

115
2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES:
EFICACIA DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN
LA REMOCION DE HUEVOS DE HELMINTOS

T E S I S
Que para obtener el Título de
B I O L O G O
p r e s e n t a:
DIANA ORTIZ ANAYA



México, D. F.



FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR 1995

FALLA DE ORIGEN

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

M. EN C. VIRGINIA ABRIN BATULE
Jefe de la División de Estudios Profesionales
Facultad de Ciencias
Presente

Los abajo firmantes, comunicamos a Usted, que habiendo revisado el trabajo de Tesis que realiz(ó)ron LA pasante(s) DIANA ORTIZ ANAYA

con número de cuenta 8501722-3 con el Título: _____

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES: EFICACIA DE -
LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN EN LA REMOCIÓN DE HUEVOS -
DE HELMINTOS.

Otorgamos nuestro **Voto Aprobatorio** y consideramos que a la brevedad deberá presentar su Examen Profesional para obtener el título de BIÓLOGO

GRADO	NOMBRE(S)	APELLIDOS COMPLETOS
M. en I.	FERNANDO	POZO ROMAN
Director de Tesis	DR.	JOSE LUIS ROMERO ZAMORA
DRA.	CONCEPCION	SANCHEZ GOMEZ
BIOL.	IVONNE JAISIBI	CUESTA ZARCO
Suplente	M. en C.	GABRIELA RICO FERRAT
Suplente		

Fernando Pozo Roman

Concepcion Sanchez Gomez

Ivonne Jaisibi Cuesta Zarco

Gabriela Rico Ferrat

DEDICADA AFECTUOSAMENTE A:

Ma. Luisa Anaya González

y

Jaime Ortiz Flores

**FUENTES DE AMOR Y
PUNTUALES DE MI VIDA**

MANIFIESTO MIS MÁS SINCEROS AGRADECIMIENTOS:

A todos mis profesores, por el apoyo académico proporcionado para lograr mi formación y superación profesional.

A los miembros de mi Jurado, por dedicar parte de su tiempo para leer, comentar y hacer posible que esta tesis se enriqueciera.

Al M. en I. Fernando Pozo Román, por su acertada dirección de tesis y por sus valiosas sugerencias que hicieron posible el desarrollo y la culminación del presente trabajo.

Aldo..... te agradezco por haberme otorgado tu amistad y por la confianza profesional que me brindaste para hacer posible la realización de mi anhelo.

Livia, gracias por el apoyo y consejos que me has dado, y por el cariño de pensar conmigo que este momento llegaría.

A mis familiares y amigos de trabajo, por su motivación e interés brindados durante el desarrollo de esta tesis.

Si alguien se me quedó en el subconsciente.....¡Por algo será!

RESUMEN

INTRODUCCION

OBJETIVOS

I	AGUAS RESIDUALES	1
	1. ORIGEN Y CARACTERISTICAS	1
	2. CONTAMINACIÓN Y ASPECTO SANITARIO DE LAS AGUAS RESIDUALES	6
II	HELMINTOS ENTERICOS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES ..	10
III	SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA AGUAS RESIDUALES	28
	1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES	33
	1.1 Definición y características	33
	1.2 Clasificación de los procesos biológicos	36
	2. LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN: UNA SOLUCIÓN CONFIABLE A BAJO COSTO	40
	2.1 Generalidades	40
	2.2 Descripción	41
	2.3 Ventajas y desventajas de las lagunas de estabilización ...	45
	2.4 Clasificación de las lagunas	46
	3. SISTEMAS PARA LA REMOCIÓN DE PATÓGENOS EN AGUAS RESIDUALES	58
	3.1 Remoción de organismos patógenos en las lagunas de estabilización	62
IV	REUSO DE AGUAS TRATADAS	66
	1. RIESGOS A LA SALUD HUMANA QUE SE RELACIONAN CON EL REUSO DE AGUAS TRATADAS	73
	2. INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DE CONTAMINACION FECAL ..	77
	3. NORMAS DE CALIDAD MICROBIOLÓGICA	79

INDICE

V	<u>DESARROLLO EXPERIMENTAL</u>	87
VI	<u>RESULTADOS</u>	100
VII	<u>ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS</u>	112
VIII	<u>CONCLUSIONES</u>	119
IX	<u>RECOMENDACIONES</u>	121
X	<u>REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</u>	123
XI	<u>ANEXOS</u>	

RESUMEN

Con el propósito de discernir el efecto que ocasionan las lagunas de estabilización sobre la remoción de huevos de helmintos, se realizaron análisis de este parámetro en las aguas residuales municipales crudas y tratadas procedentes de las plantas de tratamiento de lagunas de estabilización localizadas en Santa Ana Pacueco, Gto.; Reynosa, Tamps. y Almoloya del Río, Edo. de México.

Las muestras se procesaron y analizaron en el Laboratorio de Calidad del Agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) en Cuernavaca, Mor.

El análisis constó de: Comparación de diferentes técnicas de aislamiento y cuantificación de huevos de helmintos, con aguas residuales crudas y tratadas del sistema lagunar de Santa Ana Pacueco, Gto., esto fue con el fin de conocer la sensibilidad de las técnicas con respecto a las aguas residuales por analizar en el estudio. A partir de aquí se señaló la técnica más adecuada y se procedió a determinar el análisis cualitativo y cuantitativo de huevos de helmintos en las aguas residuales de los sistemas lagunares de Reynosa, Tamps. y Almoloya del Río, Edo. de México; posteriormente se obtuvo la eficiencia de remoción de huevos de helmintos en ambos sistemas lagunares.

Como complemento a este estudio se efectuaron análisis de coliformes fecales y totales con el objeto de distinguir su porcentaje de disminución en relación al de los huevos de helmintos; a su vez se verificó si las aguas tratadas cumplieron con las normas de calidad establecidas para su uso agrícola.

INTRODUCCION

Debido a la insuficiencia de recursos hidráulicos en muchas regiones del mundo y al aumento en la producción de grandes volúmenes de aguas residuales como producto de la explosión demográfica y del desarrollo industrial, las aguas residuales tratadas son una importante alternativa como una fuente adicional de suministro particularmente para fines agrícolas, siempre y cuando se realice con las condiciones adecuadas que garanticen la conservación tanto de las características minerales, orgánicas e hidrogeológicas del suelo, aunado a la obtención de cultivos que cumplan con los niveles de calidad microbiológicos establecidos en las normas para el reuso agrícola de aguas residuales tratadas. La calidad microbiológica de las aguas residuales está influenciada por numerosos factores entre los que se encuentran: el endemismo de los agentes etiológicos, la calidad del suministro de agua, la naturaleza de los desechos que son añadidos durante su uso; además de diversos factores socioeconómicos y culturales.

Las aguas residuales municipales contienen, entre sus múltiples componentes, concentraciones elevadas de agentes patógenos al hombre y podrían considerarse como un vehículo para la diseminación de estos agentes, sobre todo cuando se emplean para el riego de cultivos sin haber recibido un tratamiento adecuado que inhiba o elimine dichos agentes. Sin embargo es imprescindible estimar diversas limitaciones que conciernen con la salud pública, medio ambiente, entorno social y legal, conjuntamente con los planteamientos políticos e institucionales de diferentes áreas geográficas.

Actualmente se cuenta con diversas tecnologías de tratamiento de aguas residuales, ya sean físicas, químicas o biológicas, que se utilizan para remover significativamente la contribución de contaminantes (incluyendo los biológicos) que se generan por las diversas actividades humanas. El tratamiento se aplica dependiendo del origen e impurezas de las aguas residuales crudas, y del uso posterior de las aguas tratadas, ya que es muy importante disminuir el exceso de contaminantes que sobrepase la capacidad de autopurificación de los cuerpos receptores donde se arrojan los desechos, aunado a evitar los riesgos a la salud derivados del reuso de las aguas residuales insuficientemente tratadas.

Los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales se consideran como ecosistemas extremadamente complejos donde interactúan poblaciones microbianas particularmente deseadas, que utilizan los sustratos orgánicos e inorgánicos presentes en los desechos líquidos para obtener su energía vital y producir biomasa, junto con formas moleculares estables presentes en la naturaleza.

Las lagunas de estabilización forman parte de las tecnologías de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales destinadas a ser reutilizadas, porque sus características de diseño y operatividad junto con las condiciones climáticas de cada región influyen directamente en la remoción óptima de los organismos patógenos, y a través de un buen diseño se logran efluentes que cumplen con las normas higiénico-sanitarias exigibles para su utilización agrícola.

El propósito fundamental del presente trabajo es dar a conocer las características de las aguas residuales, haciendo hincapié desde el punto de vista sanitario, y ofrecer un enfoque sobre el tratamiento biológico de lagunas de estabilización, destacando la eficiencia de estas para inactivar parásitos, con el fin de cumplir con las condiciones bacteriológicas establecidas en las directrices para el uso de aguas residuales tratadas en el riego agrícola.

OBJETIVOS

Objetivo General.

- Determinar la eficiencia de remoción de huevos de helmintos en el tratamiento biológico de aguas residuales: lagunas de estabilización.

Objetivos particulares.

- Señalar la importancia de los huevos de helmintos como indicadores microbiológicos de contaminación fecal en aguas residuales destinadas al riego agrícola.
- Identificar y cuantificar las especies de helmintos patógenas al hombre, presentes en las aguas residuales urbanas o municipales crudas y sometidas al tratamiento biológico de lagunas de estabilización a evaluar.
- Relacionar la eficiencia de remoción de huevos de helmintos contra la de coliformes fecales y totales, en las lagunas de estabilización a evaluar.

I. AGUAS RESIDUALES

1. ORIGEN Y CARACTERISTICAS

El término de aguas residuales se aplica en general a los desechos líquidos, domésticos o industriales que se colectan a través de las redes de alcantarillado y que son conducidos y descargados en el mismo sistema de drenaje junto con el agua pluvial, estas aguas acarrean diferentes tipo de desechos que provienen ya sea de áreas habitacionales, industrias, negocios o instituciones (ver figura 1), es por esto que contienen una mezcla extremadamente compleja de materia orgánica, minerales y organismos patógenos (Wescot, 1985).

El origen de las aguas residuales puede ser a partir de:

- Agua doméstica o municipal que se genera del agua que se suministra a una comunidad y que está sometida a una variedad de usos dentro de la misma ya sea en: habitaciones, centros comerciales y servicios públicos y privados. Sus características están vinculadas con su origen.
- Agua industrial que se genera a través de diversos procesos de manufactura industrial y que está conectada a la red de alcantarillado;
- Agua pluvial o agua de lluvia que entra a los sistemas de alcantarillado.
- Infiltración de agua subterránea que ingresa al sistema de alcantarillado a través de tuberías mal selladas o rotas.
- Escorrentías de usos agrícolas.

I. AGUAS RESIDUALES

En comunidades pequeñas las variaciones cuali y cuantitativas de las aguas residuales están en relación al número de habitantes y a la forma de vida de los usuarios, sus hábitos de higiene y al uso de letrinas, aunado a la dotación del agua que reciben, así como al número y tipos de establecimientos industriales y comerciales presentes en dichas comunidades (Pettygrove, 1985; Pujol, 1990).

Para establecer el nivel de tratamiento de las aguas residuales y poder definir el uso al que se les destine, es necesario determinar sus parámetros característicos tanto físicos, químicos como biológicos.

