

SEP

SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA



Subsecretaría de Educación Superior
Tecnológico Nacional de México
Instituto Tecnológico de Orizaba

"2015, Año del Generalísimo José María Morelos y Pavón"

FECHA: 01/12/2015
DEPENDENCIA: POSGRADO
ASUNTO: Autorización de Impresión
OPCIÓN: I

C. JESUS ATENODORO ALONSO

CANDIDATO A GRADO DE DOCTOR EN:
CIENCIAS DE LA INGENIERIA

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

"EVALUACION DE FACTORES FISICO-QUIMICOS EN LA INACTIVACION DE HUEVOS DE HELMINTOS PRESENTES EN LODOS RESIDUALES."

Comunico a Usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

A T E N T A M E N T E


M.C. MA. ELENA GARCÍA REYES

JEFE DE LA DIV. DE ESTUDIOS DE POSGRADO



ggc



SEP

SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA



Subsecretaría de Educación Superior
Tecnológico Nacional de México
Instituto Tecnológico de Orizaba

"2015, Año del Generalísimo José María Morelos y Pavón"

FECHA : 02/09/2015

ASUNTO: Revisión de Trabajo Escrito

C. M.C. MA. ELENA GARCÍA REYES
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACION.
P R E S E N T E

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C. :

JESUS ATENODORO ALONSO

la cual lleva el título de:

"EVALUACION DE FACTORES FISICO-QUIMICOS EN LA INACTIVACION DE HUEVOS DE HELMINTOS PRESENTES EN LODOS RESIDUALES."

Y concluyen que se acepta.

A T E N T A M E N T E

PRESIDENTE : DR. JUAN MANUEL MENDEZ CONTRERAS
SECRETARIO : DR. ALBERTO ALFONSO AGUILAR LASSERRE
PRIMER VOCAL : DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN
SEGUNDO VOCAL : DR. EUSEBIO BOLAÑOS REYNOSO
TERCER VOCAL : DR. GUILLERMO CORTES ROBLES
VOCAL SUP. : DR. RUBEN POSADA GOMEZ

FIRMA
FIRMA
FIRMA
FIRMA
FIRMA
FIRMA

EGRESADO(A) DEL DOCTORADO EN CIENCIAS DE LA INGENIERIA

OPCION: I Tesis



*APROVECHA ESTE DÍA PARA PERDONAR, PARA SONREÍR,
PARA AMAR, PARA SER FELIZ, PARA DARLE GRACIAS A DIOS
POR ESTAR CONTIGO SIEMPRE*

DEDICATORIAS

A DIOS

Por haberme haberme dado la oportunidad de llegar a este punto en mi vida, por su infinito amor y por las múltiples bendiciones que día a día llenan mi vida.

A MI HIJO EMILIANO

Por su Amor, por ser mi motor que me impulsa a seguir, y por qué cada día contigo es una nueva aventura, TE AMO.

A MI ESPOSA ALINA ISABEL

Mi gran Amor, que ha estado siempre a mi lado, por ser parte de esta travesía, por tu Amor incondicional, TE AMO.

A MIS PADRES CARLOS Y ESTELA

Por su Amor, apoyo y sacrificio, por estar siempre con sus brazos abiertos, por ser los mejores padres.

A MIS HERMANOS ESTELA Y CARLOS

Por ser mí ejemplo, por sus consejos y por tantos momentos que hemos vivido como familia.

A MIS AMIGOS

Juan Manuel, Luis Antonio, Juan Enrique, Eduardo, Erubiel, Fabian, Ricardo, Noemí, Erick Samuel y a todo el grupo de trabajo del Laboratorio de Ambiental II, Por tantos momentos, experiencias y sobre todo por su amistad incondicional.

AGRADECIMIENTOS

AL DR JUAN MANUEL MÉNDEZ CONTRERAS

Por haberme brindado la oportunidad de formar parte de su equipo de trabajo, por su confianza para la realización de este proyecto, por su amistad, consejos, enseñanzas y sobre todo por su ejemplo como persona y como profesional.

AL DR. SERGIO A. MARTINEZ DELGADILLO

Por sus acertadas observaciones y aportaciones para la realización de este trabajo, por todos los conocimientos compartidos.

A LOS MIEMBROS DEL JURADO

Por sus valiosas contribuciones para la culminación de este trabajo, por sus conocimientos impartidos durante sus materias.

A LA MAESTRA GABRIELA CABRERA ZEPEDA.

Por su amistad y apoyo incondicional para alcanzar la culminación de este trabajo.

AL CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)

Por la beca otorgada con No. de Registro: 172674, durante el último año de la realización de mis estudios de Doctorado.

Por la beca durante los primeros años de mis estudios de doctorado bajo el proyecto SEP-CONACYT-CIENCIA BÁSICA que lleva por nombre “MODELACIÓN MATEMATICA DE INACTIVACIÓN DE MICROORGANISMOS PATOGENOS EN EL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN ALCALINA DE LODOS RESIDUALES MEJORADA CON RECIRCULACIÓN DE AMONIACO”. Con clave: 129520

AL DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN.

Por su apoyo brindado para la realización del presente proyecto.

RESUMEN

En los lodos residuales permanecen gran parte de los contaminantes que contienen las aguas residuales, uno de los principales problemas que afecta a los lodos en México es el alto contenido microbiológico que presenta. En efecto, las concentraciones de microorganismos presentes rebasan los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana y, naturalmente, las concentraciones de microorganismos reportadas en países desarrollados e incluso en desarrollo; lo que representa origina un problema particular para su manejo y depósito. El presente trabajo brinda un estudio integral sobre el efecto de las variables ambientales que contribuyen a la inactivación de los huevos de helmintos ya reportadas como predominantes en países en desarrollo (*ascaris lumbricoides*) e incluso en grupos de microorganismos presentes y altamente resistentes a los procesos de inactivación como los Coliformes Fecales y la *Salmonella* spp; la determinación del efecto de parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura y humedad) que intervienen en el proceso de inactivación de huevos de helminto, el conocimiento del mecanismo de inactivación de dichas especies y su modelación matemática aporta las bases para el diseño, construcción y operación de una tecnología con la capacidad de reducir significativamente los microorganismos presentes en lodos generados en países en desarrollo como México. La estabilización con ácido acético y óxido de calcio demostraron ser alternativas de tratamiento de lodos residuales que producen biosólidos Clase A en términos de la concentración de microorganismos patógenos, de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002, los cuales no presentan restricciones de aplicación, aprovechamiento benéfico o depósito final. Basándose en los resultados, el amoníaco puede ser considerado como desinfectante eficaz para lodos, especialmente para inactivar los huevos de helmintos. En contraste con la estabilización con cal, este proceso no incrementa el peso y la salinidad del lodo tratado. Los resultados sobre la inactivación de huevos de helmintos, muestran una mayor resistencia al proceso térmico de inactivación al igual que a otros procesos convencionales (digestión anaerobia mesofílica, composta y pasteurización en lodos residuales municipales), su resistencia se basa en la presencia de una membrana externa altamente impermeable que es altamente resistente a la "Cloración," comúnmente utilizado como proceso de inactivación; cambios drásticos en la temperatura (-15°C a 40°C); procesos de radiación ultravioleta y la aplicación de bajas concentraciones de ozono. Los parámetros cinéticos determinados en cada etapa de investigación son útiles para diseñar, operar y controlar un proceso. Los parámetros obtenidos para el modelo cinético Hom y M-D indican una mayor resistencia a la inactivación de huevos de helmintos que las bacterias. Igualmente, estos valores obtenidos cuando se comparados con los resultantes de la estabilización con cal para el mismo tipo de lodos, indican que el amoníaco es un mejor desinfectante que el CaO. El incremento del pH en la estabilización con CaO, fue esencial para la inactivación de microorganismos, así como para la conversión del NH_4^+ a NH_3 , el cual al ser liberado incrementó la remoción de bacterias, ya que presenta un efecto desinfectante. Por otro lado el incremento de la temperatura en el proceso no es suficiente para ser un factor primordial en la inactivación, pero contribuye junto con otros factores fisicoquímicos a incrementar la eficiencia del proceso. El producto combinado DT tiene un impacto significativo sobre la sobrevivencia de bacterias, el grupo salmonella presentó una mayor velocidad en su inactivación, seguida por el grupo coliforme, el estudio de estos factores es esencial para la comprensión del proceso de estabilización alcalina, para su manejo, control y operación. Ya que la intervención de los diferentes factores (NH_3 , Temperatura, Humedad) pueden ser manipulados para llevar a cabo la completa inactivación de microorganismos con consumos mínimos de energía y de reactivos desinfectantes. El factor DT presentó un mínimo impacto sobre los Huevos de Helmintos, esto debido a que dicho grupo presenta una mayor resistencia a los procesos de estabilización, por lo que debe ser estudiado el efecto de estos factores con niveles superiores de Temperatura, NH_3 y Humedad.

ABSTRACT

In the sludge they remain much of the pollutants contained in the wastewater, one of the main problems affecting the sludge in Mexico is the high microbiological content presented. Indeed, concentrations of microorganisms exceed the maximum permissible limits of the Norma Oficial Mexicana and naturally microorganisms concentrations reported in developed and even developing countries; this represents a particular problem arises for handling and storage. This paper provides a comprehensive study on the effect of environmental variables that contribute to the inactivation of helminth eggs and reported as prevalent in developing countries (*Ascaris lumbricoides*) and even in these countries microorganisms groups and highly resistant processes inactivation as fecal coliforms and *Salmonella* spp; determining the effect of physicochemical parameters (pH, temperature and humidity) involved in the process of inactivation of helminth eggs, knowledge of the mechanism of inactivation of these species and their mathematical modeling provides the basis for the design, construction and operation technology with the ability to significantly reduce microorganisms present in sludge generated in developing countries like Mexico. The stabilization with acetic acid and calcium oxide proved treatment options that produce sludge biosolids Class A in terms of the concentration of pathogens, according to NOM-004-SEMARNAT-2002, which have no restrictions apply, beneficial use or final disposal. Based on the results, the ammonia can be considered as an effective disinfectant for sludge, especially to inactivate helminth eggs. In contrast with the lime stabilization, this process does not increase the weight and salinity of the mud treated. The results on the inactivation of helminth eggs exhibit greater resistance to thermal inactivation process like other conventional processes (anaerobic digestion mesophilic composting and pasteurization in municipal sludge) resistance is based on the presence of a highly impermeable outer membrane which is highly resistant to "Chlorination," as commonly used inactivation process; drastic changes in temperature (-15 ° C to 40 ° C); Ultraviolet radiation process and the application of low concentrations of ozone. The kinetic parameters determined at each stage of research are useful to design, operate and control a process. The parameters obtained for the kinetic model Hom and M-D indicate greater resistance to inactivation of helminth eggs bacteria. Similarly, these obtained values when compared with those resulting from lime stabilization for the same type of sludge, indicating that ammonia is a better disinfectant CaO. The increase the pH in stabilizing CaO, was essential for inactivation of microorganisms as well as for the conversion of NH_4^+ to NH_3 , which when released bacteria removal increased as has a disinfecting effect. Moreover the increase in temperature in the process is not enough to be a primary factor in the inactivation, but contributes with other physicochemical factors to increase process efficiency. The combined product DT has a significant impact on the survival of bacteria, salmonella group had a higher rate in their inactivation, followed by the coliform group, the study of these factors is essential to understanding the process of alkaline stabilization, for management control and operation. Since the intervention of different factors (NH_3 . Temperature, humidity) can be manipulated to perform the complete inactivation of microorganisms with minimum energy consumption and reactive disinfectant. The factor DT submitted a minimal impact on helminth eggs, this because this group has a higher resistance to stabilization processes, which should be studied the effect of these factors with higher levels of temperature, humidity and NH_3 .

INDICE

INDICE	I
LISTA DE ILUSTRACIONES	V
LISTA DE TABLAS	VII
INTRODUCCIÓN.....	1
JUSTIFICACIÓN.....	2
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
HIPOTESIS.....	5
1. MARCO TEORICO	6
1.1 Antecedentes.....	6
1.2 Situación actual	6
1.1 Infraestructura de tratamiento de aguas residuales en México	7
1.3 Lodos.....	8
1.3.1 Definición de lodo	8
1.3.2 Tipos de lodos	8
1.3.3 Características químicas de los lodos.....	9
1.4 Patógenos contenidos en lodos	10
1.4.1 Bacterias	10
1.4.2 Actinomicetos	14
1.4.3 Virus	14
1.4.4 Rotíferos.....	14
1.4.5 Protozoarios	15
1.4.6 Hongos	15
1.4.7 Helmintos	15
1.4.8 Tiempo de supervivencia de organismos patógenos	16

1.5	Normatividad vigente	16
1.6	Características microbiológicas de los lodos residuales	19
1.7	Problemática de los lodos en México.....	22
1.8	Procesos de estabilización de los lodos residuales.....	23
1.9	Tratamientos avanzados.....	24
1.10	Tratamientos convencionales.	26
1.11	Resumen de aplicación de tecnologías de estabilización en México	27
1.12	Estrategias Multidisciplinaria para la inactivación microbiana	28
1.13	Química en la adición de materiales ácidos (CH ₃ -COOH)	29
1.14	Química en la adición de materiales alcalinos (CaO).....	29
1.15	Reacción con NH ₃	31
1.16	Cinética de Inactivación.....	32
2	METODOLOGIA EXPERIMENTAL.....	35
2.1	Obtención de lodos.....	36
2.2	Caracterización de lodos.	37
2.2.1	pH.....	38
2.2.2	Sólidos totales y volátiles.....	38
2.2.3	Nitrógeno amoniacal.....	38
2.2.4	Fósforo	39
2.2.5	Coliformes fecales	39
2.2.6	<i>Salmonella</i> spp.	40
2.2.7	Cuantificación de huevos de helmintos.....	40
2.2.8	Deshidratación de la muestra	40
2.3	Pruebas experimentales de estabilización de lodos.....	41
2.4	Determinación de parámetros cinéticos	47
2.5	Determinación de la calidad de biosólidos producidos.....	47
3	DISCUSION DE RESULTADOS.....	48

3.1	Caracterización del lodo crudo.....	48
3.1.1	Parámetros físicos.....	48
3.1.2	pH.....	48
3.1.3	Sólidos Totales, Totales Volátiles y Totales Fijos	48
3.1.4	Parámetros químicos del lodo	50
3.1.5	Metales pesados en lodo crudo	51
3.1.6	Parámetros microbiológicos de lodo crudo	51
3.1.7	Huevos de helmintos	53
3.2	Diseño, Construcción y arranque de prototipo de prueba	54
3.3	Etapas preliminares para pruebas de estabilización	57
3.4	Pruebas de estabilización.....	59
3.5	Efecto del pH alcalino en la inactivación de huevos de helmintos con diferentes concentraciones de humedad	59
3.5.1	Pruebas con 4% de ST.....	59
3.5.2	Pruebas con 8% de ST.....	61
3.5.3	Pruebas con 12% de ST.....	62
3.5.4	Determinación de cinéticas.....	63
3.5.5	Efecto de la humedad en el proceso.....	66
3.6	Pruebas de estabilización.....	67
3.7	Efecto del pH ácido (CH ₃ COOH) en la inactivación de huevos de helmintos	67
3.7.1	pH.....	67
3.7.2	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃).	68
3.7.3	Fósforo (P)	68
3.7.4	Coliformes fecales	69
3.7.5	<i>Salmonella</i> spp.....	70
3.7.6	Huevos de helmintos	71
3.7.7	Discusión de resultados.....	73

3.7.8	Comparación entre modelos cinéticos	74
3.8	Pruebas de estabilización	77
3.9	Efecto del pH amoniaco (NH ₃) en la inactivacion de huevos de helmintos.....	77
3.10	Pruebas de estabilización	83
3.11	Efecto de la temperatura en la inactivacion de huevos de helmintos	83
3.11.1	Coliformes Fecales	83
3.11.2	<i>Salmonella</i> spp	84
3.11.3	Huevos de helmintos	85
3.11.4	Determinación de parámetros cinéticos en la inactivación térmica.	87
3.12	Efecto DT (Dosis NH ₃ -Temperatura).....	90
4	CONCLUSIONES	95
5	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	97
APENDICE A		
APENDICE B		
APENDICE C		

LISTA DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1-1 Estrategia de aplicación de procesos de estabilización de lodos en México en los últimos años.....	28
Ilustración 1-2 Estrategia para el desarrollo de procesos de estabilización de lodos en México	29
Ilustración 1-3 Dependencia del porcentaje de conversión de NH_4^+ a NH_3 con el pH.....	32
Ilustración 2-1 esquema general de la Metodología experimental.....	35
Ilustración 2-2 Sistema de tratamiento de aguas residuales de la industria avícola	36
Ilustración 2-3 (a) .Punto de muestreo, tuberías del tanque espesador.	37
Ilustración 2-4 Filtración por medio de centrifuga.....	41
Ilustración 3-1 pH en lodo crudo	48
Ilustración 3-2 Determinaciones microbiológicas en laboratorio Ambiental II	52
Ilustración 3-3 Reactor de cierre hermético para la estabilización química y microbiológica de lodos residuales.....	54
Ilustración 3-4 Circuito de alimentación.....	56
Ilustración 3-5 set point de 100w	56
Ilustración 3-6 Géneros de huevos de helmintos encontrados en el agua residual doméstica de la región.....	57
Ilustración 3-7 Huevos de <i>Ascaris lumbricoides</i> 90 μm	58
Ilustración 3-8 Huevos de <i>Trichuris trichiura</i> 55 μm	58
Ilustración 3-9 Huevos de <i>Necator americanus</i> / <i>Ancylostoma duodenale</i> 60 μm	58
Ilustración 3-10 Huevos de <i>Hymenolepis diminuta</i> 30 μm	59
Ilustración 3-11 Huevos de <i>Toxocara</i> spp 60 μm	59
Ilustración 3-12 Remoción de huevos de helmintos en lodos con 4% de ST.....	60
Ilustración 3-13 Remoción de huevos de helmintos en lodos con 8% de ST.....	61
Ilustración 3-14 Remoción de huevos de helmintos en lodos con 12% de ST.....	62
Ilustración 3-15 Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de Huevos de helmintos con diferentes dosis CaO y Humedad.....	65
Ilustración 3-16 Aplicación del modelo de HOM para la determinación de dosis de CaO.....	67
Ilustración 3-17 Concentración de nitrógeno amoniacal en lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de CH_3COOH	68
Ilustración 3-18 Concentración de fósforo asimilable en lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de CH_3COOH	69

Ilustración 3-19 Inactivación de coliformes fecales presentes en lodos fisicoquímicos con diferentes dosis de ácido acético.	70
Ilustración 3-20 Inactivación de <i>Salmonella</i> spp; presentes en lodos fisicoquímicos con diferentes dosis de ácido acético.	71
Ilustración 3-21 Inactivación de <i>Ascaris</i> spp; presentes en lodos fisicoquímicos con diferentes dosis de ácido acético.....	73
Ilustración 3-22 Esquema del mecanismo de inactivación de bacterias por el ácido acético.	74
Ilustración 3-23 Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de microorganismos patógenos con diferentes dosis ácido acético.	76
Ilustración 3-24 Remoción de huevos de helmintos viables en lodos tratados con diferentes dosis de NH ₃	78
Ilustración 3-25 Remoción de <i>Ascaris</i> spp. en lodos residuales tratados con diferentes dosis de NH ₃	79
Ilustración 3-26 A Efecto de la dosis de 10% de NH ₃ en <i>Ascaris</i> spp. B Efecto de la dosis de 15% de amoniaco en <i>Ascaris</i> spp.	80
Ilustración 3-27 Remoción de otros géneros de huevos de helmintos viables en lodos tratados con diferentes dosis de NH ₃	81
Ilustración 3-28 Inactivación de coliformes fecales a diferentes temperaturas	84
Ilustración 3-29 Inactivación de <i>Salmonella</i> spp. a diferentes temperaturas	85
Ilustración 3-30 Inactivación de huevos de <i>Ascaris</i> suum a diferentes temperaturas	87
Ilustración 3-31 Aplicación del modelo de Hom modificado en la inactivación térmica de <i>Ascaris Suum</i>	88
Ilustración 3-32 Aplicación del modelo de Hom modificado para la inactivación térmica de coliformes fecales	89
Ilustración 3-33 Aplicación del modelo de Hom modificado en la inactivación térmica de <i>Salmonella</i> spp.	89
Ilustración 3-34 Inactivación de <i>Salmonella</i> spp en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.....	93
Ilustración 3-35 Inactivación de coliformes fecales en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.....	93
Ilustración 3-36 Inactivación de huevos de helmintos en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.....	94

LISTA DE TABLAS

Tabla A-0-1 Aprovechamiento de biosólidos.....	5
Tabla 1-1 Métodos de evacuación y eliminación de lodos	7
Tabla 1-2 Bacterias patógenas encontradas en agua residual y lodos así como enfermedades que producen.....	11
Tabla 1-3 Tiempo de supervivencia para algunos organismos patógenos en diferentes ambientes (temperatura de 20 - 30°C).....	16
Tabla 1-4 Valores máximos permisibles de microorganismos en biosólidos según la US EPA y la NOM-004-SEMARNAT-2002	17
Tabla 1-5 Valores máximos permisibles de metales pesados en biosólidos según la US EPA y la NOM-004-SEMARNAT-2002	18
Tabla 1-6 Aprovechamiento de biosólidos	19
Tabla 1-7 Organismos presentes en lodos y sus posibles enfermedades.....	20
Tabla 1-8 Variación en la estructura de las capas de Huevos de helmintos (Céstodos y Nemátodos)	21
Tabla 1-9 Concentración de microorganismos en lodos crudos	22
Tabla 1-10 Concentración de microorganismos en lodos crudos	23
Tabla 2-1 Parámetros de evaluación	38
Tabla 2-2 Diseño experimental utilizado para en la estabilización a diferentes dosis de CaO.	42
Tabla 2-3 Diseño de experimentos para determinar el efecto de la dosis de ácido acético en la estabilización ácida de lodos fisicoquímicos.	43
Tabla 2-4 Características del NH ₄ OH utilizado durante los estudios de estabilización	44
Tabla 2-5 Diseño experimental para la prueba de estabilización a dosis diferentes de NH ₃ ..	44
Tabla 2-6 Diseño de experimentos inactivación térmica de patógenos	45
Tabla 2-7 Diseño experimental de la evaluación de inactivación térmica de huevos de helmintos	46
Tabla 3-1 Parámetros Físicos de lodo crudo.....	49
Tabla 3-2 Parámetros Químicos de lodo crudo.....	50
Tabla 3-3 Presencia de metales pesados en el lodo crudo	51
Tabla 3-4 Parámetros microbiológicos en lodos crudos	52
Tabla 3-5 Adecuación de modelos cinéticos en términos de dosis de CaO.	64
Tabla 3-6 Parámetros cinéticos en la estabilización con CaO en diferentes concentraciones de Humedad	64

Tabla 3-7 Parámetros cinéticos del modelo de HOM modificado en términos de la concentración de sólidos totales	66
Tabla 3-8 Valores de pH alcanzados en lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de CH ₃ COOH.	67
Tabla 3-9 Resumen de resultados de las pruebas de estabilización ácida.....	73
Tabla 3-10 Adecuación de modelos cinéticos en términos de dosis de CH ₃ COOH.....	75
Tabla 3-11 Parámetros cinéticos considerando diferentes dosis en la estabilización ácida... 75	
Tabla 3-12 Géneros de huevos de helmintos determinados en lodos fisicoquímicos crudos	77
Tabla 3-13 Parámetros cinéticos para el modelo de Hom obtenidos en la primera etapa de experimentación	82
Tabla 3-14 Parámetros cinéticos de la inactivación térmica de bacterias utilizando el modelo de Hom modificado.....	90
Tabla 3-15 Estimación de parámetros cinéticos del producto DT.....	91
Tabla 3-16 Relación de la inactivación de coliformes fecales producida por el producto DT .	91
Tabla 3-17 Relación de la inactivación de <i>Salmonella</i> spp producida por el producto DT	92
Tabla 3-18 Relación de la inactivación de huevos de Helmintos producida por el producto DT	92

INTRODUCCIÓN

En manejo y tratamiento de lodos residuales en México presenta un atraso significativo con respecto a países desarrollados, la falta de información científica y tecnológica, así como la escasez de cultura ambiental y la no aplicación de la norma oficial (NOM-004 SEMARNAT 2002) para regular este tipo de residuos (lodos residuales) son las principales causas.

Los lodos residuales presentan una alta concentración de materia orgánica y una característica principal que es el alto contenido de microorganismos patógenos, en algunos casos son tratados de manera inadecuada antes de ser depositados en sitios, que no cuentan con las condiciones apropiadas para ello, causando efectos negativos tanto a la salud humana como al medio ambiente (Ortega *et al.*, 2003). Debido a que en los lodos permanecen gran parte de los contaminantes que contienen las aguas residuales, uno de los principales problemas que afecta a los lodos en México es el alto contenido microbiológico que presentan (Barrios *et al.* 2000). En efecto, las concentraciones de microorganismos presentes rebasan los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana (NOM-004 SEMARNAT 2002) y, naturalmente, las concentraciones de microorganismos reportadas en países desarrollados e incluso en desarrollo; lo que origina un problema particular para su manejo y depósito (Barrios *et al.*, 2001).

Los huevos de helmintos son el principal riesgo a la salud debido al reúso en la agricultura (USEPA, 1999) de lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Lo anterior se debe a que representan uno de los grupos de mayor resistencia a diversas condiciones ambientales y, por ende, son el grupo indicador de contaminación microbiológica de mayor importancia (Ellis *et al.*, 1993). Este tipo de estructuras cuentan con una mayor tasa de sobrevivencia (años), comparada con la de otros patógenos como el caso de algunos virus y bacterias (meses) o incluso el de protozoos (semanas) (Bowman *et al.*, 2003), una alta capacidad de ovoposición (huevos /día) por ejemplo, una hembra de *Ascaris lumbricoides* en estado adulto puede liberar hasta 27,000,000 de huevos durante los 10 a 24 meses de su vida, mientras que el representante de la clase platelminta, *Taenia solium* produce 700,000 en cada ovoposición (Ellis *et al.*, 1993), y una dosis mínima infectiva de 1 huevo (Feachem *et al.*, 1983). Las enfermedades que producen son las helmintiasis, las cuales afectan del 25 al 33% de la población en los países en desarrollo, pero menos del 1.5% en los desarrollados.

JUSTIFICACIÓN

Actualmente, México produce aproximadamente 12,000,000 Ton por año de lodos residuales, los cuales generalmente contienen niveles extremadamente altos de microorganismos patógenos y huevos de parásitos (helmintos) (Ortega, 2003). Las concentraciones de microorganismos (coliformes fecales 6.9×10^9 NMP/g ST y *Salmonella* spp. 2.1×10^6 NMP/g ST) son más elevadas que aquellas reportadas en países como Estados Unidos (coliformes fecales 2×10^7 NMP/g ST y *Salmonella* spp. 2.1×10^2 NMP/g ST) y el Reino Unido donde concentraciones de coliformes fecales desde 3.6×10^4 hasta 1.4×10^6 NMP/g ST y *Salmonella* spp. de 1.4×10^2 hasta 4.2×10^4 NMP/g ST han sido reportadas (Crewe, 1994; Jiménez et al., 2004; Jiménez et al., 2000; Reimers, 1986).

En materia de microorganismos patógenos, el principal problema a destacar en los lodos residuales es la presencia de huevos de helmintos estructuras que presentan mayor resistencia a los procesos de estabilización; dichas estructuras producen parásitos que son la causa de múltiples enfermedades a nivel mundial; pues son la causa de muerte de alrededor de 1000 000 individuos por año y en México afectan a más del 40% de la población, provocando ascariasis, tricocefaliosis, enterobiasis, uncinariasis, hymenolepiasis en un gran número de habitantes. Méndez et al., (2007) determinó que en la región centro del estado de Veracruz, los lodos fisicoquímicos provenientes de rastros de aves contienen concentraciones extremadamente altas de bacterias indicadoras y patógenas (9 y 7 unidades log, respectivamente) y se han contabilizado un número de 73 a 177 huevos de helmintos/gramo de sólidos totales en lodos (Méndez et al., 2004). Estudios relacionados con la estabilización de lodos con este tipo de problemáticas no son fácilmente disponibles a nivel internacional y la mayor parte de los reportes están relacionados con procesos convencionales de estabilización aplicados a lodos con características “típicas” y enfocados principalmente a la estabilización de materia orgánica, por lo que es importante conocer los factores medio ambientales (físicos y químicos) que contribuyen al proceso de inactivación de estructuras complejas como lo huevos de helmintos, y sentar las bases para la diseño de una tecnología capaz de reducir significativamente los microorganismos presentes en lodos generados en países en desarrollo cómo México. Contar con una tecnología capaz de inactivar los huevos de helmintos (estructuras altamente resistentes a los procesos de estabilización), garantiza la destrucción de los grupos restantes de microorganismos presentes en los lodos residuales (*Salmonella* spp., coliformes fecales e incluso virus); y ofrece una alternativa más para la estabilización de lodos residuales con alta presencia de microorganismos patógenos en países en desarrollo.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Actualmente, la gran cantidad de lodos producidos en México contienen niveles extremadamente altos de compuestos orgánicos, microorganismos patógenos y huevos de parásitos (helminetos) (Ortega, 2003). Las concentraciones de microorganismos (coliformes fecales 6.9×10^9 NMP/g ST y *Salmonella* spp. 2.1×10^6 NMP/g ST) son más elevadas que aquellas reportadas en países como Estados Unidos (coliformes fecales 2×10^7 NMP/g ST and *Salmonella* spp. 2.1×10^2 NMP/g ST) y el Reino Unido donde concentraciones de coliformes fecales desde 3.6×10^4 hasta 1.4×10^6 NMP/g ST y *Salmonella* spp. de 1.4×10^2 hasta 4.2×10^4 NMP/g ST has sido reportadas (Crewe, 1994; Jiménez *et al.*, 2004; Jiménez *et al.*, 2000; Reimers, 1986).

Recientemente, Méndez *et al.*, (2007) menciona que en la región centro del estado de Veracruz, los lodos fisicoquímicos provenientes de rastros de aves contienen concentraciones extremadamente altas de bacterias indicadoras y patógenas (9 y 7 unidades log, respectivamente). Estudios relacionados con la estabilización de lodos con este tipo de problemáticas no es fácilmente disponible a nivel internacional y la mayor parte de los reportes están relacionados con procesos convencionales de estabilización aplicados a lodos con características “típicas”. Algunas de esas tecnologías requieren demostrar su aplicabilidad para reducir significativamente los microorganismos presentes en lodos generados en países en desarrollo cómo México (Méndez *et al.*, 2003).

Los huevos de helminetos son el principal riesgo a la salud debido al reúso en la agricultura (USEPA, 1999) y en la acuicultura (WHO, 2005) de agua residual o de lodos provenientes de las plantas de tratamiento de agua residual. Lo anterior se debe a que representan uno de los grupos de mayor resistencia a diversas condiciones ambientales y, por ende, son el grupo indicador de contaminación microbiológica de mayor importancia (Ellis *et al.*, 1993). estos organismos son la causa de enfermedades gastrointestinales a nivel mundial; pues son la causa de muerte de alrededor de 1000 000 individuos por año, los helminetos más importantes que pueden encontrarse en aguas y lodos residuales son las lombrices intestinales, como la lombriz estomacal *Ascaris lumbricoides*, la tenia solitaria *Taenia saginata* y *Taenia solium* (Metcalf y Eddy Inc ., 2003), los gusanos intestinales *Trichuris tricuris*, la lombriz intestinal *Ancylostoma duodenale* y el *Necator americanus*, la lombriz filiforme *Strongyloides stercoralis*.

Entre las características que permiten confirmar dicha aseveración es que: cuentan con una mayor tasa de sobrevivencia (años), comparada con la de otros patógenos como el caso

de algunos virus y bacterias (meses) o incluso el de protozoos (semanas) (Bowman *et al.*, 2003), una alta capacidad de ovoposición (huevos /día) por ejemplo, una hembra de *Ascaris lumbricoides* en estado adulto puede liberar hasta 27,000,000 de huevos durante los 10 a 24 meses de su vida, mientras que el representante de la clase platelminta, *Taenia solium* produce 700,000 en cada ovoposición (Ellis *et al.*, 1993), y una dosis mínima infectiva de 1 huevo (Feachem *et al.*, 1983). Las enfermedades que producen son las helmintiasis, las cuales afectan del 25 al 33% de la población en los países en desarrollo, pero menos del 1.5% en los desarrollados.

La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de la larva y en otros la etapa infecciosa es el estado de huevo (Meldrum *et al.*, 2002). Los huevos y larvas, cuyo tamaño oscila entre 10 micrómetros y 100 micrómetros, resisten condiciones ambientales desfavorables y pueden sobrevivir a los tratamientos convencionales de desinfección de aguas residuales, aunque algunos huevos pueden ser removidos mediante procesos convencionales de tratamiento como sedimentación, filtración y lagunas de estabilización lo que con lleva a que estén presentes en los lodos residuales. La desinfección con cloro y la digestión anaerobia mesofilica no son tratamientos efectivos en la inactivación de huevos de helmintos (Metcalf & Eddy, 2003). Generalmente no aumentan su población dentro del mismo huésped. Para aumentar la población en un individuo infectado es necesario que este sufra nuevas infecciones procedentes del exterior.

Aproximadamente un 25% de la población mundial ha estado o está infectada con *Ascaris lumbricoides* u otro tipo de helmintos. Se sabe que más de 1000 millones de individuos están infectados por *Ascaris lumbricoides*, unos 800 millones por uncinarias y aproximadamente 500 millones de tricocéfalos (INDRE, 1993), en México afectan a más del 40% de la población, provocando ascariasis, tricocefalosis, enterobiasis, uncinariasis, hymenolepiasis en un gran número de habitantes. Estas enfermedades producidas por los huevos de helmintos son comunes en nuestro país ya que en la literatura se reportan un número de 73 a 177 huevos de helmintos/gramo de sólidos totales en lodos (Méndez *et al.*, 2004).

El contenido de organismos patógenos de los lodos es una de sus propiedades más importantes para limitar su manejo, ya que puede provocar problemas sanitarios. Este contenido depende de la naturaleza de sus constituyentes orgánicos, la concentración de nutrientes, los factores de crecimiento y de la toxicidad de los materiales. El tipo y cantidad

de microorganismos patógenos en un lodo depende, básicamente, del estado epidemiológico de la comunidad de donde proviene (Jiménez et al., 2005).

En México se desarrolló la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 que establece tres niveles de biosólidos, A, B y C. Tabla A-0-1 Aprovechamiento de biosólidos presenta los límites máximos permisibles de contaminantes microbiológicos (para ambas normatividades) en lodos y biosólidos de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Tabla A-0-1 Aprovechamiento de biosólidos

TIPO	CLASE	APROVECHAMIENTO
EXCELENTE	A	<ul style="list-style-type: none"> • Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación. • Los establecidos para Clase B y C.
EXCELENTE O BUENO	B	<ul style="list-style-type: none"> • Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación. • Los establecidos para Clase C.
EXCELENTE O BUENO	C	<ul style="list-style-type: none"> • Usos forestales. • Mejoramientos de suelos. • Usos agrícolas.

HIPOTESIS

La evaluación del efecto de parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura y humedad) que intervienen en el proceso de inactivación de huevos de helmintos (*Ascaris lumbricoides*) y bacterias patógenas e indicadoras en los lodos residuales, lo cual permitirá determinar sus coeficientes cinéticos, y sentar las bases una tecnología que involucre la combinación de dichos parámetros para garantizar su total inactivación y el cumplimiento con la normatividad actual vigente para el reúso de los biosólidos sin ninguna restricción en su aplicación.

1. MARCO TEORICO

1.1 Antecedentes

Al principio del siglo pasado, las aguas residuales de la mayoría de las comunidades se vertían directamente a ríos y corrientes mediante alcantarillado unitario. La acumulación de lodos y el desarrollo de olores y condiciones desagradables surgieron como consecuencia de esta práctica. Para solventar estos problemas se introdujo la evacuación separada de las aguas residuales y de las aguas pluviales, y el tratamiento de las aguas residuales (Ramalho, 1993). El problema de la evacuación de lodos surge como consecuencia de los grandes volúmenes de lodo que se empezaron a generar con la aparición de métodos de tratamiento de las aguas residuales más modernos y eficientes.

1.2 Situación actual

Cuando la agencia estadounidense para la protección del medio ambiente (EPA) estableció que el nivel de tratamiento mínimo aceptable para el vertido en aguas superficiales debía ser el tratamiento secundario, aumentó notablemente la cantidad de lodo que había que evacuar. En la Tabla 1-1 se presentan los principales métodos de evacuación lodos que están siendo empleados en la actualidad. Como se puede comprobar a partir de estos datos, la práctica más empleada consiste en la aplicación al terreno o la evacuación a vertedero.

La aplicación del lodo al terreno está muy extendida como método de evacuación, así como de recuperación de terrenos marginales para usos productivos y aprovechamiento de los nutrientes contenidos en el lodo. No obstante, como ya se ha comentado con anterioridad, la evacuación al terreno y a los vertederos están viéndose sometidas a una legislación cada vez más estricta, además del problema que existe para la localización de terrenos para la instalación de nuevos vertederos.

Debido a las potenciales limitaciones de la solución a este problema basada en la evacuación a los vertederos, las plantas de elaboración de composta están ganando crédito como método para la estabilización de lodos para su posterior uso como abono o mejoradores de suelos (Michael, I. y Rooksby, F., 2000). Las tecnologías de compostaje han sufrido un notable avance en los últimos años. Otro método muy extendido como solución a este problema, adoptado especialmente en los países desarrollados es la incineración de los lodos, pero cuenta con el inconveniente de que la explotación de

incineradoras y el control de las emisiones están sujetos a mayores restricciones legales (Metcalf, 1996).

Tabla 1-1 Métodos de evacuación y eliminación de lodos

Método utilizado	Porcentaje de plantas según su tamaño (m ³ /d)		
	<3800	3800-38000	>38000
Aplicación al terreno	39	39	21
Evacuación a vertederos controlados	31	35	12
Incineración	1	1	32
Distribución y comercialización	11	13	19
Vertidos al mar	1	0	4
Otros	17	12	12
Total	100	100	100

Fuente: (Metcalf & Eddy Inc, 1996)

En la actualidad, los lodos residuales son considerados un producto con potencial benéfico para su reaprovechamiento como fertilizante o mejorador de suelos, principalmente en países desarrollados. La producción anual de lodos en estos países es aproximadamente de 7 millones de toneladas (sólidos totales). No obstante, en algunos países en desarrollo, los lodos no son tratados ni manejados adecuadamente.

1.1 Infraestructura de tratamiento de aguas residuales en México

En el año 2010 se trataron en México 45.9 m³/s de aguas residuales municipales, correspondientes al 23% del total producido (200 m³/s), mientras que para las aguas residuales industriales se trata sólo el 15% (25.3 m³/s de 169 m³/s generados) (CNA, 2011).

En materia de tratamiento de aguas residuales municipales, existen en México aproximadamente 1018 plantas de tratamiento de agua con una capacidad instalada de

75.9 m³/s, de éstas sólo 793 operan. Los procesos de tratamiento para los efluentes municipales son diversos, aunque predominan las lagunas de estabilización y los lodos activados (CNA, 2001). Adicionalmente, la Comisión Nacional del Agua, indica que al cumplir las ciudades mayores de 50,000 habitantes con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, se tratarían 158 m³/s de aguas residuales, mismos que generarían en nuestro país aproximadamente 0.13 kg ST/m³, es decir, cerca de 12,000,000 ton/año de lodos que contienen metales pesados, contaminantes orgánicos, microorganismos patógenos y parásitos (Ortega *et al.*, 2003).

Del total de lodos producidos en plantas de tratamiento de aguas residuales, una importante cantidad no es tratada ni adecuadamente manejada. Los lodos contienen una importante cantidad de contaminantes separados de las aguas de origen. Con la publicación de la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Diario Oficial de la Federación, 18 de febrero de 2002, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para el aprovechamiento y disposición de lodos y biosólidos, las plantas de tratamiento de aguas estarán obligadas a cumplir diversos criterios y deberán implantar y desarrollar tecnologías que produzcan biosólidos que puedan ser depositados o reutilizados apropiadamente.

1.3 Lodos

1.3.1 Definición de lodo

La norma oficial mexicana los denomina como sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización. Estos lodos deben ser tratados antes de su disposición final.

1.3.2 Tipos de lodos

Los lodos según su origen se denominan: primarios, secundarios en lodos activados, secundarios en lodos de filtro percolador y químicos o terciarios.

- Lodo primario. Proviene de los sedimentadores primarios, se asume que no han sufrido descomposición y por lo tanto son inestables y en estado de putrefacción,

son de color gris y contienen fragmentos de desperdicios sólidos fecales y otros desechos, además de tener un olor nauseabundo.

- Lodos secundarios (activados). Los lodos activados tienen por lo general un color café pardo y apariencia floculante. Si el color es oscuro, el lodo puede estar aproximando a condiciones sépticas. Si presenta un color más claro, puede haber habido una menor aireación con una tendencia de los sólidos para sedimentar lentamente. El lodo en buenas condiciones tiene un olor inofensivo semejante a tierra. Concentración de sólidos de 0.5 - 2.5% ST.
- Lodos secundarios (Filtro percolador). El lodo de un filtro percolador es café pardo, floculante y de olor relativamente inofensivo cuando está fresco. Generalmente se descompone más lentamente que otros lodos sin digerir. Concentración de sólidos 1 - 3 % ST.
- Lodos químicos (Terciarios). Son por lo general de color negro. El olor puede ser desagradable pero menos que el de un primario, se descompone o digiere con más lentitud que los lodos de otros procesos. Estos lodos son producidos en gran cantidad y son más difíciles de manejar además de que pueden contener gran abundancia de Fe, Al, Ca, Cl y S dependiendo de los reactivos empleados para la floculación. Concentraciones de sólidos de 0.5 – 16% sólidos totales, (Metcalf, 1991).

El término “biosólido” se utiliza para designar al lodo que ha sido sometido a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas después de su estabilización pueden ser susceptibles de aprovechamiento, (NOM-004-SEMARNAT-2002).

1.3.3 Características químicas de los lodos

Las características químicas o fisicoquímicas de un lodo determinan las necesidades de tratamiento y las opciones de disposición final posible. La composición química de los biosólidos varía dependiendo de su origen y métodos de tratamiento. Como resultado de los procesos de tratamiento, los elementos químicos contaminantes del influente pasan a formar parte de los lodos ya sea por precipitación o por participación entre la fase líquida durante el proceso de separación de los sólidos (Kumate, 1990).

Además de contener sustancias contaminantes los biosólidos poseen nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas. En los biosólidos se encuentran 16 elementos

esenciales, estos son: nitrógeno, fósforo, potasio, carbono, hidrogeno, azufre, calcio, magnesio, hierro, boro, cobre, manganeso, zinc, cloro y molibdeno.

Macronutrientes. Los elementos reconocidos como macronutrientes son: nitrógeno, fósforo, potasio, carbono, hidrogeno, calcio, magnesio y azufre. Aunque los biosólidos contienen niveles relativamente bajos de macro y micronutrientes, cuando son aplicados en el suelo pueden suministrar todo el nitrógeno necesario, fósforo, calcio, magnesio y muchos otros elementos, este valor fertilizante del lodo esta basado primordialmente en el contenido de N, P y K.

Micronutrientes. Los micronutrientes tales como el fierro, zinc, cobre, manganeso, boro, molibdeno, sodio, vanadio y cloro son necesarios para las plantas en pequeñas cantidades. Ramalho (1993), menciona que el suelo y el pH de los biosólidos influyen en la biodisponibilidad, todos los metales excepto el molibdeno son más biodisponibles en pH bajo (ambiente ácido).

Materia Orgánica. Otra propiedad importante de los biosólidos es que poseen materia orgánica que tiene un efecto sobre las propiedades físicas del suelo tal como la fertilidad, contenido de humus, porosidad y retención de agua. El alto contenido de carbono orgánico de los biosólidos proveen una inmediata fuente de energía para los organismos del suelo, así los microorganismos descomponen la materia orgánica de los biosólidos y usan algunos productos para reproducción y como resultados cambian la materia orgánica y liberan ciertos productos de descomposición en el ambiente (Girovich, 1996).

1.4 Patógenos contenidos en lodos

En los lodos se concentran una gran cantidad de microorganismos como bacterias, incluyendo actinomicetos, virus, helmintos, protozoarios, rotíferos, hongos; los cuales son parásitos y patógenos para el hombre (Girovich, 1996).

1.4.1 Bacterias

Las bacterias se pueden clasificar como eubacterias procariotas unicelulares. En función de su forma, las bacterias se dividen en cuatro grandes grupos: esferoidales, bastón, curvado y filamentosas.

Las bacterias esferoidales, que reciben el nombre de cocos, tienen un diámetro aproximado de entre 1 y 3 micras. Las bacterias de forma de bastón, conocidas como bacilos, tienen tamaños muy variables, entre 0.5 y 2 micras de ancho por entre 1 y 10 micras de largo. Las

bacterias del tipo de bastón curvado tienen dimensiones que pueden variar entre 0.6 y 1.0 micras de ancho y entre 2 y 6 micras de longitud. Las bacterias con forma de espiral pueden alcanzar longitudes del orden de 50 micras, mientras que las filamentosas pueden llegar a superar las 100 micras.

En se Tabla 1-2 muestran algunas bacterias que se encuentran en el agua residual y en los lodos y producen enfermedades a los seres humanos, principalmente al tracto gastrointestinal y pulmones que pueden ser transmitidas directa o indirectamente (Metcalf, 1991).

Tabla 1-2 Bacterias patógenas encontradas en agua residual y lodos así como enfermedades que producen

BACTERIA	ENFERMEDAD	RESERVORIO	PRINCIPAL SITIO AFECTADO
Salmonella Typhi	Fiebre tifoidea	Heces fecales humanas	Tracto gastrointestinal
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea	Heces fecales humanas	Tracto gastrointestinal
<i>Shigella</i>	Disentería bacilar	Heces fecales humanas	Intestino bajo
Vibrio cholera	Cólera	Heces fecales humanas	Tracto gastrointestinal
Escherichia coli Enteropatógena	Gastroenteritis	Heces fecales humanas	Tracto gastrointestinal
Yersinia enterocolitica	Gastroenteritis	Heces fecales humanas y animales	Tracto gastrointestinal
Campylobacter Jejuni	Gastroenteritis	Heces fecales humanas y animales	Tracto gastrointestinal
Legionella Pneumophila	Enfermedades respiratorias	Agua	Pulmones
Micobacterium tuberculosis	Tuberculosis	Exudados respiratorios	Pulmones
Leptospira	Leptospirosis	Heces animales y orina	Generalizado

Fuente: Adaptado de Sobsey y Olson, 1983, citado en Bitton 1994

A continuación se describen algunos de los géneros de bacterias patógenas más comunes en lodos residuales:

- *Salmonella* spp. El género *Salmonella* pertenece a la familia Enterobacteriaceae. Las salmonelas son bacterias gram negativas, no esporuladas y móviles, que pertenecen a la familia Enterobacteriáceas. Existen tres especies: *Salmonella typhi*, *S. choleraesuis* y *S. enteritidis*. (Figura 1-1) Esta última presenta más de 1,400 variedades distintas. Con excepción de *S. typhi*, que afecta a los seres humanos y produce la fiebre tifoidea, la mayoría son patógenas tanto para el hombre como para los animales. En los seres humanos las salmonelas son responsables de diferentes cuadros clínicos como la fiebre tifoidea y paratifoidea, la gastroenteritis por *Salmonella* (salmonelosis), y las bacteriemias e infecciones localizadas. Además, existen personas que sufren una infección asintomática y otras que son portadoras sanas transitorias o crónicas (presentan el agente patógeno pero no sufren la infección) y que son responsables de la diseminación de los bacilos. Las salmonelas se transmiten sobre todo a través de alimentos contaminados.
- *Shigella* spp. Es el agente que causa la disentería bacilar, una enfermedad diarreica que produce dolores intestinales y sangrado como resultado de la inflamación y ulceración de la mucosa intestinal. Existen cuatro especies patógenas: *Shigella flexneri*, *S. Dysenteriae*, *S. Boydi* y *S. Sonnei*. Una persona infectada puede excretar 10^9 unidades de *Shigella* spp. por gramo de heces, su sobrevivencia en el ambiente es menor que la de los coliformes fecales, (Bitton *et al.*, 1994).

