitios contaminados*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. D.F., México, 2006; pp: 19-39.

Fernández S. Solución para el manejo de excretas. *Acontecer porcino*. D.F., México. 2011; 105: pp: 52-54.

Grant WD y Long PE. El ciclo del carbono. En: *Microbiología ambiental*. Editorial Acribia. Zaragoza, España. 1989; pp: 99-118.

Grant WD y Long PE. El ciclo del nitrógeno. En: *Microbiología ambiental*. Editorial Acribia. Zaragoza, España. 1989; pp: 131-140.

Hanstage A, Schloss P, Hay A and Walker L. Molecular characterization of fungal community dynamics in the initial stages of composting. *FEMS Microbiology Ecology*. USA, 2005; 51(2): pp: 209-214.

Huang GF, Wong JWC, Wu QT and Nagar BB. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*. China, 2004; 24: pp: 805-813.

Jeavons J. La Composta. En: *Cultivo biointensivo de alimentos*. Ecology Action of the Mid-penninsula. España, 1991; pp: 38-52

León R Y Aguilar A. Materia orgánica. En: Aguilar A, Etchevers JP y Castellanos JZ. *Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo*. Publicación especial No. 1. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. D.F., México, 1987; pp: 85-91.

Maier RM. Bacterial Growth. In: *Environmental Microbiology*. Maier RM, Pepper IL and Gerba CP. Elsevier. Academic Press. Massachusetts, USA. 2009; pp: 37-54.

Mirabelli E. Principios del compostaje. En: El compostaje proyectado a la lombricultura. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina. 2010; pp: 1-90.

Moreno J y Mormeneo S. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Compostaje. Moreno J, Moral R. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 2008; pp: 113-140.

Morente R. Calentamiento global: la realidad del planeta. Editum.org. Madrid, España. 2008; pp: 836-840.

Morfin L. Determinación de humedad. En: Bromatología, Manual de laboratorio. Morfin L. FES Cuautitlán-UNAM. México, 1994; pp: 70-71.

Morfin L. Determinación de cenizas totales y materia orgánica. En: Bromatología, Manual de laboratorio. Morfin L. FES Cuautitlán-UNAM. México, 1994; pp: 82-83.

Morfin L. Determinación de nitrógeno total. En: Bromatología, Manual de laboratorio. Morfin L. FES Cuautitlán-UNAM. México, 1994; pp: 84-86.

Morilla, A. Contaminación Ambiental. En: Manual de bioseguridad para empresas porcinas. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Primera Edición. D.F., México. 2009; pp: 231-268.

NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 2000.

NOM-110-SSA1. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico. Secretaria de salud. México, 1994.

NOM-112-SSA1. Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable. Secretaria de salud. México, 1994.

Pérez, R. Granjas porcinas y medio ambiente. Contaminación del agua en La Piedad, Michoacán. Primera Edición. UNAM-IIE-FMVZ-INE. D.F., México, 2006. pp: 46-75.

Pimentel, D and Pimentel, M. Human Population Growth. In: Encyclopedia of Ecology. JORGENSEN SE and FATH BD. Elsevier. USA, 2008; pp: 1907-1912.

Pinelli A, Acedo E, Hernández J, Belmar R y Beltrán A. Buenas prácticas de manejo durante la producción porcina. En: Manual de Buenas Prácticas de Producción en Granjas Porcícolas. SAGARPA-SENASICA. Sonora, México, 2004; pp: 26-36.

Pinos J, García J, Peña L, Rendón J, González C y Tristán F. Impacto y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. Agrociencia. San Luis Potosí, México, 2012; 46: pp: 359-370.

Robert M. Tendencia general de la captura de carbono en el suelo. En: Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia, 2002. pp: 1-7.

Rodríguez M y Córdova A. Manual de compostaje municipal. SEMARNAT. México, 2006; pp: 12-27.

Ruiz JF. Ingeniería del Compostaje. Universidad Autónoma de Chapingo. México, México, 2012; pp: 99-123.

Ryckeboer J, Mergaer J, Vaes K, Klammer S, DE Clercq S, Coosemans J, Insam H and Swing J. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. Annals of Microbiology. USA, 2003; 53(4): pp: 349-410.

Sadaka S and El-Taweel A. Effect of aeration and C/N ratio on household waste composting in Egypt. Compost Science and Utilization. Egipto, 2003; 11(3): pp: 36-40.

Simpson K. Abonos y Estiércoles. Editorial Acribia. España, España, 1991; pp: 1-63.

Soliva M, López M y Huerta O. Antecedentes y fundamentos del proceso del compostaje. En: Compostaje. Moreno J y Moral R. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 2008; pp: 77-92.

Sullivan D y Miller R. Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los compost. En: Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Stoffalla P y Kahn B. Edición Mundi-Prensa. Madrid, España. 2004; pp:96-117.

Taiganides E, Pérez R y Girón E. Las leyes ambientales y la porcicultura en México. En: Manual para el manejo y control de aguas residuales y excretas porcinas en México. Instituto de Investigaciones Económicas. UNAM. D.F., México.1996; pp: 1-22.

Tórtora G, Funke B. and Case C. Environmental Microbiology. In: Microbiology. An introduction. Addison-Wesley-Longman. 7° edition. USA, 2001; pp: 742-770.

Toumela M, Vikman M and Hatakka A. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. Bioresource Technology. USA, 2000; 72(2): pp: 169-183.

Triola MF. Estadística. Editorial Pearson. D.F., México. 2013; pp: 626-658.

Vásquez G. Ecotécnicas y diseños experimentales para la producción y manejo de composta. UNAM-CCH Azcapotzalco. D.F., México, 1998; pp: 1-25.

Xu S, Mcallister TA, Leonard JJ, Clark OG and Belosevic M. Assess of microbial communities in decomposition of specified risk material using a passively aerated laboratory-scale composter. Compost Science and Utilization. Alberta, Canada, 2010; 18(4): pp: 255-265.

Zhang Y and He Y. Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. Bioresource Thechnology. Zhejiang, China, 2006; 97: pp: 2024-2031.

Zhu NW. Composting of high moisture content swine manure with corncob in pilot-scale aerated static bin system. Bioresource. Technology. China, 2006, 97(15); pp: 1870-1875.