La tabla 1 presenta los parámetros representativos de las aguas residuales con sus intervalos de valores correspondientes.

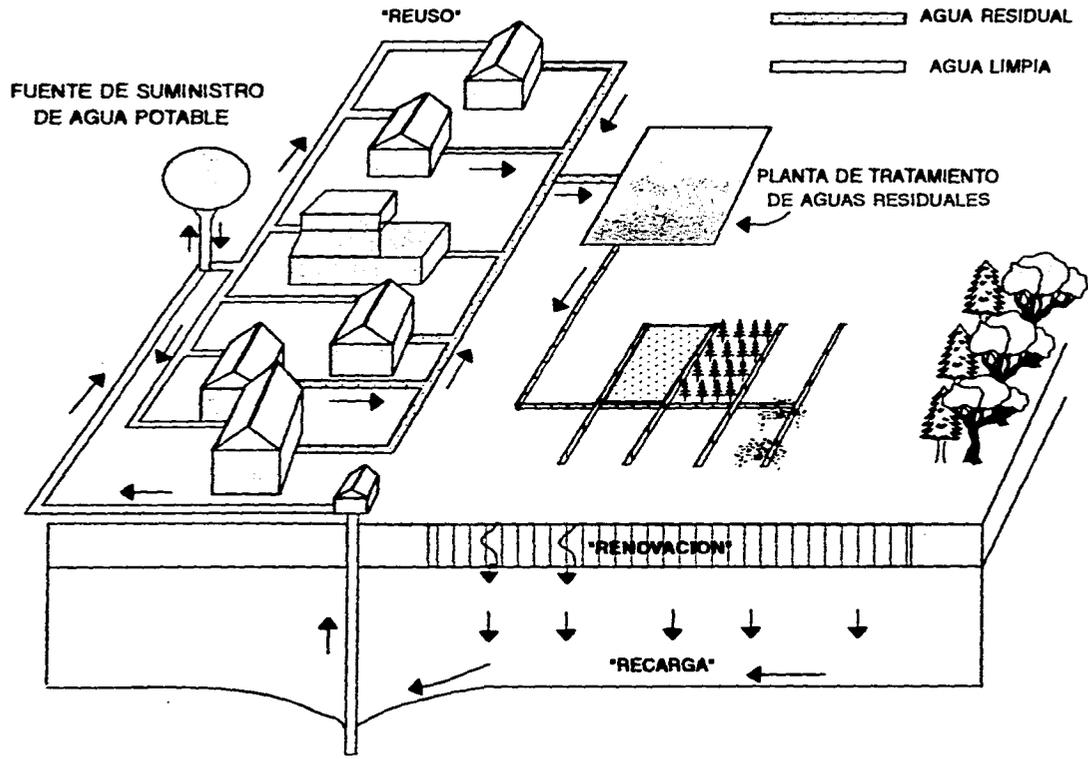


Figura 1. Origen de las aguas residuales

3

I. AGUAS RESIDUALES

Tabla 1. Parámetros característicos de las aguas residuales.

PARAMETROS A CUANTIFICAR	UNIDADES	INTERVALO	IMPORTANCIA
CARACTERISTICAS FISICAS			
Materia sólida:			
Sólidos totales (ST)	mg/l	350 - 1200 ¹	Los sólidos suspendidos pueden traer como consecuencia la formación de depósitos de lodos y condiciones anaerobias cuando las aguas residuales no tratadas son descargadas al medio acuático. Cantidades excesivas de sólidos suspendidos causan taponamientos en los sistemas de irrigación.
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/l	100 - 350 ⁵	
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	mg/l	80 - 275 ⁵	
Sólidos totales volátiles (STV)	mg/l	105 - 325 ⁵	
Sólidos totales disueltos (STD)	mg/l	250 - 850 ⁵	
Sólidos sedimentables (SS)	ml/l	1.8 - 6.1 ¹	
Temperatura	°C	10-21 ¹	La temperatura del agua es un parámetro muy importante por su efecto en la vida acuática, en las reacciones químicas y velocidad de reacción. Los cambios bruscos de temperatura pueden dar como resultado un alto porcentaje de mortalidad de la vida acuática, la temperatura anormalmente elevada puede dar lugar a un crecimiento indeseable de plantas acuáticas y hongos.
CARACTERISTICAS QUIMICAS			
pH	Unidades de pH	6.8 - 7.5 ²	El pH de las aguas residuales afecta la solubilidad de los metales, así como la alcalinidad de los suelos. Los desechos industriales pueden alterar el pH significativamente. Por otra parte, el pH puede afectar a los métodos de tratamiento y al equipo metálico expuesto al agua residual, su alcalinidad natural en muchos casos actúa como amortiguador para conservar un pH neutro necesario para la actividad biológica.
Conductividad eléctrica (CE)	mhos/cm	2000 ²	La conductividad se relaciona principalmente con la calidad química del agua y cantidad de sólidos disueltos en una solución.
Medidas de contenido orgánico:			
Carbón orgánico total (COT)	mg/l	100 - 300 ³	La constituyen carbohidratos, proteínas y grasas que favorecen el agotamiento de oxígeno en las aguas receptoras, con lo cual se desarrollen condiciones sépticas. La materia en suspensión, grasas y espumas originan la contaminación estética.
Carbón orgánico disuelto (COD)	mg/l	418 ²	
Oxígeno disuelto (OD)	mg/l	6 - 35 ⁴	El agua no debe contener impurezas en elevadas concentraciones, ni residuos excesivos de las sustancias que se emplearon durante su tratamiento.
Demanda bioquímica de oxígeno total (DBO)	mg/l	75 - 278 ²	
Demanda química de oxígeno total (DQO)	mg/l	100 - 250 ³	
Demanda bioquímica de oxígeno soluble (DBO _s)	mg/l	100 - 300 ³	
Demanda química de oxígeno soluble (DQO)	mg/l	40 - 200 ⁴	
Compuestos orgánicos:			
Acidos volátiles	mg/l	8.5 - 20 ²	Con estos parámetros se cuantifica el oxígeno equivalente de materia orgánica presente en las aguas residuales, que puede oxidarse ya sea química o biológicamente.
Acidos solubles no volátiles	mg/l	algún ácido 0.1 - 1.0 ²	
Acidos orgánicos	Fracción	2/3 de ácidos grasos ¹	La concentración de DBO y DQO confirman la naturaleza orgánica de las aguas residuales. Una relación DQO/DBO > 2 indica la naturaleza biodegradable de estas aguas.
Proteínas y aminoácidos	%	40 - 50 ²	
Carbohidratos	%	25 - 50 ³	
Grasas y aceites	%	50 - 150 ¹	

Tabla 1. (Continuación)

PARAMETROS A CUANTIFICAR	UNIDADES	INTERVALO	IMPORTANCIA
CARACTERISTICAS QUIMICAS			
Nutrientes:			
Nitrógeno orgánico (N)	mg/l	8 - 35 ⁵	La relación DBO/N/P = 100/26.6/11.6 permite que se realice cualquier proceso biológico. Los nutrientes son esenciales para el desarrollo de plantas, bajo ciertas condiciones estimulan los procesos eutróficos y su presencia normalmente mejora la calidad de las aguas destinadas al riego de cultivos. Cuando se descargan cantidades excesivas al suelo, el nitrógeno ocasiona la contaminación de aguas subterráneas.
Nitrógeno total (N _t)	mg/l	25 - 85 ³	
Nitrógeno amoniacal (NH ₃)	mg/l	12 - 50 ⁵	
Nitratos	mg/l	0 ⁵	
Nitritos	mg/l	0 ⁵	
Fósforo total (P _t)	mg/l	4 - 15 ⁵	
Fósforo orgánico	mg/l	1 - 5 ⁵	
Fósforo inorgánico	mg/l	3 - 10 ³	
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	4 ⁴	
Cationes y aniones:			
Calcio (Ca ²⁺)	mg/l	0 - 400 ⁷	La salinidad excesiva y cationes específicas como Cl, Na y B son tóxicos para algunas cosechas y pueden ocasionar problemas en la permeabilidad de los suelos.
Sodio (Na ²⁺)	mg/l	3 - 9 ⁷	
Magnesio (Mg ²⁺)	mg/l	(irrigación superficial) >70 ⁷ (irrigación por aspersión)	
Carbonato (CO ₃ ²⁻)	mg/l	0 - 3 ⁷	
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	mg/l	0 - 600 ⁷	
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/l	0 - 1000 ⁷	
Cloro libre (Cl ²)	mg/l	140 - 350 ⁷ (irrigación superficial)	
Cloruro (Cl ⁻)	mg/l	25 - 45 ⁷	
Boro (B ³⁺)	mg/l	0.7 - 34 ⁷	
Elementos traza:			
Aluminio (Al)	mg/l	5.0 ⁷	Generalmente los metales pesados se acumulan en el suelo y son tóxicos para las plantas (el grado de toxicidad varía enormemente) y animales. Su presencia puede limitar la aprobación de las aguas residuales en la irrigación.
Arsenico (As)	mg/l	0.10 ⁷	
Bario (Ba)	mg/l	0.10 ⁷	
Cadmio (Cd)	mg/l	0.01 ⁷	
Cobalto (Co)	mg/l	0.05 ⁷	
Cromo (Cr)	mg/l	0.1 ⁷	
Cobre (Cu)	mg/l	0.2 ⁷	
Hierro (Fe)	mg/l	1.0 ⁷	
Litio (Li)	mg/l	5.0 ⁷	
Manganeso (Mn)	mg/l	2.8 ⁷	
Molibdeno (Mo)	mg/l	0.2 ⁷	
Niquel (Ni)	mg/l	0.01 ⁷	
Plomo (Pb)	mg/l	0.2 ⁷	
Selenio (Se)	mg/l	5.0 ⁷	
Estaño (Sn)	mg/l	0.02 ⁷	
Titanio (Ti)	mg/l	-	
Vanadio (V)	mg/l	0.1 ⁷	
Zinc (Zn)	mg/l	2.0 ⁷	
CARACTERISTICAS BIOLOGICAS			
Algas	mg/l	200 - 1000 ⁴	La clorofila <i>a</i> es una medida directa de la biomasa algal presente en las aguas residuales.
Clorofila <i>a</i>	µg/l	0 - 900 ⁴	
Coliformes totales	NMP/100 ml	≤ 1000/100 ml	
Coliformes fecales	NMP/100 ml	≤ 100/100 ml	
Huevos de helmintos	No. de huevos/l	≤ 1/l ²	En las aguas residuales que son destinadas al riego de cultivos, es importante tener un control de los organismos patógenos presentes en las mismas para disminuir el riesgo real y potencial a la salud pública.

Fuente: 1) Metcalf, 1979; 2) Eckenfelder, 1991; 3) Balderas, 1993; 4) Coll, 1992; 5) Palange, 1987; 6) Fair, 1984; 7) Wescot, 1985.