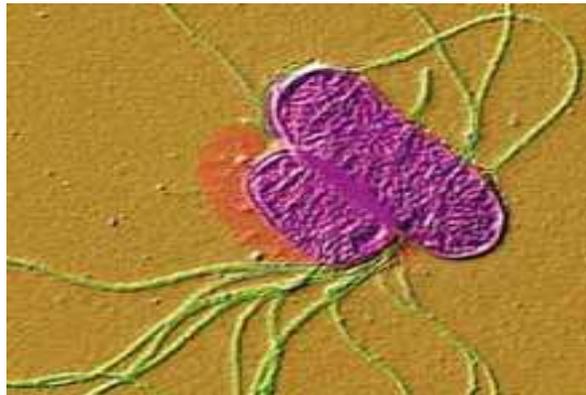


Figura 1-1 *Salmonella*

- *Escherichia coli*. Es una bacteria con forma de bastón (bacilo), que pertenece a la familia de las Enterobacteriáceas; está considerada como el material biológico más utilizado en experimentación. Esta bacteria se encuentra en el tracto intestinal de los mamíferos. Lavoice (1983), menciona que esta especie comprende varios grupos que se establecen según su actividad. Las especies de *Escherichia coli* oportunistas producen infecciones sólo si abandonan el colon. Otros grupos producen hasta el 90% de las diarreas infantiles y la denominada diarrea del viajero. Esta última no es grave, pero la gastroenteritis aguda de los niños puede provocar la inflamación de la mucosa intestinal, dando lugar a deshidratación grave y heces purulentas.
- *Vibrio cholerae*. Es el organismo responsable de la enfermedad del cólera, enfermedad infecciosa grave endémica en la India y en ciertos países tropicales, aunque pueden aparecer brotes en países de clima templado (Figura 1-2). Los síntomas del cólera son la diarrea y la pérdida de líquidos y sales minerales en las heces. En los casos graves hay una diarrea muy importante, con heces características en "agua de arroz", vómitos, sed intensa, calambres musculares, y en ocasiones, fallo circulatorio. En estos casos el paciente puede fallecer a las pocas horas del comienzo de los síntomas. Dejada a su evolución natural, la mortalidad es superior al 50%, pero no llega al 1% con el tratamiento adecuado. La única forma de contagio es a través del agua y los alimentos contaminados por heces (en las que se encuentra la bacteria) de enfermos de cólera. Por tanto, las medidas de control sanitario son las únicas eficaces en la prevención de la enfermedad.



Figura 1-2 *Vibrio cholerae*

1.4.2 Actinomicetos

Los actinomicetos son un grupo muy grande de bacterias que crecen como células alongadas o filamentos, su crecimiento es más lento que otros géneros de bacterias encontradas en aguas residuales y lodos. Los actinomicetos son comunes en biosólidos y lodos saprófitos y descomponen un amplio rango de compuestos orgánicos tales como hidrocarburos de cadena larga, compuestos aromáticos complejos, pesticidas, y biomasa microbiana muerta. Los géneros más frecuentes encontrados en lodos activados son: *Arthrobacter*, *Corynebacterium*, *Mycobacterium*, *Nocardia* y *Rhodococcus*.

1.4.3 Virus

Havelaar y Nieuwstad (1985) mencionan que existen más de 100 clases diferentes de virus entéricos, capaces de transmitir algún tipo de infección o enfermedades las cuales son excretadas por el hombre. Los virus entéricos se reproducen en el tracto intestinal de personas infectadas y son posteriormente expulsados en las heces. Desde el punto de vista de la salud humana, los virus entéricos más importantes son enterovirus (polio, eco, coxsackie), virus norwalk, rotavirus, reovirus, calcivirus, adenovirus y virus de hepatitis A. Entre los virus que causan enfermedades diarreicas, se ha demostrado que los rotavirus y virus norwalk son los principales patógenos de origen hídrico.

Los reovirus y los adenovirus, causantes de enfermedades respiratorias, gastrointestinales e infecciones en los ojos, se han logrado aislar a partir de muestras en lodos residuales.

1.4.4 Rotíferos

Son metazoarios libres nadadores y su tamaño varía de 40 a 500 μm y tienen un promedio de vida de 6 a 45 días. Se encuentran tanto en aguas residuales como en biosólidos pero no en gran número. Los más comunes caen dentro de dos órdenes Bdeloidea y Monogonta.

Son muy numerosos en todo el mundo y se encuentran en pantanos de agua dulce, estanques y charcos. Los rotíferos tienen una forma variable, pero siempre disponen de coronas de cilios retractiles que parecen ruedas girando cuando están en movimiento. Son de las primeras formas de vida microscópicas que se estudiaron, y se les conocía como animáculos rueda. Estos animales pueden adherirse temporalmente a las superficies, mediante una secreción pegajosa del pie de su cuerpo. Se reproducen sexualmente, pero los machos son escasos y salvo en condiciones adversas se desarrollan por partenogénesis. Los rotíferos se alimentan de otros microorganismos y unas pocas especies son parásitas.

1.4.5 Protozoarios

Los protozoarios son organismos unicelares que esencialmente pueden ser de vida libre siendo en su mayoría acuáticos ya sea de agua dulce o en ambientes marinos (Havelaar, y Nieuwstad, 1985). También pueden ser parásitos de animales incluyendo humanos por lo cual tienen importancia en salud pública. Forman quistes bajo condiciones ambientales adversas los cuales son más resistentes a la desecación, altas temperaturas, carencias de oxígeno, carencia de alimento y daño químico. Se reproducen por fisión binaria aunque en algunas especies de protozoarios exista reproducción sexual (Tortora *et al.*, 1995). Se conocen más de veinte mil especies de protozoos, que incluyen organismos tan conocidos como los paramecios y las amebas.

1.4.6 Hongos

Los hongos son organismos eucariotes y heterótrofos, algunos de los cuales pueden ser patógenos de plantas o humanos donde producen enfermedades llamada micosis, los principales hongos patógenos aislados de aguas residuales y lodos son: *Aspergillus fumigatus* y *Candida albicans*.

1.4.7 Helmintos

Los helmintos más importantes que pueden encontrarse en aguas residuales son las lombrices intestinales, como la lombriz estomacal *Ascaris lumbricoides*, la tenia solitaria *Taenia saginata* y *Taenia solium* (Polprasert *et al.*, 1980), los gusanos intestinales *Trichuris tricuris*, la lombriz intestinal *Ancylostoma duodenale* y el *Necator americanus*, la lombriz filiforme *Strongyloides stercoralis*.

La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de la larva y en otros la etapa infecciosa es el estado de huevo (Meldrum *et al.*, 2002). Los nematodos son organismos libres en el estado de larva que no presentan ningún riesgo de tipo patógeno para humanos.

Los huevos y larvas, cuyo tamaño oscila entre 10 micrómetros y 100 micrómetros, resisten condiciones ambientales desfavorables y pueden sobrevivir a los tratamientos convencionales de desinfección de aguas residuales, aunque algunos huevos pueden ser removidos mediante procesos convencionales de tratamiento como sedimentación, filtración y lagunas de estabilización lo que con lleva a que estén presentes en los lodos residuales. La desinfección con cloro y la digestión anaerobia mesofílica no son tratamientos efectivos en la inactivación de huevos de helmintos (Metcalf & Eddy, 1996).

Generalmente no aumentan su población dentro del mismo huésped. Para aumentar la población en un individuo infectado es necesario que este sufra nuevas infecciones procedentes del exterior.

Aproximadamente un 25% de la población mundial ha estado o está infectada con *Ascaris lumbricoides* u otro tipo de helmintos. Se sabe que más de 1000 millones de individuos están infectados por *Ascaris lumbricoides*, unos 800 millones por uncinarias y aproximadamente 500 millones de tricocéfalos (INDRE, 1993).

1.4.8 Tiempo de supervivencia de organismos patógenos

Un tema de gran importancia en el manejo de organismos patógenos es el tiempo de supervivencia en el ambiente. A pesar de que los datos presentes en la Tabla 1-3 muestran tiempos de supervivencia habituales para algunos microorganismos de interés ambiental, éstos son solo una guía, ya que existen en la literatura muchísimas excepciones.

1.5 Normatividad vigente

El contenido de organismos patógenos de los lodos es una de sus propiedades más importantes para limitar su manejo, ya que puede provocar problemas sanitarios. Este contenido depende de la naturaleza de sus constituyentes orgánicos, la concentración de nutrientes, los factores de crecimiento y de la toxicidad de los materiales. El tipo y cantidad de microorganismos patógenos en un lodo depende, básicamente, del estado epidemiológico de la comunidad de donde proviene (Jiménez *et al.*, 1997).

En México se desarrolló la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 que establece tres niveles de biosólidos, A, B y C. Tabla 1-4 presenta los límites máximos permisibles de contaminantes microbiológicos (para ambas normatividades) en lodos y biosólidos de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Tabla 1-3 Tiempo de supervivencia para algunos organismos patógenos en diferentes ambientes (temperatura de 20 - 30°C)

Organismos Patógenos	Tiempo de supervivencia		
	Agua dulce y residual	Cultivos	Suelo
Bacterias			
Coliformes fecales	< 60 más común<30	<30 más común<15	<120 más común<50

<i>Salmonella</i> spp.	< 60 más común<30	<30 más común<15	<120 más común<50
<i>Shigella</i> spp.	< 30 más común<10	<10 más común<5	<120 más común<50
<i>Vibrio cholerae</i>	< 30 más común<10	<5 más común<2	<120 más común<50
<i>Protozoos</i>			
<i>E.hystolytica</i> , quiste	<30 más común<15	<10 más común<2	<20 más común<10
Helmintos			
A. Lumbricoides, huevos	Muchos meses	< 60 más común<30	<Muchos meses
Virus			
Enterovirus	<120 más común<50	<60 más común<15	<100 más común<20

Adaptado de Feachen *et al.*, (1983).

Tabla 1-4 Valores máximos permisibles de microorganismos en biosólidos según la US EPA y la NOM-004-SEMARNAT-2002

Parámetros microbiológicos	US EPA		NOM-004-SEMARNAT-2002		
	Biosólidos Clase A	Biosólidos Clase B	Biosólidos Clase A	Biosólidos Clase B	Biosólidos Clase C
Coliformes fecales	Menor de 1000 NMP/g ST	Menor de 2 X 10 ⁶ NMP/g ST	Menor de 1000 NMP/g ST	Menor de 1000 NMP/g ST	Menor de 2 X 10 ⁶ NMP/g ST
<i>Salmonella</i> spp.	Menor de 3 NMP/4g ST	No aplica	Menor de 3 NMP/g ST	Menor de 3 NMP/g ST	Menor de 300 NMP/g ST
Huevos de helmintos	Menor de 1 HH/ g de ST	No aplica	Menor de 1 (a) HH/g ST	Menor de 10 HH/g ST	Menor de 35 HH/g ST
Virus entéricos	Menor de 1 V/4g ST	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica

NMP número más probable

(a) Huevos de helmintos viables

Adaptada de: US EPA, 1999 y Diario Oficial de la Federación, 2002

El contenido de metales también ha sido limitado para poder reutilizar o depositar los lodos, tanto la US EPA como la norma NOM-004-SEMARNAT-2002 establecen los límites máximos de metales para dos clases de biosólidos propuestos. Tabla 1-5 presenta los límites máximos de metales pesados en biosólidos establecidos en ambas normas.

Tabla 1-5 Valores máximos permisibles de metales pesados en biosólidos según la US EPA y la NOM-004-SEMARNAT-2002

Parámetro	US EPA		NOM-004-SEMARNAT-2002	
	Biosólidos Clase A	Biosólidos Clase B	Biosólidos Excelente	Biosólidos Bueno
Arsénico mg/kg	75	75	41	75
Cadmio mg/kg	85	85	39	85
Cobre mg/kg	4300	4300	1500	4300
Cromo mg/kg	No aplica	No aplica	1200	1300
Plomo mg/kg	840	840	300	840
Mercurio mg/kg	57	57	17	57
Molibdeno mg/kg	75	75	No aplica	No aplica
Níquel mg/kg	420	420	420	420
Selenio mg/kg	100	100	No aplica	No aplica
Zinc mg/kg	7500	7500	2800	7500

En el caso de México, el aprovechamiento de los biosólidos, se establece en función del Tipo y Clase, como se especifica en la Tabla 1-6 y su contenido de humedad hasta el 85%.

Tabla 1-6 Aprovechamiento de biosólidos

TIPO	CLASE	APROVECHAMIENTO
EXCELENTE	A	<ul style="list-style-type: none"> • Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación. • Los establecidos para Clase B y C.
EXCELENTE O BUENO	B	<ul style="list-style-type: none"> • Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación. • Los establecidos para Clase C.
EXCELENTE O BUENO	C	<ul style="list-style-type: none"> • Usos forestales. • Mejoramientos de suelos. • Usos agrícolas.

1.6 Características microbiológicas de los lodos residuales

En los lodos se concentran una gran cantidad de microorganismos como bacterias, incluyendo actinomicetos, virus, helmintos, protozoarios, rotíferos, hongos; los cuales son parásitos y patógenos para el hombre, (Girovich, 2003), la Tabla 1-7 muestra los principales grupos de microorganismos y su patogenicidad en los seres humanos.

Dentro de toda esta gama de organismos la que presentan una gran resistencia a los procesos de inactivación son los huevos de helmintos (Barrios *et al.*, 2001), dentro de los más importantes que pueden encontrarse en aguas residuales son las lombrices intestinales, como la lombriz estomacal *Ascaris lumbricoides*, la tenia solitaria *Taenia saginata* y *Taenia solium* (Jimenez *et al.*, 2000), los gusanos intestinales *Trichuris trichuria*, la lombriz intestinal *Ancylostoma duodenale* y el *Necator americanus*, la lombriz filiforme *Strongyloides stercoralis*, una característica que hace a estas estructuras sean un problema de salud mundial es su alta capacidad de ovoposición (huevos/día), se puede mencionar el caso del *áscaris lumbricoides* que en estado adulto puede liberar hasta 27,000,000 de huevos durante los 10 a 24 meses de su vida, mientras que la case platelminta (*Taenia Solium*) produce 700,000 huevos en cada ovoposición y una dosis mínima infectiva de 1 huevo.

La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de la larva y en otros la etapa infecciosa es el estado de huevo (Meldrum *et al.*, 2002). Los nematodos son organismos libres en el estado de larva que no presentan ningún riesgo de tipo patógeno para humanos.

Los huevos y larvas, cuyo tamaño oscila entre 10 micrómetros y 100 micrómetros, resisten condiciones ambientales desfavorables y pueden sobrevivir a los tratamientos convencionales de desinfección de aguas residuales, aunque algunos huevos pueden ser removidos mediante procesos convencionales de tratamiento como sedimentación, filtración y lagunas de estabilización lo que con lleva a que estén presentes en los lodos residuales. La desinfección con cloro y la digestión anaerobia mesofílica no son tratamientos efectivos en la inactivación de huevos de helmintos (Cabirol *et al.*, 2002). Generalmente no aumentan su población dentro del mismo huésped. Para aumentar la población en un individuo infectado es necesario que este sufra

Tabla 1-7 Organismos presentes en lodos y sus posibles enfermedades.

Patogenia y enfermedad		
Grupo	Género	Enfermedad
Bacteria	Salmonella	Tifus, paratífus y enteritis
	Shigella	Disentería, paradisentería
	Escherichia	Enteritis
	Vibrio	Cólera, paracólera y enteritis
	Clostridium	Gangrena, tétanos y botulismo
	Leptospira	Leptospirosis
	Mycobacterium	Tuberculosis y tuberculosis atípica
Virus	Poliovirus	Poliomielitis y enteritis
	Coxsackievirus A	Dolor de cabeza y muscular
	Coxsackievirus B	Nauseas y meningitis
	Echovirus	Diarreas y hepatitis
	Adenovirus	Fiebre, infecciones respiratorias, enteritis, conjuntivitis y afecciones nerviosas.
	Rotavirus	Gastroenteritis infantil
	Reovirus	Gripe y diarreas
Hepatitis A	Hepatitis aguda y crónica	
Protozoos, tremátodos, céstodos, nematodos.	Entamoeba	Disenteria amebiana
	Giardia	Giardiasis
	Schistosoma	Equistosomiasis
	Taenia	Cisticercosis y neurocisticercosis
	Ascaris	Ascariasis
	Ancylostoma	Anquilostomiasis

Aproximadamente un 33% de la población mundial ha estado o está infectada con *Ascaris lumbricoides* u otro tipo de helmintos. Se sabe que más de 1000 millones de individuos están infectados por *Ascaris lumbricoides*, unos 800 millones por uncinarias y aproximadamente 500 millones de tricocéfalos.

Los helmintos son lombrices pluricelulares, y por tanto no son microbios (una razón para su escaso estudio en el campo de la ingeniería sanitaria y ambiental). Los helmintos en su edad adulta tienen diferentes tamaños (desde 1 mm hasta varios metros), poseen diferentes ciclos de vida y se desarrollan en condiciones ambientales diversas. Una característica común es que se reproducen por medio de huevos. Estos huevos son diferentes en forma y tamaño; los que se han detectado en aguas residuales y lodos miden entre 20 y 80 μm y tienen una densidad relativa de 1.06 a 1.24.

Las estructuras biológicas que rodean a los huevos, son unas capas de lo más resistentes, impermeables a varias sustancias, con la excepción de gases y solventes de lípidos (Quilès *et al.*, 2006) además de servir como etapa de crecimiento que resiste los riesgos ambientales más que en otras etapas, son tanto estructural como químicamente únicas.

El origen tanto de la estructura como de la composición química de las diferentes capas que conforman a los huevos de helmintos constituye una gran incógnita. A pesar de ello, se identifican básicamente cuatro, las cuales tienen un espesor de 4.5 μm (Lysek *et al.*, 1985) y que de adentro hacia fuera son: a) una capa interna de lípidos: resistente a la desecación, a la penetración de sustancias polares y responsable de la extrema impermeabilidad, b) una capa media quitinosa: mecánicamente rígida, c) una membrana vitelina, cuyo origen no es muy claro y d) una capa externa casi impermeable (excepto para gases y solventes de lípidos). En ocasiones se presenta una quinta capa denominada uterina por ser segregada por ese órgano, la cual se observa en la parte más externa de algunos géneros. En la Tabla 1-8 se describen las diferentes capas presentes en los huevos de los helmintos.

Tabla 1-8 Variación en la estructura de las capas de Huevos de helmintos (Céstodos y Nemátodos)

HELMINTO	CAPA CELULAR	COMPOSICIÓN
Céstodo	Cápsula	Selerotín
	Capa	Selerotín
	Envoltura externa	Celular
	Envoltura Interna	Celular
	Embrióforo	Queratina
	Membrana Oncosferal	Queratina
Nemátodo	Capa uterina	Lipoproteína/mucopolisacarida
	Capa vitelina	Lipoproteína
	Capa quitinosa*	Quitina/proteína
	Capa lípida	Lipoproteína

*Consistencia no helicoidal, quitina/proteína (excepto en Oxiuros donde sólo es de consistencia quitina)

(Jiménez, 2001)

Las funciones de las diferentes capas del huevo son:

Permeabilidad.- la capa lípida es responsable de la extrema impermeabilidad de algunos helmintos La penetración de colorantes por la destrucción de la barrera permeable de la capa a causa del incremento de la temperatura es evidencia de ello.

Resistencia mecánica y química.- la capa quitinosa (estas capas consisten de sustancias químicas resistentes, como por ejemplo: selerotin, quitina o queratina) al ataque químico y al estrés mecánico, lo que a su vez previene la destrucción de la barrera permeable.

Resistencia a la desecación.- la baja permeabilidad de las capas de los helmintos asegura una baja tasa de pérdida de agua cuando los huevos son puestos a desecación.

Presencia de poros en la capas.- estos actúan en conjunto con la capa lípida para controlar la tasa de pérdida de agua del huevo, restringiendo el área a través del cual el intercambio gaseoso puede ocurrir (Vázquez, 1999)

1.7 Problemática de los lodos en México

El contenido de microorganismos patógenos en lodos residuales en México con respecto a otros países resulta muy elevado lo que origina un problema particular para su manejo y depósito (Barrios *et al.*, 2001). Tabla 1-9 muestra que los coliformes fecales contenidos en lodos crudos de México son desde 2 hasta 5 unidades logarítmicas superiores a las reportadas para países como Estados Unidos, Ghana, Japón y Reino Unido. Asimismo, bacterias como *Salmonella* y *Pseudomona aeruginosa* (patógenas para el hombre) presentan concentraciones superiores en lodos de México con relación a los de Japón y Estados Unidos.

Tabla 1-9 Concentración de microorganismos en lodos crudos

País	Contenido de microorganismos en lodos crudos			Referencia
	coliformes fecales NMP/g ST	<i>Salmonella spp.</i> NMP/g ST	<i>Pseudomona aeruginosa</i> (NMP/g ST)	
México	6.9 X 10 ⁹	2.1 X 10 ⁶	2.4 X 10 ⁵ a 4.6 X 10 ⁷	Barrios <i>et al.</i> , 2001a Jiménez <i>et al.</i> , 2001
Australia	SD	1 X 10 ² a 1 X 10 ³	SD	Sidhu <i>et al.</i> , 2001

Estados Unidos	2 X 10 ⁷	2.1 X 10 ²	2.8 X 10 ³	Reimers <i>et al.</i> , 1986
Ghana	1.5 X 10 ⁴	SD	SD	Hall, 2000
Japón	1 X 10 ⁵	4 X 10 ¹	SD	Hays, 1997; Watanabe, 1997
Reino Unido	3.6 X 10 ⁴ a 1.4 X 10 ⁶	1.4 X 10 ² a 4.2 X 10 ⁴	1.1 X 10 ³ a 1.7 X 10 ⁵	Crewe, 1984, Michel y Rooksby, 2000

SD: Sin datos

En el caso de los bacteriófagos (indicadores de enterovirus), la Tabla 1-10 muestra que las concentraciones reportadas para México son muy similares con Japón y Estados Unidos (Reimers *et al.*, 1986 y Hays, 1997); sin embargo, en el caso de los protozoarios se han cuantificado concentraciones superiores (2 unidades log) a las reportadas por Estados Unidos (Barrios *et al.*, 2001a, Jiménez *et al.*, 2001 y Reimers *et al.*, 1986).

Tabla 1-10 Concentración de microorganismos en lodos crudos

País	Contenido de microorganismos en lodos crudos			Referencia
	Bacteriófagos UFP/g ST	Protozoos quistes/g ST	huevos de helmintos huevos /g ST	
México	1 X 10 ³ a 1.9 X 10 ⁶	1.3 X 10 ² a 4.2 X 10 ⁴	73 – 177	Barrios <i>et al.</i> , 2001a Jiménez <i>et al.</i> , 2001
Estados Unidos	3.6 X 10 ⁴ a 1.4 X 10 ⁶	2.1 X 10 ²	2 - 13	Reimers <i>et al.</i> , 1986
Ghana	SD	SD	76	Hall, 2000
Japón	2 x 10 ³ a 3.2 X 10 ⁴	SD	SD	Hays, 1997; Watanabe, 1997
Reino Unido	SD	SD	< 6	Crewe, 1984, Michel y Rooksby, 2000

SD: Sin datos

1.8 Procesos de estabilización de los lodos residuales.

Los lodos residuales generados en todo el mundo y en específico en nuestro país se deben someter a los tratamientos recomendados en las normas, los cuales muchas veces el costo de las instalaciones para tratar los lodos puede ser hasta del 50% del costo total de la planta

tratadora de aguas residuales, por lo que la selección de los procesos es de suma importancia.

Dichos tratamientos pueden ser avanzados y/o convencionales de acuerdo con la norma de lodos europea, estos se diferencian entre sí por los tiempos de retención, la presencia o ausencia de oxígeno, la aplicación de temperatura, el incremento del pH y el mezclado (Díaz, 2003). Entre los principales se encuentran:

Tratamientos avanzados.

- El secado térmico.
- La estabilización aerobia termofílica.
- La digestión anaerobia termofílica.
- El tratamiento térmico.

Tratamientos convencionales.

- El acondicionamiento con cal o agentes alcalinos.
- La digestión anaerobia mesofílica.
- La aereación extendida a temperatura ambiente.

Estos tratamientos se llevan a cabo con el fin de reducir la concentración de contaminantes físicos, químicos y microbiológicos de los lodos residuales, de acuerdo con la reducción de dichos contaminantes los biosólidos obtenidos se clasificarán como lo establecen las normas ambientales de cada país, a continuación se describen estos tratamientos.

1.9 Tratamientos avanzados.

Secado térmico

Se aplica a lodos con contenido $\leq 7\%$ de ST a temperatura mayor de 80°C , reduciendo el contenido de agua a menos del 10% y manteniendo una actividad de agua arriba del 0.90 en las primeras horas del tratamiento, inactivando los microorganismos patógenos, reduciendo el volumen, el peso de los biosólidos y la atracción de vectores. Este proceso genera biosólidos clase A, pero es muy costoso por la aplicación de calor (Veeken, *et al* 1999)

Estabilización aerobia termofílica

A temperaturas de (40 – 80°C), típicamente se utiliza una temperatura de 55°C por 20 horas o 20 días, se emplea para tratar lodos con un contenido de 4 - 6% de ST y con un mínimo de 2.5% de SV, se emplea un sistema por lotes, con o sin mezclado durante el tratamiento aumentando la eficiencia del proceso debido al mezclado y aereación. Este proceso genera una gran cantidad de biosólidos, reduce el volumen de los lodos residuales, reduce patógenos, presenta una eficiente reducción de la atracción de vectores y una alta reducción de sólidos volátiles. Este proceso produce biosólidos clase A de acuerdo a los criterios de la US EPA 503.

Digestión anaerobia termofílica

Con tiempos de residencia de 20 horas o 20 días, el proceso se lleva a cabo en lotes con o sin mezclado aumentando los tiempos de retención y con desaguado durante el tratamiento, el intervalo de temperaturas entre 49 y 57°C proporciona las condiciones adecuadas para la actividad de las bacterias termofílicas (Cabirol, 2002). La velocidad de las reacciones bioquímicas aumenta con la temperatura, produciéndose un aumento de la actividad de las bacterias con cada aumento de la temperatura de 10°C hasta alcanzar una temperatura límite, la digestión termofílica se lleva a cabo a una velocidad muy superior a la de la digestión mesofílica, (Metcalf & Eddy., 2003; Iranpou *et al.*, 2005; Gavala *et al.*, 2003)

Tratamiento térmico

Se aplica a lodos líquidos que tienen bajas concentraciones de ST por un mínimo de 30 min. a 70°C para reducir su contenido de agua e inactivar una porción de microorganismos patógenos presentes, seguido de la digestión anaerobia mesofílica que se lleva a cabo a temperaturas de 35°C. Requiere tiempos prolongados de tratamiento (15 - 28 días para los convencionales y hasta 60 días para lodos de alta tasa). Este tipo de procesos reduce menos de 2 log de coliformes fecales por lo que no cumplen con los requisitos para biosólidos Clase A (< 1 huevo helminto/4 g ST). La digestión mesofílica se lleva a cabo a una velocidad menor a la de la digestión termofílica (Girovich, 2003; CADDET, 2002).

1.10 Tratamientos convencionales.

Estabilización alcalina

El acondicionamiento con cal o agentes alcalinos alcanza un pH de 12 o más y mantiene una temperatura menor a 55°C con tiempos de retención de 2 – 24 horas empleando óxido de calcio y con la aplicación de agentes alcalinos los tiempos de retención son de 3 meses, con o sin agitación en ambos casos para mejorar la homogenización de la mezcla disminuyendo con esto los tiempos de retención (Méndez, 2005). Dependiendo de la aplicación del agente alcalino antes o después del desaguado de los lodos residuales se llamará pre-estabilización alcalina y post-estabilización alcalina respectivamente, estos procesos generan reacciones exotérmicas favoreciendo con esto la inactivación de microorganismos patógenos (Méndez. 2003., 2004).

Estabilización ácida

La estabilización ácida consiste en la aplicación de materiales ácidos a los lodos residuales, llevándolo a un pH aproximadamente de 4, estudios anteriores han probado el efecto del ácido sulfúrico, propiónico, iso-butírico, n-butírico e isovelérico para al estabilizaci (Barrios *et al*, 2000) de los cuales el ácido peracético ha sido utilizado para la estabilización de lodos con fines de reúso, este mismo ácido se ha aplicado incluso para el tratamiento del agua residual (Balddry *et al.*, 1995)

Digestión anaerobia mesofílica

Se produce a en un intervalo de temperatura de hasta 35°C. La digestión mesofílica se caracteriza por requerir tiempos prolongados de tratamiento (15 - 28 días para los convencionales y hasta 60 d para los de alta tasa). Este tipo de procesos reduce únicamente 1.84 unidades logarítmicas de coliformes fecales por lo que no cumplen con los requisitos para biosólidos Clase A (< 1 huevo helminto/4 g ST), la digestión mesofílica se lleva a cabo a una velocidad menor a la de la digestión termofílica European Environment Agency, (2000); (Méndez, 2009); (Rendón, 2007)

Aeración extendida

La aereación extendida a temperatura ambiente como lotes sin mezclado o con mezclado durante el período de tratamiento se fundamenta principalmente en la degradación natural de la materia orgánica presente en los lodos residuales por acción de los microorganismos

presentes de forma natural en el ambiente, con la única ventaja que se cuenta con mezclado para efectuar que este proceso se efectúe de forma mas eficiente, los tiempos de retención y la actividad microbiana, dependen de las condiciones ambientales del sitio, la aereación y el mezclado Girovich (2003). Los procesos son validados, en base a la reducción de microorganismos patógenos establecidos en las normas de cada país, European Environment Agency, (2000).

Elaboración de composta

La elaboración de composta es un proceso capaz de reducir hasta 4 unidades log de coliformes fecales, y representan una alternativa que, por su potencial, puede competir para ser utilizada en países con bajos niveles de higiene y saneamiento (Cardoso *et al.*, 2002)

1.11 Resumen de aplicación de tecnologías de estabilización en México

En la Ilustración 1-1 Estrategia de aplicación de procesos de estabilización de lodos en México en los últimos años. la Ilustración 1-1 se muestra la estrategia principal que se ha seguido en México en términos de la aplicación de los procesos de estabilización de lodos. Como se aprecia, las tecnologías han sido aplicadas principalmente con el objetivo de reducir el contenido de materia orgánica mediante su oxidación (digestión aerobia) o reducción (digestión anaerobia) y no para la inactivación de microorganismos.

En algunos otros casos, principalmente en aquellos en los que la estabilización alcalina, ácida o la digestión anaerobia termofílica fueron utilizadas, la inactivación de grupos de microorganismos como los coliformes fecales y *Salmonella* spp. alcanzó niveles que permitieron el cumplimiento de límites máximos permisibles incluso para biosólidos clase A ($< 10^3$ y < 3 NMP/g ST para coliformes y *Salmonella* spp., respectivamente).

No obstante, el caso de los huevos de helmintos conlleva implicaciones particulares ya que aunque estas tecnologías pueden llegar a cumplir bajo ciertas condiciones con los límites máximos permitidos en la normatividad mexicana; esta misma es en extremo laxa permitiendo límites de huevos de helmintos que no garantizan la seguridad de la población responsable del manejo de los lodos y biosólidos.

Para el caso de otros países con normatividades más exigentes como la norma 503 de la US EPA, 1994; estas tecnologías no garantizan su cumplimiento y se requiere hacer incluso modificaciones a las mismas. En resumen, en México se aplican tecnologías probadas exitosamente en otros países del mundo donde las concentraciones de helmintos son

significativamente inferiores a las aquí existentes sin considerar la peculiaridad de los lodos producidos en el país; lo que ha originado al menos una década de estudios dispersos con resultados no siempre exitosos.



Ilustración 1-1 Estrategia de aplicación de procesos de estabilización de lodos en México en los últimos años.

1.12 Estrategias Multidisciplinaria para la inactivación microbiana

La multidisciplinaria en la ingeniería aportan conocimiento y herramientas para la resolución de problemas actuales y de alta prioridad para el país, en este caso de estudio plantea un nuevo esquema con una perspectiva diferente a lo anteriormente citado. Con el objetivo de comprender el mecanismo de inactivación de los huevos de helmintos y los factores fisicoquímicos que en él intervienen; los principales géneros y especies de huevos de helmintos presentes en lodos de México como *Ascaris spp.*, *Necator americanus*, *Toxocara spp.*, y *Tricuris trichura* son aislados del sustrato de origen y posteriormente se evalúa de manera controlada el efecto de diferentes factores físicos y químicos que garanticen su inactivación (Ilustración 1-2).

Bajo esta estrategia se obtuvo primeramente desarrollar un prototipo en el cual se tuviera un control de las variables de presión y temperatura, el cual con ayuda de las diferentes disciplinas (Electrónica, Mecánica, Eléctrica) se logró el diseño y la construcción del mismo.

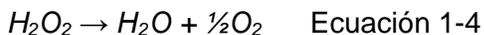
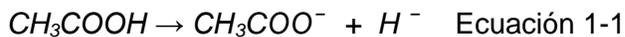


Ilustración 1-2 Estrategia para el desarrollo de procesos de estabilización de lodos en México

1.13 Química en la adición de materiales ácidos (CH₃-COOH)

En cuanto al mecanismo de acción de los ácidos sobre las bacterias, la molécula de ácido acético se encuentra en forma no disociada, la cual es permeable a la membrana celular lo que permite que se difunda al interior de la célula, una vez dentro de la célula, la molécula de ácido se disocia en un anión y un protón debido al pH intracelular más alcalino que alcanza valores de 7.4 a 7.6 según (Cherrington et al., 1991)

Las reacciones que se pueden llevar a cabo cuando el ácido acético tiene contacto con el lodo residual son las siguientes.

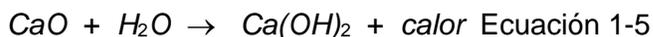


Los productos formados son fácilmente biodegradables.

1.14 Química en la adición de materiales alcalinos (CaO)

Reacción con CaO

La reacción principal del proceso es la del óxido de calcio con el agua, la cual produce hidróxido de calcio y calor (15,300 calorías/g mol). La reacción es:

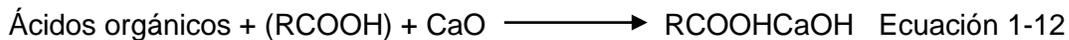
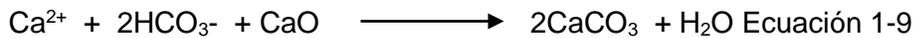


Esta es considerada como la principal reacción del proceso, ya que la producción de calor favorece el incremento de la temperatura la cual es una variable fundamental para la inactivación de microorganismos (Harrison y Wauford, 1993).

Existen otras reacciones exotérmicas entre el CaO y los óxidos de hierro, aluminio y sílice, siempre y cuando estén presentes (Méndez, 2003). Las reacciones teóricas son:

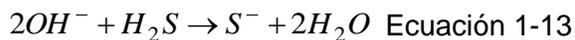


Girovich, (2003) menciona que aunque no se conocen con certeza la totalidad de las reacciones del proceso, probablemente las siguientes reacciones entre la cal y los iones orgánicos e inorgánicos pueden ocurrir:



Eliminación de Olores

De manera contraria al amoníaco, la cal aplicada, también reduce la emisión de sulfuros volátiles y ácidos grasos, disminuyendo los malos olores de forma considerable. El incremento de pH impide la liberación del ácido sulfhídrico (H_2S) mediante la captura de gases de azufre como sulfuros según la reacción.



Finalmente, Vázquez, (1999) menciona que la cal reduce el índice de putrefacción de la materia orgánica por la inactivación o destrucción los microorganismos, con lo cual se previenen los malos olores y se controlan las fuentes de infección.

Inmovilización de metales

El alto pH de los lodos estabilizados origina que los iones de metales solubles (excepto el molibdeno y el selenio) sean precipitados por sus hidróxidos o carbonatos (Sales insolubles) la reacción base es:



Dicha característica minimiza la retención de los metales en algunas especies vegetales y a su vez, reduce el lixiviado de los mismos a los mantos acuíferos.

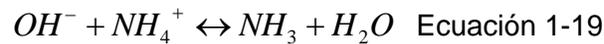
Materia orgánica e inorgánica

Girovich (2003) menciona que aunque no se conocen con certeza la totalidad de las reacciones del proceso, probablemente las siguientes reacciones entre la cal y los iones orgánicos e inorgánicos pueden ocurrir:



1.15 Reacción con NH₃

El incremento del pH por la adición de materiales alcalinos puede provocar la emanación de gases; a altos valores de pH (a pH mayor que 10.5) el gas amoníaco (N-NH₃) puede liberarse a la atmósfera (Girovich 2003 y RDP 1993), según la reacción:



Si el pH de la solución se eleva por arriba de 7, el ión amonio se convierte en amoníaco (NH₃), el cual tiene una densidad menor que la del aire y se volatiliza con facilidad. Las emanaciones producen un olor característico y provocan un problema social y de higiene en las áreas de trabajo. De hecho, este problema es una de las principales desventajas del proceso e incluso puede limitar su uso.

La dependencia del porcentaje de conversión de amonio a amoníaco con el pH se presenta en la Ilustración 1-3, un valor por arriba de 12 durante el proceso, provoca que el hidróxido de amonio (NH₄OH) se transforme en un 99.98% a su forma no ionizada (NH₃). La cantidad de amoníaco producido dependerá del contenido de nitrógeno amoniacal originalmente presente en el lodo crudo y del pH alcanzado durante la estabilización alcalina.

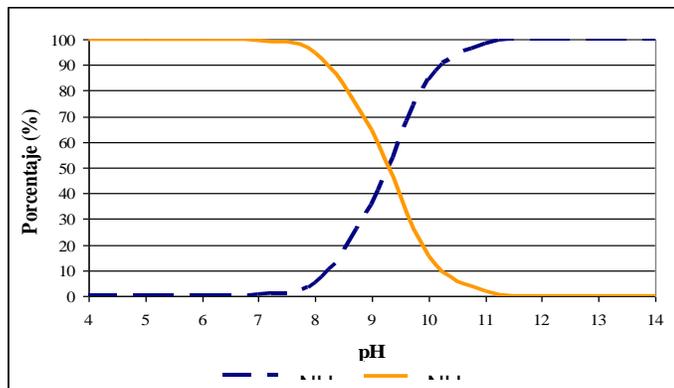


Ilustración 1-3 Dependencia del porcentaje de conversión de NH_4^+ a NH_3 con el pH

Fuente: Adaptada de RDP, 1993 y Masters, 1991

1.16 Cinética de Inactivación.

Las ecuaciones de modelación obtenidas en diversos estudios indican que los microorganismos son inactivados de manera exponencial y siguen un modelo de primer orden (con respecto a la dosis) similar al propuesto por Hom, que es ampliamente utilizado para describir la inactivación de microorganismo patógenos en lodos, este modelo es una variante del propuesto por Chick – Watson, (Méndez *et al.*, 2004 y Atenodoro, 2008).

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k C^n t \quad \text{Ecuación 1-20}$$

Donde:

- No: Concentración inicial de microorganismos
- N: Concentración de microorganismos sobrevivientes en el tiempo t
- K: Constante de inactivación de pseudo primer orden
- C: Concentración de reactivo, g/L ó mg/L
- n: Coeficiente de dilución, que es un factor empírico frecuentemente asumido
- t: Tiempo de contacto, min.

Hom introdujo al modelo anterior una constante empírica (m) que determina las desviaciones del modelo de Chick–Watson.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k C^n t^m \quad \text{Ecuación 1-21}$$

Este tipo de ecuación cinética puede ser utilizada para evaluar las constantes de velocidad de inactivación a una concentración de desinfectante constante y el modelo puede simplificarse de la siguiente manera:

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^* D^n \quad \text{Ecuación 1-22}$$

Donde

D: dosis o concentración de desinfectante, g/L ó mg/L.

Nota: k^* está asociada a la constante (k) y el tiempo (t^m)

También, puede evaluarse el tiempo de contacto a una dosis de desinfectante constante para obtener condiciones de operación óptimas (Méndez *et al.*, 2004). El modelo de Hom puede ser utilizado mediante la siguiente modificación.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^* t^m \quad \text{Ecuación 1-23}$$

Nota: k^{**} está asociando a la constante (k) y la dosis (D^n)

Es necesario establecer el modelo cinético y los valores de sus respectivos parámetros cinéticos en el proceso de estabilización de lodos con CaO y CH₃COOH para el desarrollo de un proceso novedoso que presenta ventajas como no aumentar las masa de lodos y de aportar nutrientes en los suelos de depósito así como para poder hacer uso de dichos parámetros para la optimización de la estabilización con reactivos químicos y adecuar dicho proceso con las condiciones predominantes en la mayor parte del país.

Por otra parte, con la finalidad de comparar los datos experimentales obtenidos, Atenodoro 2008, utilizó un modelo recientemente propuesto por Méndez-Delgadillo (M-D) y que describe el comportamiento de la inactivación de microorganismos patógenos en términos de dosis, el cual se presenta en la siguiente ecuación.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = \frac{a * C}{C + b} \quad \text{Ecuación 1-24}$$

Donde:

N_0 = Concentración inicial de microorganismos.

N = Concentración de microorganismos sobrevivientes.

C = Concentración del desinfectante (g/L ó mg/L).

a y b = Son dos contantes empíricas que determinan las desviaciones de este modelo y contribuyen a su ajuste. Al igual que con el modelo de Hom, el modelo Méndez-Delgadillo (M-D), se adecuó en términos de tiempo de contacto del desinfectante utilizado y que se describe en la siguiente ecuación.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = \frac{a \cdot t}{t + t_m} \quad \text{Ecuación 1-25}$$

Donde:

t = Tiempo de exposición al desinfectante (minutos ó horas).

a y t_m = Son dos constantes empíricas que determinan las desviaciones de este modelo y contribuyen a su ajuste.

2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL

En la Ilustración 2-1 se describe de manera esquemática y general la metodología experimental para el estudio de los diversos factores que intervienen en el proceso de inactivación de huevos de helmintos esta se compone principalmente de cuatro aspectos primordiales: 1) Obtención, caracterización y clasificación de los lodos, 2) Aislamiento de huevos de helmintos 3) Estudios del efecto de los factores fisicoquímicos (pH, temperatura, humedad) en la inactivación de huevos de helmintos 4) Evaluación de la calidad de los biosólidos producidos.

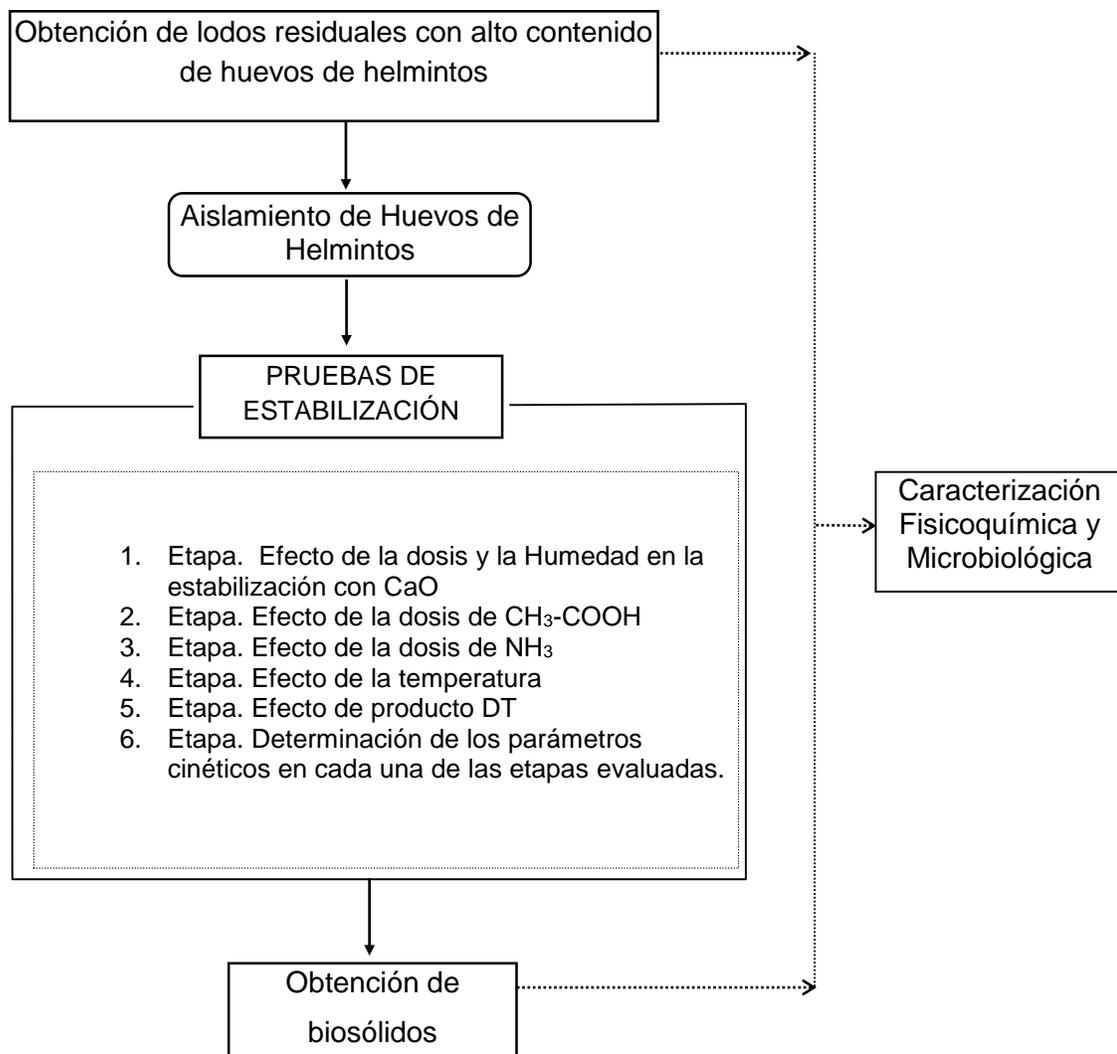


Ilustración 2-1 esquema general de la Metodología experimental

2.1 Obtención de lodos

Los lodos que se utilizaron para los ensayos de estabilización se obtuvieron de muestreos realizados periódicamente en la planta de tratamiento de aguas residuales, la planta opera actualmente tratando 10 L/s; el agua residual se considera como agroindustrial y se presume que por su origen, contiene concentraciones elevadas de microorganismos patógenos. La planta de tratamiento recibe aguas residuales de la matanza de aves, de la fábrica de hielo en barra y del área de cocimiento (denominada también de rendimiento) la cual cuenta con tres cocedores. En la Ilustración 2-2 se observa el sistema de tratamiento de aguas residuales de la industria el cual está conformado inicialmente por un tratamiento primario. En donde son separados los sólidos de mayor tamaño (pluma y hueso) así como la mayor parte de grasa, enseguida el agua pasa a un tanque homogenizador en donde es sometida a un tratamiento primario avanzado en el cual se le adicionan reactivos, en este caso se adiciona policloruro de aluminio, hidróxido de calcio y polímero catiónico, los cuales favorecen la separación de partículas de menor tamaño mediante el proceso de coagulación-floculación.

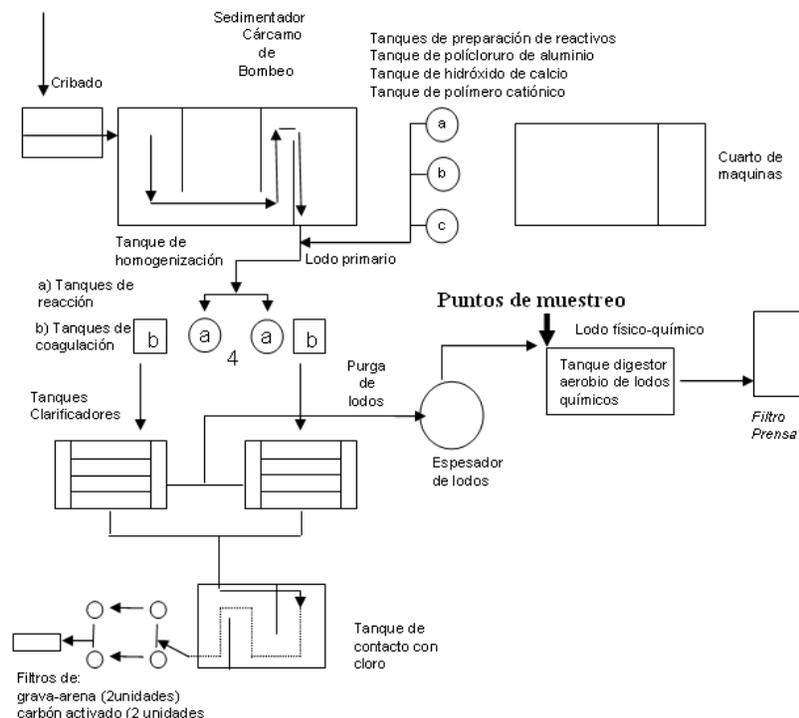


Ilustración 2-2 Sistema de tratamiento de aguas residuales de la industria avícola

Posteriormente, el agua es conducida a un clarificador de placas paralelas en el cual se realiza la sedimentación, el agua tratada pasa a un tanque de cloración y finalmente es clarificada en filtros de grava y carbón activado. Los lodos generados después del tratamiento son espesados antes de pasar al reactor aerobio, una vez digerido el lodo se deshidrata en un filtro prensa hasta una concentración de entre 15-20% de ST.

La Ilustración 2-3 muestra el punto de muestreo, en el cual el lodo se obtuvo de las tuberías del tanque espesador que conducen al tanque de digestión aerobia, los periodos entre cada purga del espesador son de aproximadamente 8 horas, en donde la concentración de ST de la muestra son menores de 2% ST en promedio, los lodos fueron recolectados en recipientes de 20 litros y transportados al laboratorio de Ingeniería Ambiental II de posgrado del Instituto Tecnológico de Orizaba.



(a)



(b)

Ilustración 2-3 (a) .Punto de muestreo, tuberías del tanque espesador.

(b) Recolección de las muestras en recipientes de plástico

2.2 Caracterización de lodos.

La caracterización de los lodos fue realizada a través de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos los cuales se muestran en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** en la cual se describe el parámetro, la unidad y el método por el cual se realizaron. El análisis de las muestras se realizó antes y después de las pruebas de estabilización.

Tabla 2-1 Parámetros de evaluación

Físicos	Unidad	Método	Frecuencia
pH		Potenciométrico	Rutinario
Temperatura	°C	Termopar	Rutinario
Sólidos Totales	% m/m	2540 B Standard Methods (SM)	Rutinario
Sólidos Totales Volátiles	% m/m	2540 E SM	Rutinario
Sólidos Totales Fijos	% m/m	2540 E SM	Rutinario
Químicos	Unidad	Método	Frecuencia
Nitrógeno amoniacal	mg/kg ST	4500 - Norg B SM	Rutinario
Metales Pesados	mg/kg	EPA 7061-7950	Rutinario
Fósforo	Mg/kg	4700 - Norg B SM	Rutinario
Microbiológicos	Unidad	Método	Frecuencia
Coliformes fecales	NMP/g ST	9221 E SM	Rutinario
<i>Salmonella spp.</i>	NMP/g ST	9221 B SM	Rutinario
Huevos de helmintos	HH/g ST	NOM-004-ECOL-2003	Rutinario

2.2.1 pH

Es el parámetro que indica la concentración de iones hidrógeno en una disolución, este parámetro se midió directamente de la muestra con un medidor de pH/mV Orion 250^a, el cual se calibra con soluciones tampón de pH 7.0 y 12.00, la resolución de la lectura es de 0.01 unidades de pH y la precisión de $\pm 0,01$.

2.2.2 Sólidos totales y volátiles

La determinación del contenido de sólidos totales (ST) y de sólidos volátiles (SV) se realizó de acuerdo con el método 2540 E de *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA, 1995), los ST se determinaron mediante diferencias de peso de la muestra, secado primero a 150°C en estufa en un tiempo de 24 horas, con respecto al peso de materia fresca inicial. La determinación de los sólidos volátiles (SV) se realizó calcinando los sólidos totales, la muestra se calcinó en una mufla Marza AR-340, a 550°C durante 2 horas. El contenido en sólidos volátiles se determinó por diferencia entre el residuo seco y las cenizas.

2.2.3 Nitrógeno amoniacal

El nitrógeno amoniacal se ha analizado por el método de destilación, siguiendo el método 4500-NH₃ B *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA, 1995). En

donde se analiza el contenido total de sales amoniacaes mediante la destilación de la muestra, se añade una base fuerte (NaOH 40%) para subir el pH y desplazar el equilibrio hacia la formación de amoniaco molecular. El destilado se recoge en acido bórico con indicador, al recogerse el vapor en un medio ácido el amoniaco pasará a la forma iónica no volátil. Finalmente se realizará la valoración del borato que ha reaccionado con el amoniaco, mediante titulación con una ácido fuerte, H₂SO₄, de normalidad conocida, el cálculo de la concentración de nitrógeno amoniacal se expresa en N-NH₄⁺/L.

2.2.4 Fósforo

El fósforo empleado para la determinación de fósforo fue el de Bray I, este método se ha empleando como un índice del fósforo aprovechable en los suelos, se emplea el Espectrofotómetro marca: HACH, modelo: DR/2500.

La combinación del ácido clorhídrico y el fluoruro de amonio tienen por objetivo extraer las formas de fósforo asimilable fácilmente solubles, el fluoruro de amonio disuelve los fosfatos debido a la formación de un ión complejo con estos compuestos cuando se encuentran en solución ácida.

2.2.5 Coliformes fecales

Se utilizó el método descrita en el anexo III de la NOM-004-SEMARNAT-2002, el cual describe la técnica para llevar acabo la cuantificación del grupo coliformes fecales en lodos y biosólidos, las muestras presentes en la muestra son separadas por agitación, dando por resultado una suspensión de células bacterianas, uniformemente distribuidas. A través de diluciones sucesivas se obtienen inóculos, al menos, de una célula para obtener crecimiento en el medio de cultivo (tubos positivos), y otros que al sembrarse dan resultado en por lo menos, un tubo de la serie. La combinación de resultados positivos y negativos permite realizar una estimación de la densidad bacteriana reportada como NMP.

El NMP de coliformes fecales se obtiene a partir del código compuesto por los tubos con resultado positivo en el medio EC. Si se inoculan tres series de tres tubos y si se utilizan volúmenes decimales diferentes, se obtiene el código formado por el número de tubos con resultados positivos en las tres series consecutivas, verificando el valor del NMP correspondiente, siguiendo la fórmula.

$$\text{NMP}=(\text{NMP tablas})\times(10/\text{mayor volumen inoculado})$$

2.2.6 *Salmonella* spp.

El presente método establece la técnica para llevar a cabo la cuantificación de *Salmonella* spp, mediante la técnica de tubos múltiples o número más probable (NMP) en lodos y biosólidos, con el fin de evaluar la calidad y la eficiencia de los tratamientos.

El método se basa, en el enriquecimiento de la muestra con medios selectivos, que contienen sustancias inhibitorias, que favorecen el crecimiento de *Salmonella* spp; reconstituyendo a su vez la vitalidad de las células dañadas y, de igual forma, impidiendo el desarrollo de bacterias coliformes asociadas. Una vez realizada la selección, las bacterias presentes en una muestra pueden ser separadas por agitación, dando por resultado una suspensión de células bacterianas, uniformemente distribuidas, a través de diluciones sucesivas de la muestra.

El NMP de *Salmonella* spp; se obtiene a partir del código compuesto por los tubos con resultado positivo en el caldo de selenito cistina. Se obtiene el código formado por el número de tubos con resultados positivos en las tres series consecutivas, verificando el valor del NMP correspondiente con la siguiente relación.

$$\text{NMP} = \text{NMP}(\text{tablas}) \times (10 / \text{mayor volumen inoculado})$$

2.2.7 Cuantificación de huevos de helmintos

La técnica utilizada para la determinación y cuantificación de huevos de helmintos corresponde a la presentada en la NOM-004-SEMARNAT-2002. El método se lleva a cabo por medio de lavados continuos, combinados con diversas etapas de filtración y flotación en las que se logra la separación de los huevos de helmintos del resto de las partículas de mayor y menor tamaño, así como su concentración. Esta técnica permite, en caso de ser requerido, determinar la viabilidad de los huevos de helminto y con ello confirmar la calidad de diversos procesos de estabilización en lodos

2.2.8 Deshidratación de la muestra

Durante la caracterización de las muestras se observó una concentración baja de ST (menor de 2%) por lo que el lodo fue acondicionado antes de realizar los diversos ensayos de estabilización, ya que estos requerían concentraciones de ST superiores. Como primer paso se deshidrató la muestra por gravedad dejando sedimentar los sólidos presentes y retirar posteriormente el sobrenadante utilizando una bomba de vacío. Las concentraciones al final de este primer paso oscilaban entre 2 a 3 %ST.

Para la obtención de los ST requeridos para la primera etapa se recurrió a la filtración por gravedad utilizando un medio filtrante, en este caso, para la obtención de una concentración de 4% ST, la muestra se sometió a una filtración por medio de mantas, estas colocadas en la parte superior de cubetas de 20 litros (Ilustración 2-4). Dejando filtrar alrededor de 4 horas.



Ilustración 2-4 Filtración por medio de centrifuga

Con objeto de incrementar la concentración de ST hasta 8 y 12% ST, la muestra se deshidrató en una centrifuga, ubicada en el laboratorio de ingeniería química, dicho equipo cuenta con un motor de 300 rpm y un freno de pie mostrada en la Ilustración 2-4, sometiendo la muestra a tiempos de centrifugación de 10 y 15 min para cada caso.

2.3 Pruebas experimentales de estabilización de lodos.

Básicamente se proponen las siguientes etapas de experimentación.

En esta etapa se aislaron los huevos de helmintos y se identificaron y contabilizaron las especies sobresalientes en los lodos residuales, el proceso de aislamiento se describe en la actual NOM-004-SEMARNAT-2002, la prueba se basa en lavados continuos, combinados con diversas etapas de filtración y flotación en donde se separa los huevos de helmintos del resto de las partículas de mayor y menor tamaño.

Etapas 1. En esta etapa se realizaron pruebas para la evaluación del efecto del pH y la humedad en un ambiente alcalino con diferentes dosis de CaO (10, 20, 30, 40 y 50 % m/m)

en lodos deshidratados a diferentes concentraciones de sólidos totales (4, 8 y 12% de ST) para la inactivación de huevos de helminto, los lodos se homogenizaron a 250 rpm durante 2 horas, realizando 4 réplicas, al término de cada prueba se realizó la evaluación fisicoquímica y microbiológica.

Para validar los resultados se utilizó un análisis estadístico para cada concentración de ST, se empleó un diseño unifactorial de bloques completos, la Tabla 2-2 muestra el diseño utilizado para la concentración de 4% ST, este mismo diseño se utilizó para las concentraciones de 8 y 12% ST.

El objetivo primordial de la estabilización alcalina en este tipo de lodos es reducir la concentración de microorganismos patógenos en este caso huevos de helmitos y bacterias indicadoras de materia fecal (coliformes fecales) y patógenas (*Salmonella spp*), Siendo la variable de respuesta en el experimento, mediante la siguiente ecuación se buscó calcular las unidades logarítmicas de microorganismos indicadores.

Tabla 2-2 Diseño experimental utilizado para en la estabilización a diferentes dosis de CaO.

Factores	Niveles	Valores
Dosis CaO	4	5, 10, 15, 20% <i>m/m</i>
Número de tratamientos	4	
Número de muestras por tratamiento	4	
Total de muestras	16	

$$I = \text{Log} (C_f / C_0) \quad \text{Ecuación 2-1}$$

Donde:

I= inactivación de microorganismos.

C_f = logaritmo de la concentración final de microorganismos después de cada tratamiento.

C₀ = Logaritmo de la concentración inicial de microorganismos en el lodo crudo.

Etapa 2. Para realizar las pruebas de estabilización ácida de lodos fisicoquímicos se utilizó una solución de ácido acético ($\text{CH}_3\text{-COOH}$) al 99.7 % vol/vol con un pH de 3. Se llevaron a cabo pruebas exploratorias y de recrecimiento bacteriano, ya que los microorganismos patógenos pueden tomar como fuente de carbono y de energía al ácido acético (Barrios *et al.*, 2001), para lo cual y como ya se mencionó anteriormente, las pruebas de estabilización ácida, se llevaron a cabo en un equipo de prueba de jarras en donde se aplicaron diferentes dosis, las cuales fueron de 5000, 10000, 15000 y 20000 ppm de ácido acético, con la finalidad de determinar la dosis recomendable para inactivar los microorganismos patógenos presentes en los lodos fisicoquímicos.

Para el desarrollo de las pruebas experimentales se utilizó un diseño unifactorial de bloques completos el cual se muestra en la Tabla 2-3. Con el objeto de validar estadísticamente los resultados obtenidos y determinar la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos se realizó el análisis de varianza de los mismos. El análisis estadístico fue realizado para cada grupo de microorganismos (coliformes fecales, *Salmonella spp.* y huevos de helmintos) de manera independiente.

Tabla 2-3 Diseño de experimentos para determinar el efecto de la dosis de ácido acético en la estabilización ácida de lodos fisicoquímicos.

Factores	Niveles	Valores
Dosis de $\text{CH}_3\text{-COOH}$	4	0, 5000, 10000, 15000
Numero de Tratamientos	5	y 20000 (ppm)
Numero de muestras por tratamiento	4	
Total de muestras	20	

Etapa 3. En esta etapa se realizaron pruebas para la evaluación del efecto del pH con diferentes dosis de NH_3 (10, 20, 30, 40 y 50 % m/m) en lodos deshidratados para la inactivación de huevos de helmintos. Para realizar los estudios de estabilización de lodos con NH_3 se utilizó una solución de NH_4OH al 29% vol/vol con pH 13. Se utilizó NH_4OH ya que a un pH de 11 el 99% de amonio (NH_4) es convertido a su forma amoniaca (NH_3), RPD, 1993. Esta solución comercial de NH_4OH fue valorada por acidimetría. En la Tabla 2-4

¡Error! No se encuentra el origen de la referencia. se presentan las características del H₄OH.

Tabla 2-4 Características del NH₄OH utilizado durante los estudios de estabilización

Reactivo	Características
Hidróxido de amonio (NH ₄ OH)	Concentración: 28 - 30% Peso molecular: 55.5 g/mol Gravedad específica: 0.902 Apariencia: Pasa la prueba. (anexo D)

La estabilización de los lodos crudos fue hecha en un reactor de cierre hermético con capacidad de 4 litros, se aplicaron dosis de 10, 20, 30, 40 y 50% m/m de amoníaco (NH₃) a lodos con concentraciones de 8% de sólidos totales, y se homogenizaron a 200 rpm durante un tiempo de contacto de 2 horas, al término de cada prueba se realizó la evaluación microbiológica para la huevos de helminto de acuerdo a la norma vigente SEMARNAT-004-2002. Para validar los resultados obtenidos se realizó el análisis estadístico utilizando un diseño experimental unifactorial de bloques completos. En la Tabla 2-5 se muestra el diseño experimental propuesto; se utilizó el mismo diseño para las dosis de 3, 6, 9 y 12 m/m de amoníaco.

Tabla 2-5 Diseño experimental para la prueba de estabilización a dosis diferentes de NH₃

Factores	Niveles	Valores
Dosis de NH ₃	4	10, 20, 30 y 40 (% m/m)
No. de Tratamientos	4	
Numero de Muestras por tratamiento	4	
<i>Total de muestras</i>	16	

El objetivo primordial de la estabilización es lograr la inactivación de huevos de helmintos, siendo esta la variable de respuesta del diseño propuesto. Mediante la siguiente ecuación se busco calcular las unidades logarítmicas de microorganismos patógenos.

$$I = \text{Log} (C_f / C_0) \quad \text{Ecuación 2-2}$$

Donde:

I: Inactivación de microorganismos

C_f : Logaritmo de la concentración final de microorganismos (después de cada tratamiento) .

C_0 : Logaritmo de la concentración inicial de microorganismos (lodo crudo).

Los resultados obtenidos en la etapa anterior fueron la base que permitieron realizar la siguiente etapa experimental ya que permitió establecer una dosis de amoníaco y concentración de sólidos totales óptima para la estabilización de lodos.

Etapla 4. Para evaluar el efecto de la temperatura en la inactivación bacteriana en lodos residuales fisicoquímicos se realizaron pruebas con una concentración de 2.5 % de sólidos totales y 68% de sólidos volátiles, en el reactor de cierre hermético, las pruebas se realizaron en base al diseño experimental mostrado a continuación (Tabla 2-6).

Tabla 2-6 Diseño de experimentos inactivación térmica de patógenos

	Temperatura °C						
M	25	45	50	55	60	65	70
R1	25	45	50	55	60	65	70
R2	25	45	50	55	60	65	70
R3	25	45	50	55	60	65	70

Donde:

M = muestra, R1= réplica 1, R2= réplica 2, R3= réplica 3

La temperatura de 25 °C fue la muestra control teniendo una concentración inicial de coliformes fecales de 2.9×10^{10} y de *Salmonella spp.* de 2.3×10^4 NMP/g ST, posteriormente el tratamiento térmico inició con una temperatura de 45 °C hasta 70 °C con intervalos equidistantes de 5 °C, teniendo como variable de respuesta la concentración de microorganismos patógenos sobrevivientes a un tiempo de una hora para todos los experimentos. Para el caso de la inactivación de huevos de helmintos se realizó un diseño bifactorial por bloques con 2 réplicas por tratamiento (Montgomery, 1991), teniendo como variable de respuesta la inactivación de huevos de helmintos por gramo de sólido total. Como factores se consideraron el tiempo de exposición con 4 niveles (30, 60, 90 y 120 minutos) y la temperatura de inactivación con 10 niveles (35, 40, 50, 55, 60, 65, 70, 75, 80 y 90 °C). Posteriormente se les realizó la técnica de determinación de huevos de helmintos a cada muestra para determinar el tiempo y temperatura recomendables para su inactivación, la Tabla 2-7 muestra el diseño de experimentos bifactorial realizado para el tratamiento térmico de inactivación de huevos de helmintos.

Tabla 2-7 Diseño experimental de la evaluación de inactivación térmica de huevos de helmintos

TRATAMIENTO Y REPLICAS	FACTOR B TIEMPO DE EXPOSICIÓN(MIN)	FACTOR A TEMPERATURAS °C									
		35	40	50	55	60	65	70	75	80	90
1	30										
1	60										
1	90										
1	120										
2	30										
2	60										
2	90										
2	120										
3	30										
3	60										
3	90										
3	120										

2.4 Determinación de parámetros cinéticos

En esta etapa se determinaron los parámetros cinéticos para la remoción de contaminantes presentes en los lodos (huevos de helmintos). Se identificó el modelo cinético así como los valores de sus correspondientes coeficientes cinéticos. Estos datos serán una herramienta útil para la operación, control de un proceso capaz de cumplir con los parámetros más estrictos para la producción de biosólidos y el posible escalamiento del proceso propuesto.

2.5 Determinación de la calidad de biosólidos producidos.

En esta etapa se evaluó la calidad fisicoquímica y microbiológica de los lodos producidos en todas las pruebas de estabilización (Tabla 2-1).

3 DISCUSION DE RESULTADOS

3.1 Caracterización del lodo crudo

Los lodos residuales fueron analizados mediante parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, con el fin de clasificarlos, conocer su calidad, así como contar con los parámetros iniciales para realizar las pruebas de estabilización. A continuación se presentaran los resultados obtenidos en las diferentes etapas experimentales.

3.1.1 Parámetros físicos

3.1.2 pH

Una vez llegada la muestra al laboratorio, se determinaron sus parámetros físicos, en términos de pH, los resultados indicaron valores en el rango de neutro a ligeramente alcalino, los valores de pH oscilaron entre 6.88 a 7.87 estos valores iniciales no afectan el tratamiento con cal y son comunes en lodos provenientes de la industria agroalimentaria, los valores de pH se muestran en la Ilustración 3-1.

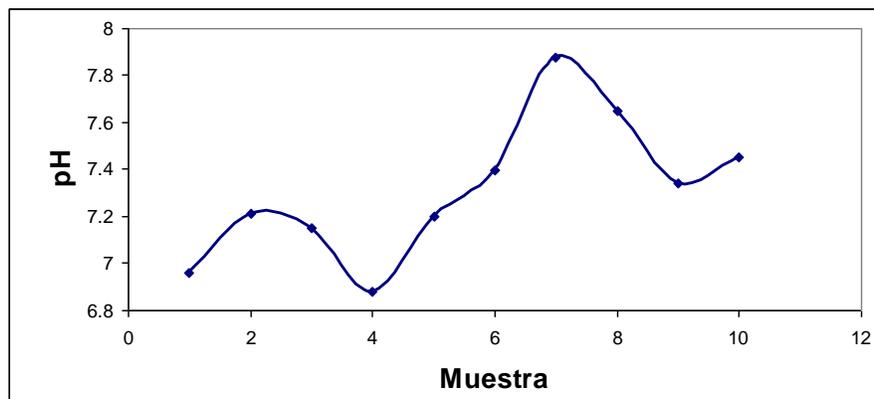


Ilustración 3-1 pH en lodo crudo

3.1.3 Sólidos Totales, Totales Volátiles y Totales Fijos

La determinación de estos parámetros fue fundamental para la determinación de la calidad del lodo residual Girovich, (1996) ya que determinan la cantidad de humedad a retirar para llevar acabo los ensayos de estabilización, los sólidos totales en todos los casos fueron menores de 2% por lo que se tuvo que recurrir a una deshidratación previa a los ensayos, de estabilización, los valores de ST oscilaron entre 0.84 a 1.96 %. Lo que demuestra la alta

cantidad de humedad presente en los lodos residuales, característica naturales los procesos fisicoquímicos.

En términos de sólidos totales volátiles, se observó una alta presencia de materia orgánica, la cual puede ser aprovechada en los suelos al ser dispuestos después del tratamiento, el porcentaje de STV fluctúan entre 56.34 a 68.4 (Ilustración 3-1) lo cual se considera un producto de alto contenido (mayor de 50%) en base seca de materia orgánica, Girovich, (1996) considera a este tipo de lodo como primario convencional ya que estos se encuentran con concentraciones de entre 60 a 80%.

Tabla 3-1 Parámetros Físicos de lodo crudo

Muestra	ST	STV	STF
1	1.25	56.9	43.1
2	1.09	62.9	37.1
3	1.04	61.2	38.8
4	1.73	64.84	35.16
5	1.88	68.4	31.6
6	1.68	58.66	41.34
7	0.84	62.42	37.58
8	1.92	64.66	35.34
9	1.43	56.34	43.66
10	1.96	64.23	35.77
Promedio	1.482	62.055	37.945
Desviación Estándar	0.407	3.827	3.827
Máximo	1.96	64.84	43.66
Mínimo	0.84	56.43	31.6

3.1.4 Parámetros químicos del lodo

La caracterización comprendió los análisis químicos, los cuales son esenciales para determinar si los biosólidos después del tratamiento presentan características primordiales para ser utilizados como mejoradores de suelo, en la Tabla 3-2 se muestran los valores de los parámetros químicos determinados, el nitrógeno amoniacal contenido en los lodos oscila entre 3.65 a 6.54 g/Kg ST, Girovich, (1996) clasifica a este tipo de lodo como convencional en Nitrógeno amoniacal, ya que en un lodo convencional oscilan entre 15.0 y 40 g/Kg ST, en cuanto al contenido de fósforo, sus valores oscilaron entre 14.89 a 19.9 g/Kg ST, en este caso Girovich, (1996) clasifica a este tipo de lodo como convencional, ya que se encuentra dentro del intervalo de 8 a 28 g/kg ST.

Tabla 3-2 Parámetros Químicos de lodo crudo

Muestra	Fósforo (ppm)	N-NH ₄ (g/KgST)
1	16.8	4.95
2	19.9	5.83
3	16.7	4.25
4	17.4	6.54
5	17.7	4.46
6	14.89	3.98
7	18.96	3.65
8	16.8	5.87
9	16.2	4.67
10	17.4	4.02
Promedio	17.275	4.822
Desviación Estándar	1.397	0.959
Máximo	19.90	6.54
Mínimo	14.89	3.65

3.1.5 Metales pesados en lodo crudo

Son evidentes las repercusiones negativas de los metales pesados en el ecosistema y la salud del ser humano. Hoy día se conoce mucho más sobre los efectos de estos elementos, cuya exposición está relacionada con problemas de salud como retrasos en el desarrollo, varios tipos de cáncer, daños en el riñón, e incluso con casos de muerte. La presencia de estos metales en el lodos residuales hacen que su disposición final sea restringida y algunos casos complicada.

Los lodos provenientes de la industria avícola presentan características muy peculiares con respecto a los metales pesados, en la Tabla 3-3 se muestran los valores obtenidos para cada elemento, dichos valores se encuentran muy por debajo de los límites máximos permisibles señalados por la NOM-004-SEMARNAT-2002. Por lo que no representan ningún riesgo al ser dispuestos después del tratamiento.

Tabla 3-3 Presencia de metales pesados en el lodo crudo

Determinación	Resultados	Unidades	L.M.P		Referencia
			Mínimo	Máximo	
Arsénico	< 0.5	mg/kg	41	75	NOM-004-SEMARNAT-2002
Cadmio	< 0.5	mg/kg	39	85	NOM-004-SEMARNAT-2002
Cobre	< 0.88	mg/kg	1200	3000	NOM-004-SEMARNAT-2002
Cromo	< 0.5	mg/kg	1500	4300	NOM-004-SEMARNAT-2002
Mercurio	< 0.5	mg/kg	300	840	NOM-004-SEMARNAT-2002
Níquel	< 0.5	mg/kg	17	57	NOM-004-SEMARNAT-2002
Plomo	< 0.5	mg/kg	420	420	NOM-004-SEMARNAT-2002
Zinc	< 0.12	mg/kg	2800	7500	NOM-004-SEMARNAT-2002

3.1.6 Parámetros microbiológicos de lodo crudo

Un parámetro muy importante a considerar en los lodos residuales, es la presencia de microorganismos indicadores y los huevos de helmintos, los resultados se muestran en la

Ilustración 3-2, en la tabla Tabla 3-4 se observa una alta concentración de coliformes fecales y salmonella spp, llegando a concentraciones que rebasan por mucho los límites máximos permisibles de la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Los resultados de las determinaciones identificaron concentraciones del orden de 10 unidades Log para coliformes fecales, 4 unidades logarítmicas arriba del límite máximo para biosólidos clase C, con respecto a la NOM-004-SEMARNAT-2002. De la misma manera el grupo *Salmonella* spp; se encuentra con 4 unidades logarítmicas arriba de su límite para biosólidos clase C, (Ilustración 3-2) estos valores representan la principal problemática en este tipo de lodos, por lo que requieren un tratamiento previo a su disposición final, el cual elimine las altas poblaciones microbianas (López *et al.*, 2006).



Ilustración 3-2 Determinaciones microbiológicas en laboratorio Ambiental II

Tabla 3-4 Parámetros microbiológicos en lodos crudos

Muestra	Coliformes fecales	<i>Salmonella</i> spp.
	Log NMP/gST	Log NMP/g ST
1	7.968	10.681
2	7.968	10.462
3	8.681	10.462
4	8.462	10.462
5	7.462	9.681

6	8.462	10.681
7	7.681	10.041
8	8.681	10.322
9	8.681	10.681
10	8.462	11.041
Promedio	8.410	10.577
Desviación estándar	8.263	10.470
Máximo	8.681	11.041
Mínimo	7.462	9.681

3.1.7 Huevos de helmintos

La norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 establece la técnica para la detección, enumeración, determinación y de la viabilidad, en caso requerido, de huevos de helmintos en muestras de lodos y biosólidos, con el fin de evaluar la calidad de estos subproductos y la eficiencia de los sistemas de tratamiento a los que están sujetos. La prueba se basa en el uso de lavados continuos, combinados con diversas etapas de filtración y flotación se logra la separación de los huevos de helmintos del resto de las partículas de mayor y menor tamaño, así como su concentración (NOM-004-SEMARNAT-202). Permite, en caso de ser requerido, determinar la viabilidad de los huevos de helminto y con ello confirmar la calidad de diversos procesos de estabilización en lodos. Los resultados se expresan como sigue:

$$H/2g \text{ ST} \quad \text{Ecuación 3-1}$$

Donde:

H = número de huevos leídos en la muestra

g ST = gramos de sólidos totales de la muestra analizados

Los resultados de los análisis de huevos de helmintos a los lodos residuales fueron negativos, se ha tomado la decisión de inocular el lodo residual con una concentración de 100 H/L de lodo aproximadamente, correspondiendo a los géneros *Ascaris* spp., *Trichuris*

trichiura, *Toxocara* spp., *Hymenolepis diminuta* y *Necátor americanus*. Ya que esos representan con mayor frecuencia en agua y lodos residuales en México (Jiménez *et al.*, 2004) y son más resistentes a la inactivación en diversas condiciones ambientales y tratamientos de agua y lodos residuales.

3.2 Diseño, Construcción y arranque de prototipo de prueba

Para la realización del proyecto de tesis fue necesario el diseño, construcción y arranque del “Reactor de cierre hermético para la estabilización química y microbiológica de lodos residuales”, el prototipo fue construido con recursos del proyecto SEP Ciencia básica “MODELACIÓN MATEMÁTICA DE INACTIVACIÓN DE MICROORGANISMOS PATOGENOS EN EL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN ALCALINA DE LODOS RESIDUALES MEJORADA CON RECIRCULACIÓN DE AMONIACO”. Con clave: 129520

El prototipo cuenta con un manual del usuario, el cual brinda valiosa ayuda para su uso y manejo de los tableros de control de temperatura, control de revoluciones del motor agitador, así como el tablero de control de las motobombas para recirculación tanto del lodo como del amoniaco. Cuenta con un sistema hidráulico, y un soporte básico para su operación mediante una serie de válvulas, cuya función es cambiar el modo de circulación del sistema y las bombas peristálticas a utilizar para la recirculación del lodo y del amoniaco respectivamente (Ilustración 3-3).

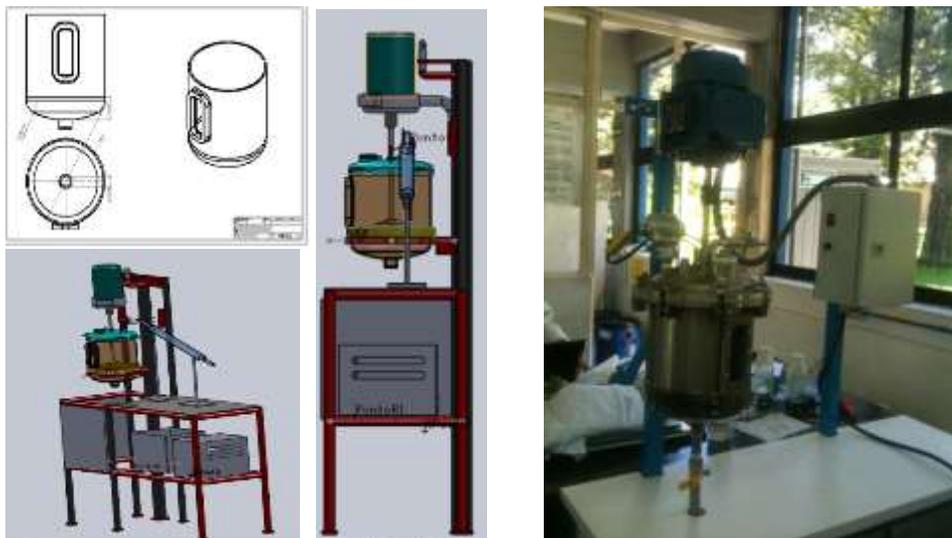


Ilustración 3-3 Reactor de cierre hermético para la estabilización química y microbiológica de lodos residuales

El reactor prototipo está formado por :

- Un reactor de acero inoxidable con capacidad de 4 litros.
- Un refrigerante de vidrio de 50cm con serpentín.
- Dos recipientes recolectores de amoniaco de vidrio con capacidad de 500ml.
- Una resistencia eléctrica helicoidal de 1500 watts, 127 volts.
- Un indicador digital de temperatura de 0 a 120° C.
- Un motoreductor de agitación de 127 volts, 1.1 amperes, 1/75 hp, 60 hz., Marca Talboys.
- Control de temperatura Maraca Timeswitch de 0 a 300° C, 127 volts
- Termopar tipo J de 1.5 metros.
- Dos variadores de velocidad Micromaster 420, marca Siemens, 3 foses y 220 volts, % hp.
- Válvulas de cierre lapido de 3/8".
- Ducto flexible de 3/8" para recirculación de la muestra y amoniaco.

El controlador de temperatura para el dispositivo de estabilización alcalina, debe mantener un rango en temperatura de 20– 70°c. Su función es regular el voltaje necesario para alimentar a los CI así como a los demás elementos por lo tanto consta de un transformador 12V / 0.5A, un puente de diodos, un regulador de voltaje LM7809, un capacitor 2.2 mF (para evitar caídas de voltaje). Para ello se ocuparon integrados OPAM debido a que las distintas configuraciones asi permiten obtener de manera eficiente distintas características necesarias para el control y acondicionamiento de las distintas señales, ocupándose el LM324 debido a que cuenta con 4 opam y no es necesario alimentarlo con voltaje negativo, así como cuenta con un menor error.

El opam 1º es un buffer que sirve para adecuar las impedancias de entrada del set point con el controlador. El 2º sirve para multiplicar la señal del sensor por 10 para adecuarlo a una señal comparable con la de set point. El 3º sirve de restador para la señal de error haciendo que el error se disminuya. El 4º es la acción proporcional, solo puede ajustarse a cantidades mayores a 1 debido a la configuración del opam. Es la encargada de suministrar energía a la resistencia de carga. En esta etapa se tiene un fototriac y un triac, haciendo un acoplamiento óptico de la señal para evitar que se llegue a dañar las demás partes del controlador, además se incita al triac para el funcionamiento de la resistencia de carga. El circuito de alimentación (Ilustración 3-4) está constituido por Transformador 12v 1 A, puente de diodos 1 A, regulador voltaje positivo a 9 volts 78L09, 2 capacitores.

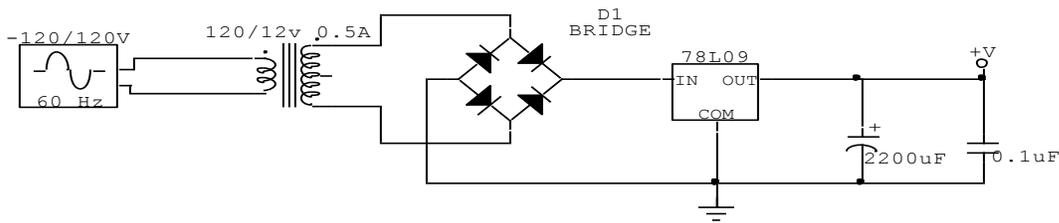


Ilustración 3-4 Circuito de alimentación

El set point es un potenciómetro de 100kw debido a que se obtiene un mejor ajuste así como el amperaje circulante será el mínimo. Ajuste de temperatura es un potenciómetro de precisión de 50 kw para obtener un mejor rango de medición. El sensor es un LM53 el cual tiene una precisión de 1% por lo cual es optio para la medición el cual varia 10mV por cada grado, los Opam es un integrado LM324 que consta de 4 Opam, después se derivan las diferentes configuraciones.

- A. Es la señal de set point resultante en un rango de 0 – 9 v. por lo que se puede interpretar que cada 100 mV es un grado.
- B. Es la salida del sensor por cada grado son 10 mV.
- C. Es la señal amplificada del sensor para poderse comparar con el set point.
- D. Es la resta del set point y del sensor.
- E. Es la señal de control.

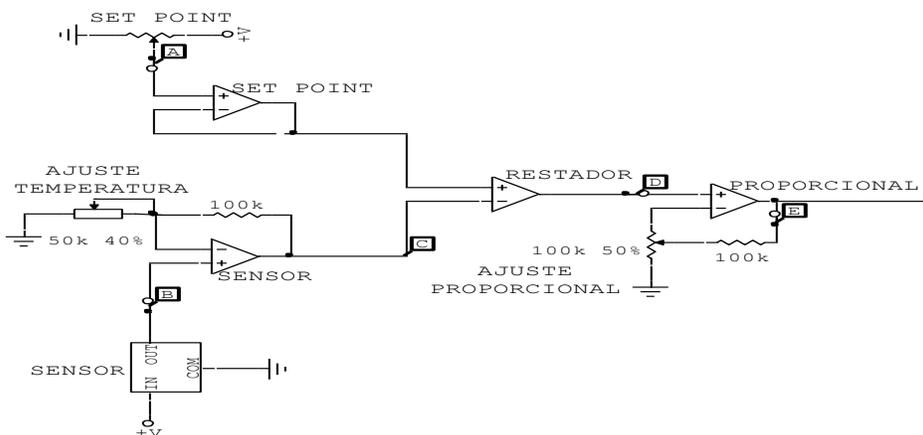


Ilustración 3-5 set point de 100w

3.3 Etapas preliminares para pruebas de estabilización

Para llevar a cabo los diferentes tratamientos y observando que en los estados de caracterización la ausencia de huevos de helmintos, se prosiguió a inocular con dichas estructuras para los ensayos de estabilización y observar su comportamiento.

Para este propósito se llevó el aislamiento de las diferentes especies predominantes en la zona, mediante la preparación de una concentración conocida. Para este caso se utilizaron aguas residuales de la región de Orizaba, las principales especies encontradas se observan en la Ilustración 3-6.

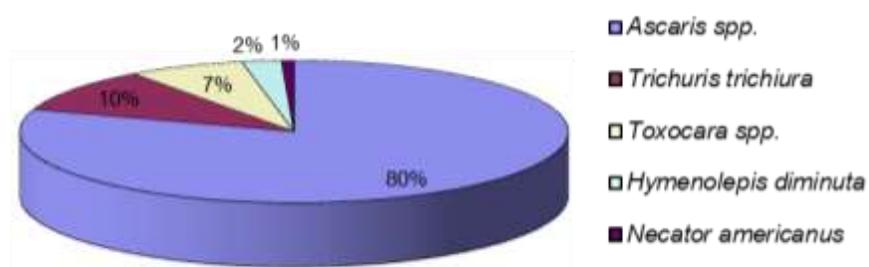


Ilustración 3-6 Géneros de huevos de helmintos encontrados en el agua residual doméstica de la región

La concentración de huevos de helmintos encontrada en dichas muestras de aguas residuales fue de 25.88 HH/L, de los cuales el 80% correspondieron al género de *Ascaris spp.*, el 10.06% al género *Trichuris trichiura*, el 6.88% *Toxocara spp.*, el 2.32% a *Hymenolepis diminuta* y el 0.74% correspondiente a *Necator americanus*.

El resultado obtenido es un valor típico comparado con Crites y Tchobanoglous (2000) ($1 \times 10^1 - 1 \times 10^2$ HH/L) y Jiménez (2001) (1-40 HH/L). Sin embargo, el contenido de huevos de helmintos presentes, rebasa los límites máximos permisibles por la normatividad actual. Las Ilustración 3-7, Ilustración 3-8, Ilustración 3-9, Ilustración 3-10, Ilustración 3-11, muestran los géneros de huevos de helmintos encontrados en el agua residual. Las fotografías fueron tomadas en el laboratorio de Ingeniería Ambiental II del Instituto Tecnológico de Orizaba utilizando para ello el microscopio electrónico Olympus BX41TF. Todas las fotografías fueron tomadas con el lente de 40x.

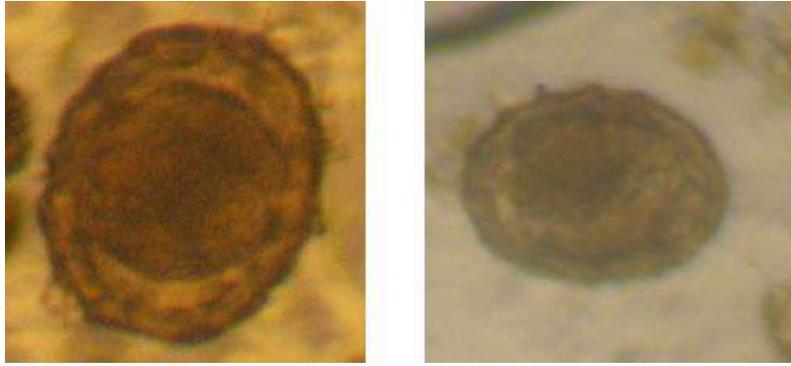


Ilustración 3-7 Huevos de *Ascaris lumbricoides* 90µm

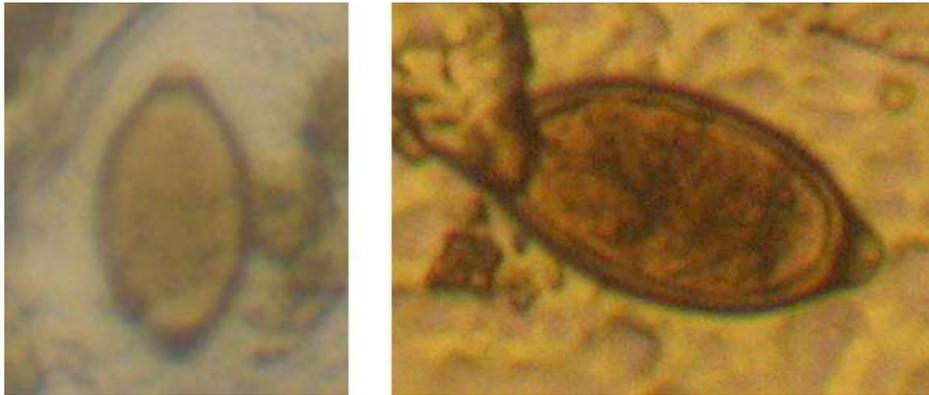


Ilustración 3-8 Huevos de *Trichuris trichiura* 55 µm



Ilustración 3-9 Huevos de *Necator americanus* / *Ancylostoma duodenale* 60 µm



Ilustración 3-10 Huevos de *Hymenolepis diminuta* 30 μ m

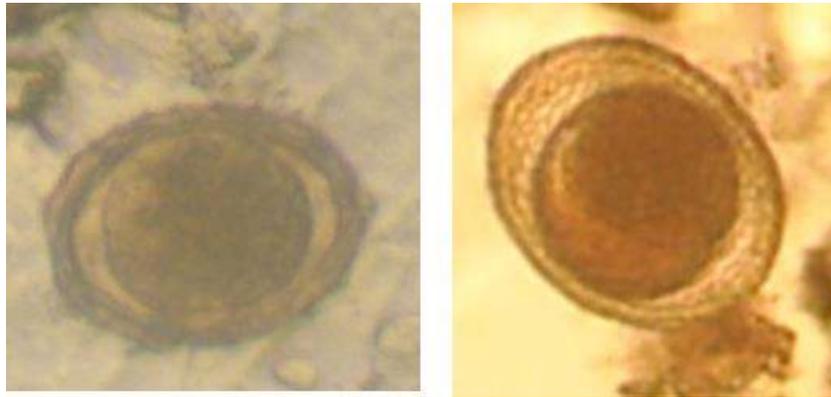


Ilustración 3-11 Huevos de *Toxocara* spp 60 μ m

3.4 Pruebas de estabilización

3.5 Efecto del pH alcalino en la inactivación de huevos de helmintos con diferentes concentraciones de humedad

3.5.1 Pruebas con 4% de ST

En la Ilustración 3-12, se presentan los resultados del comportamiento de huevos de helmintos después del cambio de pH, se observa que con una dosis de 5% m/m de CaO es posible remover hasta un 80% de la concentración inicial cumpliendo con la normatividad para la obtención de biosólidos Clase C de acuerdo a los límites permisibles que marca la actual NOM-004-SEMARNAT-2002, cabe mencionar que dicha clasificación limita en demasía la disposición final del biosólidos.

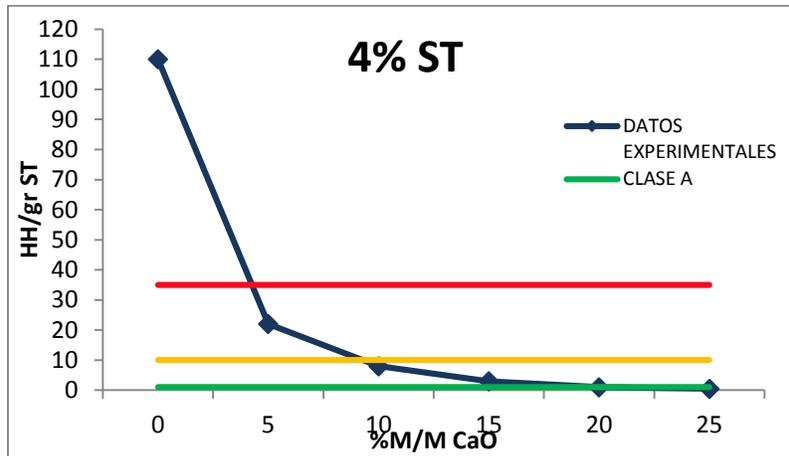


Ilustración 3-12 Remoción de huevos de helmintos en lodos con 4% de ST

Los resultados experimentales, también fueron validados utilizando un análisis de varianza el cual se propusieron las siguientes hipótesis.

H_0 : $T_1 = T_2 = \dots T_a = 0$ es decir, no existe diferencia en todos los tratamientos con CaO.

H_1 : $T_1 \neq 0$ Para al menos un i al menos uno de los tratamientos es diferente.

La remoción de huevos de helmintos fue la variable de respuesta que se consideró para la realización del análisis de varianza, el análisis de varianza (ANOVA) se presenta en la (Apéndice A). Al fijar en 95% de confianza al experimento se tiene $\alpha = 0.05$ y por lo tanto al valor crítico de F es $F_{.05, 5, 15} = 2.90$, partiendo de que $F_0 = 3898.57$ entonces $3898.57 > 2.90$, por lo tanto se concluye que el factor CaO afecta significativamente los huevos de helmintos, la hipótesis nula $H_0 T_1 = T_2 = \dots T_a = 0$ debes ser rechazada y la hipótesis alterna $H_1: T_1 \neq 0$ al menos para un tratamiento debe ser aceptada.

Se determinaron las diferencias significativas entre más medias de los tratamientos, el análisis se muestra en el Apéndice A (Prueba de intervalos Múltiples de DUNCAN y prueba de Fisher), los resultados muestran que los tratamientos a partir de la dosis 5% hasta 25% tienen diferencias significativas con el tratamiento de 0%, lo cual corrobora que al adicionar CaO a los lodos, este presenta un efecto desinfectante e inactiva los huevos de helmintos, el tratamiento de 25% m/m muestra diferencias significativas con los demás tratamientos y es la dosis necesaria para el cumplimiento de la normatividad actual vigente (NOM-004-SEMARNAT-2002), por lo que dicha dosis es la recomendada para la inactivación de huevos de helmintos para una concentración de 4% de ST.

3.5.2 Pruebas con 8% de ST

La Ilustración 3-13, muestra lo resultados de los ensayos en lodos residuales con concentración de humedad de 8% de ST, donde la dosis de 8% m/m de CaO inactiva cerca del 80% de la concentración inicial de Huevos de helmintos, cumpliendo con la normatividad para Biosólidos clase C, se observa en los primeros dosis (4 y 5% m/m) que las primeras variaciones de pH tiene consecuencias graves sobre la sobrevivencia de dichas estructuras, siendo hasta la dosis de 20% m/m la necesaria para llevar a cabo la inactivación completa de los huevos de helmintos, cumpliendo así con la normatividad actual vigente para biosólidos clase A, la cual marca menos de 1 Huevo de helminto sobre gr de ST.