2. CONTAMINACIÓN Y ASPECTO SANITARIO DE LAS AGUAS RESIDUALES

La contaminación del agua puede definirse como una alteración de las características físicas, químicas y/o biológicas de un cuerpo de agua receptor ocasionado por la descarga de contaminantes provenientes de los desechos de las comunidades, casas-habitación o de diversas actividades humanas, provocando que sea inadecuada o no favorable para uno o más usos benéficos específicos (Palange, 1987). La naturaleza de los contaminantes y las condiciones de las aguas receptoras determinan notablemente los efectos que se originan y las medidas que deben utilizarse para su control. Los desechos presentes en las aguas residuales que intervienen en la contaminación del agua pueden clasificarse como:

- **Compuestos tóxicos que provocan inhibición en la actividad biológica del agua.**
- **Compuestos que afectan el balance de oxígeno en las aguas receptoras, lo cual ocasiona cambios en la diversidad biológica (y en el crecimiento poblacional) de los ecosistemas acuáticos.**
 - **Sustancias que consumen el oxígeno disuelto, principalmente materia orgánica (de biodegradabilidad variable), además de formas nitrogenadas; ya que al descomponerse biológicamente por los microorganismos aerobios y facultativos, ocasionan una demanda bioquímica de oxígeno. Otras sustancias importantes son los agentes inorgánicos reductores.**
 - **Sustancias que impiden la reoxigenación, como grasas, aceites y detergentes, ya que forman una capa sobre la superficie del agua, por lo tanto, se reduce la tasa de transferencia de oxígeno y como consecuencia prevalece la fermentación anaerobia de los desechos orgánicos, produciendo gases que ocasionan olores desagradables.**
 - **Descargas con alta temperatura, que influyen en la disminución de la concentración de saturación de oxígeno disuelto. Por otra parte,**

los microorganismos acuáticos son muy sensibles a los cambios bruscos de temperatura (además del pH), este parámetro influye significativamente en la tasa de crecimiento de las comunidades bióticas presentes en los ecosistemas acuáticos, ésto se refleja de manera indirecta en la estabilización de la materia orgánica biodegradable.

- Altas concentraciones de sólidos inertes que se depositan en el fondo de las corrientes y lagos.
- Microorganismos patógenos; como virus, bacterias, protozoarios y helmintos entéricos. Normalmente sus concentraciones en aguas residuales sin tratar son sumamente altas, y su persistencia en ambientes favorables como suelos y cosechas contaminadas por la irrigación con aguas residuales crudas, favorece la infección de grupos poblacionales expuestos (Shuval, 1991; Palange, 1987).

La carga de contaminantes es igual al producto del volumen de flujo por la concentración de una muestra representativa descargada durante el mismo tiempo. Los principales factores que ocasionan fluctuaciones en la descarga de contaminantes dentro de una comunidad son: su tamaño, ritmo de actividad, hábitos de higiene de los usuarios, organización interna, etc. Asimismo, el flujo de contaminantes que se genera en una comunidad también está en función a la dotación de agua que recibe la población, así como al número y tipo de establecimientos industriales y comerciales presentes en la misma (Pujol, 1990).

Las aguas residuales municipales, así como los lodos residuales provenientes de las plantas de tratamiento pueden acarrear concentraciones considerables de agentes patógenos relacionados con las excretas que pueden transmitirse por la ruta oral-fecal y tienen el potencial de causar infecciones importantes a la salud pública o brotes epidémicos asociados con aguas residuales crudas o insuficientemente tratadas. Los principales organismos patógenos que están presentes en las aguas residuales, así como los síntomas o enfermedades que ocasionan se resumen en la tabla 2.

Tabla 2. Microorganismos patógenos presentes en las aguas residuales.

Agentes	Enfermedad/síntomas	Dosis infectiva	
		25-50%	75-100%
Virus.			
Enterovirus	Poliomielitis, parálisis, meningitis, fiebre	—	10 ⁶
Virus del polio	Diarrea, fiebre, meningitis	—	100 Unidades Formadoras de Colonia
Virus Echo	Meningitis, enfermedades respiratorias	—	10 ² (infantes)
Virus de coxsackie A y B	Encefalitis, meningitis, conjuntivitis, bronquiolitis, neumonía.	—	10 ²
Enterovirus	Hepatitis infecciosa, ictericia	—	10 ²
Virus hepático A	Gastroenteritis, diarrea, vómito	—	—
Rotavirus, Agente Norwalk			
Bacterias.			
<i>Campylobacter fetus</i> sp. jejuni	Diarrea, vómito	10 ⁶	10 ¹⁰
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis (diarrea)	10 ⁵ -10 ⁸	—
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁴
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea (incluye diarrea)	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁸
<i>Vibrio cholera</i>	Shigelosis (disentería bacilar)	10 ⁶ -10 ¹¹	—
Especies de <i>Shigella</i>	Cólera (diarrea)	—	—
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Diarrea, estados misceláneos	—	—
<i>Legionella</i>	Neumonía	—	—
Protozoarios			
<i>Cryptosporidium</i>	Diarrea	—	—
<i>Balantidium coli</i>	Diarrea, disentería, ulceración colónica	—	—
<i>Entamoeba histolytica</i>	Ulceración colónica, disentería amébrica, absceso hepático	—	10 ²
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrea crónica, infecciones en el intestino delgado	—	10 ²
Helminfos.			
<i>Clonorchis sinensis</i>	Clonorchiasis, Oplistorquiasis (a menudo asintomático: diarrea, perturbaciones abdominales y hepáticas)	—	—
<i>Fasciola hepatica</i>	Fasciolosis	—	—
<i>Diphyllobothrium latum</i>	Difilobotriosis (frecuentemente asintomático: anemia, diarrea, obstrucción).	—	—
<i>Hymenolepis nana</i>	Himenolapiasis	—	—
<i>Taenia solium</i>	Teniasis. Cisticercosis (perturbaciones oculares, cardíacas o del sistema nervioso central).	—	—
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Anquilostoma duodenal (anemia)	—	—
<i>Necator americanus</i>	Necatoriasis	—	—
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis (perturbación respiratoria digestiva o abdominal, obstrucción intestinal)	—	—
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis (prurito anal)	—	—
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Estrongiloidiasis (frecuentemente asintomático, inflamación cutánea, perturbación pulmonar o abdominal)	—	—
<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriasis (frecuentemente carente de síntomas: anemia, diarrea, obstrucción)	—	—

Fuente: Asano, 1991

I. AGUAS RESIDUALES

Los agentes patógenos que se expulsan en las excretas y residuos líquidos del aseo de personas infectadas por estos organismos pueden llegar a otras personas por diferentes vías de transmisión, las principales son las siguientes:

- Directa, a través de la ingestión de aguas cuya calidad microbiológica se deterioró por el contacto con excretas y/o aguas residuales, o con aguas de escurrimiento pluvial, y por la contaminación durante el recorrido hasta llegar al usuario.
- Indirecta, por medio de la ingestión de alimentos que fueron irrigados con aguas residuales crudas o de calidad microbiológica deficiente (Salvato, 1992).

La densidad y diversidad de organismos patógenos en las aguas residuales se muestran en la tabla 3, cabe aclarar que estos datos varían de acuerdo al área geográfica, endemismo del patógeno en cuestión, presencia de vectores, fuentes de abastecimiento de aguas para consumo humano y de factores socioeconómicos y culturales. Por otra parte, la presencia de estos organismos en aguas residuales de origen urbano o municipal reflejan, en cierta forma la salud general de la población.

Tabla 3. Concentración de organismos patógenos en aguas municipales tratadas.

Organismos	Concentración (NMP/ml)
Coliformes totales	0.5 - 1×10^6
Streptococos fecales	5 - 20×10^3
<i>Shigella</i>	Presente
<i>Salmonella</i>	4-12
<i>Pseudomona aeruginosa</i>	102
<i>Clostridium perfringens</i>	507
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Presente
Quistes de protozoarios	100
Huevos de helmintos	1
Virus entéricos	1-492 Unidades Formadoras de Placa

Fuente: Asano, 1991.

II. HELMINTOS ENTERICOS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales contienen una variedad de helmintos entéricos en su etapa infecciosa (huevos embrionados o larvas) que pueden ser ingeridos o penetrar al huésped definitivo o intermediario hasta completar su ciclo biológico.

Existen numerosos factores que favorecen la transmisión de los helmintos entéricos, los principales son: la alta persistencia de sus estadíos en el medio ambiente, su dosis infectiva mínima, el hecho de que no hay inmunidad en los seres humanos (y otros huéspedes), su período de latencia es largo y requieren una etapa de desarrollo en el suelo para su transmisión (Ayres, 1992; OMS, 1989).

Comúnmente la literatura reporta las siguientes especies de huevos de helmintos en las aguas residuales: *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*, *Taenia sp.*, *Hymenolepis nana*, *H. diminuta*, *Enterobius vermicularis*, *Toxocara sp.*, *Strongyloides stercoralis* y uncinarias; aunque las densidades de huevos de helmintos que reportan varían conforme a la zona de estudio por sus características en cuanto al aspecto climático y sociocultural, además de las técnicas que emplean para su análisis, ya que no existe una técnica estandarizada (como en el caso de coliformes fecales y totales) para cuantificar huevos de helmintos en aguas residuales crudas y tratadas (Stien, 1990).

Debido a que el objetivo del trabajo es conocer la eficiencia de remoción de huevos de helmintos en las lagunas de estabilización, se hará una breve descripción de las características biológicas y distribución de las especies de helmintos más frecuentemente localizadas en las aguas residuales en nuestro país.

La mayoría de los helmintos (tremátodos, céstodos nemátodos) son parásitos obligatorios del tracto intestinal y de órganos relacionados en el hombre y otros vertebrados, sus características generales son las siguientes:

- Su cuerpo está cubierto por un tegumento sincicial.
- Los órganos de fijación y succión presentan forma de gancho.

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

- El tracto digestivo es incompleto, los tremátodos carecen de ano y las tenias carecen de aparato digestivo.
- Son acelomados, aunque el espacio entre los órganos internos está ocupado por parénquima disperso.
- Su tejido muscular está fuertemente desarrollado.
- Carecen de sistema circulatorio, respiratorio y de esqueleto.
- El sistema excretor consiste de numerosas células en flama conectadas por túbulos, los cuales, en el caso de los tremátodos, se unen a una vesícula; y, en las tenias, llegan directamente a los canales excretores.
- En el sistema nervioso, un par de ganglios anteriores se conectan con tres pares de troncos de nervios longitudinales.
- Son generalmente monoecios, esto es, ambos sexos se presentan en el mismo individuo; la fertilización es interna.
- Sus ciclos de vida son complejos, con huéspedes intermediarios en el caso de tremátodos digenéticos y céstodos.
- La mayoría son especies de importancia médica y económica (Meyer, 1988)

El grado de infecciones helmínticas que se asocian con la irrigación de cultivos con aguas residuales (riesgo actual o atribuible) es difícil de cuantificar, ya que en muchos lugares donde esto se practica con regularidad, las enfermedades helmínticas se transmiten por la contaminación fecal directa al medio ambiente (Ayres, 1992). La tabla 4 presenta la frecuencia de helmintiasis intestinales en nuestro país reportadas durante 1960 a 1992.

Tremátodos

En México existen dos especies autóctonas de tremátodos parásitos del hombre (afortunadamente son poco comunes en nuestro país): *Fasciola hepatica* o duela hepática, causante de la fascioliasis y *Paragonimus mexicanus*, agente causal de la paragonimiasis. Su ciclo sigue un patrón básico, incluye un molusco como primer hospedero intermediario, en el que a partir del miracidio se desarrollan una serie de etapas secuenciales, que incluyen: esporocisto madre, esporocisto hija y cercaria, o esporocisto madre, redía y cercaria. (Meyer, 1988).