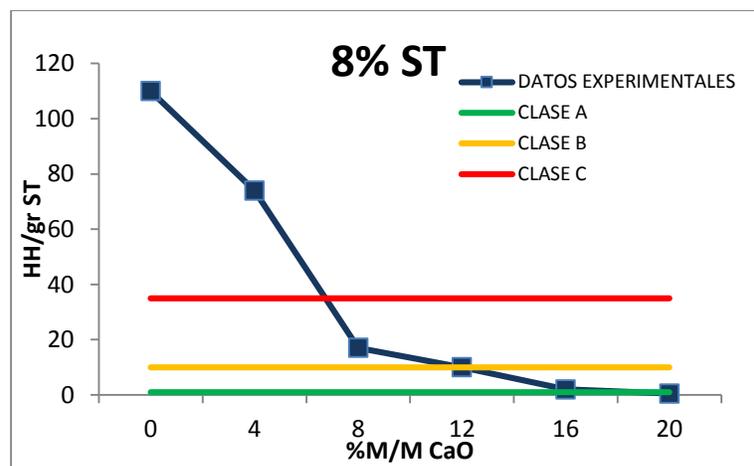


Ilustración 3-13 Remoción de huevos de helmintos en lodos con 8% de ST

Igualmente que la etapa anterior (4% de ST) los resultados experimentales fueron validados mediante un análisis de varianza, el cual se presenta las siguientes hipótesis.

H₀: T₁ = T₂ = ... T_a = 0 es decir, no existe diferencia en todos los tratamientos con CaO.

H₁: T₁ ≠ 0 Para al menos un i al menos uno de los tratamientos es diferente.

La inactivación de huevos de helmintos en la concentración de 8% de ST, fue la variable de respuesta que se consideró para la realización del análisis de varianza (ANOVA), los resultados se presenta en la Tabla A3 del Apéndice A. En la cual se fijó un 95% de confianza al experimento siendo $\alpha = 0.05$ y por lo tanto al valor crítico de F es $F_{.05, 5, 15} = 2.90$, partiendo para este ensayo que $F_0 = 1124.47$ entonces tenemos que $1124.47 > 2.90$, por lo tanto se concluye que el factor CaO afecta directa y significativamente la supervivencia de los

huevos de helmintos, rechazando la hipótesis nula $H_0: T_1 = T_2 = \dots T_a = 0$ y aceptando la hipótesis alterna $H_1: T_1 \neq 0$ donde al menos para un tratamiento debe ser aceptada.

Con el objeto de identificar las diferencias significativas entre los tratamientos, se realizó la comparación entre las medias de los mismos con la prueba de intervalos múltiples de Duncan y Fisher, dichos resultados se muestran en las Tablas A4 y A5 (Apéndice A), los resultados muestran un comportamiento semejante a la etapa anterior, donde los tratamientos a partir de la dosis 4% hasta 20% tienen diferencias significativas con el tratamiento de 0%, lo cual comprueba que el CaO presenta un efecto desinfectante e inactiva los huevos de helmintos en los lodos residuales, por otra parte el tratamiento de 25% m/m (dosis recomendada) muestra diferencias significativas con los demás tratamientos y es la dosis necesaria para el cumplimiento de la normatividad actual vigente (NOM-004-SEMARNAT-2002).

3.5.3 Pruebas con 12% de ST

Los resultados del comportamiento de inactivación de los huevos de helmintos después del cambio de pH durante esta etapa se muestran en la Ilustración 3-14, en la cual se observa que las primeras dosis de CaO repercuten seriamente en la concentración de huevos de helmintos viables, con la dosis de 12% m/m de CaO se tiene hasta un 95% de remoción de estas estructuras en los lodos residuales, obteniendo biosólidos clase B, una de las primicias dentro de esta investigación es conseguir dosis necesarias para la obtención de biosólidos clase A, por lo que la dosis de 16 y 20% son indicadas para la obtención de este tipo de biosólidos.

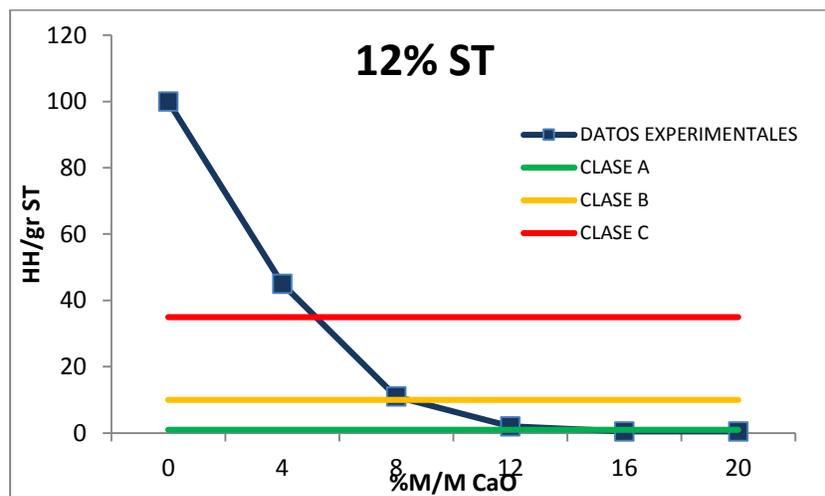


Ilustración 3-14 Remoción de huevos de helmintos en lodos con 12% de ST

Los resultados experimentales para esta etapa fueron validados utilizando un análisis de varianza, el cual cuenta con las siguientes hipótesis.

H_0 : $T_1 = T_2 = \dots T_a = 0$ es decir, no existe diferencia en todos los tratamientos con CaO.

H_1 : $T_1 \neq 0$ Para al menos un i al menos uno de los tratamientos es diferente.

La variable de respuesta considerada para la realización del análisis de varianza (ANOVA) es la remoción de huevos de helmintos, los resultados se presentan en la Tabla A6 (Apéndice A). Fijando un 95% de confianza por lo tanto se tiene $\alpha = 0.05$ teniendo un valor crítico de $F_{F_{.05, 5, 15}} = 2.90$, durante estos ensayos se tiene $F_0 = 5116.57$ entonces $5116.57 > 2.90$ por lo tanto se concluye que el factor CaO afecta significativamente la supervivencia de los huevos de helmintos en los lodos residuales, rechazando la hipótesis nula $H_0 T_1 = T_2 = \dots T_a = 0$ y aceptando la hipótesis alterna $H_1: T_1 \neq 0$.

Para calcular las diferencias entre los tratamientos se utilizó un análisis similar al ocupado en las etapas anteriores, la identificación de las diferencias significativas entre las medias de los tratamientos se presentan en las Tablas A7 Prueba de intervalos Múltiples de DUNCAN, y Tabla A8 (Apéndice A) Prueba de Fisher, dichos resultados muestran que los tratamientos a partir de la dosis 4% hasta 16% presentan diferencias significativas con el tratamiento de 0% m/m de CaO, lo cual verifica que la adición de desinfectante (CaO) a los lodos presenta un efecto supresor en los huevos de helmintos, el tratamiento con 16% m/m muestra diferencias significativas con los demás tratamientos (0, 4 y 8) y es la dosis necesaria para el cumplimiento de la normatividad actual vigente (NOM-004-SEMARNAT-2002) por lo que dicha dosis es la recomendada para la inactivación de huevos de helmintos para una concentración de 12% de ST.

3.5.4 Determinación de cinéticas

En un intento por describir el proceso el proceso de inactivación de huevos de helmintos, el cual es de manera exponencial y siguen un modelo de primer orden con respecto a la dosis, es mediante la determinación de parámetros cinéticos, los cuales se obtienen con la ayuda de modelos cinéticos. En la Tabla 3-5 se muestra los modelos adecuados en términos dosis de CaO, primeramente el modelo de Hom, el cual describe es una variante del modelo de Chick – Watson y por otra parte el modelo propuesto (M-D).

Tabla 3-5 Adecuación de modelos cinéticos en términos de dosis de CaO.

Modelo	Parámetros	Referencia
HOM	$D = \text{dosis de CaO}$	
$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^* D^n$	$\text{concentración (mg/L)}$ $k^* = \text{asocia a la constante (k) y}$ $\text{el tiempo (t}^n\text{)}$	Pernitsky et al., (1995)
M-D	$C = \text{Concentración del desinfectante (mg/L)}$ $a \text{ y } b = \text{Son constantes empíricas}$	Méndez et al., (2009)
$\text{Log} \frac{N}{N_0} = \frac{a * C}{C + b}$		

M-D=Méndez-Delgadillo

A continuación se presenta en la Tabla 3-6 se presentan los resultados de los parámetros cinéticos obtenidos a partir de los modelos Hom y Méndez-Delgadillo (M-D), se aprecia que los valores de R² superiores a 0.95 lo cual indica que describen satisfactoriamente el proceso de inactivación.

Tabla 3-6 Parámetros cinéticos en la estabilización con CaO en diferentes concentraciones de Humedad

HUMEDAD	Parámetros					
	HOM			M-D		
	K*	n	R ²	a	b	R ²
4% ST	0.141	0.921	0.985	-23.40	201.40	0.983
8% ST	0.176	0.940	0.99	-27.29	181.50	0.988
12% ST	0.144	0.934	0.954	-17.88	124.30	0.968

M-D=Méndez-Delgadillo.

Por otra parte, se muestran las constantes de velocidad de inactivación (k*), obtenidas a partir del modelo de Hom, presentan valores superiores de 0.141 a 0.176, los cuales muestran un velocidad lenta con respecto a otros microorganismos presentes en los lodos residuales (Méndez et al., 2009), lo que demuestra la alta resistencia de los huevos de helmintos a los procesos de estabilización.

En cuanto al modelo de Méndez-Delgadillo los valores de “a” y “b”, son constantes empíricas los cuales pueden ayudar al manejo y control del proceso de manera si se opera a una escala mayor, en la Ilustración 3-15 se muestran de manera gráfica, la comparación en el ajuste entre los modelos cinéticos HOM y M-D con los datos experimentales en la inactivación de Huevos de Helmintos con diferentes dosis de CaO y concentraciones de humedad, se puede apreciar que los modelos de Hom y M-D se ajustan a los datos experimentales, siendo el modelos propuesto una herramienta más para describir este tipo de procesos.

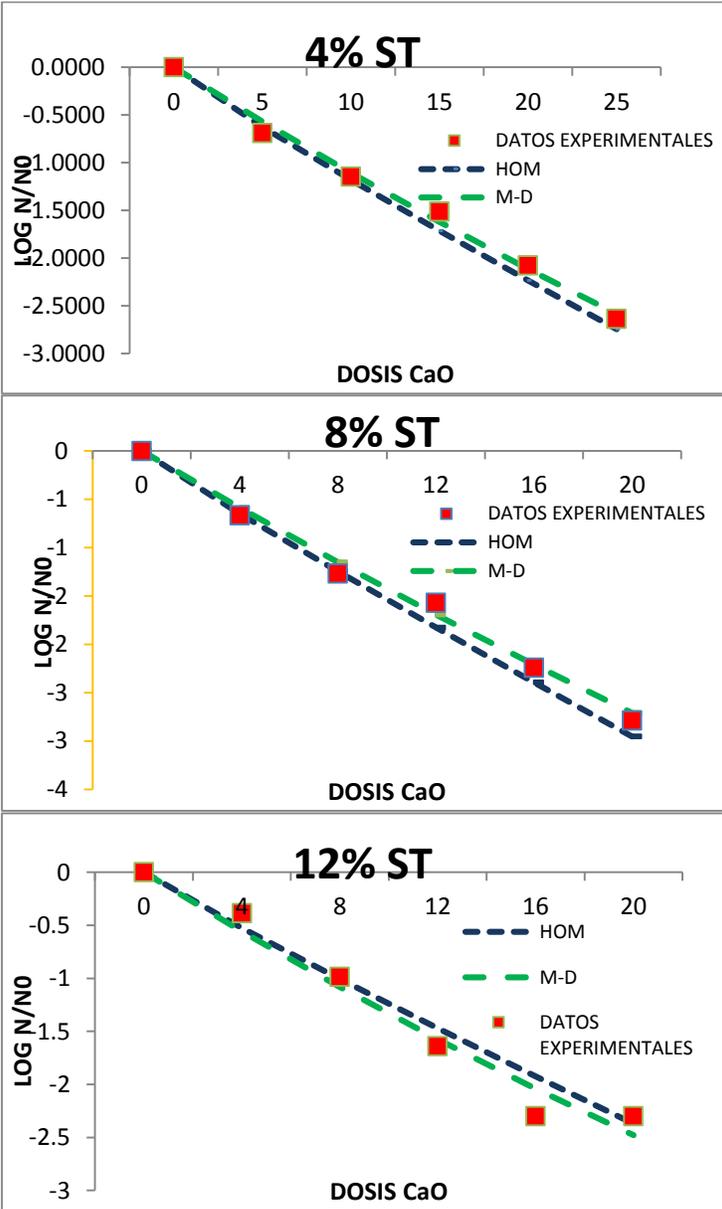


Ilustración 3-15 Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de Huevos de helmintos con diferentes dosis CaO y Humedad.

3.5.5 Efecto de la humedad en el proceso

De acuerdo con los resultados anteriores, es posible obtener los requerimientos de desinfectante CaO y predecir la eficiencia del proceso utilizando los parámetros cinéticos obtenidos. Con base a los resultados en esta etapa, la dosis de CaO requerida para la producción de biosólidos se reduce cuando menor es el contenido de agua, de tal forma que la concentración de sólidos totales puede ser utilizada como alternativa aproximada para operar el proceso en una escala mayor, para realizar el cálculo se modifica la ecuación de HOM y quedando de la siguiente manera.

$$Y = -K^{**}(ST)^n$$

Donde Y es la dosis de CaO en %m/m necesaria para cumplir con el límite máximo permisible para la obtención de biosólidos clase A, k^{**} es la constante de reducción de CaO, calculada considerando 2H de tiempo de contacto. ST es la concentración de sólidos totales y n es un tipo de coeficiente cinético empírico, la Ilustración 3-16 se muestra el efecto del contenido de sólidos totales sobre los requerimientos de CaO las cuales disminuyeron de drásticamente de 25% a 16% m/m cuando el lodo se deshidrató parcialmente, en la Tabla 3-7 se muestran los parámetros cinéticos que ayudan a describir el efecto mencionado.

Es importante recalcar que este método es otra opción técnica preliminar para iniciar la operación del proceso sugerido, los cuales para su aplicación deben ser confirmados con un análisis microbiológico a nivel piloto.

Tabla 3-7 Parámetros cinéticos del modelo de HOM modificado en términos de la concentración de sólidos totales

Parámetro	K**	n	R ²
Sólidos Totales	-43.65	-0.384	0.98

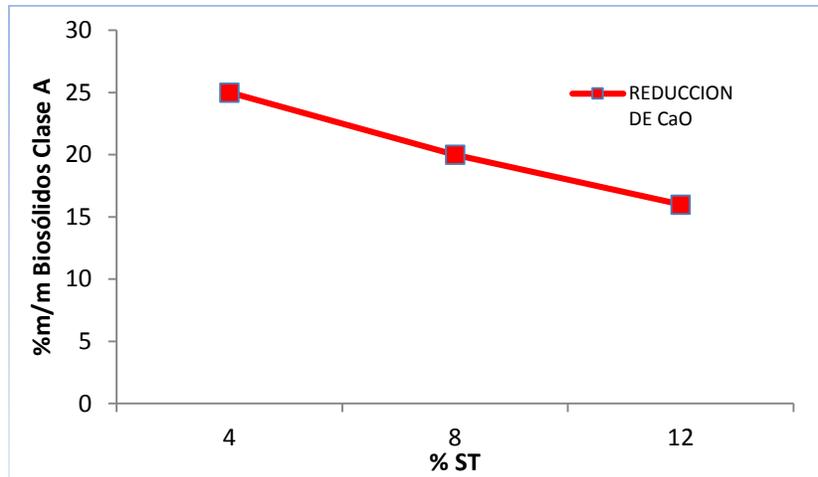


Ilustración 3-16 Aplicación del modelo de HOM para la determinación de dosis de CaO

3.6 Pruebas de estabilización

3.7 Efecto del pH ácido (CH_3COOH) en la inactivación de huevos de helmintos

A continuación se mostrarán los resultados obtenidos durante las pruebas de estabilización con ácido acético.

3.7.1 pH

El pH y la inactivación de microorganismos patógenos están relacionados, de hecho ya se mencionó anteriormente que el ácido acético es usado como conservador de alimentos, impidiendo el crecimiento patógeno. Como se muestra en la Tabla 3-8, el pH promedio del lodo crudo, fue de 6.35 y conforme fue aumentando la dosis de ácido acético, el pH fue disminuyendo. Se puede apreciar que el mayor decremento se dio con la primera dosis (5,000 ppm), con un pH de 5.35, y aun con dosis de 20,000 ppm de ácido acético, el pH de lodo no disminuye por debajo de 4 a pesar que el ácido acético tiene un pH de 3, esto podrá deberse a que el contenido de agua actúa como una base neutralizando al ácido acético.

Tabla 3-8 Valores de pH alcanzados en lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de CH_3COOH .

Dosis de CH_3COOH (ppm)	pH promedio final	Desviación Estándar
0	6.35	0.45
5000	5.35	0.17

10000	4.82	0.31
15000	4.58	0.19
20000	4.43	0.19

3.7.2 Nitrógeno amoniacal (N-NH₃).

A pesar de que el proceso de estabilización ácida se llevó a cabo en sistemas abiertos el comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal se mantuvo de manera constante como se muestran en la Ilustración 3-17, esto se debió a los bajos niveles de pH (pH<5) impidieron la conversión del ion amonio a su fórmula molecular NH₃ y volatil por sus propiedades físicas (Méndez *et al.*, 2004). El lodo crudo presentó una concentración inicial de 5.13 gN-NH₃/kg ST y a una dosis de 20,000 ppm de ácido acético presentó una concentración de 4.03 gN-NH₃/kg ST. Lo anterior representa una gran ventaja, en términos de requerimientos de macronutrientes, ya que las concentraciones de nitrógeno amoniacal se mantienen constantes considerando a los biosólidos como mejoradores de suelos.

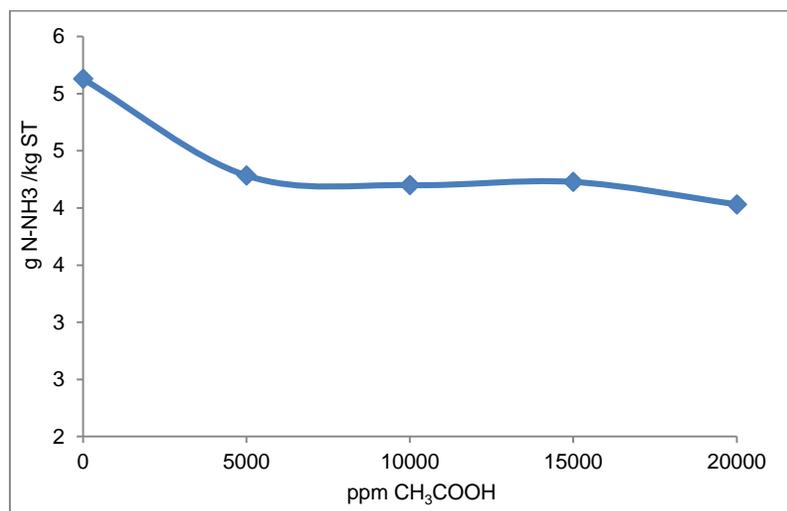


Ilustración 3-17 Concentración de nitrógeno amoniacal en lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de CH₃COOH.

3.7.3 Fósforo (P)

En la Ilustración 3-18 se muestra la concentración del fósforo asimilable presente en el lodo residual a diferentes concentraciones de ácido acético. Se aprecia que el lodo crudo presenta una concentración inicial de aproximadamente 208 ppm, debido al origen del lodo,

ya que provienen de un tratamiento primario avanzado, este puede presentar concentraciones de hierro y aluminio, lo que quiere decir que al aumentar las dosis de ácido acético, los niveles de pH también disminuyen provocando que en condiciones ácidas el fósforo sea fijado por el hierro y el aluminio formando fosfatos de aluminio y hierro y en pequeñas porciones en fosfatos de calcio, lo cual provoca que el fósforo que era soluble en el lodo, se mineralice precipitándose.

Al término de la estabilización los biosólidos presentaron una concentración de fósforo asimilable de 132.80 ppm con la dosis de 20,000 ppm.

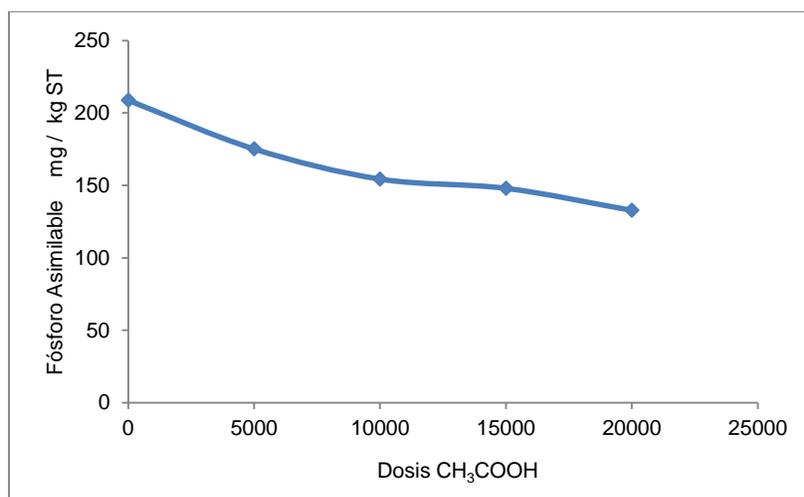


Ilustración 3-18 Concentración de fósforo asimilable en lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de CH₃COOH.

3.7.4 Coliformes fecales

Se llevaron a cabo pruebas exploratorias y de recrecimiento bacteriano con diferentes dosis de ácido acético, (5000, 10000, 15000 y 20000) y tiempos de contacto (0.5, 1.5 horas y 8, 20 días) con la finalidad de obtener una dosis recomendable, capaz de remover las concentraciones de coliformes fecales presentes en los lodos fisicoquímicos y por otra parte evitar un posible recrecimiento bacteriano (Barrios *et al.*, 2001).

Para evaluar el efecto de la estabilización ácida en lodos fisicoquímicos, se aplicaron diferentes dosis de ácido acético. La Ilustración 3-19 muestra las remociones de coliformes fecales presentes en lodos fisicoquímicos con una concentración inicial de 10 log, lográndose remover hasta 9.5 log con una dosis recomendable de 20,000 ppm después de un tiempo de contacto de 8 días, los lodos generados cumplen con la característica de un

biosólidos Clase A, de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002. Se realizó un análisis de varianza (ver Apéndice A), con la finalidad de validar los datos experimentales, obteniéndose una $F_0 = 108.69$, lo que demuestra de manera significativa el poder desinfectante del factor dosis del ácido acético, mientras que con la finalidad de comparar los tratamientos entre ellos se realizó la prueba de intervalos múltiples de Duncan, concluyéndose, que el tratamiento 5 se logró una mayor inactivación con 9.36 log, comparado con los demás tratamientos, por otra parte se aprecia que los coliformes fecales muestran una ligera resistencia a la inactivación en los tratamientos 2 y 3 ya que aparentemente no se presentan diferencias significativas entre ellos.

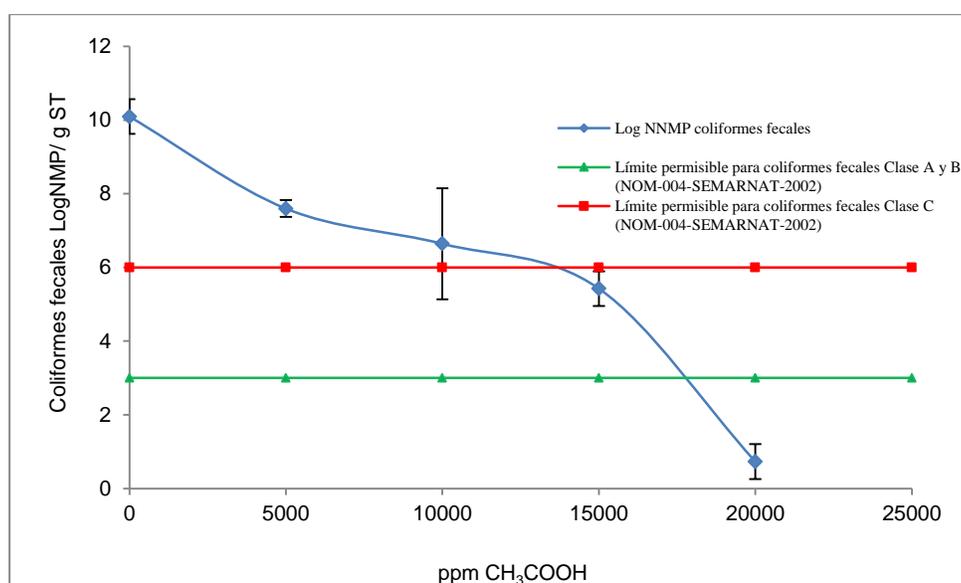


Ilustración 3-19 Inactivación de coliformes fecales presentes en lodos fisicoquímicos con diferentes dosis de ácido acético.

3.7.5 *Salmonella* spp

La Ilustración 3-20 muestra las unidades logarítmicas de *Salmonella* spp., removidas de los lodos fisicoquímicos tratados con diferentes dosis de ácido acético, la concentración inicial de *Salmonella* spp. fue de 6 log aproximadamente, se puede apreciar que al aplicar dosis de 15000 ppm de ácido acético se remueven 5 log aproximadamente, logrando cumplir con biosólidos Clase C y con dosis de 20,000 ppm de ácido acético se remueven casi en su totalidad las concentraciones de *Salmonella* spp. logrando cumplir con los límites permisibles para biosólidos Clase A y B, de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002.

La *Salmonella* spp., presentó una tendencia a la inactivación con ácido acético similar a los coliformes fecales, ya que estos últimos son considerados como microorganismos indicadores de bacterias. Al igual que el caso anterior, los datos experimentales fueron validados con un análisis de varianza, obteniéndose una $F_0 = 180.84$, concluyendo que el factor dosis de CH_3COOH , afecta significativamente a la *Salmonella* spp., rechazándose la hipótesis nula (H_0) y aceptando la hipótesis alterna (H_a) (ver tabla A13, Apéndice A). De la misma manera se realizó la prueba de intervalos múltiples de Duncan, en donde se muestra en la tabla A14-A15 (Apéndice A) que existen diferencias significativas entre todos los tratamientos, concluyendo que el tratamiento 5 presentó mayores eficiencias de remoción, con un promedio de 5.95 log se *Salmonella* spp., comparado con los otros cuatro tratamientos.

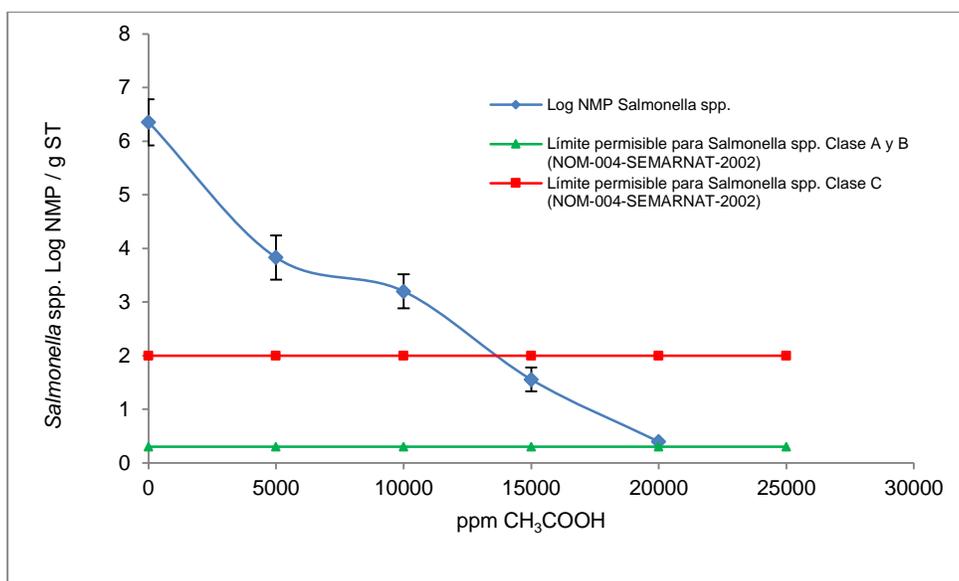


Ilustración 3-20 Inactivación de *Salmonella* spp; presentes en lodos fisicoquímicos con diferentes dosis de ácido acético.

3.7.6 Huevos de helmintos

Los huevos de helmintos, representan uno de los grupos de microorganismos patógenos más resistentes a la inactivación por factores ambientales y diferentes tipos de tratamientos. El género *Ascaris* spp; es reportado por Jiménez *et al.*, 2000, como el género con más resistencia a la inactivación y con más presencia en los lodos en México, comparado con los otros géneros (*Trichuris* spp., *Hymenolepis* spp. y *Toxocara* spp.). Lo anterior significa,

que la remoción de las concentraciones de *Ascaris* spp; presentes en los lodos residuales, son un indicativo de cualquier microorganismo patógeno presente en lodos residuales.

Los lodos fisicoquímicos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la industria avícola, no tuvieron presencia de ningún género de huevos de helmintos, por lo que se tomó la decisión de inocular con una concentración de 100 HV por litro de lodo con el género *Ascaris* spp. con la finalidad de evaluar el efecto del ácido acético sobre este tipo de microorganismos.

Para determinar la viabilidad de huevos de *Ascaris* spp. las muestras fueron incubadas en soluciones de ácido alcohol, la cual es preparada con ácido sulfúrico 0.1 N, Barrios *et al.*, 2000, demostró que con concentraciones de 50,600 ppm de ácido sulfúrico sólo se lograba cumplir con biosólidos Clase C, lo que sugiere, que el efecto inhibitor del ácido sulfúrico es bajo, requiriendo dosis muy altas, concluyendo que la determinación de viabilidad no afecta en las lecturas finales de inactivación.

En la Ilustración 3-21 se muestran las remociones de *Ascaris* spp. con diferentes dosis de ácido acético, logrando inactivar de manera significativa el 95.34% las concentraciones de *Ascaris* spp. con una dosis de 15,000 ppm, mientras que con una dosis de 20,000 ppm de ácido acético se remueven el 98.13% de *Ascaris* spp., obteniéndose un biosólido Clase B con ambas dosis, de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Igualmente para validar los resultados experimentales se utilizó un análisis de varianza, con una $F_0 = 585.65$, rechazándose la hipótesis nula (H_0) y aceptándose la hipótesis alterna (H_1) (ver tabla A16, Apéndice A). Se realizó la prueba de intervalos múltiples de Duncan (tabla A17, Apéndice A), y se concluyó que los tratamientos que no presentaron diferencias significativas entre ellos fueron el 2 y 3 y el 4 y 5 presentando estos últimos, los mayores promedios de inactivación.

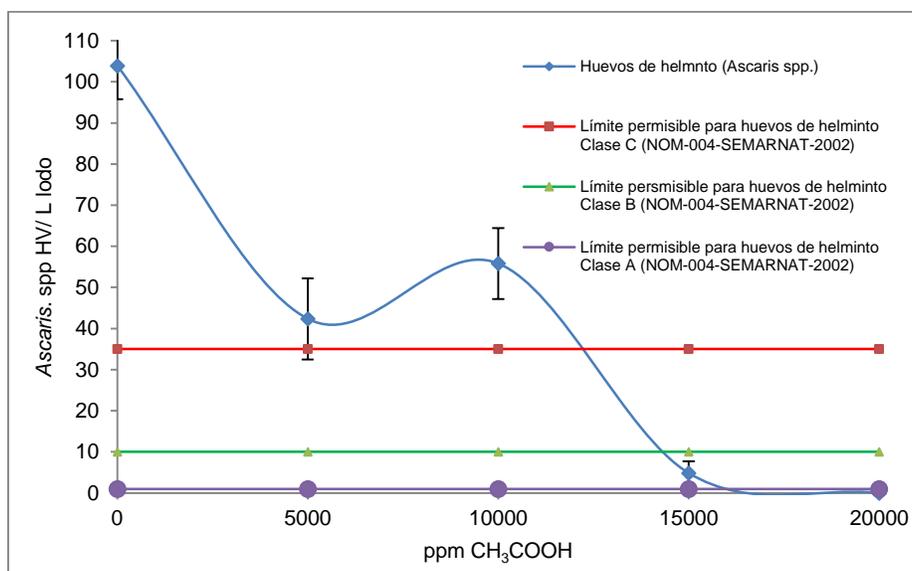


Ilustración 3-21 Inactivación de *Ascaris* spp.; presentes en lodos fisicoquímicos con diferentes dosis de ácido acético.

3.7.7 Discusión de resultados.

En la Tabla 3-9 se presenta un resumen de los resultados obtenidos durante la estabilización ácida con diferentes dosis de ácido acético con relación a los valores finales de pH alcanzados, en la cual se muestra la reducción en las concentraciones de coliformes fecales, *Salmonella* spp. y *Ascaris* spp., demostrando el poder bactericida del ácido acético.

Tabla 3-9 Resumen de resultados de las pruebas de estabilización ácida.

Dosis de CH ₃ COOH ppm	pH Promedio final	Coliformes fecales Log(N/No)	<i>Salmonella</i> spp. Log(N/No)	<i>Ascaris</i> spp. (No-N/No) X 100
0	6.35	0.0	0.00	0.00
5000	5.35	-2.50	-2.52	59.60
10000	4.82	-3.45	-3.15	46.51
15000	4.58	-4.67	-4.80	95.34
20000	4.43	-9.36	-5.96	98.13

En la Ilustración 3-22, se aprecia el posible mecanismo de acción del ácido acético sobre los microorganismos patógenos, en el que la molécula de ácido es permeable a la capa celular, una vez dentro se disocia en un protón y un anión, acidificando el citoplasma de la

célula, alterando el metabolismo ya que se desvía el uso de la ATPasa de la membrana plasmática para bombear protones hacia el exterior celular (Russell, 1991).

Por su parte, los huevos de helmintos presentan una capa lipóide (conformada por 25% de proteínas y 75% de lípidos), la cual se desnatura a pH extremos, modificando la estructura molecular de la capa, lo que hace permeable la membrana y con ello daños irreversibles.

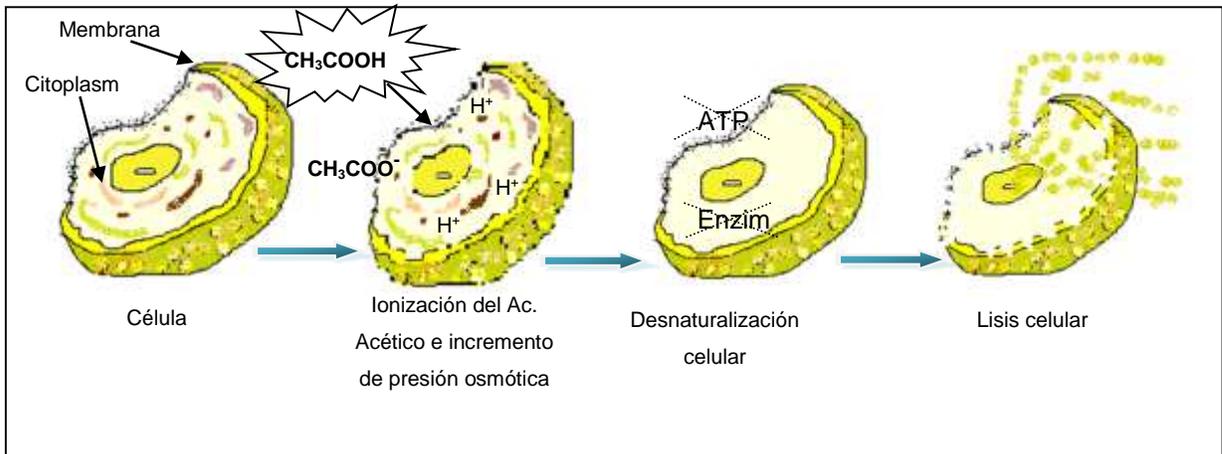


Ilustración 3-22 Esquema del mecanismo de inactivación de bacterias por el ácido acético.

3.7.8 Comparación entre modelos cinéticos

Otra manera de describir el comportamiento de la inactivación de microorganismos patógenos, el cual es de manera exponencial y siguen un modelo de primer orden con respecto a la dosis, es mediante la determinación de parámetros cinéticos, los cuales se obtienen con la ayuda de modelos cinéticos. En Tabla 3-10 se muestra los modelos adecuados en términos dosis primeramente el modelo de Hom (Ec. 1-20), el cual describe dicho comportamiento, este modelo es una variante del modelo de Chick – Watson Ecuación 1-20 y un modelo recientemente propuesto por Méndez *et al.*, 2009, el modelo Méndez-Delgadillo (M-D) ecuación 1-24.

Tabla 3-10 Adecuación de modelos cinéticos en términos de dosis de CH₃COOH.

Modelo	Parámetros	Referencia
HOM	$D = \text{dosis de CH}_3\text{COOH ó}$ $\text{concentración (mg/L)}$ $k^* = \text{asocia a la constante (k) y}$ $\text{el tiempo (t}^n\text{)}$	Pernitsky et al., (1995)
$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^* D^n$		
M-D	$C = \text{Concentración del desinfectante (mg/L)}$ $a \text{ y } b = \text{Son constantes empíricas}$	Méndez et al., (2009)
$\text{Log} \frac{N}{N_0} = \frac{a * C}{C + b}$		

M-D=Méndez-Delgadillo

A continuación se presenta en la Tabla 3-11 los resultados de los parámetros cinéticos obtenidos a partir de los modelos Hom y Méndez-Delgadillo (M-D), se aprecia que los valores de R² son mayores para las bacterias, no así para el *Ascaris* spp., esto se debe a que las bacterias fueron inactivadas en su totalidad y de manera más rápida, mientras que el *Ascaris* spp. se removió con la mayor dosis hasta el 98.13% y de manera más lenta. Por otra parte los valores de R² presentan una ligera diferencia de aproximadamente 0.0017 para coliformes.

Tabla 3-11 Parámetros cinéticos considerando diferentes dosis en la estabilización ácida.

MICROORGANISMO	Parámetros					
	HOM			M-D		
	K^*	n	R^2	a	b	R^2
Coliformes fecales	0.5799	0.8672	0.9158	-45.80	96.21	0.92
<i>Salmonella</i> spp.	0.7246	0.7078	0.9499	-15.21	30.79	0.9431
<i>Ascaris</i> spp.	0.1218	0.8241	0.8387	-5.73	58.21	0.85

M-D=Méndez-Delgadillo.

Por otra parte, se muestran las constantes de velocidad de inactivación (k^*), obtenidas a partir del modelo de Hom, en las que los coliformes fecales y la *Salmonella* spp., presentan valores superiores (0.5799 y 0.7246 respectivamente) comparadas con los valores (0.1218) de *Ascaris* spp., confirmando la resistencia de este último a ser inactivado por el ácido acético.

En cuanto al modelo de Méndez-Delgado los valores de “a” y “b”, son constantes empíricas que ayudan a ajustar el modelo M-D a los datos experimentales. En la Ilustración 3-23 se muestran de manera gráfica, la comparación en el ajuste entre los modelos cinéticos HOM Y M-D con los datos experimentales en la inactivación de microorganismos patógenos con estabilización con ácido acético. Se puede apreciar que los modelos de Hom y M-D se ajustan a los datos experimentales, comprobando que los modelos describen perfectamente el comportamiento de inactivación de microorganismos patógenos presentes en lodos residuales.

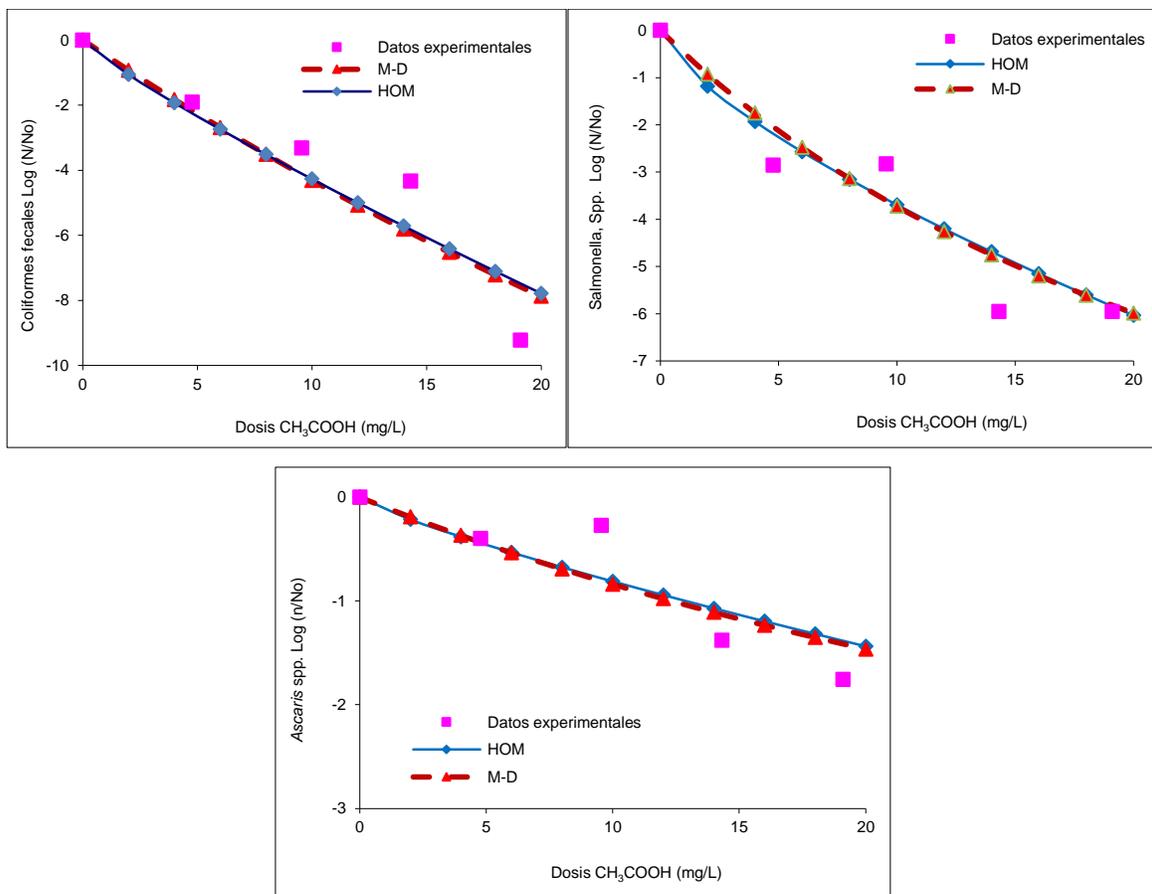


Ilustración 3-23 Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de microorganismos patógenos con diferentes dosis ácido acético.

3.8 Pruebas de estabilización

3.9 Efecto del pH amoniaco (NH₃) en la inactivación de huevos de helmintos

En este estudio el género predominante fue también *Ascaris spp.* el cual representó el 88% del total de huevos encontrados. Otros géneros como *Trichuris spp.*, *Hymenolepis spp.* y *Toxocara spp.* fueron encontrados en mucho menores concentraciones. La Tabla 3-12 presenta el número y la distribución de géneros.

Tabla 3-12 Géneros de huevos de helmintos determinados en lodos fisicoquímicos crudos

Género	HH viables/g ST (promedio)	Porcentaje (%)
<i>Ascaris spp.</i>	93	88
<i>Trichuris spp.</i>	7	6
<i>Hymenolepis spp.</i>	5	5
<i>Toxocara spp.</i>	1	1
Total	106	100

La

Ilustración 3-24 presenta los resultados del comportamiento de huevos de helmintos viables totales después de la adición de amoniaco. Es claro el efecto incluso de la menor dosis aplicada (10%) en el número de huevos de helmintos contabilizados después de dos horas de tiempo de contacto; su concentración se redujo desde un promedio de 106 hasta 33 huevos viables/g ST (69% de reducción). Cuando mayor fue la dosis de amoniaco aplicada, las eficiencias aumentaron, alcanzando un máximo de 94% cuando se aplicaron a los lodos 50% de NH₃. Es importante mencionar que cuando se agregaron dosis de 20% de amoniaco los huevos viables de géneros diferentes a *Ascaris spp.*, fueron totalmente inactivados.

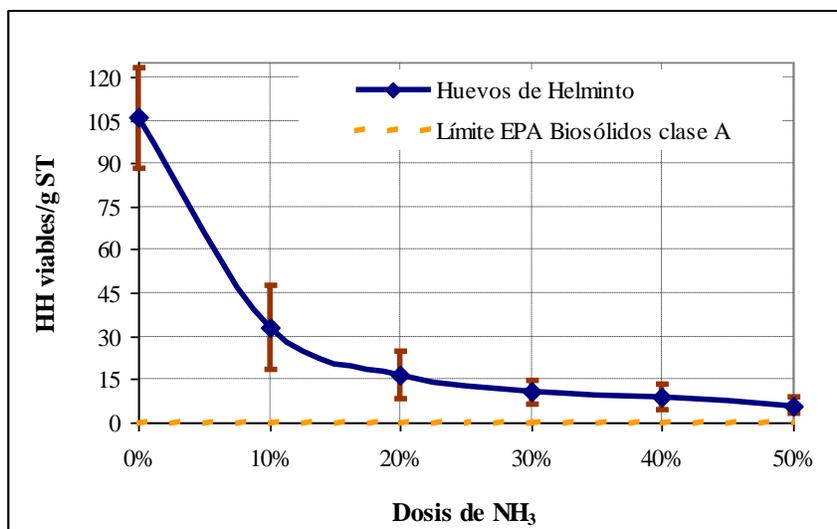


Ilustración 3-24 Remoción de huevos de helmintos viables en lodos tratados con diferentes dosis de NH₃

Tomando en cuenta el efecto del amoníaco en los huevos de helmintos, la inactivación de los mismos es debida a la concentración de amoníaco adicionado y no sólo al pH de los lodos después de cada adición. Esto basado en estudios reportados por Allievi *et al.*, (1994) que demostraron que el NH₄OH es mucho más eficiente que otras bases tales como el KOH, cuando los tratamientos fueron realizados al mismo valor controlado de pH (10.5). También, Reimers *et al.*, (1986) reportaron que el efecto del amoníaco en la estabilización de los lodos depende de la forma en la cual el compuesto fue adicionado y el cambio de pH después de la adición. Además, mencionan que la aplicación de amoníaco anhidro a los lodos no requiere la adición de otro álcali para incrementar el pH, contrariamente a la adición de (NH₄)₂SO₄, la cual requiere la adición posterior de NaOH para convertir el amonio en amoníaco.

Para validar estadísticamente los resultados obtenidos fue realizado el análisis de varianza correspondiente. El procedimiento para calcular las diferencias entre los tratamientos fue similar al utilizado anteriormente. La identificación de las diferencias significativas entre las medias de los tratamientos. Los resultados muestran que los tratamientos a partir de la dosis 10% y hasta 50% tienen diferencias significativas con el tratamiento 1 (0%), lo cual corrobora que al adicionar amoníaco a los lodos crudos, éste ejerce su poder desinfectante e inactiva los huevos de helmintos.

Por otra parte las medias de los tratamientos tienen diferencias significativas en las combinaciones 6 y 2, 5 y 2, 4 y 2 y 3 y 2, lo que revela que los tratamientos con dosis \geq 20% m/m presentan diferencias significativas con el tratamiento que utilizó 10% y, por otra parte, éstos no presentan diferencias significativas entre ellos. Como se mencionó anteriormente, no fue posible cumplir con el límite US EPA para biosólidos clase A con ninguna de las dosis aplicadas y al no haber diferencias significativas entre los tratamientos con dosis mayores de 20%, puede recomendarse la misma como dosis de tratamiento para las etapas posteriores de experimentación.

Adicionalmente, fue posible cuantificar el total de géneros presentes en los lodos, se presentan los resultados obtenidos para la remoción de géneros de huevos de helmintos con diferentes dosis de NH_3 . La Ilustración 3-25 presenta los resultados obtenidos para *Ascaris spp.*

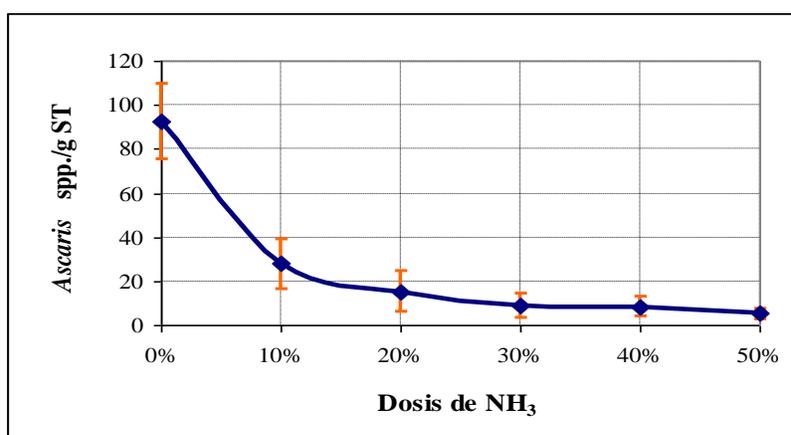


Ilustración 3-25 Remoción de *Ascaris spp.* en lodos residuales tratados con diferentes dosis de NH_3

Por ser el género más abundante (88%), *Ascaris spp.* tuvo un comportamiento similar al del total de huevos de helmintos. Su concentración inicial fue reducida desde un promedio de 92 hasta 28 HH/g de ST (70% de eficiencia de inactivación); mientras mayor fue la dosis de amoníaco aplicada, mayor fue la eficiencia de inactivación, obteniendo hasta un 94% cuando 50% m/m de NH_3 fue aplicado al lodo crudo. Los resultados corroboran el buen efecto desinfectante del amoníaco en géneros abundantes y de alta resistencia como *Ascaris spp.* (Ghiglietti *et al.*, 1997).

En la Ilustración 3-26 se observa el efecto de 10% de amoníaco sobre los huevos de *Ascaris spp.* La membrana se observa claramente afectada, de hecho, los mamelones que la conforman fueron destruidos parcialmente, además se aprecia la afectación de la

estructura nuclear, misma que aunque no fue total, fue suficiente para impedir el desarrollo del microorganismo. A su vez, la Ilustración 3-26 presenta el efecto de una dosis superior (15%), en este caso la membrana del huevo sufrió un daño significativo que permitió incluso la salida del material citoplasmático y nuclear del huevo.

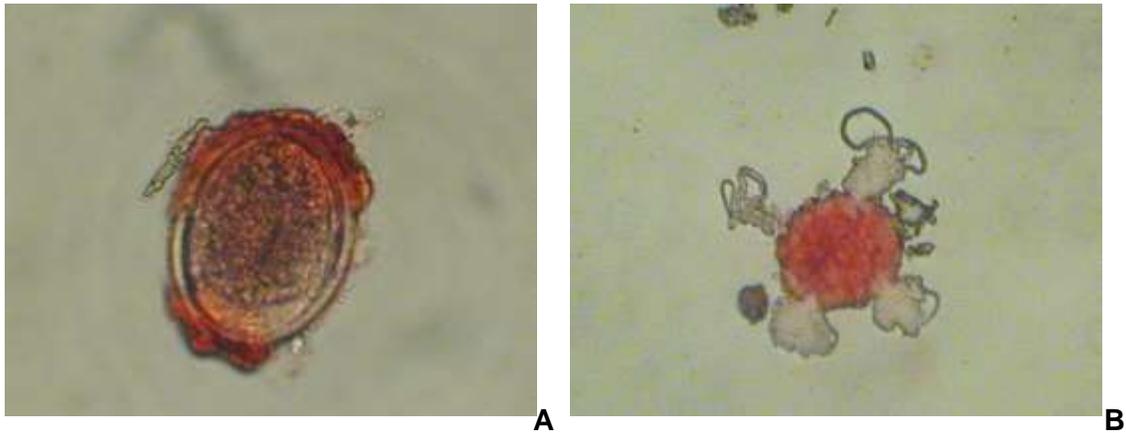


Ilustración 3-26 A Efecto de la dosis de 10% de NH_3 en *Ascaris* spp. B Efecto de la dosis de 15% de amoníaco en *Ascaris* spp.

El resto de los géneros representan aproximadamente el 10% del total de huevos cuantificados. El efecto del NH_3 en su inactivación se muestra en la Ilustración 3-27. Las concentraciones iniciales de los géneros *Trichuris* spp., *Hymenolepis* spp. y *Toxocara* spp. fueron 7, 5 y 1.5 HH/g ST, respectivamente. La aplicación de 10% m/m de amoníaco a los lodos, inactivó totalmente al género *Toxocara* spp., mientras que los huevos de *Trichuris* spp. e *Hymenolepis* spp. disminuyeron su concentración a 3.5 y 3 HH/g ST, respectivamente. Después de aplicar 20% de NH_3 estos géneros fueron destruidos en su totalidad, en consecuencia, el resto de las dosis aplicadas resultaron excesivas.

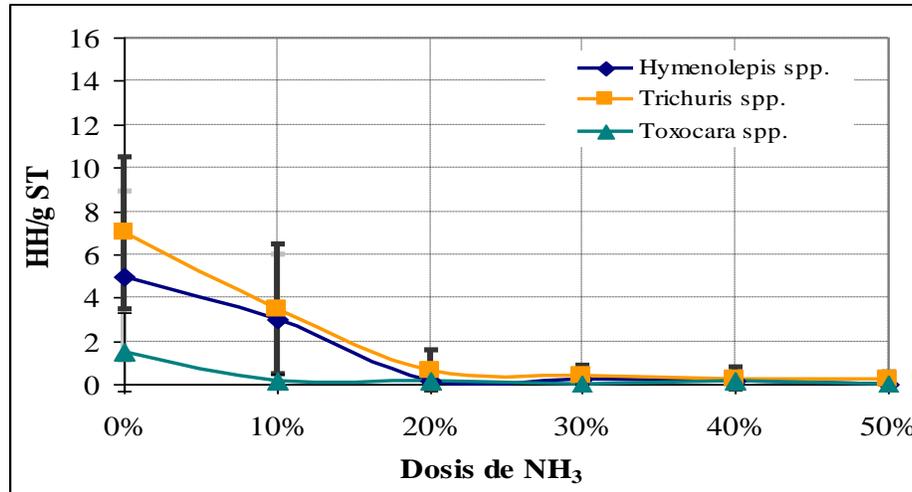


Ilustración 3-27 Remoción de otros géneros de huevos de helmintos viables en lodos tratados con diferentes dosis de NH₃

De lo anterior puede decirse que el mayor problema por presencia de huevos de helmintos en lodos y aguas residuales se debe a la abundante concentración de *Ascaris spp.*, la cual además es muy resistente a los procesos de estabilización.

Para los huevos de helmintos, la eficiencia de inactivación presentó un aumento constante mientras mayor fue la dosis aplicada. Si bien ambos factores son de gran importancia, los resultados descritos sugieren que la inactivación de microorganismos, principalmente de huevos de helmintos, se debe en su más a la cantidad de amoníaco molecular que al pH alcanzado. Allievi *et al.*, 1994 y Ghiglietti *et al.*, 1997, determinaron un efecto similar en estreptococos fecales y huevos de *Ascaris suum*, respectivamente.

Definir el mecanismo exacto de inactivación de bacterias y de huevos de helmintos en pH alcalino no es tarea simple, por ello, aún no está totalmente definido, Dilworth y Glenn, 1999 (citados en Wiley y Sons, 1999). No obstante, en el proceso interviene el pH, el cual, incrementa la presión osmótica y causa hipertensión en la pared celular, además, la pared celular, que se caracteriza por ser altamente permeable (Piatkin y Krivoshein, 1981), se comporta como una capa semipermeable al paso de la molécula de NH₃; de acuerdo con Beer, 2003, los desinfectantes eléctricamente neutros pueden ser capaces de difundirse a través de la pared celular y una vez dentro pueden alterar las reacciones enzimáticas (responsables del metabolismo) y provocar la muerte del microorganismo.

Finalmente, con los resultados obtenidos fue posible estimar la dependencia de la inactivación de los microorganismos en estudio con la dosis de amoníaco, a través de sus constantes de velocidad de inactivación. Las ecuaciones de modelación obtenidas indican que los microorganismos se inactivan de manera exponencial y siguen un modelo de primer orden (con respecto a la dosis) similar al propuesto por Hom, mismo que es una variante del propuesto por Chick – Watson (Ecuación 1.20), American Water Works, 1990. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 3-13. **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Debe mencionarse también, que las constantes de inactivación obtenidas corresponden a la concentración de amoníaco molecular real que actuó sobre los microorganismos, por lo que los requerimientos de amoníaco deben estimarse a partir de la Tabla 3-13.

Tabla 3-13 Parámetros cinéticos para el modelo de Hom obtenidos en la primera etapa de experimentación

Microorganismo	K^*	n	R^2
Coliformes fecales	7.585	0.2669	0.90
<i>Salmonella spp.</i>	8.033	0.1940	0.84
Huevos de helmintos	0.741	0.4370	0.85

Los valores de K^* muestran valores elevados para el caso de bacterias, no así en el caso de huevos de helmintos. Lo anterior se debe a que la inactivación de coliformes fecales y *Salmonella spp.* es total incluso con dosis inferiores a la máxima aplicada (22.7 g/L), mientras que los huevos de helmintos fueron inactivados de manera gradual conforme la dosis fue mayor pero la inactivación no fue total (se alcanzó un máximo de 94%). A partir de la ecuación propuesta (23) y sus correspondientes constantes de inactivación puede estimarse la primera variable de control (dosis de amoníaco) para el diseño, el aseguramiento de la inactivación de los principales patógenos presentes en lodos y la correcta operación de un proceso de estabilización de lodos con amoníaco.

3.10 Pruebas de estabilización

3.11 Efecto de la temperatura en la inactivación de huevos de helmintos

3.11.1 Coliformes Fecales

Los resultados de esta sección son presentados en la Ilustración 3-28 Inactivación de coliformes fecales a diferentes temperaturas. Como se muestra, la concentración inicial promedio de bacterias es de 10 unidades logarítmicas para el lodo crudo, el cual excede los límites máximos permisibles descritos en las Normas Mexicana y U.S. EPA. Una reducción en esta concentración es requerida para la adecuada disposición del lodo.

Es claro que los coliformes fecales presentan una resistencia a la inactivación cuando las temperaturas son menores a 45°C. Esta resistencia a la inactivación es lógica debido a que este grupo de microorganismos son termotolerantes y el método para cuantificar los microorganismos incluye la incubación a 44.5 °C. Las concentraciones de microorganismos son reducidas a temperaturas superiores, cuando la temperatura fue superior a 55°C, la concentración inicial decreció en 4 unidades logarítmicas, produciendo biosólidos clase C. A 70°C, el efecto de la temperatura en la inactivación de patógenos fue mayor, resultando en una remoción de 9 unidades logarítmicas y el cumplimiento de los requerimientos para biosólidos clase A (>1000 NMP g⁻¹ ST).

Los principales factores que causan el decaimiento de patógenos durante el tratamiento de bioresiduos incluyen temperatura, tiempo de retención, configuración del reactor, competencia microbiana, pH e interacciones químicas, la cual explica el efecto descrito previamente (Smith *et al.*, 2005).

El proceso de tratamiento de aguas residuales comúnmente involucra una etapa de desinfección, en la cual reducen significativamente la concentración de microorganismos patógenos. Sin embargo, muchos de los microorganismos patógenos encontrados en las aguas residuales son además enlazados con los sólidos o atrapados en la matriz de flóculo del lodo debido a procesos de absorción, coagulación o precipitación (Bitton, 2010).

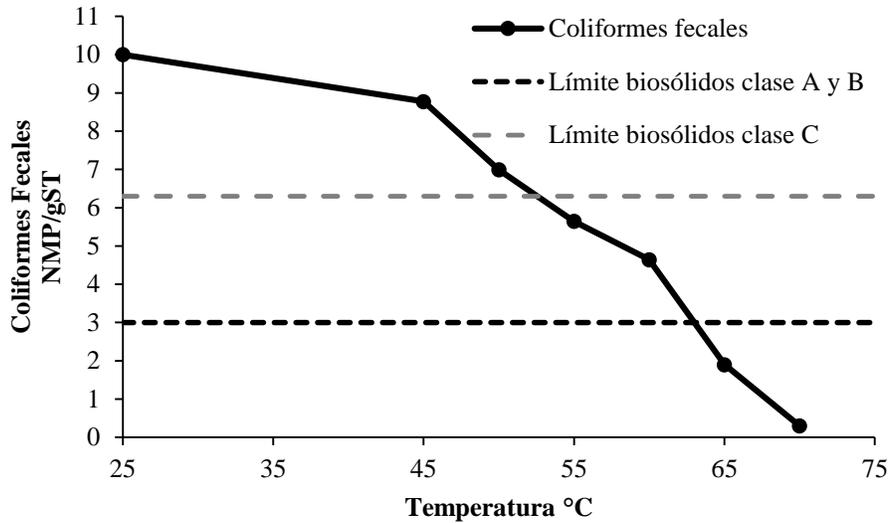


Ilustración 3-28 Inactivación de coliformes fecales a diferentes temperaturas

Por lo anterior los lodos estudiados en la presente investigación contienen una mayor concentración de microorganismos patógenos que aquellos presentes en el agua tratada, debido a las características fisicoquímicas del lodo, el cual provee mejores condiciones para la supervivencia de microorganismos patógenos (ej. *Salmonella* spp y huevos de helmintos).

3.11.2 *Salmonella* spp

Lallustración 3-29, presenta la inactivación térmica de *Salmonella* spp., la cual sigue un comportamiento similar cuando es comparada con los coliformes fecales. La concentración inicial de 4.5 unidades logarítmicas de *Salmonella* spp. en el lodo crudo fue reducida a 1.4 unidades logarítmicas a 55°C, pero la concentración residual no es suficiente para cumplir con alguna clasificación de biosólidos. Como se muestra, tratamientos a temperaturas de 65°C o superiores permiten obtener biosólidos clase A.

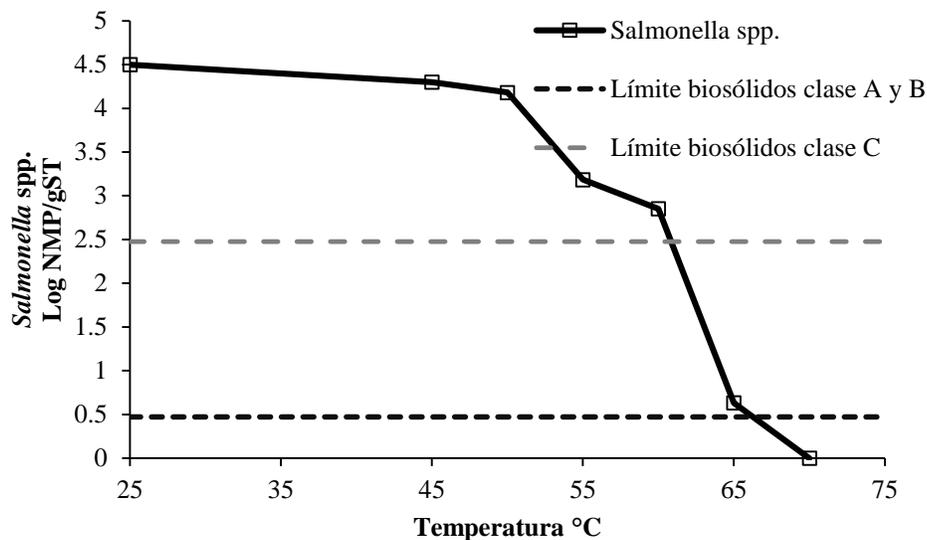


Ilustración 3-29 Inactivación de *Salmonella* spp. a diferentes temperaturas

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de los resultados de inactivación de bacterias por efecto de la temperatura. El Apéndice A muestra el ANOVA de la inactivación de coliformes fecales, los resultados indican que el factor temperatura es significativo en la inactivación de coliformes fecales. Por otra parte se realizó la prueba de Duncan la cual mostró que existe una diferencia favorable al aplicar la temperatura de 70°C mostrando que la media más alta fue obtenida con dicha temperatura, indicando que es la mejor opción de tratamiento para la inactivación de coliformes fecales.

Al igual que en el caso de la inactivación de coliformes fecales, el ANOVA para la inactivación de *Salmonella* spp, el factor temperatura es significativo (Apéndice A). La prueba de Duncan mostró que existe una diferencia favorable al aplicar la temperatura de 70°C es la media más alta fue obtenida con dicha temperatura, indicando que es la mejor opción de tratamiento para la inactivación *Salmonella* spp.

3.11.3 Huevos de helmintos

Diversas investigaciones han reportado inactivaciones bacterianas con diferentes procesos de higienización. Bonjoch y Blanch (2009) muestran la resistencia de las poblaciones de coliformes fecales y *Enterococci* a la digestión anaerobia mesofílica, composta y

pasteurización en lodos residuales municipales. Menert *et al.*, (2008) utiliza el pre-tratamiento térmico en la digestión anaerobia mesofílica de lodos, encontrando una inactivación significativa de bacterias heterotróficas, Coliformes, *E. coli* y Clostridia. Lang y Smith (2008) reportaron el tiempo y la temperatura en las cinéticas de inactivación de bacterias entéricas en lodos residuales.

Sin embargo, la mayoría de los trabajos publicados no presentan resultados sobre la inactivación de huevos de helmintos, no obstante que estos huevos son las estructuras más resistentes a la inactivación debido a que tienen un escudo altamente impermeable que es altamente resistente a la "Cloración," comúnmente utilizado como proceso de inactivación; cambios drásticos en la temperatura (-15°C a 40°C); procesos de radiación ultravioleta y la aplicación de bajas concentraciones de ozono. La Ilustración 3-30 muestra los resultados promedio de las cuatro pruebas que involucran la inactivación de huevos de *Ascaris suum* utilizando inactivación térmica realizada con diferentes tiempos de contacto y temperatura.

Como se muestra, los tratamientos a 90°C con 90 min reducen la concentración de huevos de helmintos de 35 a menos de 1 HH g⁻¹ ST, los cuales cumplen con el límite para biosólidos clase A. En contraste, tratamientos a 30 y 60 min dan origen a biosólidos clase B, los cuales tienen restricciones para el uso en áreas con contacto humano. La inactivación de huevos de helmintos se debe al efecto de la temperatura, la cual causa daño en la membrana y liberación del material celular.

El Apéndice A muestra el análisis de varianza de la inactivación de huevos de helmintos por efecto de la temperatura y el tiempo de exposición. Como se observa en el Apéndice A se muestra análisis bifactorial del tiempo y la temperatura en la inactivación de helmintos, se tiene que el valor crítico para una $F_{0.5, 9, 27}$ es un valor de 2.25 (tablas estadísticas) el cual al compararlo con la $F_0 = 201.39$ para el factor temperatura y $F_0 = 26.12$ para el factor tiempo, estos valores son mayores que 2.25 y se concluye por consiguiente que tanto la temperatura como el tiempo de contacto son significativos en la inactivación de huevos de helmintos.

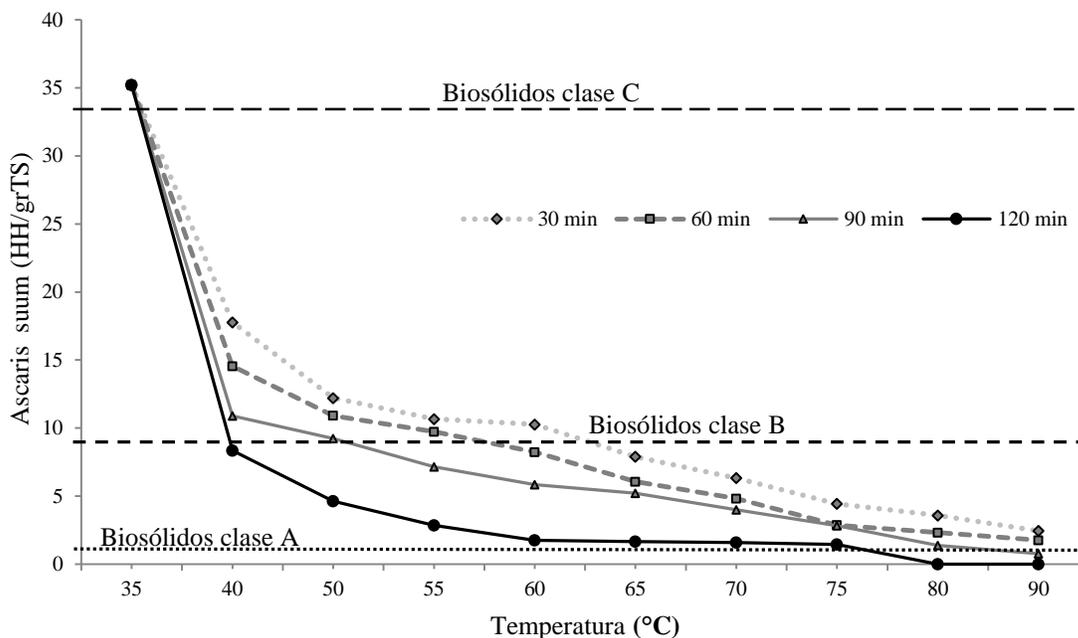


Ilustración 3-30 Inactivación de huevos de *Ascaris suum* a diferentes temperaturas

El análisis de comparación de medias de Duncan para el factor temperatura muestra que la temperatura de 90 °C es la adecuada para llevar a cabo el tratamiento y el factor tiempo con 120 min de contacto, sin embargo como se observa en la Ilustración 3-30 la temperatura de 80 °C a un tiempo de 120 min cumple con los límites para biosólidos clase A. Sin embargo 120 min es un tiempo prolongado, si se observa la temperatura de 90 °C y el tiempo de 90 min también cumple con la clasificación, por tal motivo se trabajó con esas condiciones.

3.11.4 Determinación de parámetros cinéticos en la inactivación térmica.

Los parámetros cinéticos calculados en la inactivación térmica de coliformes fecales, *Salmonella* spp. y *Ascaris suum* son mostrados en la Tabla 3-14. Tiempos de 60 min fueron modelados para bacterias, mientras que para *Ascaris Suum* el tiempo requerido fue 90 min y 90 °C (Tabla 3-12).

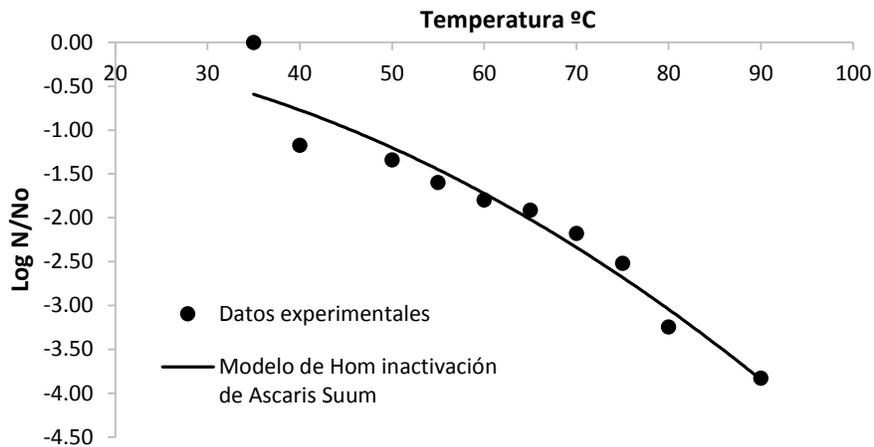


Ilustración 3-31 Aplicación del modelo de Hom modificado en la inactivación térmica de *Ascaris Suum*

La obtención de valores menores que 0.1 para el parámetro k^* sugieren que, bajo las condiciones experimentales, los microorganismos son resistentes a temperaturas de 40, 45 y 50 °C; sin embargo, una inactivación significativa de bacterias se obtuvo en el rango de temperatura de 55 °C a 70 °C y en el caso de helmintos de 50 a 90 °C. En la inactivación de bacterias se obtuvo un comportamiento de la curva de inactivación de tipo “hombros” o “crestas” (Ilustración 3-32, Ilustración 3-33), que confirma que los microorganismos son resistentes a la inactivación a temperaturas relativamente bajas. *Salmonella* spp. tuvo un valor bajo de k^* (2.5×10^{-8}), que indica una resistencia a la temperatura ligeramente superior en comparación con los coliformes fecales (5.86×10^{-7}) y a *Ascaris suum* (5.207×10^{-4}), en el pre-tratamiento térmico. Los valores de la constante n son resultado de la difusión de calor en el medio. Méndez *et al.* 2013.

Por otra parte, la obtención de los coeficientes cinéticos a 60 min de exposición en el caso de bacterias, pueden ser sustituidos en la ecuación 17 para predecir la inactivación del principal grupo de microorganismos presentes en el lodo cuando es aplicado un tratamiento térmico.

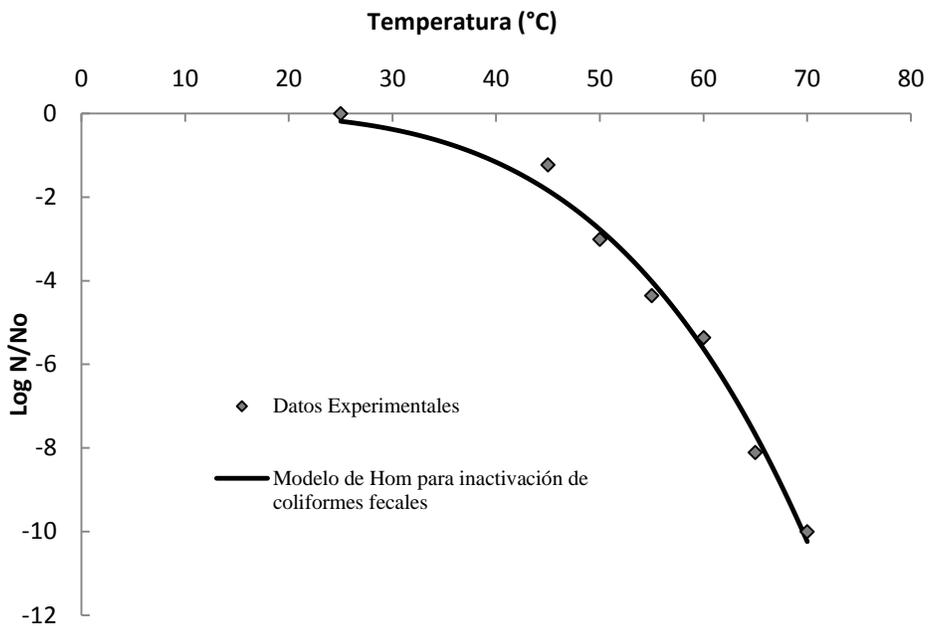


Figura 30.

Ilustración 3-32 Aplicación del modelo de Hom modificado para la inactivación térmica de coliformes fecales

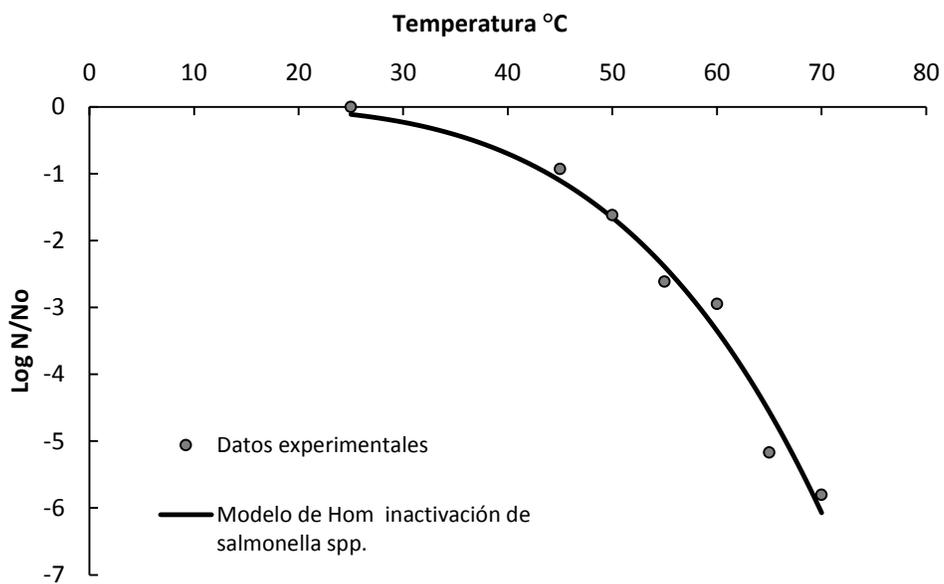


Ilustración 3-33 Aplicación del modelo de Hom modificado en la inactivación térmica de *Salmonella* spp.

Tabla 3-14 Parámetros cinéticos de la inactivación térmica de bacterias utilizando el modelo de Hom modificado

Microorganismos	Tiempo (min)	Pre-tratamiento térmico		
		k^*	n^*	R^2
Coliformes Fecales	60	5.86×10^{-7}	3.923	0.98
<i>Salmonella</i> spp.	60	2.58×10^{-8}	4.516	0.91
<i>Ascaris suum</i> .	90	5.207×10^{-4}	1.979	0.93

3.12 Efecto DT (Dosis NH₃-Temperatura)

La cuantificación de pH, temperatura y NH₃ durante los ensayos de estabilización de lodos con CaO, permitiendo obtener concentraciones reales de amoníaco que actuaron sobre los microorganismos presentes en el lodo, se calculó el valor para el producto DT (NH₃, temperatura) en cada una de las dosis aplicadas en los ensayos de estabilización mediante CaO, de bacterias (coliformes fecales y *Salmonella* spp) y de huevos de helmintos, los valores del producto DT fueron notoriamente influyentes en el proceso de estabilización alcalina (Méndez *et al.*,2008), cabe mencionar que el producto (NH₃) fue totalmente dependiente de la dosis de CaO aplicada y no se adicionaron dosis extras de CaO o calor para incrementar la temperatura de los lodos.

La combinación de la dosis de amoníaco y de temperatura (producto DT), se relacionó con la inactivación de los microorganismos, los resultados de esta etapa se presentaron de la misma manera como en etapas anteriores, utilizando un modelo de primer orden establecido por Hom, con el objeto de determinar la dependencia de la inactivación con el producto DT, la ecuación se representa de la siguiente manera:

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -K^*(DT)^{n^*} \quad \text{Ecuación 3-2}$$

Donde:

D = Dosis de Amoniaco
T = Temperatura, °C

Los resultados se presentan Tabla 3-15, en la cual se observa que para el parámetro K^* (velocidad de inactivación de los microorganismos) En general la adición de diferentes dosis de cal tuvieron un efecto negativo en la concentración de coliformes fecales, reduciendo hasta 10 unidades Log, dando cumplimiento a los límites máximos permisibles, las condiciones que origina el producto DT tienen un efecto sobre los microorganismos presentes en lodos, los resultados se muestran en la Tabla 3-16, Tabla 3-17, Tabla 3-18, para coliformes fecales, *Salmonella* spp y huevos de helmintos, respectivamente.

Tabla 3-15 Estimación de parámetros cinéticos del producto DT

MICROORGANISMOS	k^*	m^*	R^2
Coliformes fecales	1.3	0.34	0.96
<i>Salmonella</i> spp	1.524	0.2765	0.93
Huevos de helmintos	0.00924	1.011	0.67

Tabla 3-16 Relación de la inactivación de coliformes fecales producida por el producto DT

Dosis CaO	N-NH ₃ (g/L)	pH	% convertido* NH ₃	Dosis real g/L	Temp. °C	DT g/L °C	Log N/No CF (total)	Log N/No CF por DT	▲ I total- (DT)
0%	0.20	7.21	0.88	0.002	21.03	0.04	0.00	-0.44	-0.44
5%	0.23	9.65	71.05	0.166	23.1	3.83	-2.58	-2.02	0.55
10%	0.17	10.84	97.44	0.166	25.45	4.22	-4.17	-2.09	2.08
15%	0.26	11.92	99.78	0.261	26.68	6.96	-7.58	-2.47	5.11
20%	0.18	12.52	99.95	0.178	28.3	5.05	-9.64	-2.22	7.43
30%	0.19	12.85	99.97	0.187	28.98	5.41	-9.64	-2.27	7.37

Tabla 3-17 Relación de la inactivación de *Salmonella* spp producida por el producto DT

Dosis CaO	N-NH ₃ (g/L)	pH	% NH ₃ convertido*	Dosis real g/L	Temp. °C	DT g/L °C	Log N/No Sal (total)	Log N/No Sal por DT	▲ I total- (DT)
0%	0.12	5.52	0	0	20.3	0	0.00	0.00	0.00
5%	0.11	8.95	36.66	0.04	22.3	0.84	-2.86	-1.45	1.41
10%	0.11	10.64	99.99	0.11	23.7	2.51	-3.85	-1.97	1.88
15%	0.11	11.70	99.99	0.11	23.8	2.66	-5.02	-2.00	3.02
20%	0.10	12.27	99.99	0.10	24.3	2.42	-6.55	-1.95	4.61
30%	0.10	12.48	99.99	0.10	25.2	2.58	-6.93	-1.98	4.95

Tabla 3-18 Relación de la inactivación de huevos de Helmintos producida por el producto DT

Dosis CaO	N-NH ₃ (g/L)	pH	% NH ₃ convertido*	Dosis real g/L	Temp. °C	DT g/L °C	Log N/No HH(total)	Log N/No HH por DT	▲ I total- (DT)
0%	0.12	5.52	0.00	0.00	20.3	0.00	0.00	0.00	0.00
5%	0.11	8.95	36.66	0.04	22.3	0.84	-47.67	-0.69	46.98
10%	0.11	10.64	99.99	0.11	23.7	2.51	-70.67	-2.08	68.59
15%	0.11	11.70	99.99	0.11	23.8	2.66	-78.00	-2.2	75.80
20%	0.10	12.27	99.99	0.10	24.3	2.42	-79.00	-2.01	76.99
30%	0.10	12.48	99.99	0.10	25.2	2.58	-80.67	-2.14	78.53

Las Ilustración 3-34 y Ilustración 3-35, muestran el efecto del producto DT (temperatura y amoniaco producidos) sobre el proceso de inactivación de bacterias de *salmonella* spp y coliformes fecales, respectivamente; en los dos casos la inactivación calculada por el efecto DT fue inferior a la inactivación total obtenida, se observa que dicho factor afecta a la supervivencia de las bacterias al inicio del tratamiento removiendo más de 2 unidades LOG para cada grupo bacteriano, por lo que este producto debe de ser tomado en cuenta como variable de diseño, operación y control.

La Ilustración 3-36 muestra el efecto DT sobre los huevos de helmintos, en este caso la eficiencia llegó solamente hasta un 2%, indicativo de la alta resistencia de estas estructuras a los procesos de estabilización (Harrison 1993) , así como a pequeñas concentraciones de amoniaco (<0.1g/l) y a incrementos relativamente ligeros de temperatura (>29°C).

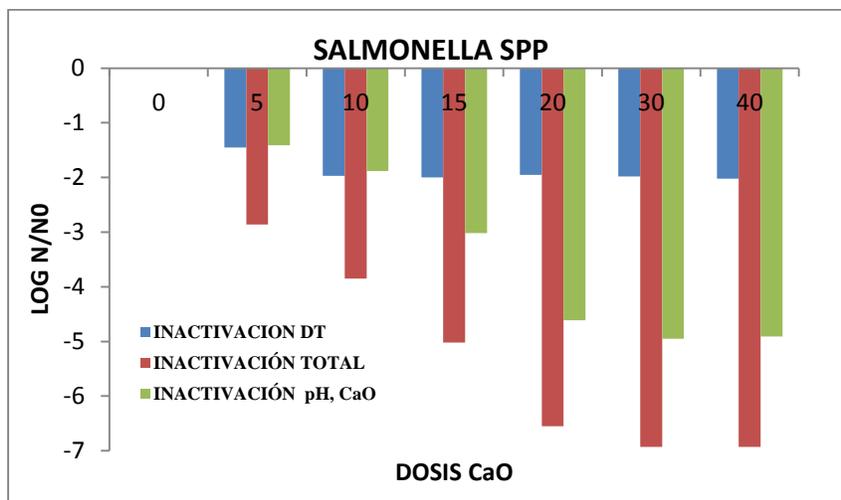


Ilustración 3-34 Inactivación de *Salmonella* spp en el proceso de estabilización alcalina y producto DT

Para estimar el efecto del producto DT en cada dosis aplicada fue necesario sustituir el valor de DT obtenido en el modelo de HOM expresado en la Ecuación 1-21, los coeficiente cinéticos obtenidos para cada indicador se presentan en la Tabla 3-15, se observa que constante k^* de mayor velocidad de inactivación (1.3) es para el grupo *Salmonella* spp, debido a su mayor sensibilidad a los cambios fisicoquímicos en el medio (Méndez 2009), el grupo coliforme presenta una ligera resistencia al producto DT (1.524), debido a su origen fecal y a que este grupo involucra un mayor consorcio de bacterias.

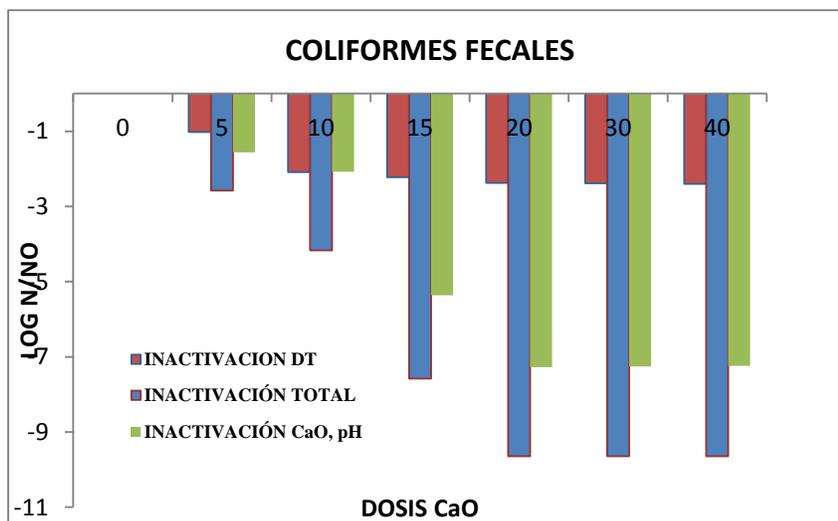


Ilustración 3-35 Inactivación de coliformes fecales en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.

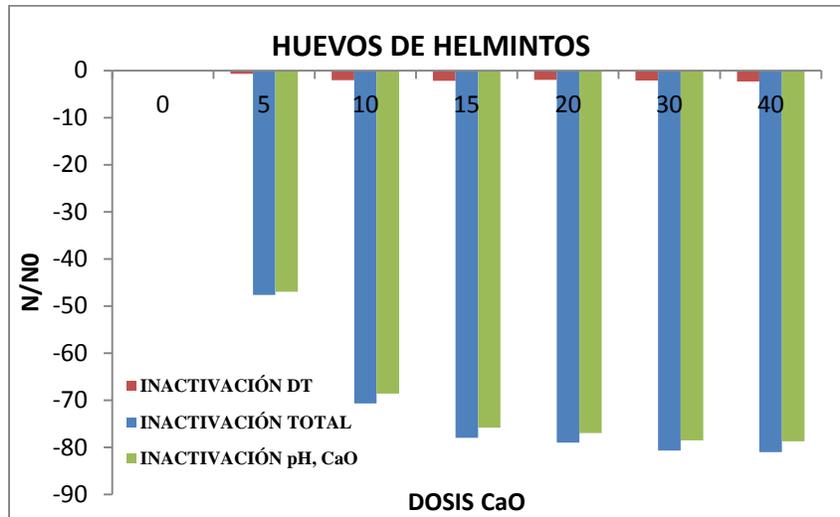


Ilustración 3-36 Inactivación de huevos de helmintos en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.

Para el caso de los huevos de helmintos la velocidad de inactivación fue muy lenta (0.00924) resistiéndose al producto DT, pero no a los cambios bruscos de pH y a los cambios de humedad producidos por la acción del CaO.

4 CONCLUSIONES

La estabilización con ácido acético y óxido de calcio demostraron ser alternativas de tratamiento de lodos residuales que producen biosólidos Clase A en términos de la concentración de microorganismos patógenos, de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002, los cuales no presentan restricciones de aplicación, aprovechamiento benéfico o depósito final.

Basándose en los resultados, el amoníaco puede ser considerado como un desinfectante alternativa eficaz para lodos, especialmente para inactivar los huevos de helmintos. En contraste con la estabilización con cal, este proceso no incrementa el peso y la salinidad del lodo tratado.

Los resultados sobre la inactivación de huevos de helmintos, muestran una mayor resistencia al proceso térmico de inactivación al igual que a otros procesos convencionales (digestión anaerobia mesofílica, composta y pasteurización en lodos residuales municipales), su resistencia se basa en la presencia de una membrana externa altamente impermeable que es altamente resistente a la "Cloración," comúnmente utilizado como proceso de inactivación; cambios drásticos en la temperatura (-15°C a 40°C); procesos de radiación ultravioleta y la aplicación de bajas concentraciones de ozono.

El amoníaco aumenta el contenido de macronutrientes de los biosólidos haciéndolos más útiles en las tierras agrícolas. A estos efectos, se recomienda aplicar 20% w / w de amoníaco durante al menos 2 horas. Los resultados sugieren que el amoníaco puede inactivar el microorganismo en tiempos de contacto relativamente cortos, de todos modos se recomienda utilizar al menos 2 horas que es igual al tiempo necesario cuando se utiliza la estabilización con cal (2 h), pero mucho más corto que cuando se convierten en abono lodos (> 20 días). Esta comparación es relevante, ya que estos dos procesos son a menudo considerados como las opciones más económicas para el tratamiento de lodos con alto contenido de patógenos.

Los parámetros cinéticos determinados en cada etapa de investigación son útiles para diseñar, operar y controlar un proceso. Los parámetros obtenidos para el modelo cinético Hom y M-D usando amoníaco indican una mayor resistencia a la inactivación de huevos de helmintos que las bacterias. Igualmente, estos valores obtenidos cuando se comparados

con los resultantes de la estabilización con cal para el mismo tipo de lodos, indican que el amoniaco es un mejor desinfectante que la cal.

Dado que la reducción de microorganismos resultantes de los valores altos de dosis y temperatura del producto (DT) es considerable, el calor generado en una estabilización alcalina se puede utilizar para mejorar el proceso y para reducir los costos.

5 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Baldry, M.G.C., Cavadore, A., Freach, M.S., Massa, G., Rodriguez, L.M., Schirch, P.F.T. y Theradgold, T. L.(1995). Effluente disinfection in warm climates with peracetic acid. *Water, Science and Technology*, 31, (5-6), 161-164pp.
- Barrios. J. A., Rodríguez. A., González. A., Jiménez. B. y Maya C. (2000). Destrucción de coliformes fecales y huevos de helmintos en lodos fisicoquímicos por vía ácida. *Memorias XII Congreso Nacional 2000. FEMISCA. AIDIS. Morelia, Mich. México. Año 1. No. 1. Tomo 1. pp 913.*
- Barrios, J. A., Rodríguez, A., González A., Jiménez B. y Maya C., (2001). Quality of Sludge Generated in Wastewater Treatment Plants in México: Meeting the Proposed Regulation. *Proceedings of the IWA Specialised Conference on Sludge Management: Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal, International Water Association, Acapulco, México. pp. 54-61.*
- Beer, C., (2003). Recreational Water Disinfection by Copper/Silver ions. www.Clearwaterpoolsystem.com/waterdis.html
- Biton, G. Activated sludge process. In: *Wasterwater microbiology*. Wiley-Liss, New York, 1994, 147–166
- Bowman, D., D., Little, M., D. and Reimers, R., S. (2003). Precision and accuracy of an assay for detecting *Ascaris* eggs in various biosolid matrices. *Water Research*, vol 37, 2063-2072.
- Bonjoch, X.; Blanch, A. R. Resistance of faecal coliforms and enterococci populations in sludge and biosolids to different hygienisation treatments. *Microb. Ecol.* 2009, 57, 478–483
- Cabirol, N. Rojas, O y Noyola, A. (2002). Removal of helminth eggs and fecal coliformes by anaerobic thermophilic sludge digestion. *Wat. Sci. Tech.* 45 (10), 269-274.
- CADDET, Centre for Renewable Energy ETSU (2000). *Thermal Hydrolysis of Sewage Sludge; Technical Brochure No.111.*
- Cardoso. L. and Ramírez. E. (2002) Vermicomposting of Sewage Sludge: a New Technology for México. *Water, Science and Technology*. Vol. 46. No. 10. Pp. 153-158.
- Cherrington, C.A., Hinton, M. Mead, G.C. y Chopra, I. (1991). Organic acids Chemistry Antibacterial Activity and Practical Applications. *Advances in Microbial Physiology*, Vol. 32, pp. 88-108.

- Crewe, W., (1994). Transmission of *Taenia Saginata* in Britain. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, Vol. 78, pp. 249-251.
- Comisión Nacional del agua. (2011). Estadística del Agua en México 2011. Primera edición 2011. México.
- Diario Oficial de la Federación., (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México.
- Diaz-Avelar, J.I. (2003). Aplicación de lodos biológicos estabilizados con ácido peracetico en tepetate. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Dilworth y Glenn, (1999). Problem of adverse pH and bacterial strategies to combat it. In: bacterial responses to pH. Novartis foundation symposium 221. Wiley & Sons, J UK.
- Ellis, K., V., Rodríguez, P., C., C. and Gomez, C., L., (1993) Parasite ova and cysts in waste stabilization ponds. *Water Research*. vol. 27, 1455-1460.
- European Environment Agency., (2000). Indicator Fact Sheet Signals 2001- Chapter Waste: Sewage sludge – a future waste problem, p. 7.
- Feachem, R., G., Bradley, D., J., Garelick, H., Mara, D., D. (1983). *Sanitation and disease- health aspects and wastewater management*. Jonh Wiley and Sons Chichester. 1983. 501.
- Gavala, H.N., Umur, Y., Ioannis, V.S., Westermann, P. y Ahring, B.K. (2003). Mesophilic and Thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Wat. Res.* 37, 4561-4572.
- Ghiglietti, R., Genchi, C., Di Mateo, L., Calcaterra, E. and Colombi, A. (1997). Survival of *Ascaris suum* in ammonia-treated wastewater sludges. *Biores. Technol.*, 59, 195–198.
- Girovich, M. J., (2003). *Biosolids Treatment and Management*. (Ed) Marcel Deker, Inc. Cap. 7. N.Y., E.U.A. pp. 343-388.
- Harrison, K. G., y Wauford, J. P., (1993). Evaluation of two methods for lime stabilization of biosolids. Consulting Engineers, Inc. Nashville, Tennessee.