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

Fasciola hepatica está ampliamente distribuida en todo el mundo y es de gran importancia económica en la ganadería. La fasciolosis es un problema parasitario mucho más importante en el ganado que en el hombre, ya que la presencia de esta especie en los tejidos del ganado vacuno, ovino, etc. hace que merme su productividad. Su ciclo biológico (ver figura 2) requiere condiciones ecológicas bastante precisas, como un medio ambiente en el que se encuentre un acúmulo de agua dulce de poca movilidad donde estén presentes los huéspedes intermediarios, y que los mamíferos parasitados, como es el caso del ganado, defequen en un sitio cercano a este acúmulo de agua.

Céstodos

En el caso de los céstodos, las especies que normalmente se reportan en nuestro país son:

- *Taenia solium* y su larva (*Cysticercus cellulosae*),
- *Taeniarhynchus saginatus*
- *Echinococcus granulosus*
- *Dipylidium caninum*
- *Hymenolepis nana*
- *Hymenolepis diminuta*.

Tabla 4. Frecuencia de helmintiasis intestinales en México (1960-1992)

PARASITOSIS	% DE POBLACION INFECTADA CON HELMINTOS	# DE PERSONAS INFECTADAS
Ascariasis	29.6	24'136,172
Tricocefalosis	21.0	16'883,657
Enterobiasis	19.0	15'259,087
Uncinariasis	17.3	14'016,583
Himenolepiasis	14.5	11'797,886
Estrongiloidosis	6.5	5'272,910
Teniasis	1.5	1'197,842

Fuente: Tay J. y cols., 1992, Dpto. Microbiología y Parasitología, Fac. Medicina, UNAM.

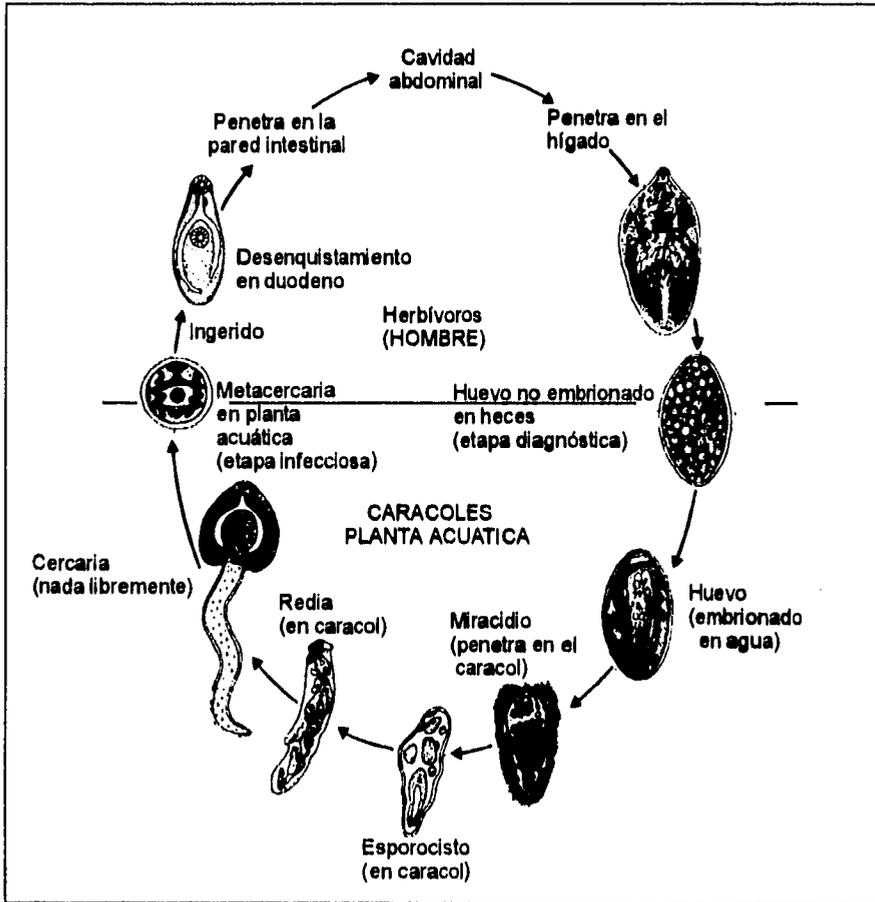


Fig. 2 Ciclo biológico de *Fasciola hepatica*

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

Normalmente el índice de fecundidad de los céstodos es elevado, un adulto puede vivir varios años, dependiendo de la especie. Su ciclo biológico es indirecto, esto es, que los diferentes estadios larvarios se desarrollan en uno o varios huéspedes. Su infección es pasiva, ya que se lleva a cabo a través de la ingestión de larvas o huevos embrionados, éstos últimos requieren una etapa en el agua para su desarrollo. Los ciclos biológicos de *Taenia solium*, *H. nana* e *H. diminuta* se muestran en las figuras 3, 4 y 5 respectivamente.

H. nana es de distribución cosmopolita, predomina en climas cálidos y templados. Los principales factores que favorecen la himenolepiasis son el uso inadecuado de las excretas, mala calidad del agua para consumo humano y de regadío, presencia de vectores, malos hábitos de higiene personal, etc. *T. solium* al igual que *H. nana* es cosmopolita. La prevención y control de la cisticercosis debe enfocarse en intentar romper el ciclo biológico mediante la destrucción de sus huevos, ésto podría resolverse mediante la instalación de letrinas, fosas sépticas y digestores en áreas endémicas, lo cual facilita su destrucción en un tiempo relativamente corto, mediante procesos de digestión bacteriana. La tabla 5 presenta un resumen de las principales características de los tremátodos y céstodos.