- Hays, B. D., (1977). Potential for Parasitic Disease Transmission with Land Application of Sewage Plant Effluents and Sludges. *Water Research*. Vol. 11, pp. 583-595.
- Instituto Nacional de Referencias Epidemiológicas (INDRE), (1993). Diagnóstico parasitológico. Cap IV-6, pp. 1-43.
- Iranpour, R., Palacios, R., Cox, H.H.J. y Abkian, V. (2005). Solving fecal coliform growth/reactivation in biosolids during full-scale post-digestion processes. *Wat. Sci. Tech.* 52(1-2), 283-288.
- IR Booth, J Wiley., (1999). Bacterial responses to pH. Novartis foundation symposium 221.UK, 264 p.
- Jiménez B, Barrios J. A, Méndez J. M. y Díaz J. (2004). Sustainable sludge management in developing countries. *Water Sci. Technol.* 49(10) 251-258.
- Jimenez B, barrios J. A. y Maya C. (2000) Class B Biosolids production from wastewater sludge with high pathogenic Content Generated in an Advanced Primary Treatment, *Water Sci. Technol.* 42(9) 103-110.
- Jiménez, B., Maya, C., Sánchez, E., Romero, A. y Lira, L., (2001). Comparison of the Quantity and Quality of the Microbiological Content of Sludge in Countries with Low and High Content of Pathogens. Proceedings of the IWA Specialized Conference on Sludge Management: Regulation, Treatment, Utilization and Disposal. *International Water Association, Acapulco, México*, pp. 526-533.
- Kumate, J., Gutiérrez, G., Muñoz, O., Santos, J. I. (1990). Manual de infectología. Editorial Méndez Cervantes.
- Lavoie, C., (1983). Identification of strains isolated as total and fecal coliforms and comparison of both groups as indicators of fecal pollution in tropical climates. *Canada Journal of microbiology*. pp. 689-693.
- López (2006). Tratamiento ácido y alcalino para la inactivación de huevos de helmintos presentes en lodos fisicoquímicos de origen agroindustrial. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana. México.
- Lyndon. L., Gordon. R. (1999) Ozone Inactivation of Cryptosporidium in Phosphate Buffer. *Journal of Environmental Engineering*. October. Pp 913-924.
- Lyndon. L., Gordon. R. (1998) Modeling Water Treatment Chemical Disinfection Kinetics. *Journal of Environmental Engineering*. September. Pp783-793.

- Lysek, H., Malinsky, J., Janisch, R. (1985). *Folia Parasitol*, 32, 381-384.
- Meldrum, R. J., Brocklehurst, T. F., Wilson, D. R., y Wilson, P. D. G., (2002). The effects of cell immobilization, pH and sucrose on the growth of *Listeria monocytogenes* Scott A at 10°C. *Food Microbiology*. vol. 20. pp. 97-103.
- Jiménez, B. y Méndez, J. M. (2005) Alkaline stabilisation of residual sludge in closed systems with optional ammonia recycling. World Intellectual Property Organization. Patent WO 2005/051853 A1. 1-39.
- Jiménez, B., Muñoz, A.M. and Barrios, J.A. (1997). Estudio para fundamentar la propuesta de norma oficial mexicana en materia de tratamiento y disposición de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas municipales. Reporte final elaborado para la Comisión Nacional del Agua, México.
- Masters, G. M.,(1991) Introduction to Environmental Engineering and Science. Prentice Hall Inc., USA, Cap. 2, pp. 64-65.
- Méndez, J.M., González, C., Alvarado-Lassman, A., Alvarado-Kinell, G. And Martínez-Delgado, S. (2008). Fecal bacteria survival in ammonia-treated wastewater dewatered sludge. *Rev. Mex. Ing. Quím.* 7(3) 229-235.
- Méndez J M, Jiménez B y Maya C (2004) Disinfection kinetics of pathogens in physicochemical sludge treated with ammonia. *Water Sci. Technol.* 50(9) 67-74.
- Méndez, C. J. M., (2003) Efecto del amoniacó en la estabilización alcalina de lodos. Tesis Doctoral. UNAM.
- Menert, A., Vaalu, T., Michelis, M., Blonskaja, V., Rikmann, E., Mets, A. and Vilu, R. 2008. Influence of thermal pre-treatment on mesophilic anaerobic digestion of sludges. The 7th International Conference Proceedings, Environmental Engineering. 625-635.
- Montgomery, D. C. (2012). Diseño y análisis de experimentos. Segunda edición. LIMUSA WILEY. México.
- Méndez-Contreras JM; Atenodoro J; Champi3n FA; Vallejo-Cantú NA; Alvarado-Lassman A . (2009) Inactivation of high concentration of pathogens in land-applied food industry sludge. *Water SA*. Vol. 35 No. 4, pag. 371-377.
- Metcalf y Eddy Inc., (2003). Ingeniería sanitaria, Tratamiento vertido y reutilización. McGraw-Hill, México, D.F.

- Michael, I. y Rooksby, F., (2000). A Continuous Discharge-Batch Pasteurization Process for the Treatment of Sewage Sludges. Proceedings of the Joint CIWEM Aqua Enviro Consultancy Services 5th European Biosolids and Organic Residuals Conference, Published by Aqua Enviro Consultancy Services, (Ed.) Lowe, P. and Hudson, J. Seminar 6, paper 46. Wakefield, UK, pp. 1-10.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Ortega S.R.D., Castillo C.J., Colin C.A., Salazar M.S.A., (2003) Genotoxicidad del lixiviado de lodos residuales. Memorias del VIII Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Queretaro, México.
- Pernitsky, D. J., Gordon, R. F. y Huck, P. M., (1995). Disinfection Kinetics of Heterotrophic Plate Count Bacteria in Biologically Treated Potable Water. *Water Research*, (29)5 1235-1241.
- Piatkin, K. y Krivoshein, Y., (1981). Microbiología. (Ed.) Mir. México. Cap. 1 pp. 30 – 264.
- Polprasert, C. y Gamboa Valencia, L., (1980). The Inactivation of faecal coliforms and ascaris ova in faeces by lime., Environmental Engineering Division, Asian Institute of Technology, Bangkok Thailand.
- Quilès F., Balandier J.Y. and Capizzi-Banas S. (2006). In situ characterisation of a microorganism surface by Raman microspectroscopy: the shell of *Ascaris* eggs. *Anal Bioanal Chem.* Vol. 386, 249-255.
- Ramalho, R. S. (1993). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté, S.A. Barcelona, España.
- RDP, Company, (1993). Sludge/Lime Mixing. USA, 10 p.
- Reimers, R., McDonell, D., y Little, M. (1986). Chemical inactivation of pathogens in municipal sludges. In: Control of Sludge Pathogens, (Ed.) C.A. Sorber. *Water Pollution Control Federation*, Washington, D.C. USA, pp. 1-23.
- Rendón, S. A. (2007). Evaluación de la digestión anaerobia mesofílica y termofílica para la producción de biosólidos a partir de lodos residuales combinados generados en una planta de tratamiento de aguas residuales. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba, Veracruz, México.

- Russell, J.B. (1991). Resistance of *Streptococcus bovis* to acetic acid at low pH: relationship between intracellular pH and anion accumulation. *Applied Environmental Microbiology*, 57, 255-259 pp
- Sidhu, J., Gibbs, R. A., Ho, G. E. y Unkovich, I., (2001). The Role of Indigenous Microorganisms in Suppression of *Salmonella* Regrowth in Composted Biosolids. *Water Research*, Vol. 35, No. 4, pp. 913-920.
- Smith, G. y Göransson, J. (1992). Generation of an effective internal carbon source for denitrification through thermal hydrolysis of pre-precipitated sludge. *Wat. Sci. Tech.*, 25: 211-18.
- Smith, S.R.; Lang, N.L.; Cheung, K.H.M.; Spanoudaki, K. Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. *Waste Management*. 2005, 25(4), 417-425
- US EPA, (1999). Biosolids Generation, Use, and Disposal in the United States. US EPA/530/R-99-009, p. 74.
- Vázquez, A. M., (1999). Cal en tratamiento de aguas y lodos residuales. Teorema. México, pp. 34 - 35.
- Veeken, A. y Hamelers, B. (1999) Effect of temperature on hydrolysis rates of selectes biowaste components. *Bioresource technology*. 29: 249-254
- Watanabe, H., Tomokazu, K., Ochi, S. y Ozaki, M., (1997). Inactivation of Pathogenic Bacteria under Mesophilic and Thermophilic Conditions. *Water Science and Technology*. Vol. 36, No. 6-7, pp. 25-32.
- Weemaes, M. P. J. y Verstraete, H. (1998). Evaluation of current wet sludge disintegration techniques. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*; 73: 83-92.
- WHO (2005) Guidelines for water reuse in aquaculture. Draft.

APENDICE A

ANALISIS ESTADISTICO

EFFECTO DE LA DOSIS DE CAO EN LA ESTABILIZACIÓN DE LODOS

TABLA A 1 Análisis de varianza ensayos con 4% de ST en la estabilización de lodos con CaO

Source	Sum of	Mean	Prob	Power		
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: C1	5	30398.76	6079.752	3898.57	0.000000*	1
S	18	2.807366	0.1559648			
Total (Adjusted)	23	30401.57				
Total	24					

* Term significant at alpha = 0.05

TABLA A 2 Prueba de Intervalos Múltiples de Duncan en ensayos con 4% de ST en la estabilización de lodos con CaO

Intervalos Múltiples de Duncan			
Response: C2			
Term A: C1			
Alpha=0.050 Error Term=S DF=18 MSE=0.1559648			
Group	Count	Mean	Diferencia entre grupos
0	4		0 5, 10, 15, 20, 25
5	4	79.12669	0, 10, 15, 20, 25
10	4	93.3639	0, 5, 15, 20, 25
15	4	96.84367	0, 5, 10, 20, 25
20	4	99.12938	0, 5, 10, 15, 25
25	4	99.83693	0, 5, 10, 15, 20

TABLA A 3 Prueba de Fisher ensayos con 4% de ST la estabilización de lodos con CaO

Comparison Multiple Fisher's LSD			
Response: C2			
Term A: C1			
Alpha=0.050 Error Term=S DF=18 MSE=0.1559648 Critical Value=2.1009			
Grupo	Replicas	Media	Diferencia entre grupos
0	4		0 5, 10, 15, 20, 25
5	4	79.12669	0, 10, 15, 20, 25

10	4	93.3639	0, 5, 15, 20, 25
15	4	96.84367	0, 5, 10, 20, 25
20	4	99.12938	0, 5, 10, 15, 25
25	4	99.83693	0, 5, 10, 15, 20

TABLA A 4 Análisis de varianza ensayos con 8% de ST la estabilización de lodos con CaO

Source	Sum of	Mean	Prob	Power		
Term	DF	Squares	Ratio	Level		
A: C1	5	30632.34	6126.468	1124.47	0.000000*	1
S	18	9.808042	0.5448912			
Total (Adjusted)	23	30642.15				
Total	24					

* Term significant at alpha = 0.05

TABLA A 5 Prueba de intervalos Múltiples de Duncan

Intervalos Múltiples de Duncan			
Response: C2			
Term A: C1			
Alpha=0.050	Error	Term=S	DF=18
MSE=0.5448912			
Grupo	Replicas	Media	Diferencias entre grupos
0	4	0	4, 8, 12, 16, 20
4	4	78.37196	0, 8, 12, 16, 20
8	4	94.56873	0, 4, 12, 16, 20
12	4	97.28302	0, 4, 8, 16, 20
16	4	99.23721	0, 4, 8, 12
20	4	99.83693	0, 4, 8, 12

TABLA A 6 Prueba de Fisher

Fisher's LSD Comparison Multiple				
Response: C2				
Term A: C1				
Alpha=0.050	Error	Term=S	DF=18	MSE=0.5448912
Critical Value=2.1009				
Grupo	Replicas	Medias	Diferencia en grupos	
0	4	0	4, 8, 12, 16, 20	
4	4	78.37196	0, 8, 12, 16, 20	
8	4	94.56873	0, 4, 12, 16, 20	

12	4	97.28302	0, 4, 8, 16, 20
16	4	99.23721	0, 4, 8, 12
20	4	99.83693	0, 4, 8, 12

TABLA A 7 Análisis de varianza ensayos con 12% de ST

Analysis of Variance Table						
Source	Sum of	Mean		Prob	Power	
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: C1	5	31267.9	6253.579	5116.56	0.000000*	1
S	18.00	22.00001	1.222223			
Total (Adjusted)	23.00	31289.9				
Total	24.00					

* Term significant at alpha = 0.05

TABLA A 8 Prueba de intervalos Múltiples de Duncan

Intervalos Múltiples de Duncan			
Response: C2			
Term A: C1			
Alpha=0.050 Error Term=S DF=18 MSE=1.222223			
Grupos	Replicas	Media	Diferencia entre grupos
0	4	0	4, 8, 12, 20, 16
4	4	58.6675	0, 8, 12, 20, 16
8	4	89.66666	0, 4, 12, 20, 16
12	4	97.66666	0, 4, 8, 20
16	4	99.5	0, 4, 8, 12
20	4	99.5	0, 4, 8, 12

TABLA A 9 Prueba de Fisher

Comparación Multiple Fisher's LSD				
Response: C2				
Term A: C1				
Alpha=0.050 Error Term=S DF=18 MSE=1.222223 Critical Value=2.1009				
grupos	Replicas	Media	Diferencia entre grupos	
0	4	0	4, 8, 12, 20, 16	
4	4	58.6675	0, 8, 12, 20, 16	
8	4	89.66666	0, 4, 12, 20, 16	
12	4	97.66666	0, 4, 8, 20, 16	
16	4	99.5	0, 4, 8, 12	
20	4	99.5	0, 4, 8, 12	

EFFECTO DE LA DOSIS DEL ÁCIDO ACÉTICO (CH₃COOH) EN LA ESTABILIZACIÓN ÁCIDA DE LODOS FISICOQUÍMICOS.

TABLA A 10 Inactivación de coliformes fecales obtenidas en los tratamientos de lodos con CH₃COOH.

Dosis CH ₃ COOH ppm (Factor)	Semanas (bloques)				Y _i
	1	2	3	4	
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5000	3.49	2.00	2.00	2.50	9.98
10000	1.98	4.19	4.19	3.45	13.80
15000	5.00	5.00	4.00	4.67	18.67
20000	9.36	9.36	9.36	9.36	37.45
Y_j	19.83	20.55	19.55	19.97	Y_{..} = 79.90

TABLA A 11 Análisis de varianza para el experimento de inactivación de coliformes fecales con diferentes dosis de CH₃COOH.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F ₀
T (Dosis)	191.03	4	47.76	108.69
B (semanas)	0.11	3	0.04	
Error	5.27	12	0.44	
Total	196.41	19		

TABLA A 12 Prueba de intervalos múltiples de Duncan para la Inactivación de coliformes fecales obtenidas en los tratamientos de lodos con CH₃COOH.

Tratamiento	Muestras	Media	Diferenciaa de Tratamientos
0	4	0	2, 3, 4, 5
5000	4	2.4975	1, 4, 5
10000	4	3.4525	1, 4, 5
15000	4	4.6675	1, 2, 3, 5
20000	4	9.36	1, 2, 3, 4

Respuesta: log NMP

Factor: Dosis

Alpha=0.050 Error Term=S DF=12 MSE=0.4413642

TABLA A 13 Inactivación de *Salmonella* spp., obtenidas en los tratamientos de lodos con CH₃COOH.

Dosis CH ₃ COOH ppm (Factor)	Semanas (bloques)				Y _i
	1	2	3	4	
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5000	3.00	3.18	1.39	2.52	10.09
10000	3.39	3.07	3.00	3.15	12.61
15000	5.36	4.67	4.36	4.80	19.19
20000	6.36	6.15	5.36	5.96	23.83
Y_j	18.1217.0614.1216.43Y.. = 65.72				

TABLA A 14 Análisis de varianza para el experimento de inactivación de *Salmonella* spp. con diferentes dosis de CH₃COOH.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F ₀
T (Dosis)	83.25	4	20.81	180.84
B (semanas)	1.72	3	0.57	
Error	1.38	12	0.12	
Total	86.35	19		

TABLA A 15 Prueba de intervalos múltiples de Duncan para la Inactivación de *Salmonella* spp. obtenidas en los tratamientos de lodos con CH₃COOH.

Tratamiento	Muestras	Media	Diferencia de Tratamientos
0	4	-4.44089216	2, 3, 4, 5
5000	4	2.5225	1, 3, 4, 5
10000	4	3.1525	1, 2, 4, 5
15000	4	4.7975	1, 2, 3, 5
20000	4	5.9575	1, 2, 3, 4

Respuesta: log NMP

Factor: Dosis

Alpha=0.050 Error Term=S DF=12 MSE=0.1155517

TABLA A 16 Inactivación de *Ascaris* spp., obtenidas en los tratamientos de lodos con CH₃COOH.

Dosis CH ₃ COOH ppm (Factor)	Semanas (bloques)				Y _i
	1	2	3	4	
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5000	68.09	57.69	52.63	60.01	238.42
10000	53.19	42.31	43.86	46.68	186.04
15000	96.81	91.35	97.37	95.83	381.35
20000	97.87	99.04	97.37	98.25	392.53
Y_j	315.96290	38291.23300	300.76Y..	= 1198.33	

TABLA A 17 Análisis de varianza para el experimento de inactivación de *Ascaris* spp. con diferentes dosis de CH₃COOH.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F ₀
T (Dosis)	25939.52	4	6484.88	585.65
B (semanas)	84.78	3	28.26	
Error	132.88	12	11.07	
Total	26157.19	19		

TABLA A 18 Prueba de intervalos múltiples de Duncan para la Inactivación de *Ascaris* spp. obtenidas en los tratamientos de lodos con CH₃COOH.

Tratamiento	Muestras	Media	Diferencia de Tratamientos
0	4	7.105427E-15	3, 2, 4, 5
5000	4	46.51	1, 2, 4, 5
10000	4	59.605	1, 3, 4, 5
15000	4	95.34	1, 3, 2
20000	4	98.1325	1, 3, 2

Respuesta: % remoción

Factor: Dosis

Alpha=0.050 Error Term=S DF=12 MSE=11.0784

EFFECTO DE LA TEMPERATURA EN LA ESTABILIZACIÓN DE LODOS

TABLA A 19 Análisis de varianza de la inactivación de coliformes fecales por temperatura

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Temperatura	6	308.4887	51.41478	1098.36	0.000000*	1.000000
S	21	0.983018	4.681038E-02			
Total (Adjusted)	27	309.4717				
Total	28					

* Term significant at alpha = 0.05

TABLA A 20 Prueba de Intervalos Múltiples de Duncan en la inactivación de coliformes fecales por temperatura

Group	Count	Different	
		Mean	From Groups
70	4	-10	65, 60, 55, 50, 45, 25
65	4	-8.10067	70, 60, 55, 50, 45, 25
60	4	-5.356638	70, 65, 55, 50, 45, 25
55	4	-4.356638	70, 65, 60, 50, 45, 25
50	4	-3.010517	70, 65, 60, 55, 45, 25
45	4	-1.224715	70, 65, 60, 55, 50, 25
25	4	0	70, 65, 60, 55, 50, 45

TABLA A 21 Análisis de varianza de la inactivación de *Salmonella* spp por temperatura

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	
A: temperatura	6	109.4812	18.24687	7.00	0.000341*	0.995235
S	21	54.75143	2.607211			
Total (Adjusted)	27	164.2327				
Total	28					

* Term significant at alpha = 0.05

TABLA A 22 Prueba de Intervalos Múltiples de Duncan en la inactivación de *Salmonella* spp por temperatura

Group	Count	Different	
		Mean	From Groups
70	4	-5.801805	50, 45, 25
65	4	-5.168695	50, 45, 25
60	4	-2.949246	
55	4	-2.615913	
50	4	-1.621139	70, 65
45	4	-0.9289948	70, 65
25	4	0	70, 65

TABLA A 23 Análisis de varianza y prueba de Duncan para la inactivación de huevos de helmintos

Factores	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	F _{0.05}
A: Temperatura	9	5595.039	621.671	201.39*
B: Tiempo	3	241.881	80.62701	26.12*
AB: Interacción	27	83.3454	3.086867	
Error	0	2.335983E-12		
Total ajustado	39	5920.266		
Total	40			

TABLA A 24 Prueba de intervalos múltiples de Duncan para el factor temperatura

Factor Temperatura °C	Grupo	Media	Diferencia de grupos
	4	1.555	70, 65, 60, 55, 50, 40, 35
90	4	2.2725	65, 60, 55, 50, 40, 35
80	4	3.6225	60, 55, 50, 40, 35
75	4	5.2325	90, 55, 50, 40, 35
70	4	6.5125	90, 80, 50, 40, 35
65	4	8.16	90, 80, 75, 50, 40, 35
60	4	9.4975	90, 80, 75, 70, 40, 35
55	4	11.5575	90, 80, 75, 70, 65, 60, 40, 35
50	4	16.1125	90, 80, 75, 70, 65, 60, 55, 50, 35
40	4		
35	4	44	90, 80, 75, 70, 65, 60, 55, 50, 40

TABLA A 25 Prueba de intervalos múltiples de Duncan para el factor tiempo de exposición

Factor Tiempo	Grupo	Media	Diferencia de grupos
120	10	7.186	90, 60, 30
90	10	10.313	120, 60, 30
60	10	12.057	120, 90, 30
30	10	13.853	120, 90, 60

APENDICE B

ARTICULO PUBLICADO

Atenodoro-Alonso, J. E. Ruíz-Espinoza, A. Alvarado-Lassman, A. Martínez-Sibaja, S.A. Martínez-Delgadillo, J.M. Méndez-Contreras., (2015) The enhanced anaerobic degradability and kinetic parameters of pathogenic inactivation of wastewater sludge using pre- and post-thermal treatments part 2. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. Vol. 14, No. 2 (2015) 311-319.



THE ENHANCED ANAEROBIC DEGRADABILITY AND KINETIC PARAMETERS OF PATHOGENIC INACTIVATION OF WASTEWATER SLUDGE USING PRE- AND POST-THERMAL TREATMENTS PART 2.

MEJORAMIENTO DE LA DEGRADABILIDAD ANAEROBIA Y PARÁMETROS CINÉTICOS DE LA INACTIVACIÓN DE PATÓGENOS DE LODOS RESIDUALES USANDO PRE- Y POST TRATAMIENTO TÉRMICO PARTE 2.

J. Atenodoro-Alonso¹, J. E. Ruíz-Espinoza², A. Alvarado-Lassman¹, A. Martínez-Sibaja¹, S.A. Martínez-Delgadillo³, J.M. Méndez-Contreras^{1*}

¹División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Orizaba, Av. Tecnológico No. 852, Col. E. Zapata, C.P. 94320, Orizaba, Ver. México. ²Facultad de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Yucatán, Periférico Nte. Km. 33.5, Tablaje Catastral 13615, C.P. 97203, Mérida, Yucatán. ³Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo 180, C.P. 02200, D.F., México.

Received May 1, 2014; Accepted June 11, 2015

Abstract

In Mexico, wastewater sludge is characterized by high concentrations of organic compounds and pathogenic microorganisms. This study proposes the development and comparison of the anaerobic digestion enhanced with thermal pre-treatment denominated Pre-anaerobic digestion (Pre-AD) and with thermal post-treatment denominated Post-anaerobic digestion (Post-AD) processes for treating wastewater sludge. Additionally, the results from a kinetic model that was developed for thermal inactivation were used to describe the inactivation of faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova during the thermal treatment stages. In the Post-AD operational batch test, it was determined that a period of 27 d was necessary to reduce the volatile solids (VS) by 38% at an organic loading rate of 0.65 kg VS m⁻³d⁻¹. When the Pre-AD process was evaluated, 13 d of treatment was sufficient for meeting the stabilisation criteria at an organic loading rate (ORL) of 1.25 kg VS m⁻³d⁻¹ in the batch test. In a semicontinuous operation tests, the Pre-AD process could be operated at an OLR of 3 kg VS m⁻³d⁻¹, while the Post-AD process could only be operated at an OLR of 1.5 kg VS m⁻³d⁻¹. The bacteria and helminth ova were inactivated at 70°C for 1 h and 80°C for 2 h, respectively.

Keywords: anaerobic-thermal sludge digestion, thermal inactivation, thermal-anaerobic sludge digestion, pathogenic thermal inactivation, kinetic parameters.

Resumen

En México, los lodos residuales son caracterizados por altas concentraciones de compuestos orgánicos y microorganismos patógenos. El presente estudio propone el desarrollo y comparación del proceso de digestión anaerobia mejorada con un pre-tratamiento térmico denominada Pre-AD y con un post-tratamiento térmico denominada Post-AD para el tratamiento de lodos residuales. Adicionalmente, son mostrados los coeficientes cinéticos de un modelo matemático desarrollado para la inactivación térmica de coliformes fecales, *Salmonella* spp. y huevos de helmintos. En las pruebas por lotes de Post-AD, se determinó un periodo de 27 d para la reducción del 38% de los sólidos volátiles con una carga volumétrica aplicada (CVA) de 0.65 kg SV m⁻³d⁻¹. Cuando el proceso Pre-AD fue evaluado por lotes, 13 d de tratamiento fueron suficientes para cumplir con el criterio de estabilización, con una CVA 1.25 kg SV m⁻³d⁻¹. En las pruebas de operación semi-continua, el proceso Pre-AD pudo ser operado con una CVA de 3 kg SV m⁻³d⁻¹, mientras que el proceso Post-AD sólo alcanzó una CVA máxima de 1.5 kg SV m⁻³d⁻¹. Las bacterias y huevos de helmintos fueron inactivados a 70 °C durante 1 h y 80 °C a 2 h, respectivamente.

Palabras clave: digestión anaerobia - térmica de lodos, digestión térmica- anaerobia de lodos, inactivación térmica de patógenos, parámetros cinéticos.

* Corresponding author. E-mail: jmmendez@itorizaba.edu.mx

1 Introduction

With the high content of pathogenic microorganisms present in the sludge that is produced in Mexico, the implementation or development of technologies for the stabilisation of this sludge is focused on its sanitisation and the reduction of its organic compounds (Méndez-Contreras *et al.*, 2009a; 2008). The use of biosolids in agricultural soils is practised worldwide, but the presence of pathogenic microorganisms limits its use (Arthurson *et al.*, 2008 and Viguera-Carmona *et al.*, 2013). Many current technologies use chemical agents such as CaO, O₃, H₂O₂, NH₃ and CH₃COOOH (Mendez *et al.*, 2009a; Park *et al.*, 2008; Neyens *et al.*, 2003; Pecson *et al.*, 2007 and Stampi *et al.*, 2001) for the inactivation of pathogenic microorganisms. However, these processes are more costly and some of them may even increase the mass of the treated sludge.

In the first part of this study (Méndez-Contreras *et al.*, 2009b), it was demonstrated that the mesophilic anaerobic digestion could reduce organic matter by 38% in terms of VS, fulfilling the criterion for reducing the attraction of vectors. Nevertheless, under mesophilic conditions, the digested sludge must be pre- or post-treated to inactivate pathogenic microorganisms because only low concentrations of pathogenic bacteria (2 log units) can be inactivated at 35°C. Furthermore, the thermophilic anaerobic digestion process was capable of supporting a high organic load and inactivating faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova, thus meeting the permissible limits for class A biosolids (US-EPA, NOM 004 SEMARNAT 2002). The disadvantage of this process is that it has to be operated consistently at a high temperature (55°C). The least expensive options to treat sludges with high pathogenic contents are being investigated in Mexico because of its socioeconomic concerns. A cheap alternative for stabilising sludge is the mesophilic anaerobic digestion process that is operated at 35°C, which is capable of significantly reducing the quantity of organic matter (specifically, volatile solids) with just one short thermal pre-treatment stage for the inactivation of the pathogens. The current study proposes the development and comparison of the sludge anaerobic-thermal and thermal-anaerobic digestion processes based on the operational conditions that were obtained from both the anaerobic and thermal process stages. Additionally, the results from a thermal inactivation kinetic model were used

to describe the inactivation of faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova during the thermal treatment stage.

2 Materials and methods

2.1 Sludge and biosolids characteristics

The raw wastewater sludge was supplied by a food industry (bird slaughterhouse) wastewater treatment plant located in Orizaba, Veracruz (Mexico). The treatment consisted of an advanced primary treatment (APT) process, which was also known as a chemically enhanced primary process. The microorganisms were characterised by quantifying the faecal coliforms, the *Salmonella* spp., and the helminth ova using the methods that were established by the Mexican Official Standard NOM-004-SEMARNAT-2002 and were based on US EPA regulations (US EPA, 1994). Laboratory testing did not observe the presence of helminth ova in the raw sludge, which was most likely because of the sanitary controls that were implemented by the poultry industry. Therefore, to evaluate the inactivation of these parasite ova, samples with known concentrations of helminth ova (100 *Ascaris* spp. ova ℓ⁻¹) were prepared. The physicochemical characterization of the sludge included determining the total solids content based on Standard Method 2540B (APHA-AWWA-WEF, 2005), the total volatile solids content (2540E SM) and the pH. The temperature was measured by using a thermocouple. The alkalinity ratio was determined in terms of partial alkalinity (pH end point 5.75) and total alkalinity (pH end point 4.3). The methane content in the biogas was measured by gas chromatography using a thermal conductivity detector.

2.2 Experimental setup

The egg-shaped anaerobic reactor was constructed out of fibreglass, as shown in Fig. 1. The hermetically sealed reactor had a capacity of 10 litres (8.5 ℓ of effective volume) and an external dry heating system that uses an electric inter-heat exchanger to control the temperature from 15°C to 110 ± 1°C. The system was equipped with alarms to indicate when the temperature exceeded a pre-set range and with a 1 liter-tank in which the thermal inactivation experiments were conducted. The inlet and outlet flow paths of this system could be modified to operate either in the Pre-AD or Post-AD modes.

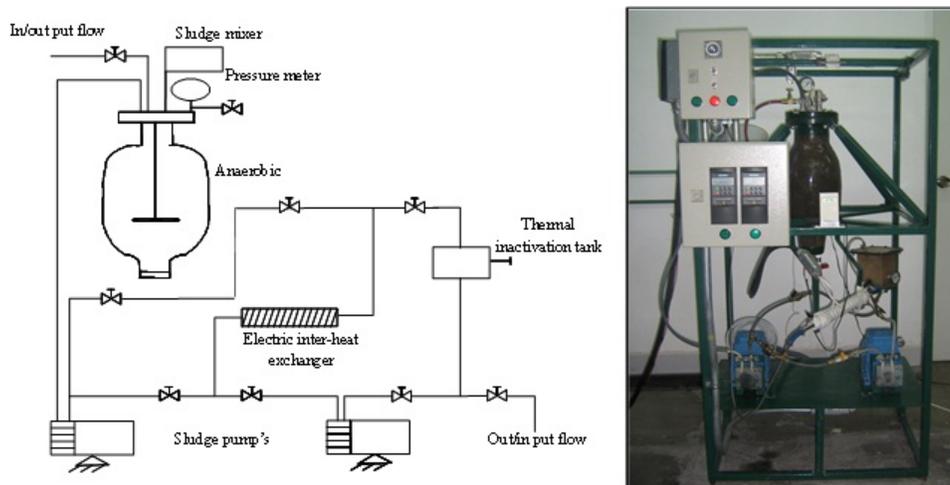


Fig. 1. Hydraulic diagram of the egg-shaped anaerobic reactor.

2.3 The thermal inactivation tests

To assess the effect of temperature on bacterial inactivation, thermal inactivation tests were conducted in a hermetically sealed 1litre tank. Samples maintained at 25°C were used as controls with an initial concentration of 2.4×10^{10} and 2.4×10^5 MPN g^{-1} TS for faecal coliforms and *Salmonella* spp., respectively. The thermal treatments were conducted by applying external heat to increase the temperature from 45°C to 70°C stepwise at 5°C intervals. After one hour of exposure, the final concentrations of the microorganisms were evaluated in all the experiments. The thermal treatment was applied to the raw sludge as the Pre-AD process and to the digested sludge as the Post-AD process. To inactivate the helminth ova, the sludge samples were exposed directly to temperatures ranging from 35°C to 90°C for a 2 hour period. In each thermal treatment experiment, five samples were analyzed.

2.4 Kinetic parameters of the thermal inactivation of pathogenic microorganisms

The inactivation of bacteria described by kinetic models for disinfection reactions is similar to that described by the models that are used for chemical reactions. Currently, the predominant disinfection model is the Chick-Watson model (Méndez *et al.*, 2008), which is expressed in Equation 1:

$$\log \frac{N}{N_o} = -kC^n t \quad (1)$$

where N_o is the initial concentration of the microorganisms, N is the concentration of surviving microorganisms at time t , k is the pseudo first-order reaction rate constant, C is the disinfectant concentration and n is a dilution coefficient, which is an empirical dimensionless factor that is frequently assumed to have a value of 1. Hom proposed an alternative to the Chick-Watson kinetic model to account for deviations that are commonly encountered in practice, as shown in Equation 2:

$$\log \frac{N}{N_o} = -kC^n t^m \quad (2)$$

Where m is the Hom empirical constant and the other symbols are as described in Equation 1. Based on the results that were obtained from the thermal treatment process, the temperature dependence of microbial inactivation was evaluated using a modified first order mathematical model. The modified Hom model is shown in Equation 3:

$$\log \frac{N}{N_o} = -kT^n \quad (3)$$

Where: T is the temperature (°C), k^* is a constant associated with the constant of inactivation k and the time t^m , n is an empirical constant for heat diffusion.

2.5 The Pre-AD process

In this process, the raw sludge was treated thermally at 90°C for 2 hours before being processed by anaerobic digestion. The ovoid reactor was fed with a mixture containing 6400 mL of the thermally sanitized

sludge with a TS composition of 2.7% and a VS composition of 1.62% ($16.25 \text{ g VS } \ell^{-1}$) and 1600 ml of an inoculating anaerobic biological sludge that was obtained from an Inverse Fluid Bed Reactor (IFBR) wastewater treatment reactor at a volumetric ratio of 80:20. The digester was operated as a batch reactor. The physicochemical characterization of the sludge was conducted daily in triplicate, and the efficiency of the process was quantified by determining the daily removal rate of the volatile solids and the amount of biogas that was produced.

2.6 The Post-AD process

The initial conditions at the beginning of this process were 3.6% TS and 1.83% VS ($18.54 \text{ g VS } \ell^{-1}$) at 35°C . At the end of the digestion period, the thermal tests were performed. The sampling frequency and the answer variables were evaluated in the same way that the parameters in the Pre-AD process were evaluated. For the Pre-AD and the Post-AD processes, the reactors were initially operated in batch mode to remove 38% of the volatile solids to stabilize the sludge. After the sludge was stabilized, each reactor was operated semicontinuously, and the organic loading rate was increased every 30 days. The initial organic loading rates were $1 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ for the Pre-AD process and $0.5 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ for the Post-AD process. The volatile solids removal was analyzed to evaluate the performance of the reactors. The microbiological contents (faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova) were evaluated at the end of each treatment process, and the kinetic parameter values were obtained from a modified Hom kinetic model using a non-linear least squares method.

3 Results and discussion

3.1 Characterization of raw sludge and biosolids using Pre-AD and Post-AD processes

Concentrations of volatile solids exceeding 50% of the total solids, faecal coliform levels ($10 \text{ Log MPN g}^{-1}$ TS) and *Salmonella* spp. levels (5 Log MPN g^{-1} TS) were found in raw sludge (Table 1). The pH value was 7.26, which is characteristic of anaerobically treated sludges. The pH values are a range from neutral to slightly alkaline; pH values ranged from 6.88 to 7.87, these initial values do not affect the anaerobic

treatment and they can be commonly detected in anaerobic digestion processes or in sludge from the food processing industry (Ruiz-Espinoza *et al.*, 2012).

3.2 Sludge batch digestion

During the anaerobic digestion stages, the organic matter contained in both the raw sludge (Post-AD) and in the sludge that was thermally treated prior to digestion (Pre-AD) was reduced by 38%, as shown in Fig. 2. These results are in line with option 1 of the US EPA (1994) requirements for reducing vector attraction, which requires the removal of at least 38% of the organic matter for the treated material to be classified as a biosolid. Approximately 27 days of treatment time was required for the Post-AD process compared to the 13 days requirement for the Pre-AD process to comply with this criterion. The reduction in the treatment time is related to the partial solubilization of compounds of the sludge, which is attributed to the disruption of chemical bonds in the membranes and cell walls giving rise to the cell damage and lysis induced by thermal treatment, releasing the cellular material (polysaccharides, lipids, proteins and nucleic acids) into the aqueous phase, which is more easily available for subsequent bacterial degradation after the thermal treatment (Pre-AD process) (Ruiz-Espinoza *et al.*, 2012 y Viguera-Carmona *et al.*, 2011). While the carbohydrate and lipid components of the sludge are easily degradable, the proteins are protected from enzymatic hydrolysis by the cell wall. Thermal pre-treatment at a low temperature range of 60°C to 180°C destroys the cell walls and makes the proteins accessible for biological degradation (Nayens & Baeyens 2003). The solubilization of the biological compounds leads to a reduction in the treatment time and an increased anaerobic digestion treatment capacity.

Table 1 summarizes the evaluated parameters of the raw sludge, Pre-AD and Post-AD processes. It can be observed that the Pre-AD process is able to reduce the treatment time by 51%, even when it is operated at an organic loading rate that is double that of the Post-AD process ($1.25 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ compared with $0.65 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), which considerably increases the speed and the capacity of the anaerobic digestion stage. The alkalinity ratio and the pH values were similar and acceptable for the stability of the anaerobic digestion process. Noyola and Tinajero (2005) cited a value of $\alpha = 0.48$ for the continuous operation of an anaerobic sludge digestion process.

Table 1 Operating data during the different experimental stages.

Parameters	Raw sludge	Digested sludge by Pre-AD	Digested sludge by Post-AD	Units
pH	7.26 ± 0.04	7.3 ± 0.1	7.4 ± 0.3	
Temperature	20 ± 2	35 ± 1	35 ± 1	°C
Totals solids (TS)	2.7-3.6	1.86	2.1	% w/w
Organic matter (VS)	1.5-1.83	0.96	0.92	% w/w
Treatment time *	-	13	27	Days
Alkalinity ratio	0.37 ± 0.03	0.48 ± 0.02	0.49 ± 0.02	Alk 5.75 / Alk 4.3
Faecal coliforms	10.46	<0.47	9.46** / <0.47***	Log MPN/g TS
<i>Salmonella</i> spp.	5.46	<0.47	4.3** / <0.47***	Log MPN/g TS
Helminth ova	100****	-	-	HO/g TS

*Treatment time to reduce 38% VS; **Before the thermal process; *** At the end of the Post-AD process; ****Prepared solutions with 100 HO ℓ^{-1}

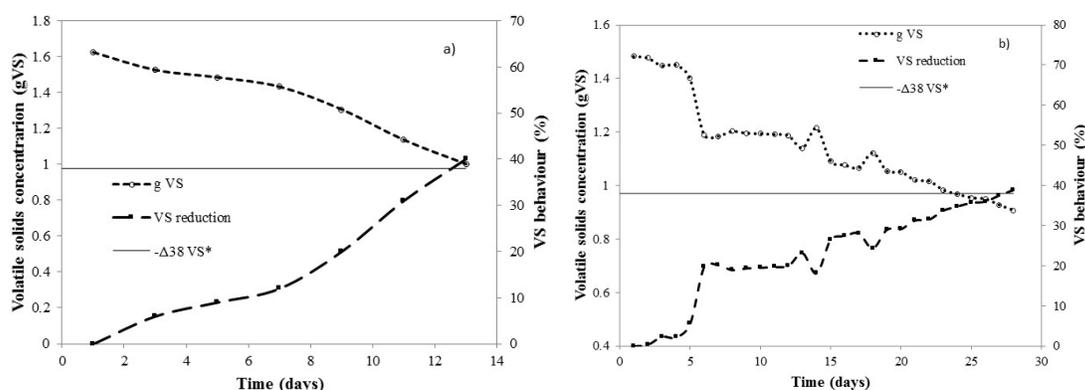


Fig. 2. Behavior of the removal of volatile solids during the sludge digestion in Pre-AD (a) and Post-AD (b).

The production of biogas ranged from 900 ml d^{-1} to 4550 ml d^{-1} for the Pre-AD process and 1000 ml d^{-1} to 2100 ml d^{-1} for the Post-AD process and the maximum biogas production was achieved between Days 6-8 and Days 21-28 of the operational period.

3.3 Kinetic parameters of the thermal inactivation of pathogenic microorganisms

During the Post-AD process operation, it was demonstrated that the initial digestion of the sludge removed 1 and 1.1 log units of the faecal coliforms and the *Salmonella* spp., respectively (Table 1). These results are very similar to those reported by Riua *et al.*, (2010) for the mesophilic anaerobic digestion (MAD) of a combination of primary and activated sludge at a

HRT of 21 d, and our results are slightly lower than 1.7 log units for *E. coli* and 2.1 log units for *Salmonella Senftenberg* that were obtained by Horan *et al.*, (2004) for the MAD of wastewater sludge with an HRT of 12 days. As a result of the thermal inactivation of microorganisms, the reduction in faecal coliforms ranged from 0 to 8.5 log units, and the biosolids that were produced met the Class A limits. Exposing microorganisms to temperatures between 40 °C and 50 °C for 1 h inactivated between 2.7 log units and 3.2 log units of faecal coliforms (Fig. 3a); however, the results indicate that the temperature should be increased to 55°C to ensure that the final concentrations meet the class B limit for biosolids. Higher temperatures reduced the densities of the faecal coliforms to an average of less than 1 log unit, and the response

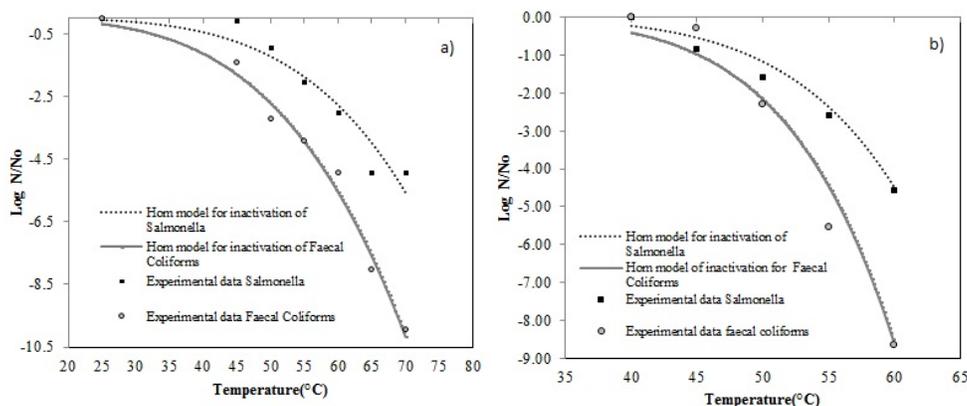


Fig. 3. Inactivation of *Salmonella* spp. and faecal coliforms concentrations in Pre-AD (a) and Post-AD (b) with thermal treatment for 60 min.

of *Salmonella* spp. to different temperatures was similar to that of faecal coliforms. The initial bacterial concentrations were approximately 4 log units, but these concentrations were reduced by approximately 2 log units after exposure to a temperature of 50°C for 1 h. By exposing these microorganisms to temperatures of 60°C or higher, the final concentrations were reduced to levels below the detection limits (Fig. 3b). Lang *et al.*, (2008) report the instantaneous death of enteric bacterial cells in sewage sludge at a temperature of 70°C.

In the case of helminth ova, the most favorable temperature for inactivation to meet the classification conditions for class A biosolids was between 80°C and 90°C for both processes. No significant differences that could be attributed to the direct interference of the organic matter with the inactivation were found. *Ascaris* spp necessitated exposure to a temperature of 80°C for 120 min to meet the Mexican regulation of 1 HO g⁻¹ TS for class A biosolids (Fig. 4). Similar conditions were presented by Maya *et al.*, (2010), who reported a complete inactivation of helminth ova at a temperature range of 70-80°C after 120 minutes of exposure when they used sludge samples with a TS content of 20%.

The calculated kinetic parameters for the thermal inactivation are show in Table 2. Mendez *et al.*, (2004) mentioned that for the chemical inactivation of pathogens using ammonia in physicochemical sludge, k^* values are significantly higher than 1 suggesting that microorganism are not very resistant to the inactivation. In this case, k^* values are lower than 0 suggesting that under these experimental conditions, the microorganisms are highly resistant to temperature in a range of 25 up to 50°C; however, there was a

significant inactivation of bacteria from 55°C to 70°C.

The values observed for the heat transfer coefficient “ n ” may be a result of the heat diffusion that was produced under experimental conditions for the pre and post thermal treatments. The values of the parameter “ n ” for the Post-AD process are higher in comparison with Pre-AD process; this effect may be explained because that the morphology of aggregates is more complex in a raw physicochemical sludge (used in Pre-AD) and the pathogenic microorganisms found in wastewater are trapped in the sludge floc matrix formed from the coagulation process, this phenomenon interferes in the heat diffusion when the thermal pre-treatment is applied. Due to biochemical transformations in the anaerobic digestion process, the morphology of aggregates is simplified and a better heat diffusion was observed when the post-thermal treatment was applied.

Furthermore, the kinetic coefficients obtained after 60 minutes from the experimental data can be substituted into Equation (3) to predict the inactivation of the studied group of microorganisms that are present in the sludge when heat is used in the Pre-AD and the Post-AD processes to increase their operational efficiencies (Figures 3 and 4).

The inactivation of bacteria and helminth ova in the Pre-AD and the Post-AD processes shows a typical behavior known as “shoulder effect” (Albert and Mafart, 2005), which confirms that the evaluated groups of microorganisms are resistant to inactivation at relatively low temperatures (Figs. 3-4). These results can be used to design and operate a mesophilic anaerobic system improved with pre or post thermal treatment of wastewater sludge.

Table 2 Summary of the kinetic parameters for the modified Hom model.

Microorganisms	Time (min)	Pre-AD			Post-AD		
		k^*	n^*	R^2	k^*	n^*	R^2
Faecal coliforms	60	5.86×10^{-7}	3.923	0.98	3.032×10^{-13}	7.57	0.96
<i>Salmonella</i> spp.	60	2.58×10^{-8}	4.516	0.91	3.40×10^{-13}	7.37	0.97
<i>Ascaris</i> spp.	120	1.311×10^{-2}	1.276	0.79	2.126×10^{-3}	1.6	0.89

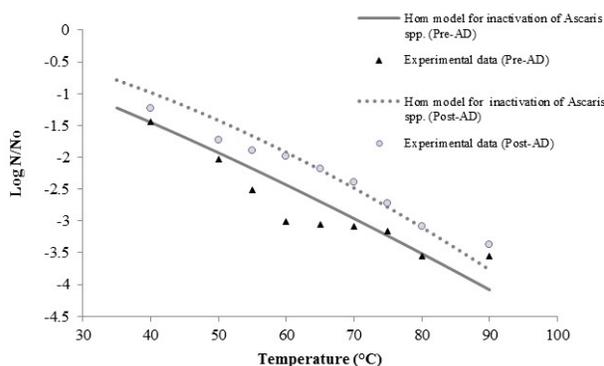


Fig. 4. Inactivation of *Ascaris spp* concentrations in Pre-AD and Post-AD with thermal treatment for 120 min.

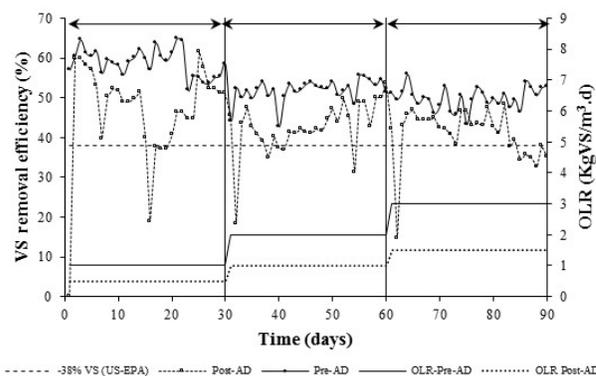


Fig. 5. VS removal efficiency in Pre-AD and Post-AD.

Table 3 Comparative performance parameters in Pre-AD and Post-AD.