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

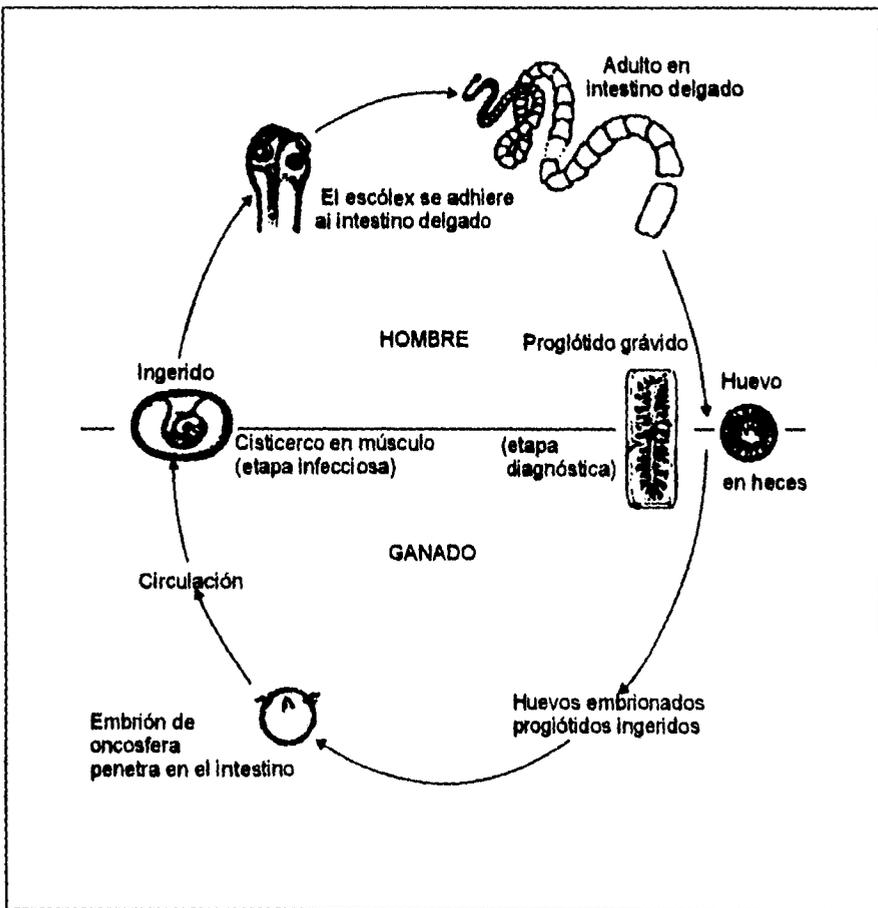


Fig. 3 Ciclo biológico de *Taenia solium*

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

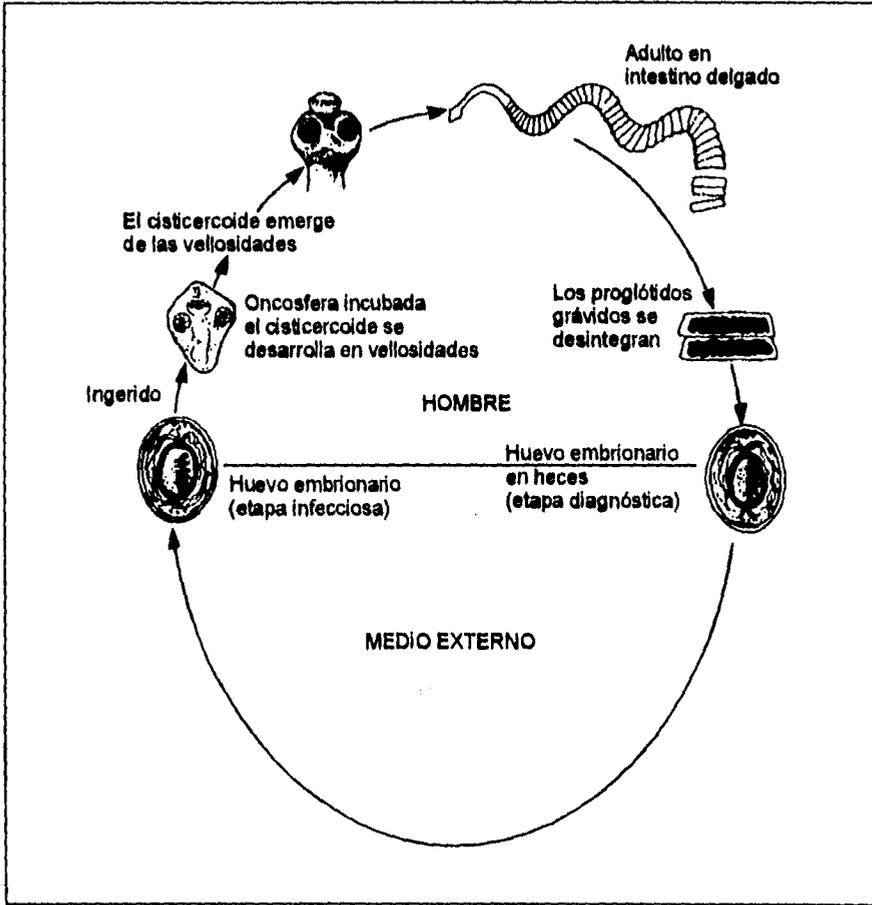


Fig. 4 Ciclo biológico de *Hymenolepis nana*

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

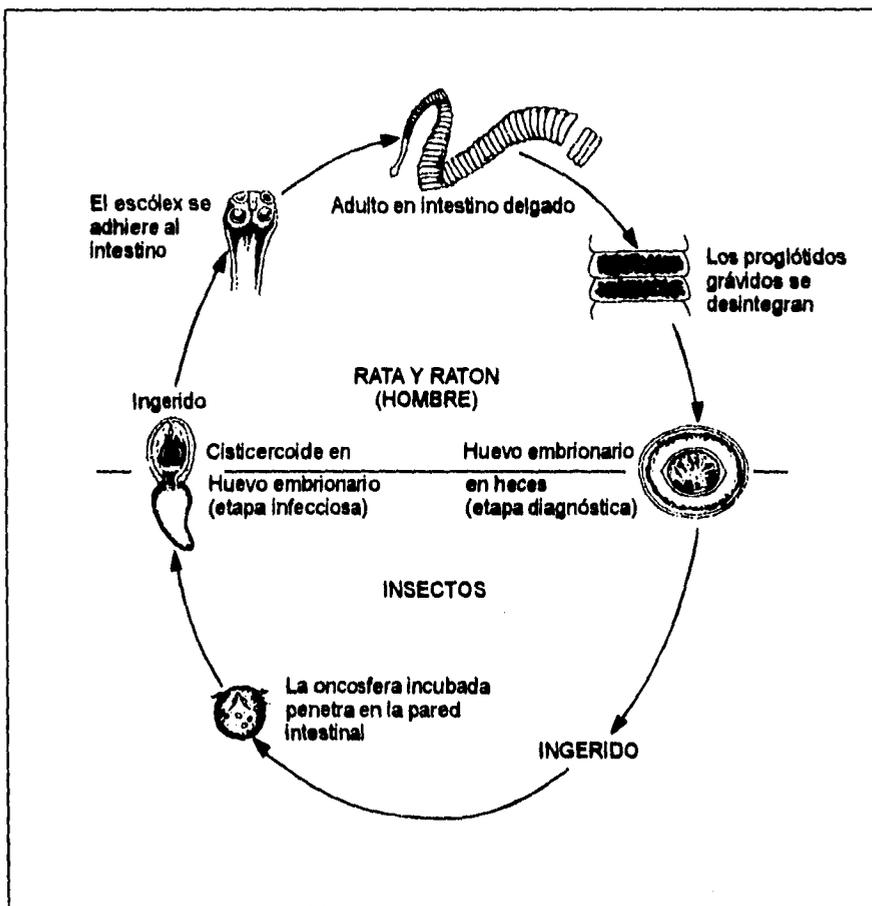


Fig. 5 Ciclo biológico de *Hymenolepis diminuta*

Tabla 5. Características de Tremátodos y Céstodos entéricos.

Especie	<i>Fasciola hepatica</i>	<i>Yersinia solium</i>	<i>Hymenolepis nana</i>	<i>H. diminuta</i>
Mecanismo de infección	Ingestión de metacercarias enquistadas en la vegetación acuática	Ingestión de cisticercos en carne de cerdo infectada	Por ingestión de cisticercoide en artrópodo infectado o por ingestión directa del husvo; también puede producirse la autoinfección	Ingestión de cisticercoide en artrópodo infectado
Huéspedes intermedios	Cercarol pulmonado de agua dulce de la familia Lymnaeidae	Veca. El hombre puede ser huésped intermedio cuando en él se establece el cisticarco, mediante la ingestión de alimentos contaminados con husvos embrionados.	Uno: diversos artrópodos (escarabajos, pulgas) o ninguno	Uno: diversos artrópodos (escarabajos, pulgas)
Huéspedes definitivos	Vacunos, ovinos, conejos, roedores, equinos, hombre, etc.	Hombre	Hombre, ratas y ratones	Comúnmente las ratas, ocasionalmente infecta al hombre
Huevo	Oval, 140 a 160 μ por 40 a 70 μ . Operculado. Cubierta lisa delgada. Color amarillo dorado.	Esférico, 30 a 50 μ de diámetro. Embrionario redondo. Embrión hexacanto. Posee una cápsula gruesa formada por prietas truncadas unidos entre sí y provista de una delgada membrana hialina de origen embrionario.	Casi esférico, 35 a 47 μ . Dos membranas. Engrosamientos polares. Filamentos polares (4 a 8). Embrión hexacanto	Casi esférico, 60 a 75 μ . Dos membranas. Matiz gelatinoso entre las membranas. Oncófera.
Ciclo biológico	Huevo en heces contaminación acuática apertura del opérculo miracidio libre localización de huésped intermediario penetración al cercarol pulmonado localización al hepatopáneoa transformación a esporocisto formación de redias formación de redias hijas formación de cercaria salida de cercarias localización en plantas acuáticas fijación y transformación a metacercaria ingestión de metacercaria por el huésped definitivo intestino delgado liberación de larva juvenil atraviesa la pared intestinal migración e hgado penetración a canículo biliar transformación a adulto liberación de husvos arrestra en el contenido biliar Negada a duodeno arrestra con el tránsito intestinal salida con las heces husvos en heces	Cerco de porcino con <i>Cisticercus celluloseae</i> viable Ingestión Duodeno Evaginación Fijación del escólex a la pared intestinal Crecimiento y formación de la cadena estrobilar Proglótidós grávidos Desprendimiento de los proglótidós grávidos Desintegración del proglótidó Husvos libres Salida en heces Contaminación del suelo Huésped humano Ingestión del husvo Eclisión del husvo Hexacanto libre Penetración a la pared intestinal Vesos sanguíneos Tejido celular subcutáneo Tejido muscular Sistema nervioso central Evolución a la forma larvaria, el cisticarco Se produce la cisticercosis	Ciclo directo: Huevo de <i>Hymenolepis nana</i> Ingestión Intestino delgado Liberación del embrión hexacanto Penetración e vellosidad intestinal Fijación del escólex a la pared intestinal Crecimiento de cadena estrobilar Adulto maduro Liberación de proglótidós grávidos Desintegración de proglótidós Husvos libres en luz intestinal Salida de husvos en heces AUTOINFECCION INTERNA Husvos libres en luz intestinal Eclisión de husvo Hexacanto libre Penetración e vellosidad intestinal Transformación a cisticercoide Maduración Salida de vellosidad intestinal Crecimiento de cadena estrobilar Adulto maduro Liberación de proglótidós grávidos Desintegración de proglótidós Husvos libres en luz intestinal Ciclo indirecto: Husvos libres en el medio ambiente Ingestión por un artrópodo Intestino medio eclisión Embrión libre Migración a tejidos Transformación a cisticercoide Fijación del escólex Crecimiento de cadena estrobilar Adulto maduro Liberación de proglótidós grávidos Desintegración de proglótidós Husvos libres en luz intestinal Salida de husvos en heces	Similar al de <i>H. nana</i> , a diferencia de que edo hay ciclo indirecto, por este razón se presenta con m e n o e frecuencia en el hombre, dado que la mayoría de los humanos no llegan a comer pulgas y n e o e a l t e completar su ciclo con la participación de un artrópodo.

Fuente: Romero C.N., 1993.

Nematodos

Las especies parásitas de esta clase han desarrollado una dependencia compleja con uno o varios huéspedes (según la especie) sin los cuales son incapaces de sobrevivir. Las siguientes especies parásitas del hombre se registran en nuestro país:

- *Trichuris trichiura*
- *Trichinella spiralis*
- *Capillaria hepatica*
- *Strongyloides stercoralis*
- *Rhabditis pellio*
- *Necator americanus*
- *Ancylostoma duodenale*
- *Angistrongylus costaricensis*
- *Ascaris lumbricoides*
- *Toxocara canis* y *T. mystax*
- *Lagocheilascaris minor*
- *Enterobius vermicularis*
- *Gnathostoma spinigerum*
- *Onchocerca volvulus* y
- *Mansonella ozzardi* (Lamothe, 1988)

Los huevos de los nemátodos parásitos varían en forma, tamaño, grosor de la capa protectora, así como en las ornamentaciones de la misma, también cambian de acuerdo con el estado de desarrollo en que se encuentran al ser ovipositados. Las tres principales capas protectoras de los huevos son: la membrana vitelina, la cual es delgada y rodea a la célula huevo; la capa media es gruesa, se le conoce como capa o cubierta del huevo o embrión, la tercera (más externa) es una capa proteica. El ciclo biológico de los nemátodos sigue dos patrones básicos:

- Directo o monoxeno, con un solo huésped en su ciclo, e
- Indirecto o heteroxeno, con dos o más huéspedes en su ciclo.

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

especies, la primera y segunda muda ocurren dentro del huevo; el tercer estadio larvario es ingerido por el huésped definitivo a través de alimentos contaminados, o puede penetrar por la piel, hasta completar la tercera y cuarta muda.

Los nemátodos con ciclo de vida indirecto tiene los mismos estadios larvarios que en el caso anterior, a diferencia que el tercer estado larval es transmitido al hospedero definitivo por medio de un vector u hospedero intermediario, normalmente artrópodos (crustáceos de agua dulce, arácnidos o insectos hematófagos), o moluscos (caracoles terrestres).

T. trichiura (agente causal de la tricocefalosis) prevalece en áreas tropicales y subtropicales al igual que *N. americanus* (agente causal de la uncinariasis), ésta última se encuentra en América y la zona endémica se restringe a las costas del Pacífico y del Atlántico y en varios estados del sureste de la República Mexicana. Epidemiológicamente la uncinariasis es un padecimiento ampliamente extendido, sobre todo en climas que reúnen características importantes de pluviosidad y humedad relativa abundante, ya que las condiciones ecológicas juegan un papel muy importante y los suelos en particular requieren de ciertas condiciones para que se dé la uncinariasis, la cual ocupa el segundo lugar de frecuencia en el mundo y es más común en prescolares y escolares.

La tricocefalosis ocupa el segundo lugar de las enfermedades parasitarias gastrointestinales causadas por helmintos en la República Mexicana, después de la ascariasis, esta enfermedad es la más frecuente en prescolares y escolares (Romero, 1993).

A. lumbricoides es cosmopolita, más abundante en zonas cálidas y húmedas, sobre todo donde las condiciones sanitarias son deficientes y se utilizan heces fecales de individuos portadores y aguas residuales crudas para fertilizar las cosechas. En infecciones intestinales masivas, el número de nemátodos es mayor a 1000 y la evacuación diaria de huevos supera los 50,000 por gramo de heces. Se estima que entre la quinta y cuarta parte de la población total del planeta está parasitada por este helminto (Meyer, 1988).

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

Por otra parte, *E. vermicularis* prevalece en climas templados y fríos, esto se debe a que la viabilidad de los huevos es mayor a bajas temperaturas y es más frecuente donde existe hacinamiento y promiscuidad. Es de amplia distribución geográfica, atraviesa todos los estratos económicos y sociales, aunque la enterobiosis es más frecuente en zonas urbanas que en zonas rurales, y es más frecuente en niños (Romero, 1993). En México se distribuye prácticamente en todo el territorio, su frecuencia varía de acuerdo a la región estudiada (Tay, 1993). La tabla 6 resume las principales características de las especies anteriormente citadas. Sus ciclos biológicos se presentan en las figuras 6, 7, 8 y 9. La tabla 7 resume las principales características epidemiológicas de los helmintos patógenos presentes en las aguas residuales.

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

Tabla 6. Características de los Nemátodos intestinales

Especie	<i>Ascaris lumbricoides</i>	<i>Trichuris trichiura</i>	<i>Enterobius vermicularis</i>	<i>Necator americanus</i>
Mecanismo de infección	Ingestión de huevo infectado	Ingestión de huevo infectado	Ingestión de huevo larvado	Penetración cutánea
Huéspedes intermedios	Ninguno	Ninguno	Ninguno	Ninguno
Huéspedes definitivos	Hombre	Hombre	Hombre	Hombre
Características del huevo	<p>Los huevos fecundados miden de 40 a 80 μ diámetro mayor y 35 a 50 μ diámetro menor. Con forma ovoides. Cubiertos por tres capas; la externa es vitelina, de color amarillo pardo con superficie abollonada; la intermedia es gruesa y quitinosa, mientras que la interna es vitelina y lipídica, contiene sacarósidas.</p> <p>Si el huevo tiene la cubierta externa irregular se le llama corticado, si pierde esta cubierta y se observa una superficie lisa que corresponde a la doble membrana se habla de un huevo decorticado.</p> <p>El huevo no fecundado u óvulo es más pasado y no tiene viabilidad a futuro y puede estar o no decorticado. Mide de 85 a 95 M de largo y 30 a 40 M de ancho.</p>	<p>Forma de barril. Cubierta triple. Dos polos. Con una prominencia intracapsular e incolora en cada polo. Mide de 50 a 60 μ por 25 a 35 μ. Contenido celular. Membrana delgada.</p>	<p>Forma oval elongada, miden de 50 a 60 μ por 20 a 30 μ. Transparentes. Larva en su interior. Una cara plana. Una cara convexa. Poseen una cápsula formada por una capa externa albuminosa, relativamente gruesa y hialina, compuesta de dos capas de quitina y una membrana embrionaria interna lipóide, la cual facilita su adhesión a los pliegues anales, donde son depositados por las hembras.</p>	<p>Forma elipsoidal, miden de 60 a 76 μ por 35 a 40 μ. Con una cubierta delgada incolora y refringente</p>
Ciclo biológico	<p>Huevo larvado Ingestión Intestino delgado Eclosisión Larva libre Penetración pared intestinal Circulación portal Hígado Corazón derecho Vasos pulmonares Tejido interalveolar Alvéolos Vías respiratorias Faringe Deglución Esófago Intestino delgado Adultos maduros Fecundación Oviposición Huevos en heces Huevos en el suelo</p>	<p>Huevo larvado Ingestión Intestino delgado Eclosisión Larva libre Desciende al final del intestino delgado y colon Penetración a criptas Adultos Fecundación Oviposición Huevos en luz intestinal Huevos aalen con las heces Suelo Maduración-desarrollo de la larva Huevo larvado</p>	<p>Huevo larvado Ingestión Intestino delgado Eclosisión Larva libre Región cecal Adulto maduro Fecundación Migración de la hembra Región anal Oviposición Huevo libre 6 horas Huevo larvado</p>	<p>Larva filariforme en el suelo Penetración cutánea Vasos sanguíneos Circulación Corazón derecho Vasos pulmonares Alvéolos Vías respiratorias Faringe Deglución Esófago Intestino delgado Adultos maduros Fecundación Oviposición Huevos en heces Huevos en el suelo Huevo larvado Eclosisión Larva rhabditiforme Larva filariforme en el suelo</p>

Fuente: Romero C.R., 1993.

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

Tabla 7. Características epidemiológicas de los principales helmintos patógenos presentes en las aguas residuales municipales.

Helmintos patógenos	Cantidad promedio excretada (e)	Latencia (b)	Vieibilidad (c)	Multiplicación fuera del hospedero humano	Dosis infectiva media (d)	Inmunidad significativa	Duración máxima de vida del adulto	Período prepatente
<i>Enterobius vermicularis</i>	Normalmente no se encuentra en las heces	0	7 días	No	B	No	1-2 meses	3 - 4 semanas
<i>Hymenolepis nana</i>	?	0	1 mes	No	B	Si?	(i)	2 - 3 semanas
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 ⁴	10 días	1 año	No	B	No	Hasta 1 año o más	2 meses
Uncinarias (e)	10 ²	7 días	3 meses	No	B	No	Hasta 15 años	6 - 8 semanas
<i>Strongyloides stercoralis</i>	10	3 días	3 semanas	Si	B	Si	---	---
<i>Trichuris trichiura</i>	10 ³	20 días	9 meses	No	B	No	Hasta 15 años	3 meses
<i>Taenia saginata</i> y <i>T. solium</i> (f)	10 ⁴	2 meses	9 meses	No	B	No	Hasta 25 años	3-5 meses
<i>Fasciola hepática</i> (f)	?	2 meses	4 meses	Si (h)	B	No	Hasta 1 año	2 - 3 semanas
<i>Fasciolopsis buski</i> (f)	10 ³	2 meses	?	Si (h)	B	No	---	---
<i>Schistosoma haematobium</i>	4 por ml de orina	5 semanas	2 días	Si (h)	B	Si	---	---
<i>S. mansoni</i> (g)	40 por ml de orina	7 semanas	2 días	Si (h)	B	?	---	---
<i>Leptospira</i> sp.	orina (?)	---	7 días	No	B	Si (?)	---	---

(e) Número promedio típico de organismos por gramo de heces (a excepción de las especies que están presentes en la orina)

(b) Tiempo mínimo de la excreción a la infectividad

(c) Período de vida máximo estimado de la etapa infectiva a 20-30°C

(d) B = Baja (<10³)

(e) *Ancylostoma duodenale* y *Necator americanus*

(f) La latencia es el tiempo mínimo de la excreción por el hombre a la reinfección potencial de éste. La persistencia en este caso se refiere al tiempo de sobrevivencia máximo de la etapa final infectiva. El ciclo de vida involucra un hospedero intermediario.

(g) Latencia y paratencia como en las especies de *Taenia*. El ciclo de vida involucra dos hospederos intermediarios. La multiplicación se lleva a cabo en el hospedero intermediario (caracol).

(i) Quizás muchos años, debido a la autoinfección.