Continuous Operation period (d)	HRT (d)		OLR kg VS m ⁻³ d ⁻¹		Average biogas production (ℓ d ⁻¹)		Average VS removal (%)		Average Methane yield ℓ g ⁻¹ VS rem	
	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post
(1) 1-30	22.0	40	1	0.5	2.14±0.25	1.37±0.36	58.81±3.42	46.68±12.5	0.82±0.12	0.5±0.1
(2) 31-60	11.0	20	2	1	3.6±0.27	2.13±0.26	51.78±2.82	42.47±6.7	0.81±0.08	0.52±0.14
(3) 61-90	7.6	15	3	1.5	5.2±0.32	2.48±0.46	49.9±2.73	40.85±6.49	0.81±0.07	0.5±0.16

3.4 Semicontinuous anaerobic sludge digestion

The volatile solids removal efficiency, together with the OLR that was applied in the Post-AD and Pre-AD processes, is shown in Fig. 5. The first reactor was for the Pre-AD process, and the second reactor was for the Post-AD process. A low initial OLR of 1 kg VS m⁻³ d⁻¹ was used for the Pre-AD process, and the OLR was 0.5 kg VS m⁻³ d⁻¹ for the Post-AD process. During the first operation period (from 1-30 d), the average VS removal rates were 58.81% and 46.68% for the Pre-AD and the Post-AD processes, respectively (Table 3). A large HRT was applied at 22 d for the Pre-AD process and at 40 d for the Post-AD process. The methane yield was approximately 0.5 ℓ g⁻¹ VS_{destroyed} for the Post-AD process and 0.82 ℓ g⁻¹ VS_{destroyed} for the Pre-AD process, which

was similar to the yields obtained by Jolis (2008), who showed a methane yield between 0.8 and 1.1 ℓ CH₄ g⁻¹ VS_{destroyed} for municipal sludge that underwent a thermal hydrolysis pre-treatment stage at 170°C for 25 minutes. An increase in the OLR to 2 kg VS m⁻³ d⁻¹ for the Pre-AD process and 1 kg VS m⁻³ d⁻¹ for the Post-AD process in second period (31-60 d) was evaluated. A slight decrement in the VS removal was obtained for both processes because of the new OLR. In the third period, the Pre-AD process was fed with an OLR of 3 kg VS m⁻³ d⁻¹ and the Post-AD process was fed with an OLR of 1.5 kg VS m⁻³ d⁻¹. During this operational period (60 - 90 d), both processes experienced a decrease in VS removal of approximately 9% for the Pre-AD process and 5% for the Post-AD process. VS removal averages of 49% for the Pre-AD process and 40.8% for the Post-AD process were obtained. Although the average

VS removal in the Post-AD process exceeded the 38% removal that is required for compliance with the biosolids regulations, the average removal in the last 7 days of operation did not exceed 38%, which was indicative of a shock load in the reactor. The HRT was reduced in conjunction with an increased OLR in both processes, where the HRT in the Pre-AD process was 7.6 d and the HRT in the Post-AD process was 15 d. The methane production was stable in both processes during the three operational periods, and the amount of methane produced by the Pre-AD process was 62% more than the amount of methane produced by the Post-AD process.

Conclusions

The obtained results demonstrate that the Pre-AD process presents significant advantages in comparison with Post-AD process. The application of heat to reach temperatures up to 90°C during 2 hours can significantly reduce the anaerobic treatment time; increase the methane yield, and inactivate the high concentration of bacteria and helminth ova present in the raw sludge, also increasing the capacity of the treatment process to support higher organic loads (3 kg VS/m⁻³d⁻¹).

The Post-AD process produces biosolids that are free of biological contamination and can be used directly on the roots of plants without restriction, however, not accelerating the digestion process.

The kinetic parameters estimated in this investigation can be used to determine the design and operation methods of the Pre-AD or Post-AD processes and can be used as a starting point for identifying the optimal operating temperatures of the thermal process.

The Pre-AD and Post-AD processes can be considered as effective alternatives to quicklime stabilization, ammonia sludge stabilization, and thermophilic anaerobic digestion. The selection of the appropriate process to treat sludge with extremely high pathogenic content should be based on aspects such as the production costs and the viability of their applications and an advantage of the proposed processes in this study is that only one device allows the dual operation for both the Pre-AD or Post-AD modality.

Acknowledgement

Juan M. Méndez-Contreras, Jesús Atenodoro-Alonso as well as the entire team of *Instituto Tecnológico de Orizaba, Universidad Autónoma de Yucatán* and *Universidad Metropolitana-Azcapotzalco* acknowledge the PhD scholarship from Council of Science and Technology of Mexico (CONACyT) with number (CVU/grant holder): 172674. In addition, acknowledges the support FONDO-SEP-CONACyT CIENCIA BASICA With the project “Modelación matemática de inactivación de microorganismos patógenos en el proceso de estabilización alcalina de lodos residuales mejorada con recirculación de amoníaco.” with registration number 129520.

References

- Albert, I. and Mafart, P. (2005). A modified Weibull model for bacterial inactivation. *International Journal Food Microbiology* 100, 197-211.
- APHA, AWWA and WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed. American Public Health Association: Washington, DC, USA.
- Arthurson, V. (2008). Proper Sanitization of Sewage Sludge: a critical issue for a sustainable society. *Applied and Environmental Microbiology* 17, 5267-5275.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A. and Eaton, A. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation: Washington DC, USA, 1998.
- Horan, N., Fletcher, L., Betmal, S., Wilks, S. and Keevil, C. (2004). Die-off of enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion. *Water Research* 38, 1113-1120.
- Jolis, D. (2008). High-solids anaerobic digestion of municipal sludge pretreated by thermal hydrolysis. *Water Environment Research* 7, 654-662.
- Lang, N. and Smith, S. (2008). Time and temperature inactivation kinetics of enteric bacteria relevant to sewage sludge treatment processes for agricultural use. *Water Research* 42, 2229-2241.

- Maya, C., Ortiz, M. and Jiménez, B. (2010). Viability of *Ascaris* and other helminth genera non larval eggs in different conditions of temperature, lime (pH) and humidity. *Water Science and Technology* 11, 2616-2624.
- Méndez, J. M., Jiménez B. and Maya, C. (2004). Disinfection kinetics of pathogens in physicochemical sludge treated with ammonia. *Water Science Technology* 50, 67-74.
- Méndez J. M., González C, Alvarado-Lassman A., Alvarado-Kinnell G. and Martínez -Delgadillo S.A. (2008). Fecal bacteria survival in ammonia-treated wastewater dewatered sludges. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 3, 229-235.
- Méndez-Contreras, J. M., Rendón-Sagardi, J. A., Ruiz-Espinoza, J. E., Alvarado-Lassman, A. and Martínez-Delgadillo, S. A. (2009b). Behavior of the mesophilic and thermophilic anaerobic digestion in the stabilization of municipal wastewater sludge (part 1). *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 3, 283-290.
- Méndez-Contreras, J. M., Atenodoro, J., Champion, F. A., Vallejo-Cantú, N. A. and Alvarado-Lassman, A. (2009a). Inactivation of high concentration of pathogens in land-applied food industry sludge. *Water SA* 4, 371-377.
- Neyens, E. and Baeyens, J. (2003). A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Materials B98*, 51-67.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M. and Heyder, B. (2003). Pilot-scale peroxidation (H₂O₂) of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 98, 1-16.
- NOM-004-SEMARNAT-2002 (2002). Norma Oficial Mexicana de Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Diario Oficial de la Federación, 2002.
- Noyola, A. and Tinajero, A. (2005). Effect of biological additives and micronutrients on the anaerobic digestion of physicochemical sludge. *Water Science and Technology* 52, 275-281.
- Park, K. Y., Maeng, S. K., Song, K. G. and Ahn, K. H. (2008). Ozone treatment of wastewater sludge for reduction and stabilization. *Journal of Hazardous Materials* 13, 1546-1550.
- Pecson, B. M., Barrios, J. A., Jiménez, B. E. and Nelson, C. L. (2007). The Effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research* 13, 2839- 2902.
- Riau, V., De La Rubia, M. A. and Pérez, M. (2010). Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids. A discontinuous study. *Bioresource Technology* 101, 65-70
- Ruiz-Espinoza, J. E., Méndez-Contreras, J. M., Alvarado-Lassman, A. and Martínez-Delgadillo, S. A. (2012). Effect of low temperature thermal pre-treatment on the solubilization of organic matter, pathogen inactivation and mesophilic anaerobic digestion of poultry sludge. *Journal Environmental Science and Health, Part A* 47, 1795-1802.
- Stampi, S., De Luca, G. and Zanetti, F. (2001). Evaluation of the efficiency of peracetic acid in the disinfection of sewage effluents. *Journal Applied Microbiology* 91, 833-838.
- US EPA (1994). A plain English Guide to the EPA, Part 503 Biosolids Rule. U.S. EPA/832/R-93-003.
- Viguera-Carmona S.E., Ramírez-Vives F., Noyola-Robles A. and Monroy-Hermosillo O. (2011). Efecto del pretratamiento termo-alcalino en la digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos residuales secundarios. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 10, 247-255.
- Viguera-Carmona S.E., Zafra-Jiménez G., García-Rivero M., Martínez-Trujillo M.A. and Pérez-Vargas J. (2013). Efecto del pretratamiento sobre la biodegradabilidad anaerobia y calidad microbiológica de lodos residuales secundarios. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 12, 293-301.

APENDICE C

PARTICIPACION EN CONGRESOS

J.M. Méndez Contreras, J. Atenodoro A. S.A. Martínez Delgadillo. (2011) Estimación de parámetros cinéticos de inactivación de coliformes fecales y *salmonella* spp en lodos residuales mediante el efecto combinado CaO-HUMEDAD. XXXII Encuentro Nacional y 1er Congreso Internacional AMIDIQ., pp. 3651-3659.

J. M. Méndez-Contreras; J. E. Ruíz-Espinoza, S. A. Martínez-Delgadillo, J. Atenodoro-Alonso and A. Alvarado-Lassman. (2011). Enhanced anaerobic degradability and inactivation of pathogen microorganisms by using pre and post thermal treatment. X Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. Ouro Preto, Brazil. 4FS2.

J. M. Méndez-Contreras; J. Atenodoro-Alonso; G.Vidal-Rosas; S. A. Martínez-Delgadillo. Efecto de la dosis y temperatura (DT) generados en el proceso de estabilización alcalina de lodos residuales. XXXII Encuentro Nacional y II Congreso Internacional AMIDIQ. pp 1247-1252.



AMIDIQ



ACADEMIA MEXICANA DE INVESTIGACIÓN Y DOCENCIA EN INGENIERÍA QUÍMICA, A.C.

“La Ingeniería Química en el Año Internacional de la Química”

otorga el presente

Reconocimiento

a

**Juan Manuel Méndez Contreras, Jesús Atenodoro Alonso,
Sergio Martínez Delgadillo**

por la presentación del trabajo

**ESTIMATION OF KINETIC PARAMETERS OF FEACAL COLIFORMS AND SALMONELLA SPP. INACTIVATION IN
WASTEWATER SLUDGE BY THE COMBINED EFFECT OF CaO-HUMIDIT**

XXXII Encuentro Nacional y 1er. Congreso Internacional de la AMIDIQ
que se llevó a cabo del 3 al 6 de mayo de 2011 en la Riviera Maya, Quintana Roo, México

Dr. Agustín Jaime Castro Montoya
Presidente Nacional de la AMIDIQ

Dr. Rubén González Núñez
Presidente del Comité Técnico

Dr. Ciró Humberto Ortiz Estrada
Presidente del Comité Organizador



AMIDIQ

ACADEMIA MEXICANA DE INVESTIGACIÓN Y DOCENCIA EN INGENIERÍA QUÍMICA, A.C.

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional

“La Ingeniería Química
en el Año Internacional de la Química”

2011



www.amidiq.com



“LA INGENIERÍA QUÍMICA EN EL AÑO INTERNACIONAL DE LA QUÍMICA”

Memorias del XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional de la AMIDIQ
Riviera Maya, Quintana Roo, México
Del 3 al 6 de mayo de 2011



International Year of
CHEMISTRY
2011

La presentación y disposición en conjunto de:

“LA INGENIERÍA QUÍMICA EN EL AÑO INTERNACIONAL DE LA QUÍMICA”

Son propiedad de los autores.

Ninguna parte de esta obra puede ser reproducida o transmitida, mediante ningún sistema o método, electrónico o mecánico (INCLUYENDO EL FOTOCOPIADO, la grabación o cualquier sistema de recuperación y almacenamiento de información), sin consentimiento por escrito de los autores.

Derechos reservados conforme a la ley:

© Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química (AMIDIQ)

Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química (607-95593)

ISBN: 978-607-95593-0-4

Impreso en México / Printed in México

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

ESTIMACION DE PARAMETROS CINETICOS DE INACTIVACIÓN DE COLIFORMES FECALES Y *SALMONELLA* SPP EN LODOS RESIDUALES MEDIANTE EL EFECTO CONBINADO CaO- HUMEDAD

J.M. Méndez Contreras*¹, J. Atenodoro A¹ S.A. Martinez Delgadillo²

¹*Instituto Tecnológico de Orizaba, Av. Tecnológico 852, Col. E. Zapata 94320, Orizaba, Ver. México.
(E-mail: jmmendez@itorizaba.edu.mx, ing_jaa@hotmail.com)*

²*Departamento de ciencias básicas, Universidad Autónoma Metropolitana. Av. San Pablo, 02200Azcapotzalco,
México D.F., México., e-mail: al209180435@alumnos.azc.uam.mx; samd@correo.azc.uam.mx*

Resumen

El objetivo de este trabajo fue la determinación de parámetros cinéticos en la inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp, se utilizaron lodos provenientes de una planta agroindustrial con altas concentraciones de bacterias, (coliformes fecales 4.8×10^{10} NMP/g ST y *Salmonella* spp. De 4.8×10^8 NMP/g ST), se utilizo un reactor de cierre hermético de 4 litros para los ensayos de inactivación, el lodo se acondicionó considerando a 3 concentraciones de ST, 4, 8 y 12% , se utilizaron diferentes dosis de CaO para cada concentración de ST, los resultados demostraron que las concentraciones de CaO disminuyen conforme incrementa la concentración de ST, obteniendo dosis recomendables de de 15, 10 y 8% m/m de CaO, se estimo el tiempo de contacto para cada dosis considerando tiempos de contacto de 0, 0.5, 1, 1.5 y 2 hrs. obteniendo un tiempo recomendable de 1.5 hrs, para la descripción del proceso en cada etapa, se propuso un modelo cinético denominado MIM (microbiological inactivation model), el cual se comparo con dos modelos cinéticos convencionales para la inactivación de bacterias en aguas residuales y el modelo de Hom utilizado por algunos autores para la inactivación de bacterias en lodos, los modelos utilizados describen significativamente la inactivación de bacterias fecales obteniendo valores de R2 superiores a 0.92, se destaca el modelo propuesto MIM el cual mostro un ajuste ligeramente mayor para el proceso, dicha herramienta puede ser utilizada para la modelación en la estabilización alcalina, prediciendo los requerimientos de materiales alcalinos (CaO) para la producción de biosólidos.

Abstract

The aim of this work was the determination of kinetic parameters in the inactivation of fecal coliforms and *Salmonella* spp, were used sludge from an agroindustrial plant with high concentrations of bacteria (fecal coliform 4.8×10^{10} MPN / g TS and *Salmonella* spp. 4.8×10^8 MPN / g TS) was used for sealing a reactor of 4 liter inactivation tests, the sludge was conditioned considered concentrations of TS 3, 4, 8 and 12%, CaO used different doses of each concentration TS, the results showed that concentrations of CaO decrease with increasing the concentration of TS, getting recommended dose of 15, 10 and 8% w/w CaO, was estimated contact time for each dose whereas contact times 0, 0.5, 1, 1.5 and 2 hrs. obtaining a recommended time of 1.5 hrs, to describe the process in each stage, we proposed a kinetic model called MIM (microbiological inactivation model), which was compared with two conventional kinetic models for the inactivation of bacteria in wastewater and Hom model used by some authors for the inactivation of bacteria in sludge, the models used describe significant inactivation of fecal bacteria obtained R2 values greater than 0.92, the proposed model highlights the MIM which showed a slightly higher setting for the process, such tool can be used for alkaline stabilization modeling, predicting material requirements alkalis (CaO) to biosolids production

INTRODUCCIÓN

En México, la concentración de patógenos presentes en lodos residuales es elevada comparada con la reportada en otros países por lo que el desarrollo e implementación de los procesos de estabilización de lodos residuales está siendo orientada hacia la remoción de los patógenos presentes. La operación y control de dichas tecnologías requiere del conocimiento de los coeficientes cinéticos que describen el comportamiento de los procesos de estabilización utilizados. Tradicionalmente, la modelación de la inactivación de microorganismos y bacterias patógenas se ha dirigido principalmente al tratamiento y desinfección de agua potable y aguas residuales; haciendo uso de tratamientos fisicoquímicos y térmicos (Lyndon 1999). Sin embargo, los estudios sobre modelos cinéticos aplicados para describir la inactivación de bacterias patógenas presentes en lodos residuales no son abundantes. Méndez et al., 2005; 2002 desarrollaron un proceso mejorado de estabilización alcalina utilizando sistemas cerrados, los cuales aprovechan el poder desinfectante del amoniaco producido para el incremento de la

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

eficiencia de inactivación de patógenos. La obtención de parámetros cinéticos en el proceso de estabilización de lodos fisicoquímicos hidratados con CaO y amoníaco se realizó utilizando el modelo cinético modificado de pseudoprimer orden de HOM, Méndez et al., 2004; 2003). Asimismo, los coeficientes cinéticos del proceso alcalino en sistemas cerrados utilizando CaO y amoníaco en lodos deshidratados de una industria avícola fueron obtenidos utilizando nuevamente el modelo cinético de Hom modificado (Méndez et al 2009; 2008). Con la finalidad de ofrecer diferentes alternativas para la descripción del proceso de estabilización alcalina con CaO en sistemas cerrados, se propuso un modelo denominado MIM (microbiological inactivation model), el cual se comparó con el modelo Hom utilizado comúnmente por algunos autores en la estabilización alcalina, y comparado con dos modelos utilizados para la desinfección de aguas residuales (Selleck model y Multiple Target), se utilizaron para la estabilización de lodos deshidratados de origen fisicoquímico con alto contenido de microorganismos patógenos utilizando diferentes dosis de desinfectante (CaO) y diferentes tiempos de contacto, los modelos utilizados de describen en la tabla 1, en todos los casos No = Concentración inicial de microorganismos y N = Concentración de microorganismos sobrevivientes en el tiempo t.

Tabla 1. Sumario de modelos cinéticos utilizados

Model	Descripción	Reference
<p>HOM</p> $\ln \frac{N}{N_0} = -k C^n t$	<p>k = Constante de velocidad de inactivación de pseudo primer orden C = Concentración del desinfectante n = Coeficiente de dilución que es un valor empírico asumido con frecuencia como la unidad m = Constante empírica de Hom.</p>	Pernitsky <i>et al</i> (1995)
<p>M-D</p> $\log \frac{N}{N_0} = \frac{a * C}{C + b}$	<p>C = Concentración del desinfectante (g/L), a = es log 1/ el número máximo de microorganismos muertos por el desinfectante b = Dosis del desinfectante necesaria para inactivar la mitad de los microorganismos.(g/L).</p>	Atenodoro (2008)
<p>SELLECK</p> $\log \frac{N}{N_0} = -n \log \left[1 - \frac{CT}{K} \right]$	<p>C= Concentración de desinfectate en (g/L) K= Constante empírica de velocidad de reacción T= Tiempo de contacto n= Constante empírica</p>	Lyndon (1998)
<p>MULTIPLE TARGET</p> $\log \frac{N}{N_0} = \log [1 - (1 - e^{-kct})^{n_c}]$	<p>K = Constante de velocidad de inactivación c = Concentración de desinfectante químico T = Tiempo de contacto n_c = Constante empírica</p>	Lyndon (1998)

METODOLOGÍA

Muestreo y caracterización de Lodos

El lodo utilizado en los ensayos fue muestreado periódicamente en la planta de tratamiento de aguas residuales de un rastro avícola, la cual opera utilizando un tratamiento primario avanzado, el lodo en el muestreo presenta una concentración de 2.0 +/- 0.5% de ST, por lo que es fue necesaria la deshidratación en una centrifuga para la obtención de las concentraciones de ST requeridas en los ensayos.

Pruebas de estabilización en diferentes concentración de ST

Las pruebas de estabilización se realizaron en 2 etapas en un reactor de 4 litros cerrado herméticamente, en la primera etapa se evaluó el efecto de la dosis de CaO, aplicando dosis de 0, 5, 10, 15 y 20 % m/m para 4% ST; 0, 2.5, 5, 7.5 y 10 % m/m para 8% ST y 0, 2, 4, 6 y 8% m/m para 12% ST. Las muestras se homogenizaron a 200 rpm por 1 minuto, después del cual se aplico la dosis de CaO y se mezclo durante 2 horas a 250 rpm, de acuerdo al proceso "Alkaline stabilisation of residual sludge in closed systems with optional ammonia recycling"(Jiménez and Méndez, 2005), al final de cada ensayo, se realizaron los análisis microbiológicos correspondientes para la cuantificación de coliformes fecales y Salmonella spp, de acuerdo a los métodos estándar (APHA-AWWA-WEF, 1998), los resultados se presentan en unidades logarítmicas (Log), realizando 4 replicas de cada ensayo.

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

Pruebas a diferentes tiempos de contacto

La segunda etapa consistió en evaluar el tiempo de contacto necesario para la inactivación bacteriana, con las dosis recomendadas de la etapa anterior, las dosis utilizadas fueron 15, 10 y 8 %m/m, para las concentraciones de 4, 8 y 12% de ST respectivamente, sometidas a diferentes tiempos de contacto de 0.5, 1, 1.5 y 2 horas, homogenizando las muestras a 200 rpm durante 1 minuto, después de la adición del reactivo, se mezcla a 300 rpm, realizando 4 replicas por cada muestra, al termino de cada ensayo se realizo el análisis microbiológico correspondiente.

En las dos etapas se determinaron los parámetros cinéticos utilizando el modelo de Hom y el modelo propuesto M-D, con la finalidad de comparar y poder ofrecer una herramienta, la cual describa significativamente la inactivación de los microorganismos al contacto con el desinfectante y a través del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Muestreo y caracterización de lodos

En la Tabla 1, se muestran las características fisicoquímicas y microbiológicas de los lodos residuales, un dato peculiar es la excesiva concentración de microorganismos patógenos, los cuales están por encima de los límites permisibles de la regulación de NOM-004-SEMARNAT-2002; las concentraciones de 2.90×10^{10} (coliformes fecales) y 1.23×10^8 (*Salmonella* spp.) concentraciones elevadas debido al origen del lodo (rastros de aves). Una característica importante es la ausencia de huevos de helmintos, contrastando con dicho por Jiménez et al., (2004) que han informado alto contenido de óvulos de parásitos intestinales en lodos municipales estudiados en lugares importantes como la ciudad de México, los parámetros de químicos mostraron que los niveles de amoníaco (4.46 g/kg de TS) y fósforo (mg 17.70 kg⁻¹) son aceptables para la producción de biosólidos, para su posterior aplicación en suelos como mejorador de suelos en el cultivo de especies vegetales (Méndez 2009).

Tabla 2. Caracterización del lodo crudo

Parametros	Unidades	Resultado	Desviación estándar	Método
Sólidos Totales	% w/w	1.9	0.08	2540 B Standard Methods (APHA)*
Sólidos Volátiles	% w/w	0.94	0.2	2540 E *
Sólidos Fijos	% w/w	0.66	0.1	2540 E *
pH	--	7.42	0.08	Potentiometer
Nitrógeno Amoniacal	g kg ⁻¹ TS	4.46	0.29	4500 - Norg B *
Fosforo	g kg ⁻¹ TS	17.7	1.29	4500-Norg B *
Coliformes Fecales	MPN/g TS	2.90×10^{10}	1.23×10^6	9221 E *
<i>Salmonella</i> spp.	MPN/g TS	1.59×10^8	1.3×10^8	9221 B *
Huevos de Helmintos	HO/g TS	0	0	NOM, 2002**

(* APHA, 2008) (** Norma Oficial Mexicana, NOM 2002)

Pruebas de estabilización en diferentes concentración de ST

Para la concentración de 4% de ST la inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp con respecto a las diferentes dosis de CaO, se observó que la dosis 15% m/m es la recomendada para la inactivación total de *Salmonella* spp removiendo 7.9 unidades log, para el caso de coliformes fecales se removieron 7.6 unidades log, aunque no se tiene una completa remoción de este grupo bacteriano, la concentración es inferior al límite máximo permisible para biosólidos clase A, se observa igualmente un incremento de la temperatura de hasta 5.65°C con la dosis recomendada, este incremento no es la causa principal para la inactivación pero si contribuye a una mayor eficiencia para el proceso (Harrison y Wauford, 1993a).

Para las pruebas realizadas con una concentración de 8% de ST, se observó que la dosis recomendada es de 10% m/m, dosis menor a la requerida para la concentración de 4% de ST, en estos ensayos el porcentaje de conversión de NH₃ es de 99.86 con una dosis real de amoníaco de 0.161 g/L que actúa directamente en la

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

inactivación, para los ensayos a 12% de ST, se observó que al incrementar la concentración de ST del lodo los requerimientos del desinfectante (CaO) disminuyen hasta 6% m/m, inactivando por completo la presencia de *Salmonella* spp (8.25 log) y disminuyendo hasta 7.28 log de coliformes fecales, cumpliendo con los estándares de calidad para biosólidos clase A.

En un intento por ofrecer nuevas herramientas para la interpretación de resultados, se propuso un nuevo modelo denominado MIM (microbiological inactivation model) descrito en Atenodoro (2007) para la determinación de parámetros cinéticos en términos de la inactivación coliformes fecales y *Salmonella* spp, se comparo el ajuste de este modelo con el Modelo de Hom utilizado anteriormente por Méndez et al (2009) y se adecuaron los modelos utilizados para la inactivación en aguas residuales, denominados, Selleck y Multiple Target, se determinaron las cinéticas en términos de diferentes dosis de desinfectante, teniendo en todos los casos un tiempo de contacto constante de 2 horas.

Los resultados de los parámetros cinéticos para los cuatro modelos para el caso de la inactivación de coliformes fecales se muestran en la Tabla 3, de los 4 modelos utilizados el modelo Multiple Target ofrece valores de R² ligeramente menores, seguido del modelo de Hom modificado utilizado por algunos autores para la inactivación de microorganismos en lodos residuales, con una diferencia de 0.015 para la concentración de 4% de ST, los modelos Selleck y MIM ofrecen ajustes ligeramente mayores presentando valores máximos en el caso de 8% de ST con valores de 0.98.

El ajuste grafico de los modelos se puede observar en las figuras 1 y 2 para coliformes fecales y *Salmonella* spp respectivamente, destacando en primer lugar el modelo propuesto MIM, el cual presenta un ligero mayor ajuste de los datos experimentales. En la Figura 1 se muestra de manera grafica, la comparación de los modelos cinéticos en el ajuste de los datos experimentales para la inactivación de coliformes fecales, el modelo MIM muestra una mayor ajuste que el caso del modelo de Hom, la igual que para el caso de *Salmonella* spp. (Figura 2) el ajuste nuevamente es ligeramente mayor para el modelo cinético MIM.

Tabla 3. Parámetros cinéticos para coliformes fecales considerando diferentes dosis

MODEL	Concentración de ST								
	4% ST			8% ST			12% ST		
HOM	K*	n	R ²	K*	N	R ²	K*	n	R ²
	0.888	0.760	0.960	1.005	0.925	0.980	2.152	0.703	0.975
MIM	a	b	R ²	a	B	R ²	a	b	R ²
	-29.71	46.25	0.964	-82.1	86.67	0.981	-25.23	13.53	0.976
SELLECK	K1	n	R ²	K1	N	R ²	K1	n	R ²
	18.90	28.57	0.964	40.92	89.43	0.981	4.965	22.44	0.976
MULTIPLE TARGET	k _a	n _c	R ²	k _a	n _c	R ²	k _a	n _c	R ²
	0.863	0.04	0.95	1.867	0.4591	0.98	2.174	0.0197	0.972

La Tabla 4 muestra los valores de las constantes cinéticas para el caso de la inactivación en el grupo *Salmonella* spp, considerando diferentes dosis y concentraciones de ST, destaca el comportamiento del modelo MIM, en el caso de la concentración de 12% de ST presenta valores de R², de 0.976 seguido del modelo Selleck con valores ligeramente inferiores de R² (0.963) seguido por los modelos Hom y Multiple Target mostrando valores inferiores de R² 0.953 y 0.929 respectivamente.

El ajuste grafico de los modelos se puede observar en las figuras 1 y 2 para coliformes fecales y *Salmonella* spp respectivamente, destacando en primer lugar el modelo propuesto MIM, el cual presenta un ligero mayor ajuste de los datos experimentales.

Tabla 4. Parámetros cinéticos para *Salmonella* spp considerando diferentes dosis

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

MODEL	Concentración de ST								
	4% ST			8% ST			12% ST		
	K*	n	R ²	K*	n	R ²	K*	n	R ²
HOM	2.46	0.370	0.934	1.696	0.635	0.943	3.287	0.428	0.953
MIM	a	b	R ²	a	b	R ²	a	b	R ²
	-10.38	7.24	0.959	-15.46	10.91	0.958	-11.79	3.686	0.970
SELLECK	K ₁	n	R ²	K ₁	n	R ²	K ₁	n	R ²
	1.279	6.235	0.940	3.784	13.14	0.954	0.779	7.659	0.963
MULTIPLE TARGET	ka	n _c	R ²	ka	n _c	R ²	ka	n _c	R ²
	0.592	7.81x10 ⁻⁴	0.932	1.263	0.0165	0.924	1.226	2.24x10 ⁻⁴	0.929

En la Figura 1 se muestra de manera grafica, la comparación de los modelos cinéticos en el ajuste de los datos experimentales para la inactivación de coliformes fecales, para el caso de 4% de ST, el modelo MIM muestra una mayor ajuste que el caso del modelo de Hom, la igual que para el caso de *Salmonella* spp. en la inactivación con 4% de ST (Figura 2) el ajuste nuevamente es ligeramente mayor para el modelo cinético MIM.

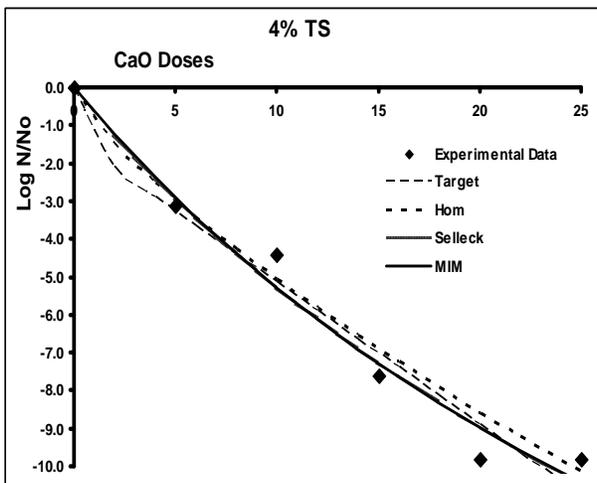


Figura 1. Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de coliformes fecales con diferentes dosis y concentraciones de ST

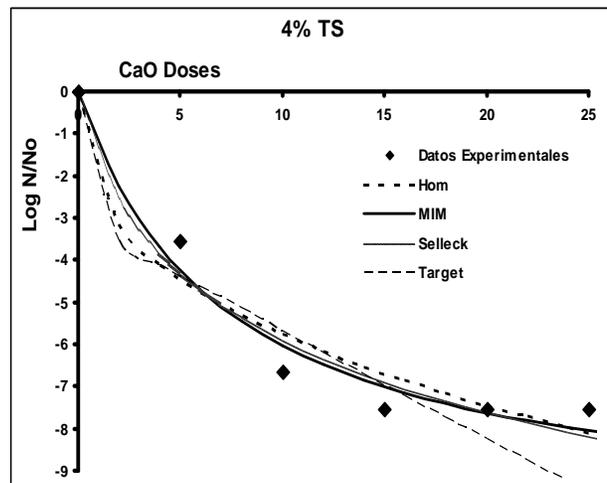


Figura 2. Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de *Salmonella* spp. Con diferentes dosis y concentraciones de ST

Segunda etapa, diferentes tiempos de contacto

Esta etapa comprende, los resultados obtenidos en la estabilización de lodos residuales en diferentes tiempos de contacto, se utilizaron las dosis recomendadas de la etapa anterior, para las tres concentraciones de ST, con el propósito de encontrar el tiempo recomendado para la inactivación, los principales microorganismos presentes en este tipo de lodos de origen avícola son la *Salmonella* spp., y los coliformes fecales, los cuales son menos resistentes en comparación ha estructuras mas resistentes como los huevos de helmintos, Allievi (1994) por otra parte Girovich, (1996), menciona que en la estabilización alcalina es necesario elevar el pH a 12 hasta 2 horas, para inactivar estructuras como los huevos de helmintos, por lo que en esta etapa se determinó un tiempo de contacto recomendado para la inactivación de bacterias patógenas.

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

Para la concentración de 4% se observó en el caso de coliformes fecales que el tiempo de 90 minutos fue suficiente para inactivar mas de 10 unidades Log, tomando en cuenta la dosis recomendable de la etapa anterior, para el caso de *Salmonella* spp, el tiempo de contacto fue similar (90 minutos) inactivando mas de 8 unidades Log, dando cumplimiento a los límites máximos permisibles para biosólidos clase A, para los casos de 8 y 12 % de ST el tiempo recomendado para la inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp fue de 90 min cumpliendo con los límites máximos permisibles para la producción de biosólidos clase A.

Para el cálculo de los parámetros cinéticos, se utilizó el modelo propuesto MIM, Hom, Selleck y Multiple Target, los cuales fueron modificados considerando la dosis constate (recomendada de la etapa anterior) y el tiempo variable.

Se obtuvieron coeficientes cinéticos las tres concentraciones de ST, los resultados se muestran en la Tabla 5, se observa para el caso de los coliformes fecales, que el modelo Multiple Target presenta valores de R^2 ligeramente inferiores menores a 0.96, el modelo de Hom presenta valores superiores de hasta 0.966 para la concentración de 4% de ST, los modelos demuestran un mayor ajuste son Selleck y el propuesto MIM, con valores máximos de 0.971 y 0.973 respectivamente determinados para la concentración de 4% de ST, por lo que se puede determinar que el modelo propuesto MIM muestra ligeramente un ligero mayor ajuste de los datos experimentales. Por que es una alternativa eficaz para la determinación de parámetros cinéticos en la inactivación de microorganismos patógenos en lodos residuales.

Tabla 5. Parámetros cinéticos para coliformes fecales considerando diferentes tiempos de contacto

MODEL	Concentración de ST								
	4% ST			8% ST			12% ST		
HOM	K**	m	R ²	K**	m	R ²	K**	m	R ²
	0.478	0.644	0.966	0.408	0.687	0.964	0.55	0.623	0.965
MIM	A	t _m	R ²	a	t _m	R ²	a	t _m	R ²
	-20.78	121.3	0.973	-24.03	147.2	0.970	-20.95	113.4	0.968
SELLECK	K ₂	n	R ²	K ₂	n	R ²	K ₂	n	R ²
	41.95	17.7	0.971	54.36	21.42	0.969	37.28	17.3	0.968
MULTIPLE TARGET	k _b	n _c	R ²	k _b	n _c	R ²	k _b	n _c	R ²
	0.162	5.26x10 ⁻³	0.958	0.173	8.66x10 ⁻³	0.957	0.162	2.33x10 ⁻³	0.96

Tabla 6. Parámetros cinéticos para Salmonella spp considerando diferentes tiempos de contacto

MODEL	Concentración de ST								
	4% ST			8% ST			12% ST		
HOM	K**	m	R ²	K**	m	R ²	K**	m	R ²
	0.714	0.512	0.96	1.383	0.376	0.925	0.829	0.491	0.948
MIM	a	t _m	R ²	a	t _m	R ²	a	t _m	R ²
	-12.78	67.91	0.969	-10.92	38.25	0.945	-12.97	61.6	0.961
SELLECK	K ₂	n	R ²	K ₂	n	R ²	K ₂	n	R ²
	18.11	9.323	0.966	6.86	6.614	0.935	15.88	9.282	0.956
MULTIPLE TARGET	k _b	n _c	R ²	k _b	n _c	R ²	k _b	n _c	R ²
	0.104	1.47x10 ⁻³	0.948	8.33x10 ⁻²	7.61x10 ⁻⁵	0.90	0.1097	7.109x10 ⁻⁴	0.931

Para el caso de la inactivación de *Salmonella* spp. Los modelos utilizados muestran la misma tendencia que el caso anterior de coliformes fecales, el modelo con valores de R^2 inferiores, lo presenta el modelo Multiple Target con valores inferiores a 0.948, el modelo de Hom presenta valores para el caso de 4% de ST inferiores y iguales a 0.96, el modelo Selleck presenta valores en el mismo caso ST valores de 0.966, mientras que el modelos

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

propuesto presenta valores ligeramente superiores hasta 0.969, por lo que este ultimo es una herramienta confiable para describir la inactivación de *Salmonella* spp.

En las figuras 3 y 4 se muestran de manera grafica el comportamiento de los modelos al describir la inactivación de bacterias fecales en términos del tiempo de contacto, en todos los casos los modelos de comportan como colas al presentar una tendencia inferior a la línea de 45° que presentan comúnmente los modelos de primer orden, el modelos propuesto MIM describe de manera mas real el comportamiento en la inactivación, en los dos casos (coliformes fecales y *Salmonella* spp), por lo que este modelo puede ser utilizado como una herramienta confiable en el caso de la estabilización alcalina de lodos residuales.

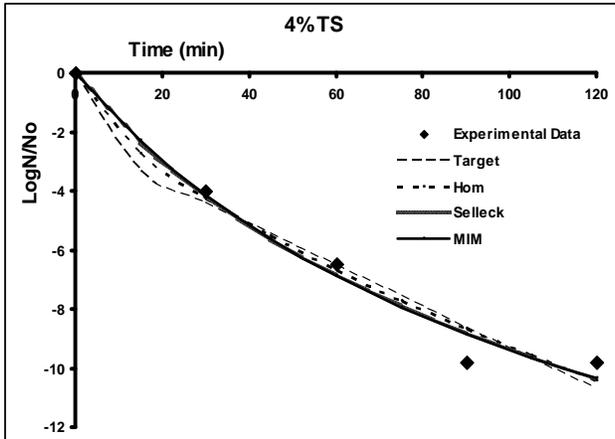


Figura 3. Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de coliformes fecales en diferentes tiempos de contacto y concentración de ST

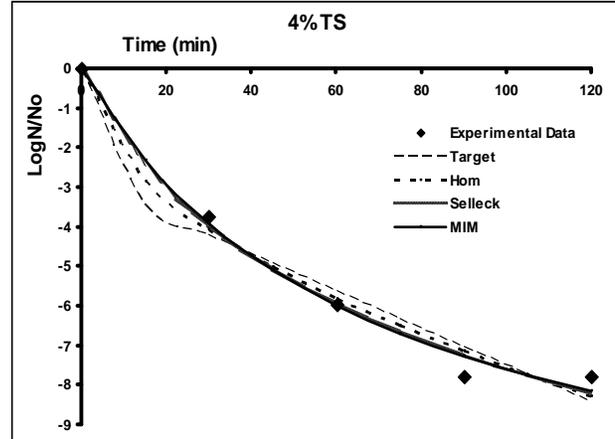


Figura 4. Comparación de modelos cinéticos en la inactivación de *Salmonella* spp. en diferentes tiempos de contacto y concentración de ST

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demostraron que el CaO tiene un alto poder desinfectante, el cual es capaz de reducir concentraciones extremadamente elevadas de microorganismos patógenos (coliformes fecales y *Salmonella* spp.), los requerimientos de CaO se reducen cuando la concentración de ST aumenta debido a que la humedad presente disminuye y el CaO se consume en mayor medida en la inactivación de microorganismos y no en la formación de $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

El incremento del pH en la estabilización con CaO, fue esencial para la completa inactivación de los microorganismos, así como para la conversión del NH_4 a NH_3 , el cual al ser liberado incrementó la remoción de bacterias, ya que presenta un efecto desinfectante. El pH alcanzado por las dosis recomendadas en las 3 concentraciones de ST, alcanzaron un valor cercano a 12. Por otro lado el incremento de la temperatura en la estabilización con CaO, no es suficiente para ser un factor primordial en la inactivación, pero contribuye a una mayor eficiencia del proceso.

El tiempo de contacto recomendado para las primeras etapas fue de 1.5 horas en el cual se remueven significativamente los microorganismos presentes en los lodos residuales, por lo que lo hace un proceso rápido en comparación con otros como la digestión anaerobia que tiene TRH de hasta 35 días. Lo anterior establece la ventaja de no requerir almacenamiento de lodos.

La determinación de cinéticas de inactivación considerando diferentes dosis de CaO, El modelo Multiple Target utilizado comúnmente para la estabilización aguas residuales ofrece ajustes inferiores en comparación con los 3 modelos restantes, el modelos de Hom presenta valores aceptables ligeramente superado por el modelo Selleck

XXXII Encuentro Nacional y 1^{er} Congreso Internacional AMIDIQ

3 al 6 de Mayo de 2011, Riviera Maya, Quintana Roo

que mostro una mejor descripción de los datos experimentales, el modelo MIM ofrece valores ligeramente superiores tanto para el caso de coliformes fecales y *Salmonella* spp. por lo que puede ser considerado una herramienta alternativa para la descripción de la inactivación de bacterias fecales en lodos residuales.

Los modelos utilizados para la determinación de constantes cinéticas considerando diferentes tiempos de contacto, presentan la misma tendencia que el caso anterior (dosis variable), con valores ligeramente superiores para el modelo propuesto (MIM), por lo que este modelo propuesto puede ser utilizado para la determinación de constantes cinéticas en la estabilización alcalina de lodos con alto contenido de bacterias patógenas.

REFERENCIAS

1. Allievi, L., Colombi, A., Calcaterra, E., y Ferrari A., (1994) Inactivation of fecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. *Bioresource Technology*, Vol. 59, pp. 25-30.
2. APHA, AWWA and WEF (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edn., American Public Health Association, Washington, DC, USA.
3. ATENODORO, A. J. (2007), Inactivación bacteriológica en lodos residuales deshidratados mediante el proceso de estabilización alcalina con óxido de calcio y recirculación de amoníaco. Tesis de Maestría. Programa en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. Mexico. 127 pp.
4. GIROVICH, M. (1996) *Biosolids treatment and management processes for beneficial use*. Marcel Dekker, Inc., USA.
5. Harrison, K. G., y Wauford, J. P., (1993). Evaluation of two methods for lime stabilization of biosolids. Consulting Engineers, Inc. Nashville, Tennessee.
6. JIMENEZ, B. AND MENDEZ, J. M. (2005) Alkaline stabilization of residual sludge in closed systems with optional ammonia recycling. World Intellectual Property organization. Patent WO 2005/051853 A1.
7. JIMENEZ, B., BARRIOS, J. A., MENDEZ, J. M. and DIAZ, J. (2004) Sustainable sludge management in Developing Countries. *Water Sci. Technol.* **49**(10) 251-258.
8. LYNDON L, GORDON R, MEMBER, ASCE (1998) Modeling water treatment chemical disinfection kinetics. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. **9**. No. 9 pp 783-793.
9. MENDEZ J M, GONZALEZ C, ALVARADO-LASSMAN A, ALVARADO-KINNELL G, MARTINEZ-DELGADILLO S (2008) Fecal bacteria survival in ammonia-treated wastewater dewatered sludges. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. Vol 7. No. 3 pp 229-235.
10. MENDEZ, J. M., JIMENEZ, B. and MAYA, C. (2004) Disinfection kinetics of pathogens in physicochemical sludge treated with ammonia. *Water Sci. Technol.* **50**(9) 67-74.
11. MENDEZ J M, JIMENEZ B E and BARRIOS J A (2002) Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. *Water Sci. Technol.*, **46**(10) 139 – 146.
12. MENDEZ-CONTRERAS, J M. ATENODORO, J. CHAMPION, F. VALLEJO-CANTU, N. A. and ALVARADO-LASSMAN, A. (2009) Inactivation of high concentration of pathogens in land applied food industry. *Sludge. Water SA*. Vol.35. No. 4, pp 371-378.
13. NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental - Lodos y biosólidos.-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial de la Federación. Mexico.
14. PERNITSKY D J, GORDON R F AND HUCK P M (1995) Disinfection kinetics of heterotrophic plate count bacteria in biologically treated potable water. *Water Res.* **29**(5) 1235-1241.



Anais

X DAAL

X Oficina e Simpósio Latino-Americano de Digestão Anaeróbia
Ouro Preto - Minas Gerais - Brasil 23 a 27 de Outubro de 2011



International
Water Association

Specialist
Conferences

Iniciar



Início

Apresentação

Temas

Busca de trabalhos

Trabalhos por tema

Comissão Organizadora

Comitês

Apoiadores e Expositores

Contatos

Trabalhos por área

Área

 4EW4	Effect of Temperature and Hydraulic Retention Time on Waste Activated Sludge Hydrolysis and Acidification Autores: <i>Jingwen Yu, Kun Wang, Kaijun Wang, Jiane Zuo, Caibin Li</i>	Tipo: Oral
 4F6Z	Study of the temperature effect on the autohydrolysis pretreatment of secondary sludge Autores: <i>Andrea Carvajal, M^a del Mar Peña, Sara Isabel Perez-Elvira, Fernando Fdz-Polanco</i>	Tipo: Poster
 4HTA	Estudos Preliminares de Produção de Biogás com Diferentes Volumes de Adição de Vinhaça para a Inoculação Autores: <i>Camila Roberta Javorski Ueno, Aroldo Salviato, Laércio Mantovani Frare, Marcelino Luiz Gimenes, Gisella Maria Zanin</i>	Tipo: Poster
 4HWX	INVESTIGATION OF DIGESTIBILITY AND DEWATERABILITY OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE Autores: <i>Asli Yildirimli Akoz, Eddie Koornneef, Mark Van Loosdrecht, Aysen Erdinçler</i>	Tipo: Poster
 4FS2	Enhanced anaerobic degradability and inactivation of pathogen microorganisms by using pre and post thermal treatment Autores: <i>Juan Manuel Mendez Contreras, Juan Enrique Ruiz-Espinoza, Sergio Alejandro Martínez-Delgadillo, Jesús Atenodoro Alonso, Alejandro Alvarado Lassman</i>	Tipo: Poster
 4FYC	Effect of low temperature thermal pre-treatment on mesophilic anaerobic sludge-OFMSW digestion: organic matter solubilisation and pathogenic microorganisms inactivation. Autores: <i>Juan Manuel Mendez Contreras, Juan Enrique Ruiz-Espinoza, Alejandro Alvarado Lassman, Norma Alejandra Vallejo-Cantu, Sergio Alejandro Martínez-Delgadillo</i>	Tipo: Poster
 4FEX	Application of anaerobic digester for sludge treatment of WWTP in mesophilic temperature condition. Autores: <i>Wanderli Rogério Moreira Leite, Paulo Belli Filho, Anigeli Dal Mago, Christian Milanez Preis</i>	Tipo: Poster
 4F6W	Continuous operation of a pilot plant combining thermal hydrolysis and anaerobic digestion of sludge: process yield, digestate characterization and economic study Autores: <i>Sara Isabel Perez-Elvira, Fernando Fdz-Polanco</i>	Tipo: Oral

Results: 8

Organização

Colaboração

Apoio Institucional

Realização





X DAAL

October, 23rd to 27th, 2011

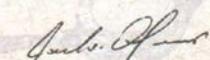
Ouro Preto, Minas Gerais, Brazil

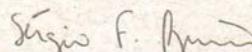
X Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion



We certify that the work **Enhanced anaerobic degradability and inactivation of pathogen microorganisms by using pre and post thermal treatment** written by *JUAN MANUEL MENDEZ CONTRERAS, JUAN ENRIQUE RUIZ-ESPINOZA, SERGIO ALEJANDRO MARTÍNEZ-DELGADILLO, JESÚS ATENODORO ALONSO, ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN* was presented as a Poster at the X (DAAL) Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion, held in Ouro Preto, Minas Gerais, Brazil, on October, 23rd to 27th, 2011.

Ouro Preto, October 27th, 2011.