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

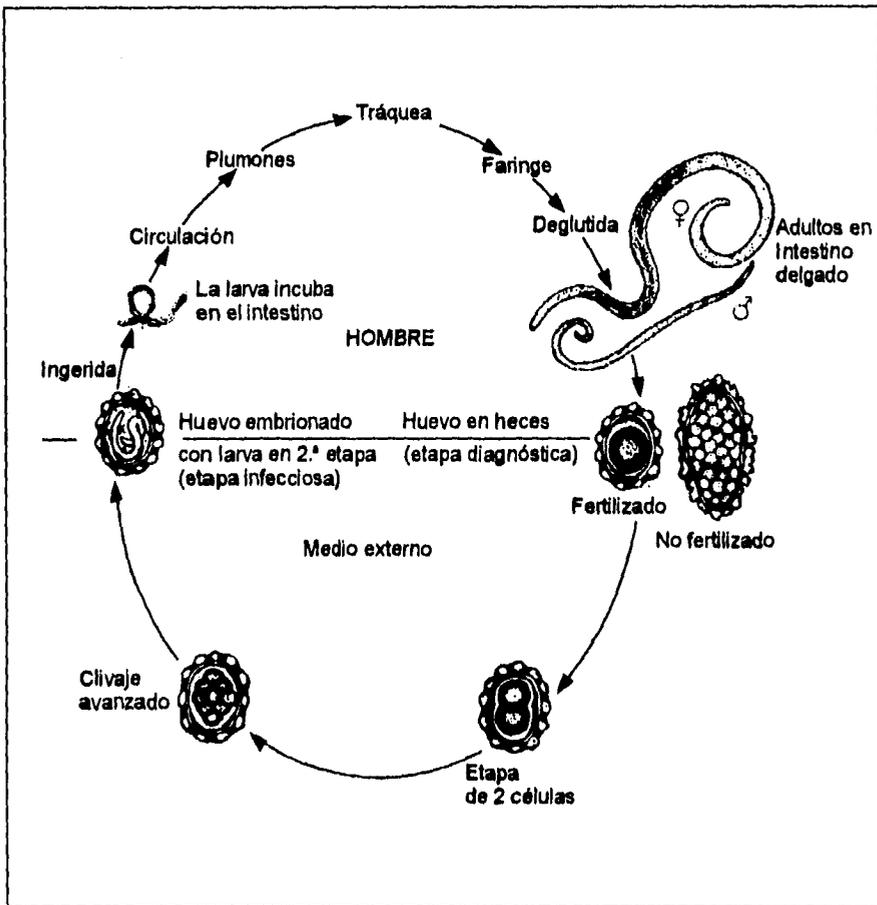


Fig. 6 Ciclo biológico de *Ascaris lumbricoides*

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

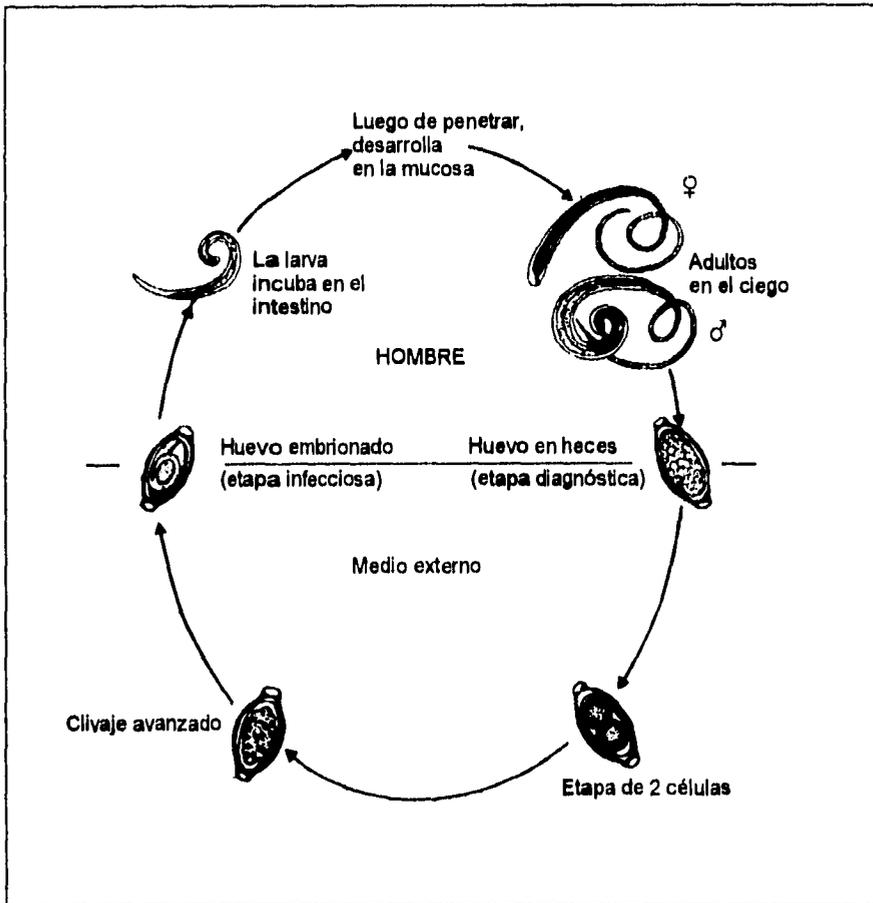


Fig. 7 Ciclo biológico de *Trichiuris trichiura*

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

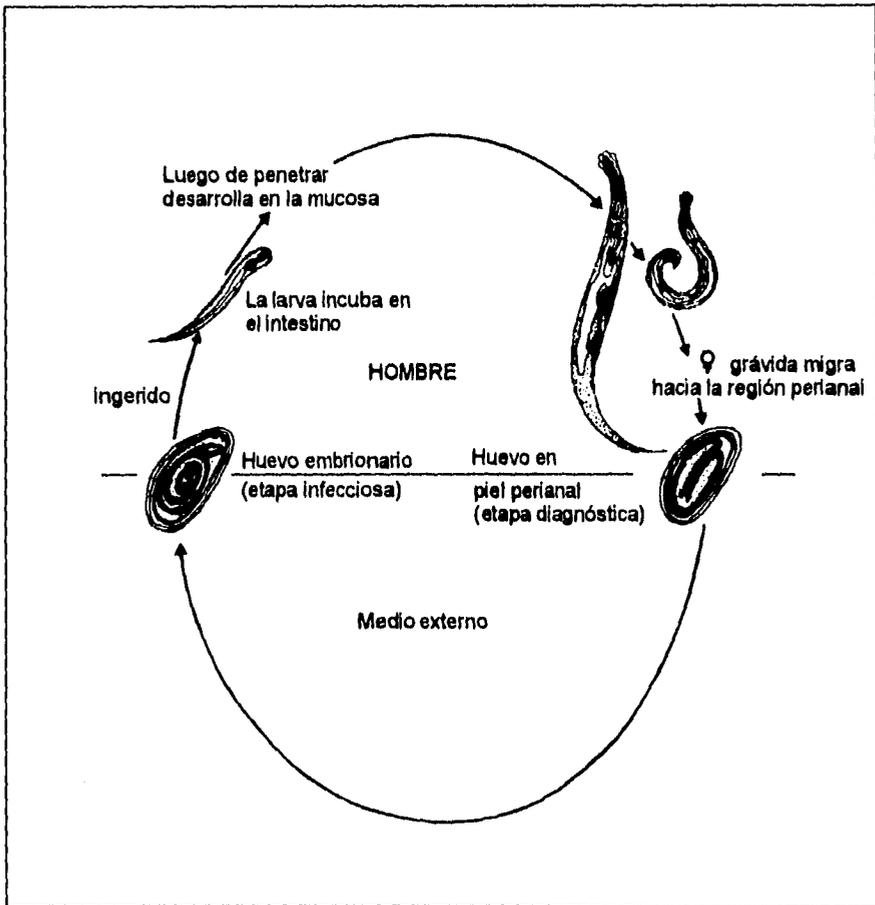


Fig. 8 Ciclo biológico de *Enterobius vermicularis*

II. HELMINTOS EN AGUAS RESIDUALES

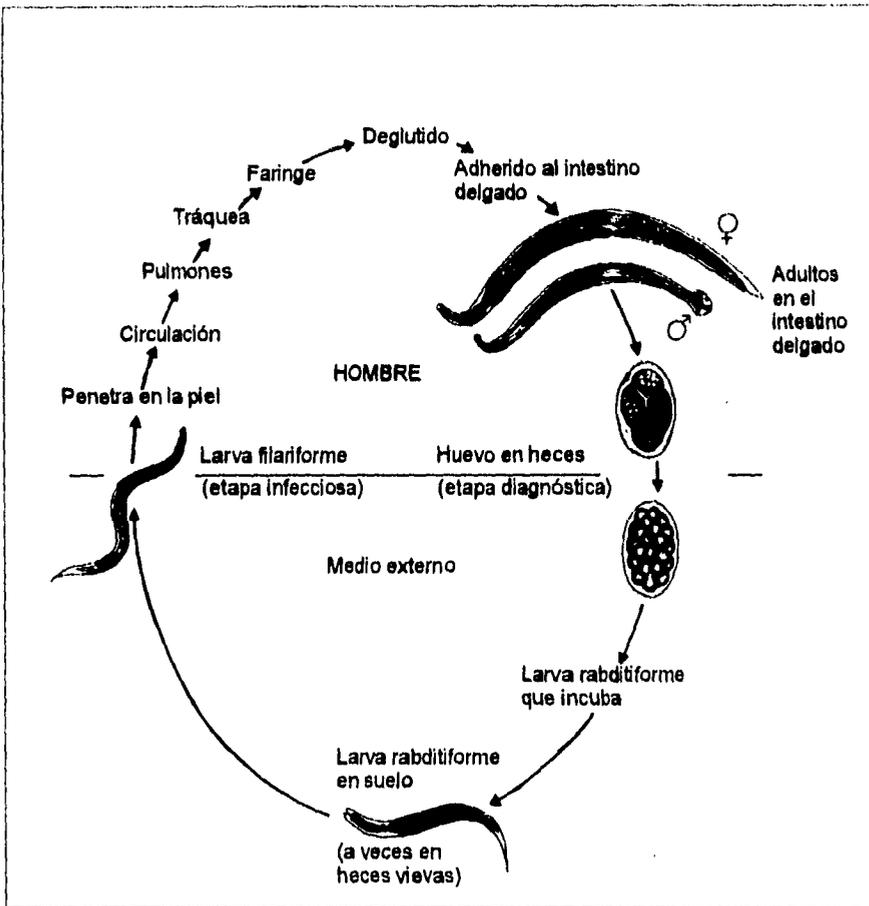


Fig. 9 Ciclo biológico de *Necator americanus*

III. SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA AGUAS RESIDUALES

Los métodos utilizados para el tratamiento de aguas residuales comúnmente se expresan en términos de operaciones unitarias y procesos unitarios, el primer término se refiere a la remoción de contaminantes por fuerzas físicas, mientras que en los procesos unitarios se involucran reacciones químicas y/o biológicas.

Un sistema de tratamiento de aguas residuales está compuesto de una combinación de operaciones y procesos unitarios diseñados para eliminar o disminuir ciertos constituyentes de las aguas residuales y obtener un efluente con características físico-químicas y/o microbiológicas aceptables, que pueda ser vertido al medio ambiente sin ocasionarle daños irreversibles desde un punto de vista de contaminación. Las operaciones unitarias que intervienen en el tratamiento de aguas residuales pueden ser diversas y complejas, según sean las necesidades del medio receptor (ver figura 10). La tabla 8 presenta los diferentes procesos de tratamiento de aguas residuales para la remoción de sus principales contaminantes.

Eckenfelder (1991) hizo referencia a ciertos factores (de acuerdo a los criterios económicos y técnicos) que influyen en la determinación del tipo de tratamiento de aguas residuales, entre los cuales citó:

- Características del influente
- Calidad del efluente requerido
- Costos y disponibilidad de terreno
- Incremento a futuro de los estándares de calidad de aguas residuales para su reuso.

Generalmente, el sistema de tratamiento de aguas residuales comprende los siguientes procesos:

- Pretratamiento
- Tratamiento primario
- Tratamiento secundario ó biológico y
- Tratamiento terciario ó avanzado (Wescot, 1985).

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Tabla 8. Operaciones, procesos y sistemas de tratamiento para aguas residuales.

Tipo de contaminante	Operación unitaria, proceso unitario o sistemas de tratamiento	Clasificación
Sólidos suspendidos	Sedimentación	F
	Cribado y desmenuzado	F
	Filtración	F
	Flotación	F
	Adición de polímeros químicos	Q
	Sedimentación/Coagulación	F/Q
Orgánicos biodegradables	Lodos activados	B
	Filtros rociadores	B
	Discos biológicos rotatorios	B
	Lagunas de estabilización	F/B
	Filtración en arena	B/F/Q
	Procesos fisicoquímicos	F/Q
Patógenos	Cloración	Q
	Hypocloración	Q
	Ozonación	Q
	Aplicación al suelo	F
Nutrientes: Nitrógeno	Nitrificación y desnitrificación con biomasa suspendida	B
	Nitrificación y desnitrificación con biomasa fija	B
	Arrastre con amoníaco	Q/F
	Intercambio iónico	Q
	Cloración en el punto de quiebre	Q
	Aplicación al suelo	F
Fósforo	Coagulación/sedimentación con sales metálicas	Q/F
	Coagulación/sedimentación con cal	Q
	Remoción bioquímica	Q/B
	Aplicación al suelo	F
Metales pesados	Precipitación química	Q
	Intercambio iónico	Q
	Aplicación al suelo	F
Sólidos inorgánicos disueltos	Intercambio iónico	Q
	Osmosis inversa	F
	Electrodialisis	Q

Q = Químico
B = Biológico
F = Físico

Fuente: Metcalf, 1979.

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

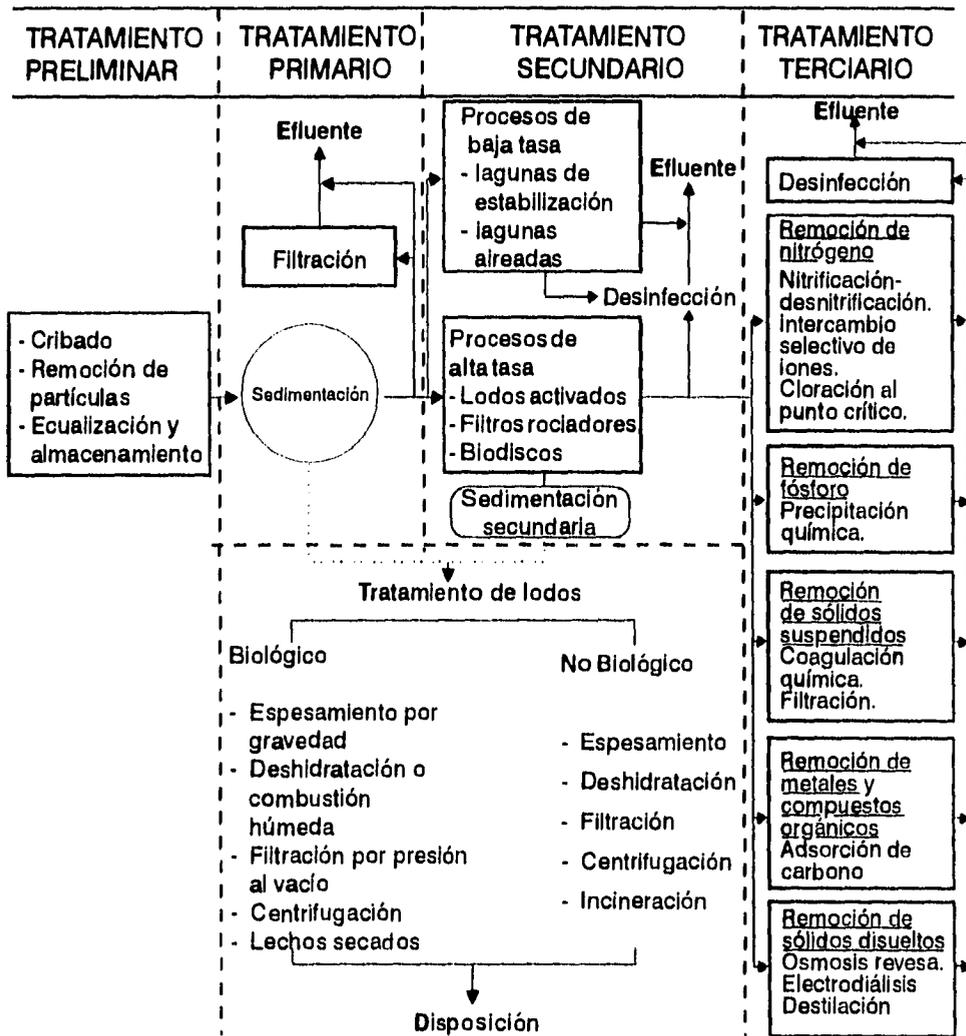


Fig. 10 Niveles de tratamiento para aguas y lodos residuales

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento preliminar tiene como objetivo eliminar de las aguas residuales todos aquellos elementos de tamaño considerable que por su acción mecánica puedan afectar el funcionamiento del sistema de tratamiento, así como las arenas y elementos minerales que puedan producir fenómenos de abrasión en los elementos mecánicos. El equipo utilizado en esta fase de tratamiento está constituido principalmente por rejillas y desarenadores. Otra operación que se realiza en este tratamiento, es la remoción de materia grasa y aceites libres, los cuales forman una película superficial en el agua que es eliminada por un tabique deflector y varias tomas de superficie (Wescot, 1985; Anderson, et.al, 1992)

El tratamiento primario consiste en la separación de los sólidos en suspensión no retenidos en el pretratamiento, mediante medios físicos como la sedimentación o la flotación. En algunos casos se incluye dentro de este tratamiento la Neutralización, proceso típicamente químico encaminado a conseguir el pH idóneo para las posteriores operaciones de tratamiento.