Carlos Augusto Lemos Chernicharo
Presidente do Comitê Organizador


Sérgio Francisco de Aquino
Vice Presidente do Comitê Organizador

ORGANIZAÇÃO



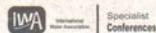
COLABORAÇÃO



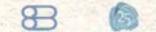
USP - SÃO CARLOS



APOIO INSTITUCIONAL



Specialist Conferences



FAPEMIG



60 ANOS

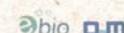
PATROCÍNIO



BRONZE



APOIO



EXPOSITORES



Enhanced anaerobic degradability and inactivation of pathogen microorganisms by using pre and post thermal treatment

J. M. Méndez-Contreras*; J. E. Ruíz-Espinoza**, S. A. Martínez-Delgadillo**, J. Atenodoro-Alonso* and A. Alvarado-Lassman*

*Instituto Tecnológico de Orizaba, Av. Tecnológico No. 852, Col. E. Zapata. CP 94320, Orizaba, Ver. México.
(E-mail: jmmendez@itorizaba.edu.mx; ing_jaa@hotmail.com; lassman@prodigy.net.mx)

** Depto. Ciencias básicas, Universidad Metropolitana-Azcapotzalco, Av San Pablo 180. CP 07740, 02200, México.

(E-mail: al209180435@alumnos.azc.uam.mx; samd@correo.azc.uam.mx)

Abstract

In Mexico, wastewater sludge is characterized by high levels of organic compounds and pathogenic microorganisms. This study proposes the development and comparison of sludge anaerobic-thermal (ATD) and thermal-anaerobic digestion (TAD) processes based on the operational conditions obtained from both anaerobic and thermal process stages. Additionally, results from a thermal inactivation kinetic model were used to describe the inactivation of faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova during the thermal stage. In ATD operational test it was determined that 27d of were necessary to reduce 38% of VS with an organic load of 0.69 Kg VS/m³.d. With the TAD process, 13d of treatment were enough for the meet with the stabilisation criteria obtaining an organic load of 1.25 kg VS/ m³.d. The inactivation of the bacteria was reached by the exposition of the digested sludge at 70°C after 1 and 2h of thermal treatment. The inactivation kinetic parameters were obtained from the Hom kinetic modified model. The estimates of the k and n parameters indicate a higher resistance to inactivation of the helminth ova by comparing to faecal coliforms and *Salmonella* spp. The results showed that the anaerobic digestion process can be improved by employing a thermal phase for class A biosolids production.

Keywords

Anaerobic degradability, pathogenic inactivation, thermal treatment

INTRODUCTION

Due to high content of pathogenic microorganisms present in sludge produced in Mexico, the implementation or development of technologies for its stabilization is being focused on the sludge sanitization and organic compounds reduction (Méndez-Contreras et al. 2009a; 2008). Since the use of biosolids in agricultural soils is a practice worldwide extended, the pathogenic microorganisms concentration delimits its exploitation without restriction (Arthurson et al. 2008). Thus, many current technologies are operated by applying chemicals agents such as CaO, O₃, H₂O₂, NH₃ and CH₃COOOH (Mendez et al. 2009a; Park et al. 2008; Neyens et al. 2003; Pecson et al. 2007 and Stampi et al. 2001) for the inactivation of pathogenic microorganisms. This type of processes requires an additional cost and some of they can even increase the mass of the treated sludge.

In the first part of this study (Méndez-Contreras et al., 2009b) it was demonstrated that the mesophilic anaerobic digestion can reduce organic matter (38% VS), fulfilling with the criterion of vector attraction reduction. Nevertheless, in the mesophilic conditions, the digested sludge must be pre or even post-treated with a process of pathogenic microorganism inactivation because it only can remove low concentrations of pathogenic microorganism (2 unit logs). Furthermore, the thermophilic anaerobic digestion it was capable to support a high organic load and to inactivate the totality of faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova, fulfilling with the permissible limits

for class A biosolids; the disadvantage of this process is the requirement of constant high temperature (55°C) during the operation of the process. Due to the socioeconomic situation in México, the cheapest options to treat the sludge with high pathogenic content are being studied. A cheap alternative for sludge stabilization is the anaerobic digestion process under mesophilic conditions (35°C), which is capable of significantly reducing organic matter (volatile solids) with just one short thermal pre-treatment stage for pathogen inactivation. This study proposes the development and comparison of sludge anaerobic-thermal and thermal-anaerobic digestion processes based on the operational conditions obtained from both anaerobic and thermal process stages. Additionally, results from a thermal inactivation kinetic model were used to describe the inactivation of faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova during the thermal stage.

MATERIALS AND METHODS

Sludge and biosolids characteristics

Raw physicochemical wastewater sludge was sampled from a food-industry (bird slaughterhouse) wastewater treatment plant of 10 L/s located in Orizaba, Veracruz (Mexico). The treatment consisted of an APT (advanced primary treatment or chemically enhanced primary) process. Due to socioeconomic conditions in this part of south-eastern Mexico and the source of the sludge, these have high levels of pathogenic bacteria. The microbiological characterization was determined by quantifying faecal coliforms, *Salmonella* spp., and helminth ova, using the methods established by the Mexican Official Regulation NOM-004-SEMARNAT-2002, based on US, EPA regulation (NOM-004-SEMARNAT-2002; US EPA, 1994). Laboratory testing identified the absence of helminth ova in raw sludge. It is probably due to the implemented sanitary control in the poultry industry. Thus to be able to evaluate the inactivation of these parasites eggs; samples with known concentration of helminth ova (100 HO/L) were prepared. The physicochemical characterization of the sludge included determining total solid content (Standard Method 2540B) (Standard Methods, 1998), total volatile solids (2540E SM) and potentiometric pH measurements. The temperature was measured by using a thermocouple. Alkalinity ratio was determined as partial alkalinity (pH end point 5.75) and total alkalinity (pH end point 4.3). Methane content in the biogas was measured by gas chromatography using a thermal conductivity detector. The egg-shaped anaerobic reactor was constructed in fibreglass (Figure 1). The hermetically-sealed reactor has a capacity of 10-liters (8.5 L of effective volume) and has an external dry heating using an electric inter-heat exchanger to attain temperatures from 15 up to $110 \pm 1^\circ\text{C}$. The system is equipped with alarms to indicate when temperature falls outside of a pre-set range and with a 1-litre-tank where the pathogens thermal inactivation tests were carried out, this system can change the in/out flow and it works in anaerobic-thermal (ATD) or thermal-anaerobic (TAD) modality.

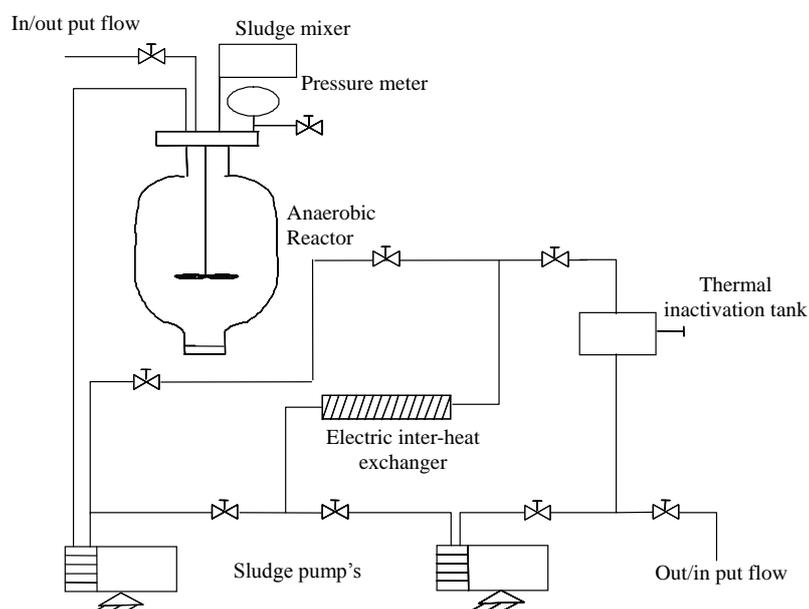


Figure 1 Hydraulic diagram of the egg-shaped anaerobic reactor.

Thermal stage

To assess the effect of temperature on bacterial inactivation, the thermal inactivation tests were performed in a 1 litre hermetically closed tank. Samples at 25°C were used as a control taking an initial concentration of 2.4×10^{10} and 2.4×10^5 MPN/g TS for faecal coliforms and *Salmonella* spp., respectively. The thermal treatments were carried out by applying external heat to reach temperatures from 45 up to 70°C with equally spaced intervals of 5°C. After one hour of exposition, the final concentration of microorganisms was evaluated in all the experiments. The thermal treatment was applied to the raw (thermal-anaerobic digestion, TAD) and digested sludge (anaerobic-thermal digestion processes, ATD). To reach the total helminth ova inactivation, temperatures from 35 up to 90°C were applied directly to sludge during two hours. In each thermal treatment five samples were analyzed.

Thermal-anaerobic digestion process (TAD)

In this process, the thermal stage was carried out to the raw sludge (before of the anaerobic sludge digestion) at 90°C during 2 hours of exposure time. The thermal treated sludge was fed into the ovoid reactor and the anaerobic digestion was started by using 80% v/v (6400 mL) of thermal sanitized sludge containing 2.7% TS and 1.62% VS (16.25g VS/L) and 20% (1600 mL) of biological sludge, obtained from a Inverse Fluid Bed Reactor (IFBR) wastewater treatment reactor, as inoculum. The digester was operated at 35°C. Physicochemical characterization of the sludge was daily evaluated (in triplicate) and the efficiency of the process was quantified by using the daily volatile solids removal and the biogas produced.

Anaerobic-thermal digestion process (ATD)

The initial conditions of this process were 3.6% TS and 1.83% VS (18.54 g VS/L) at 35°C. At the end of the digestion period the thermal tests were performed. Sampling frequency and answer variables were evaluated in the same way of TAD process. In both of the cases (TAD and ATD), it was considered a reduction of 38% in the initial concentration of the volatile solids in the treated sludge as a criterion of the sludge stabilisation. The microbiological content (faecal coliforms, *Salmonella* spp. and helminth ova) was evaluated at the end of each treatment, and the kinetic parameters values were obtained from the modified kinetic Hom model using a non-linear least squares method.

RESULTS

Characterization of raw sludge

Concentrations of volatile solids higher than 50% of the total solids as well as faecal coliforms (10 Log MPN/g TS) and *Salmonella* spp (5 Log MPN/g TS) were found in raw sludge. The pH values ranged 7.26 which is considered as a characteristic value for sludge treated in anaerobic conditions. The high pH observed may be due to the use of coagulants in the advanced primary treatment which included: aluminium polychloride and low concentrations of hydrated lime.

Sludge digestion

During the anaerobic digestion stages, the organic matter contained in both, the raw sludge (ATD) and in the sludge with previous thermal treatment (TAD) was reduced in a 38% as is showed on the Figure 2, meeting with the US EPA, 1994 option 1 for vector attraction reduction, which considers a removal of at least 38% to specify the material as biosolids.

Table 1 summarize the evaluated parameters on this stage. It is possible to observe that the TAD process is able to reduce the treatment time until to 51%, at the same time that the organic load doubles the value obtained in the ATD (1.25 kg VS/m³.d vs. 0.9 kg VS/m³.d), increasing considerably the speed and the capacity of the treatment in the anaerobic stage. The alkalinity ratio and pH values were similar and acceptable for the stability of the anaerobic digestion process; Noyola and Tinajero (2005), cites values of 0.48 during the continuous operation of the anaerobic sludge digestion. The production of biogas ranged from 1000 to 2100 to the TAD and 900 to 4550 mL/d for the ATD process; the maximum production was measured between days 6-8 and 21-28 of the operational period respectively.

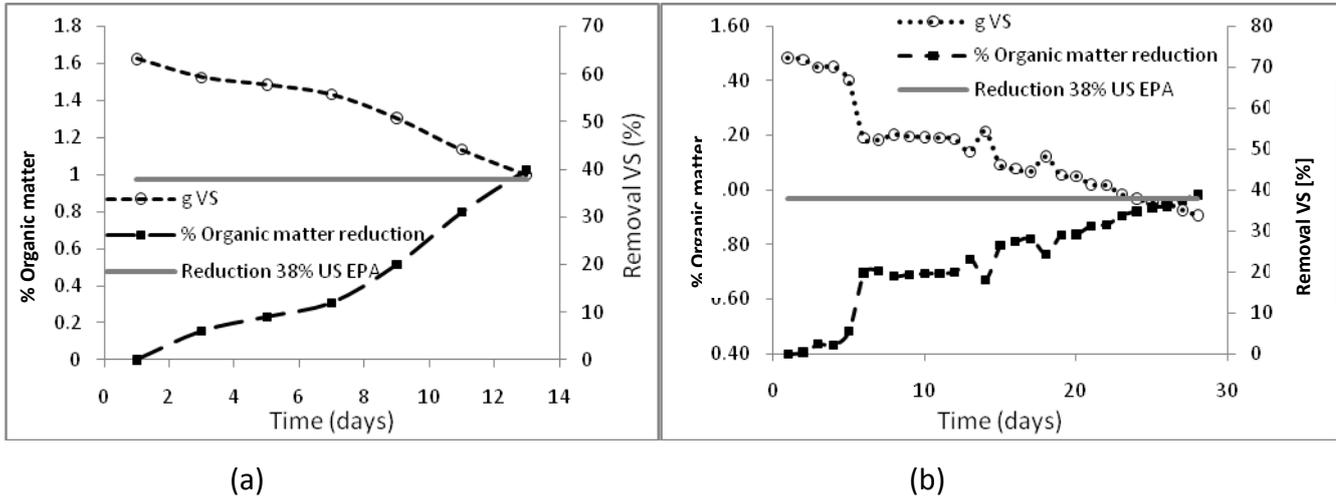


Figure 2 Behaviour of the removal of volatile solids during the sludge digestion in TAD (a) and ATD (b).

Table 1. Operating data during the different experimental stages

Parameters	Raw sludge	Digested sludge by TAD	Digested sludge by ATD	Units
pH	7.26 ± 0.04	7.3 ± 0.1	7.4 ± 0.3	
Temperature	20 ± 2	35 ± 1	35 ± 1	°C
Totals solids (TS)	2.7-3.6	1.86	3.1	% w/w
Organic matter(VS)	1.5-1.83	0.96	0.92	% w/w
Treatment time to reach the stabilisation criteria		13	27	Days
Alkalinity ratio	0.37 ± 0.03	0.48 ± 0.02	0.49 ± 0.02	Alk 5.75 / Alk 4.3
Faecal coliforms	2.9 × 10 ¹⁰	0	0 *	Log MPN/g TS
<i>Salmonella</i> spp.	2.9 × 10 ⁵	0	0*	Log MPN/g TS
Helminth ova	0	0		HO/g TS

*At the end of the ATD process

The inactivation of bacteria as described by kinetic models for disinfection reactions is similar to those described for chemical reactions. Currently, the predominant disinfection model is the one proposed by Chick-Watson (Méndez et al., 2008) and it is expressed in the equation 1.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k C^n t \quad (1)$$

Where: N_0 is the initial concentration of microorganisms, N is the concentration of surviving microorganisms at time t ; k is the pseudo first-order reaction rate constant; C is the disinfectant concentration; and n is a dilution coefficient, an empirical-dimensionless factor frequently assumed as one. Hom proposed an alternative to the Chick-Watson kinetic model to account for deviations commonly encountered in practice, as shown in equation 2.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k C^n t^m \quad (2)$$

Where m is the Hom empirical constant and other symbols are as described above. Based on the results obtained during the thermal stage, the dependence of microbial inactivation on temperature was evaluated using a modified first order mathematical model. The modified Hom model is seen in equation 3.

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^* T^n \quad (3)$$

Where: T is the temperature (°C), k* is a constant associated to the constant of inactivation (unidades?) and n is an empirical constant of heat diffusion (which is assumed as one only in water).

During the ATD process operation it was demonstrated that the initial digestion of the sludge removed 1 and 1.1 Log MPN/g TS of faecal coliforms and *Salmonella* spp., respectively. In the Thermal inactivation of microorganisms, faecal coliforms reductions ranged from 0 to 8.5 logs and the biosolids produced met Class A limits. Exposing microorganisms to temperatures between 40 and 50 °C for 1 h inactivated between 2.7 and 3.2 Log of faecal coliforms; however, the results indicate that temperature should be increased up to 55°C to ensure that concentrations meet the class B biosolids limit. Higher temperatures reduced the faecal coliforms densities to an average of less than 1 log, the response of *Salmonella* spp. to different temperatures was similar to those shown for faecal coliforms. Initial bacterial concentrations were approximately 4 Log, but these were reduced approximately 2 logs when temperatures were 50°C for 1h; by applying temperatures of 60°C or higher, concentrations were reduced below the detection limit.

In the case of helminth ova was observed the most favorable temperature of inactivation to meet the conditions to class A biosolids is between 80 y 90°C for both processes and no significant differences were found, that could be attributed to that the organic matter does not interfere directly on the inactivation. To the inactivation of genus *Ascaris lumbricoides* spp. is absolutely necessary to apply a temperature of 80°C with a exposition time of 120 min to be able achieve it and fulfills the limits to Mexican regulation of 1 HH/g TS to class A biosolids. The calculated kinetic parameter values are shown in Table 2. Values less than 0.1 for k* suggest that the microorganisms are resistant to 40, 45 and 50°C; however, from 55up to 70°C there was a significant inactivation of bacteria.

Table 2. Summary of the kinetic parameters for the modified Hom model

Microorganisms	Time (min)	TAD			ATD		
		k*	n*	R ²	k*	n*	R ²
Faecal coliforms	60	5.86x10 ⁻⁷	3.923	0.98	3.32x10 ⁻¹³	7.56	0.96
	120	1.47x10 ⁻⁴	3.172	0.93	3.53x10 ⁻¹¹	6.36	0.88
<i>Salmonella</i> spp.	60	2.58 x10 ⁻⁸	4.516	0.91	3.40x 10 ⁻¹³	7.37	0.97
	120	1.901x10 ⁻⁵	3.221	0.88	3.54x10 ⁻¹¹	6.40	0.87
Total helminth ova	120	9.95 x 10 ⁻³	1.354	0.71	9.76x10 ⁻³	1.35	0.82
<i>Ascaris lumbricoides</i>		1.311x10 ⁻²	1.276	0.79	2.126x10 ⁻³	1.6	0.89

Salmonella spp. had the highest k*-values, indicating a lower resistance to temperature when compared to the faecal coliforms. This result may be due to the higher diversity and density of faecal coliforms that was quantified in raw and digested sludge. The high values observed for the constant N may be due to the heat of diffusion produced under our experimental conditions and the natural resistance of bacteria to temperatures higher than 40°C. In the results obtained in the TAD and the ATD is observed the values of the constants are very similar, indicating that the temperature has the same effect without mattering if the sludge has been digested or not.

Furthermore, the obtained kinetics coefficients to 60 min from experimental data can be substituted in equation (3) to predict the inactivation of the main group of microorganisms present in studied sludge when heat is used in TAD and ATD to increase the efficiency of the process (Figure 3 and Figure 4).

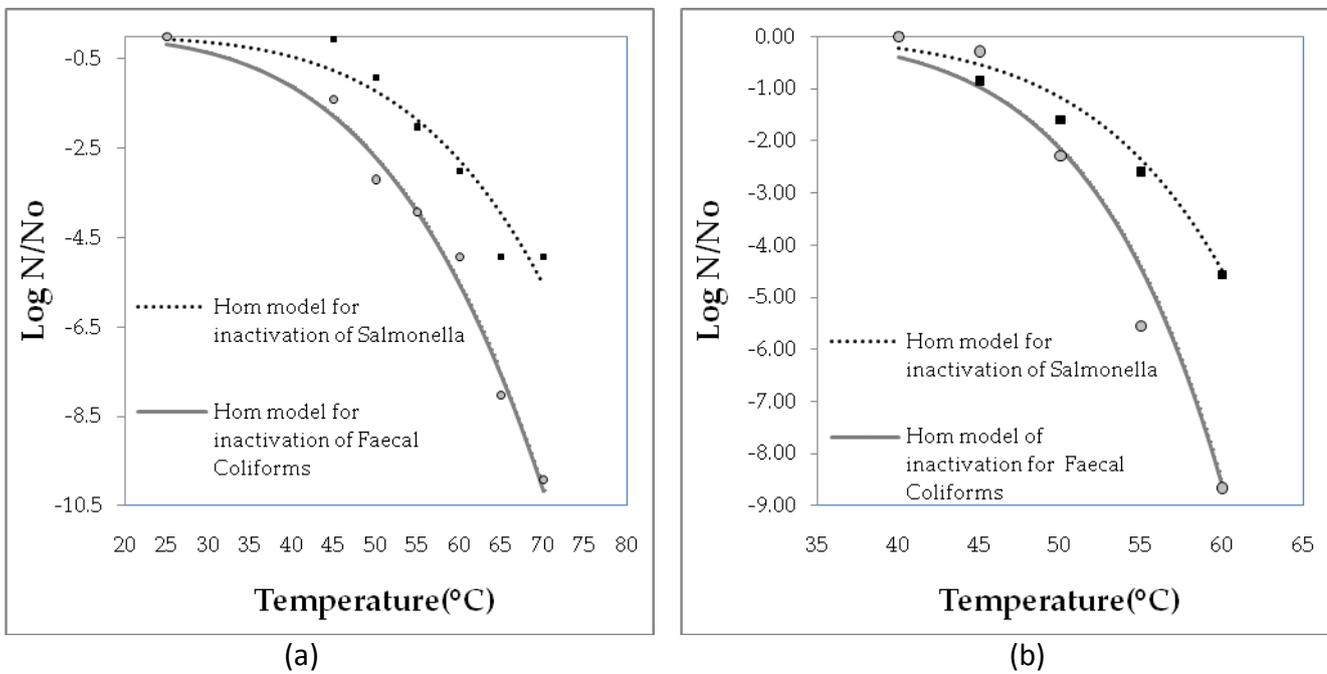


Figure 3. Inactivation of *Salmonella* spp. and faecal coliforms concentrations in TAD (a) and ATD (b) with thermal treatment for 60 min.

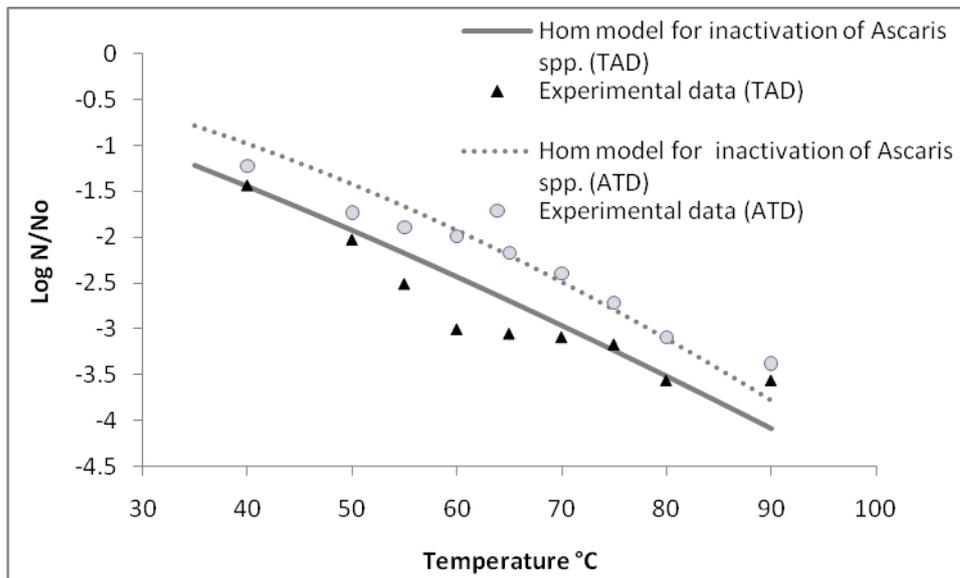


Figure 4. Inactivation of *Ascaris lumbricoides* concentrations in TAD and ATD with thermal treatment for 120 min

The concentration of microorganisms in TAD as in ATD shows behaviour of shoulders or crests which confirms the resistance to the inactivity to relatively low temperatures. These results can be used to design and operate a mesophilic anaerobic system and thermally inactivate pathogens.

CONCLUSIONS

Based on the results of this study, the TAD and the ATD process are an alternative for stabilizing (removing organic compounds) residual sludge produced not only in the central region of Veracruz but for sludge produced in all of México. At 35°C, anaerobic digestion can be successfully used to stabilize agro-industrial or food industry sludge containing >55% VS and lower concentrations of pathogenic bacteria and helminth ova.

The anaerobic process can be improved to meet the Class A biosolids limits by using previously a thermal stage at 70°C during 1h. The proposed process can also be used as an effective low-cost technology for the management and treatment of waste water sludge in many developing countries

by comparing with some similar technologies that suggest a pre-thermal treatment from 120 up to 270°C.

The TAD process has the advantages to reduce the competition of the bacteria by the substrate, increase the speed of the process when reducing the treatment time and to increase the capacity of the treatment when supporting higher organic loads. Nevertheless, the ATD produce biosolids free of biological population in spite of not accelerating the digestion process, being this a important advantage on other processes like the TAD which can contains anaerobic bacteria involved in the digestion stage, by previous the biosolid produced by this process can be used directly in the roots of the plants.

The kinetic parameters were obtained from the modified Hom kinetic model using a non-linear least squares method. The estimates of the k and n parameters indicate a higher resistance of the studied microorganisms to heat inactivation until temperatures reached 50°C. Since helminth ova concentrations in the municipal sludge of México are usually very high, it is recommended that the results obtained here be used to determine the design and operation of the anaerobic–thermal process and that different types of sludge should be tested to determine the most favourable conditions for their stabilisation. Certainly the kinetic parameter values determined here can be used as a starting point for identifying the optimal operational temperature for other types of sludge.

The product of this digestion process meets the criteria for Class A biosolids and has no restrictions for reuse. TAD and ATD can be considered an effective alternative to quicklime stabilisation, ammonia stabilisation and thermophilic anaerobic digestion. The selection of the appropriate process should be based on aspects such as production costs and applications.

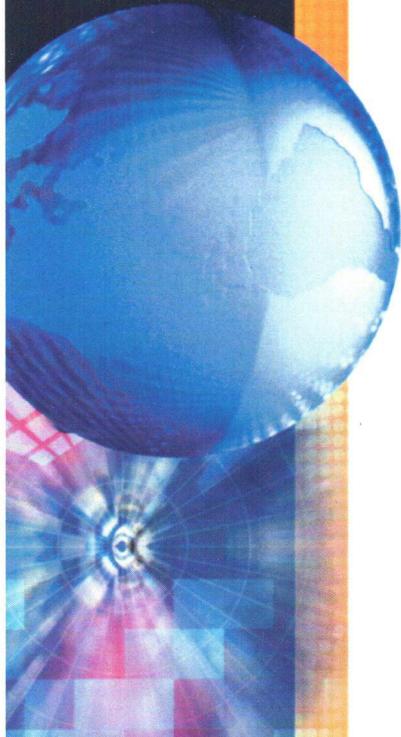
ACKNOWLEDGMENTS

This work was done under the frame of FOMIX-CONACYT-09-03-128276 project.

REFERENCES

- Arthurson V. (2008). Proper Sanitization of Sewage Sludge: a Critical Issue for a Sustainable Society. *Applied and Environmental Microbiology*, **74**(17), 5267–5275.
- Méndez-Contreras J.M., Atenodoro J., Champion F.A., Vallejo-Cantú N.A. and Alvarado-Lassman A. (2009a). Inactivation of high concentration of pathogens in land-applied food industry sludge. *Water SA*, **35**(4) 371-377.
- Méndez-Contreras, J.M.; Rendón-Sagardi, J.A.; Ruiz-Espinoza, J.E.; Alvarado-Lassman, A.; Martínez-Delgadillo, S.A. (2009b). Behavior of the mesophilic and thermophilic anaerobic digestion In the stabilization of municipal wastewater sludge (part 1). *Revista mexicana de ingeniería química*. **8**(3) 283-290.
- Méndez, J.M., González C., Alvarado-Lassman, A., Alvarado-Kinnell G., Martínez -Delgadillo S.A. (2008). Fecal bacteria survival in ammonia-treated wastewater dewatered sludges. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, **7**(3) 229-235.
- Neyens E., Baeyens J., Weemaes M. and Heyder B. (2003). Pilot-scale peroxidation (H₂O₂) of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*; **98**(1-3) 1-16
- NOM-004-SEMARNAT-2002. (Norma Oficial Mexicana). Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México.
- Noyola A. and Tinajero A. (2005). Effect of biological additives and micronutrients on the anaerobic digestion of physicochemical sludge, *Water Science and Technology* **52**(1/2): 275-281.
- Park K. Y., Maeng S. K., Song K. G. and Ahn K. H. (2008). Ozone treatment of wastewater sludge for reduction and stabilization. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. **43**(13) 1546-1550.
- Pecson B.M., Barrios J. A., Jimenez B. E. and Nelson C. L. (2007). The Effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of Ascaris eggs in sewage sludge. *Water Research*. **41**(13) 2839-2902.
- Stampi S., De Luca G. and Zanetti F. (2001). Evaluation of the efficiency of peracetic acid in the disinfection of sewage effluents. *Journal of Applied Microbiology* **91**, 833-838.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998). 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- US EPA (1994). A Plain English Guide to the EPA, Part 503 Biosolids Rule. U.S. EPA/832/R-93-003.

XXXIII Encuentro Nacional y II Congreso Internacional de la AMIDIQ



San José del Cabo, BCS, México. Del 01 al 04 de Mayo del 2012.

“LA INGENIERÍA QUÍMICA Y LA SUSTENTABILIDAD”

La Academia Mexicana de Investigación y Docencia
en Ingeniería Química, A.C. Otorga el presente

RECONOCIMIENTO

a

Méndez-Contreras Juan Manuel, Atenodoro-Alonso Jesús, Vidal-Rosas Gloria, Martínez-
Delgadillo Sergio Alejandro.

Por la presentación del trabajo titulado:

**"EFECTO DE LA DOSIS Y TEMPERATURA (DT) GENERADOS EN EL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN
ALCALINA DE LODOS RESIDUALES"**

Dr. Rubén González Núñez
PRESIDENTE AMIDIQ

Dr. Juan Gabriel Segovia Hernández
VICE-PRESIDENTE AMIDIQ

Dr. Jesús Alberto Ochoa Tapia
PRESIDENTE DEL COMITÉ TÉCNICO

AMIDIQ

Academia Mexicana de Investigación y
Docencia en Ingeniería Química, A.C.



XXXIII Encuentro Nacional y
II Congreso Internacional de la **AMIDIQ**

“LA INGENIERÍA QUÍMICA Y LA SUSTENTABILIDAD”



San José del Cabo, BCS, México del 01 al 04 de Mayo del 2012

“LA INGENIERÍA QUÍMICA Y LA SUSTENTABILIDAD”

Memorias del XXXIII Encuentro Nacional y II Congreso Internacional de la AMIDIQ

San José del Cabo, BCS, México

1 al 4 de Mayo del 2012

La presentación y disposición en conjunto de:
“LA INGENIERIA QUIMICA Y LA SUSTENTABILIDAD”
Son propiedad de los autores.

Ninguna parte de esta obra puede ser reproducida o transmitida, mediante ningún sistema o método, electrónico o mecánico (INCLUYENDO EL FOTOCOPIADO, la grabación o cualquier sistema de recuperación y almacenamiento de información), sin consentimiento por escrito de los autores.

Derechos reservados conforme a la ley:

© Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química (AMIDIQ)

ISBN: 978-607-507-121-3

Impreso en México / Printed in México

EFEECTO DE LA DOSIS Y TEMPERATURA (DT) GENERADOS EN EL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN ALCALINA DE LODOS RESIDUALES

J. M. Méndez-Contreras^a, J. Atenodoro-Alonso^{a*}, G. Vidal-Rosas^a, S. A. Martínez-Delgadillo^b

^aInstituto Tecnológico de Orizaba, Av. Tecnológico 852, Col. E. Zapata 94320, Orizaba, Ver. México., E-mail: jmmendez@itorizaba.edu.mx

^bDepartamento de ciencias básicas, Universidad Autónoma Metropolitana. Av. San Pablo, 02200Azcapotzalco, México D.F., México., e-mail: samd@correo.azc.uam.mx

Resumen

El presente trabajo estudia el impacto del factor DT (dosis de NH₃ y Temperatura) resultantes del proceso de estabilización alcalina, en el tratamiento de lodos residuales, el dicho factor es el resultante del incremento del pH por la adición de materiales alcalinos, dicho factor presenta un efecto negativo en la supervivencia de bacterias (coliformes fecales, *Salmonella* spp) y Huevos de Helmintos presentes en lodos de origen fisicoquímico, el proceso logro describirse mediante la obtención de parámetros cinéticos utilizando el modelos de Hom, el cual determina las velocidades de inactivación de microorganismos, el efecto DT mostro un mayor impacto en la inactivación de *Salmonella* spp mostrando velocidades de inactivación de 1.3, removiendo hasta 1.98 unidades Log, para el caso de coliformes fecales se tuvo una remoción de 2.27 unidades Log con una velocidad de inactivación de 1.3, dichos datos son importantes ya que facilitan la comprensión del proceso de estabilización alcalina, para su manejo, control y operación. Para el caso de los Huevos de helmintos se observo un impacto menor removiendo solamente de 2 estructuras, mostrando una mayor resistencia al producto DT, por que este factor debe ser estudiado incrementando los niveles de Temperatura, NH₃ y Humedad.

Introducción

El presente trabajo estudia el efecto combinado de la dosis de NH₃ y temperatura generados en el proceso de estabilización alcalina de lodos residuales con alto contenido microbiano, planteando una perspectiva diferente a lo citado con respecto a este proceso, en la cual la estabilización fisicoquímica del lodo residual recae directamente en las características propias del desinfectante empleado, sin tomar en cuenta diferentes factores fisicoquímicos que intervienen en el proceso de estabilización, el estudio comprende el comportamiento de bacterias (coliformes fecales y *Salmonella* spp) y de huevos de helmintos frente al producto de la dosis (D) de NH₃ y temperatura (T) producidos en el proceso, el producto DT se determina partiendo del pH alcanzado durante el proceso, el cual repercute en la concentración de amonio (NH₄) liberándolo en su forma molecular como NH₃, el cual tiene un efecto directo sobre la inactivación de microorganismos presentes en el lodo ya que posee propiedades como desinfectante [3], del mismo modo la hidratación del CaO a Ca(OH)₂ libera energía en forma de calor, aunque no es la causa principal de la inactivación, contribuye a una mayor eficiencia del proceso, los resultados obtenidos demostraron que la inactivación de microorganismos como función del producto DT (dosis de NH₃ y temperatura) tiene un comportamiento similar a una cinética de primer

orden, por lo que se ha modificado el modelo de Hom y se relaciono la concentración de desinfectante con el producto DT, los resultados de los coeficientes cinéticos del modelos de Hom muestran que la inactivación se lleva a cabo gradualmente con el incremento del producto DT.

Metodología

Muestreo y caracterización de Lodos. El lodo utilizado en los ensayos fue muestreado periódicamente en una planta de tratamiento de aguas residuales de un rastro avícola, la cual opera utilizando un tratamiento primario avanzado, el lodo en el muestreo presenta una concentración de 2.0 +/- 0.5% de ST y se caracterizo el lodo de acuerdo a los parámetros mostrados en la tabla 1 [7].

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos realizados al lodo

Físicos	Unidad	Método
pH		Potenciométrico
Temperatura	°C	Termopar
Sólidos Totales	% m/m	2540 B Standard Methods (SM)
Sólidos Totales Volátiles	% m/m	2540 E SM
Sólidos Totales Fijos	% m/m	2540 E SM
Químicos	Unidad	Método
Nitrógeno amoniacal	mg/kg ST	4500-Norg B SM
Fósforo	mg/kg ST	4500-Norg B SM
Microbiológicos	Unidad	Método
Coliformes fecales	NMP/g ST	9221 E SM
<i>Salmonella</i> spp.	NMP/g ST	9221 B SM
Huevos de helmintos	HH/g ST	NOM-004-ECOL-2001

Pruebas de estabilización. Las pruebas de estabilización se realizaron en un reactor de 4 litros cerrado herméticamente, en esta etapa se evaluó el efecto de la dosis de CaO, aplicando dosis de 0, 5, 10, 15 y 20 % m/m en muestras de lodos residual a 4% de ST. Las muestras se homogenizaron a 200 rpm por 1 minuto, después del cual se aplicó la dosis de CaO y se mezcló durante 2 horas a 250 rpm, de acuerdo al proceso “Alkaline stabilisation of residual sludge in closed systems with optional ammonia recycling” [2], al final de cada ensayo, se realizaron los análisis fisicoquímicos y microbiológicos correspondientes, de acuerdo a los métodos estándar [1], realizando 4 replicas de cada ensayo, para la cuantificación de coliformes fecales y *Salmonella* spp.

Determinación de parámetros cinéticos. Los parámetros fueron obtenidos mediante el modelo de Hom modificado representado en la ecuación 1, dicho modelo implica el tiempo en k^* y el cambio de la dosis queda asociado con los cambios de temperatura, la constante m^* fue introducida para contabilizar las desviaciones frecuentemente encontradas en la practica.

Resultados y Discusión

La cuantificación de pH, temperatura y NH₃ durante los ensayos de estabilización de lodos con CaO, permitiendo obtener concentraciones reales de amoníaco que actuaron sobre los microorganismos presentes en el lodo, se calculó el valor para el producto DT (NH₃, temperatura) en cada una de las dosis aplicadas en los ensayos de estabilización mediante CaO, de bacterias (coliformes fecales y *Salmonella* spp) y de huevos de helmintos, los valores del producto DT fueron notoriamente influyentes en el proceso de estabilización alcalina, (Méndez *et al.*,2008) cabe mencionar que el producto (NH₃) fue totalmente dependiente de la dosis de CaO aplicada y no se adicionaron dosis extras de CaO o calor para incrementar la temperatura de los lodos.

La combinación de la dosis de amoníaco y de temperatura (producto DT), se relacionó con la inactivación de los microorganismos, los resultados de esta etapa se presentaron de la misma manera como en etapas anteriores, utilizando un modelo de primer orden establecido por Hom [5], con el objeto de determinar la dependencia de la inactivación con el producto DT, la ecuación se representa de la siguiente manera:

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -K * (DT)^{m^*} \quad (01)$$

Donde: D = Dosis de Amoníaco, T = Temperatura, °C

Los resultados se presentan en la 2, en la cual se observa que para el parámetro K* (velocidad de inactivación de los microorganismos) [8] En general la adición de diferentes dosis de cal tuvieron un efecto negativo en la concentración de coliformes fecales [4], reduciendo hasta 10 unidades Log, dando cumplimiento a los límites máximos permisibles, las condiciones que origina el producto DT tienen un efecto sobre los microorganismos presentes en lodos, los resultados se muestran en las tablas 2, 3 y 4, para coliformes fecales, *Salmonella* spp y Huevos de helmintos respectivamente.

Tabla 2. Estimación de parámetros cinéticos del producto DT

MICROORGANISMOS	k*	m*	R ²
Coliformes fecales	1.3	0.34	0.96
<i>Salmonella</i> spp	1.524	0.2765	0.93
Huevos de helmintos	0.00924	1.011	0.67

Tabla 2. Relación de la inactivación de coliformes fecales producida por el producto DT

Dosis CaO	N-NH ₃ (g/L)	pH	% NH ₃ convertido*	Dosis real g/L	Temp. °C	DT g/L °C	Log N/No CF (total)	Log N/No CF por DT	▲ I total- (DT)
0%	0.20	7.21	0.88	0.002	21.03	0.04	0.00	-0.44	-0.44
5%	0.23	9.65	71.05	0.166	23.1	3.83	-2.58	-2.02	0.55
10%	0.17	10.84	97.44	0.166	25.45	4.22	-4.17	-2.09	2.08
15%	0.26	11.92	99.78	0.261	26.68	6.96	-7.58	-2.47	5.11
20%	0.18	12.52	99.95	0.178	28.3	5.05	-9.64	-2.22	7.43
30%	0.19	12.85	99.97	0.187	28.98	5.41	-9.64	-2.27	7.37

Tabla 3. Relación de la inactivación de *Salmonella* spp producida por el producto DT

Dosis CaO	N-NH ₃ (g/L)	pH	% NH ₃ convertido*	Dosis real g/L	Temp. °C	DT g/L °C	Log N/No Sal (total)	Log N/No Sal por DT	▲ I total- (DT)
0%	0.12	5.52	0	0	20.3	0	0.00	0.00	0.00
5%	0.11	8.95	36.66	0.04	22.3	0.84	-2.86	-1.45	1.41
10%	0.11	10.64	99.99	0.11	23.7	2.51	-3.85	-1.97	1.88
15%	0.11	11.70	99.99	0.11	23.8	2.66	-5.02	-2.00	3.02
20%	0.10	12.27	99.99	0.10	24.3	2.42	-6.55	-1.95	4.61
30%	0.10	12.48	99.99	0.10	25.2	2.58	-6.93	-1.98	4.95

Tabla 4. Relación de la inactivación de huevos de Helminths producida por el producto DT

Dosis CaO	N-NH ₃ (g/L)	pH	% NH ₃ convertido*	Dosis real g/L	Temp. °C	DT g/L °C	N/No HH (total)	N/No HH por DT	▲ I total- (DT)
0%	0.12	5.52	0.00	0.00	20.3	0.00	0.00	0.00	0.00
5%	0.11	8.95	36.66	0.04	22.3	0.84	-47.67	-0.69	46.98
10%	0.11	10.64	99.99	0.11	23.7	2.51	-70.67	-2.08	68.59
15%	0.11	11.70	99.99	0.11	23.8	2.66	-78.00	-2.2	75.80
20%	0.10	12.27	99.99	0.10	24.3	2.42	-79.00	-2.01	76.99
30%	0.10	12.48	99.99	0.10	25.2	2.58	-80.67	-2.14	78.53

Las figuras 1 y 2 muestran el efecto del producto DT (temperatura y amoniaco producidos) sobre el proceso de inactivación de bacterias de *salmonella* spp y coliformes fecales respectivamente, en los dos casos la inactivación calculada por el efecto DT fue inferior a la inactivación total obtenida, se observa que dicho factor afecta a la supervivencia de las bacterias al inicio del tratamiento removiendo mas de 2 unidades LOG para cada grupo bacteriano, por lo que este producto debe de ser tomado en cuenta como variable de diseño, operación y control [5].

La figura 3 muestra el efecto DT sobre los huevos de helmintos, en este caso la eficiencia llego solamente hasta un 2%, indicativo de la alta resistencia de estas estructuras a los procesos de estabilización (Harrison 1993) , así como a pequeñas concentraciones de amoniaco (<0.1g/l) y a incrementos relativamente ligeros de temperatura (>29°C).

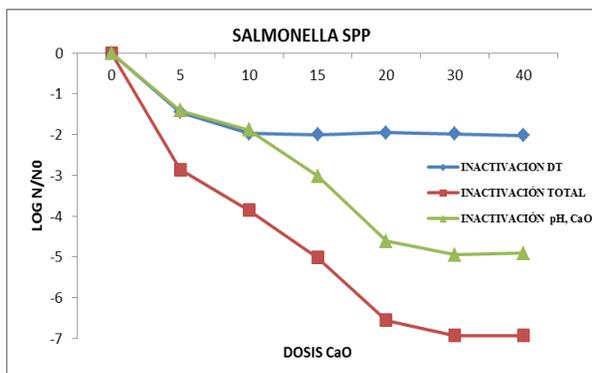


Figura 1. Inactivación de *Salmonella* spp en el proceso de estabilización alcalina y producto DT

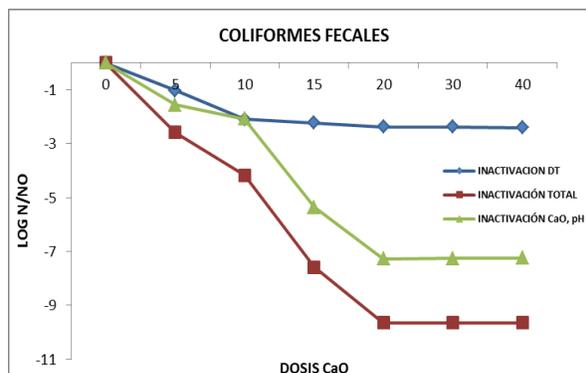


Figura 2. Inactivación de coliformes fecales en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.

Para estimar el efecto del producto DT en cada dosis aplicada fue necesario sustituir el valor de DT obtenido en el modelo de HOM expresado en la ecuación 20, los coeficiente cinéticos obtenidos para cada indicador se presentan en la tabla 1, se observa que constante k^* de mayor velocidad de inactivación (1.3) es para el grupo *Salmonella* spp, debido a su mayor sensibilidad a los cambios físicoquímicos en el medio [5], el grupo coliforme presenta una ligera resistencia al producto DT (1.524), debido a su origen fecal y a que este grupo involucra un mayor consorcio de bacterias.

Para el caso de los huevos de helmintos la velocidad de inactivación fue muy lenta (0.00924) resistiéndose al producto DT, pero no a los cambios bruscos de pH y a los cambios de humedad producidos por la acción del CaO [6].

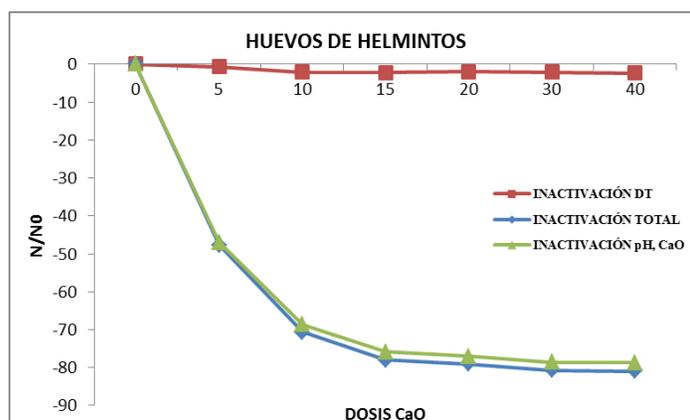


Figura 3. Inactivación de huevos de helmintos en el proceso de estabilización alcalina y producto DT.

Conclusiones

El incremento del pH en la estabilización con CaO, fue esencial para la inactivación de microorganismos, así como para la conversión del NH_4^+ a NH_3 , el cual al ser liberado incrementó la remoción de bacterias, ya que presenta un efecto desinfectante. Por otro lado el incremento de la temperatura en el proceso no es suficiente para ser un factor primordial en la inactivación, pero contribuye junto con otros factores fisicoquímicos a incrementar la eficiencia del proceso.

El producto combinado DT tiene un impacto significativo sobre la sobrevivencia de bacterias, el grupo *salmonella* presento una mayor velocidad en su inactivación, seguida por el grupo coliforme, el estudio de estos factores es esencial para la comprensión del proceso de estabilización alcalina, para su manejo, control y operación. Ya que en el proceso intervienen diferentes factores (NH_3 , Temperatura, Humedad) los cuales pueden ser manipulados para llevar a cabo la completa inactivación de microorganismos con consumos mínimos de energía y de reactivos desinfectantes.

El factor DT presentó un mínimo impacto sobre los Huevos de Helminetos, esto debido a que dicho grupo presenta una mayor resistencia a los procesos de estabilización, por que debe ser estudiado el efecto de estos factores con niveles superiores de Temperatura, NH_3 y Humedad.

Referencias

1. Apha, Awwa and Wef., American Public Health Association, Washington, DC, USA. (1998)
2. Jimenez, B. and Méndez, J. M., World Intellectual Property organization. Patent WO 2005/051853 A1. (2005)
3. Girovich, M., Marcel Dekker, Inc., USA. (1996)
4. Harrison, K. G., y Wauford, J. P., Consulting Engineers, Inc. Nashville, Tennessee. (1993)
5. Méndez-contreras, JM. Atenodoro-Alonso, J. Champion, F. Vallejo-Cantu, N. A. and Alvarado-Lassman, A., Water SA. Vol.35. No. 4. July 2009.
6. Mignotte-Cadiergues B, Maul A, Huyard A, Capizzi S, Schwartzbrod L. Water Sc. Technol. 43(12), 195-200. (2002).
7. NOM-004-SEMARNAT-2002. Diario Oficial de la Federación. México. (2002)
8. Lyndon L, Gordon R, Member, Asce. Journal of Environmental Engineering. Vol. 9. No. 9 pp 783-793. (1998)