El tratamiento secundario o biológico normalmente consiste de una conversión biológica de los compuestos orgánicos coloidales y disueltos en biomasa, la cual puede removerse subsecuentemente por sedimentación. El contacto entre los organismos y la materia orgánica es optimizado suspendiendo la biomasa en las aguas residuales o pasando las aguas residuales sobre una película o biomasa adherida a superficies sólidas. Este tipo de tratamiento se caracteriza porque produce gran cantidad de biomasa, la cual es biodegradable por catabolismo endógeno y por otros microorganismos; por otra parte, remueve la mayoría de la materia degradable suspendida y disuelta que permanece después del tratamiento primario (Palange, 1987; Wescot, 1985).

El tratamiento terciario se lleva a cabo para eliminar fundamentalmente la materia orgánica que no ha sido retenida en el tratamiento biológico, o bien que no es biodegradable, además de las sales inorgánicas disueltas, principalmente Nitrógeno y Fósforo cuya remoción se logra a través de una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos. Dentro de este tratamiento se incluyen los siguientes procesos:

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

- Adsorción
- Intercambio iónico
- Osmosis inversa
- Eliminación de nutrientes

La desinfección es un tratamiento posterior al biológico cuyo fin es dar al efluente una elevada calidad desde el punto de vista bacteriológico. A través de esto se logra la destrucción selectiva de bacterias y virus patógenos presentes en el agua residual. Por lo general, se realiza mediante la adición de productos químicos como cloro, ozono, bromo, yodo o permanganato potásico, lo cual entraña una serie de riesgos para el medio receptor.

Con el propósito de reducir la carga de contaminantes que contienen las aguas residuales de origen doméstico, se han instalado en diversas localidades de nuestro país plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Sin embargo, la capacidad de tratamiento de estas aún no es satisfactoria, de tal manera que para 1993, de un caudal de 160,000 L/s de aguas residuales municipales, un poco más de 30,000 L/s (aproximadamente un 19 por ciento) reciben tratamiento; a esto hay que agregar que el agua residual tratada no alcanza muchas veces los niveles de calidad que puede soportar el cuerpo receptor, o no cumplen con los requisitos para uso agrícola.

1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES

1.1 Definición y características

Los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales (conocidos comúnmente como procesos de tratamiento secundario), se consideran como ecosistemas extremadamente complejos, donde las aguas residuales (que son retenidas en un reactor) constituyen el hábitat de diversos grupos microbiológicos que son capaces de metabolizar los compuestos orgánicos e inorgánicos biodegradables presentes en las aguas residuales y mediante estas condiciones es posible conseguir efluentes con un nivel reducido de sólidos suspendidos y materia orgánica soluble (Leslie, 1990; Woomb, 1987).

Actualmente se ha favorecido el empleo de una gran diversidad de procesos biológicos en los que se tratan las aguas residuales municipales e industriales, además de aguas subterráneas, lixiviados de rellenos sanitarios y suelos contaminados; con el propósito de obtener la remoción eficiente (a un costo factible) tanto de contaminantes orgánicos y compuestos tóxicos, así como de organismos patógenos y nutrientes (Ramalho, 1991; Bradshaw, 1992).

Los reactores están diseñados para retener un volumen definido de aguas residuales y los inóculos de los microorganismos presentes en las mismas se desarrollan en este ambiente, ya que las aguas residuales por sus concentraciones elevadas de carbono, nitrógeno, fósforo y elementos traza, proporcionan un medio de crecimiento ideal (con excepción de ciertos desechos industriales) para el desarrollo de ecosistemas complejos, en los que intervienen diferentes asociaciones simbióticas entre una amplia variedad de microorganismos; incluyendo algas, virus, bacterias, hongos, protozoarios y nemátodos (Hammer, 1986). Conforme al tipo de nutrientes de las aguas residuales intervienen bacterias hidrolíticas, fermentadoras, acetogénicas, metanogénicas y sulfatoreductoras (Bradshaw, 1992). De esta forma, los microorganismos metabolizan y remueven las sustancias orgánicas coloidales y disueltas para obtener su energía vital, incorporándolas en su biomasa (Wescot, 1985).

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

La capacidad bioquímica, genética y las interacciones dentro de la comunidad microbiana juegan un papel importante en la biodegradación de los desechos orgánicos presentes en las aguas residuales, por lo tanto, resulta imprescindible controlar los factores requeridos para favorecer la proliferación de las especies particularmente deseadas y así, lograr la estabilización de la materia orgánica, esto es, la reducción de su contenido orgánico por la incorporación de sólidos coloidales dentro de la biomasa. Entre los principales factores se encuentran:

1. **Requerimientos nutricionales (ver tabla 9).**
2. **Factores ambientales que afectan su desarrollo.**
3. **Metabolismo de los microorganismos que intervienen.**
4. **Desarrollo microbial y recirculación de los microorganismos sedimentados (Aelion, 1991).**

Los organismos bacteriófagos, principalmente protozoarios ciliados y nemátodos influyen de manera indirecta en la remoción de contaminantes de las aguas residuales, ya que mediante sus actividades depredadoras no permiten la proliferación de diferentes poblaciones bacterianas, así, disminuye la competencia por los nutrientes y las bacterias incrementan su tasa de asimilación de materia orgánica (Horan, 1990; Woombs, 1987).

Al inicio de una unidad de tratamiento biológico, normalmente se registran inestabilidades en su funcionamiento, esto se debe al período de aclimatación del sistema; en el que la biodegradación puede no detectarse (Wiggins, 1988). Este es un período que se requiere para que prevalezcan las condiciones ambientales óptimas que favorecen el desarrollo de los microorganismos, lo que permite el funcionamiento total del proceso. Debido a esto, es importante evaluar la composición o naturaleza de los contaminantes en el flujo residual, sus características fisicoquímicas, presencia de sustancias tóxicas o inhibitoras, y ciertos métodos de bioenriquecimiento; como son el suministro de nutrientes adecuados y sustratos secundarios, además de modificadores de pH y oxígeno (Bradshaw, 1992).

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

La cinética de los procesos de tratamiento biológico normalmente se describe como reacciones de primer orden, donde la tasa de reacción es directamente proporcional a la concentración del sustrato; su principal desventaja es la gran cantidad de biomasa que producen como consecuencia de la biodegradación, la cual requiere manejo, tratamiento y evacuación (Wentz, 1989).

Tabla 9. Clasificación de los requerimientos nutricionales

Función	Origen
Fuente de energía	Compuestos orgánicos Compuestos inorgánicos Luz solar
Aceptores de electrones	O ₂ Compuestos orgánicos Oxígeno combinado (NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , SO ₄ ²⁻)
Fuente de carbono	CO ₂ , HCO ₃ ⁻ Compuestos orgánicos
Elementos traza y factores de crecimiento	i.e. vitaminas

Fuente: Benefield, 1980.

1.2. Clasificación de los procesos biológicos

Los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales pueden dividirse en función al tipo de metabolismo empleado por los microorganismos que en ellos intervienen:

1. **Aerobios**, en este proceso es necesario que en el líquido bajo tratamiento exista suficiente oxígeno molecular para que los microorganismos metabolicen los compuestos orgánicos y puedan obtener energía biológicamente útil y los compuestos necesarios para su desarrollo y reproducción. Los productos finales son el dióxido de carbono, agua, nitritos, sulfatos y fosfatos. Al mismo tiempo, las bacterias realizan autooxidación en su masa celular; por lo tanto es importante que exista un mecanismo para que siempre esté disponible determinada concentración de oxígeno disuelto (Bucksteeg, 1987). Otros factores que intervienen para un adecuado funcionamiento del proceso son el pH, temperatura, concentración de materia orgánica y nutrientes (Hammer, 1986).
2. **Anaerobios**, en este caso, los microorganismos requieren oxígeno combinado en lugar de oxígeno molecular para realizar la biodegradación de los residuos orgánicos. En la degradación anaerobia se forman gases, principalmente hidrógeno, metano, dióxido de carbono, sulfato de hidrógeno, mercaptano e hidrógeno. En la etapa de fermentación ácida intervienen bacterias anaerobias y facultativas, que reducen los compuestos orgánicos complejos (proteínas, grasas y aceites) mediante reacciones de hidrólisis y oxidación, los productos finales son ácidos orgánicos de cadena corta, como ácido acético, propiónico y butírico. Posteriormente las bacterias metabolizan estos compuestos para producir metano y dióxido de carbono son formas reducidas, como metano, amonio y ácido sulfhídrico (Horan, 1990).
3. **Facultativos**, en el que intervienen microorganismos aerobios, microaerofílicos, anaerobios y facultativos.

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Otra forma de clasificar los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales es con base a sus características de desarrollo en:

1. De película fija o de crecimiento inducido; en éstos el potencial de degradación de los compuestos traza se incrementa cuando los microorganismos forman una película biológica que se encuentra adherida a algún medio de soporte inerte (el cual varía según sea el tipo de tratamiento biológico empleado), a través del cual fluye el efluente, como consecuencia se forma una alta concentración de biomasa. La filtración biológica puede ser ya sea de alta o baja tasa. Los filtros rociadores y biodiscos son ejemplos de este proceso (Anderson, et.al., 1992).
2. De cultivo suspendido y mezcla de cultivos. En este caso, los microorganismos crecen suspendidos en el líquido bajo tratamiento, formando aglomerados o flóculos de consistencia y tamaño diverso; incrementando la superficie de contacto con los nutrientes en los que se encuentran inmersos. Dentro de esta categoría se encuentran las lagunas de estabilización, lagunas aireadas, lodos activados, aireación extendida y lagunas de oxidación (Wentz, 1989).

Los sistemas aerobios pueden dividirse de acuerdo a diferentes configuraciones:

- | | |
|----------------------------|---|
| Extensivos: | – Lagunas de estabilización |
| | – Lagunas aireadas |
| Biomasa suspendida: | – Lodos activados de flujo pistón |
| | – Lodos activados completamente mezclados |
| | – Aireación extendida |
| Película fija: | – Filtros rociadores |
| | – Biodiscos |

A su vez, los sistemas anaerobios pueden dividirse en:

- Biomasa suspendida:**
- Fosa séptica
 - Tanque Imhoff
 - Laguna anaerobia
 - Digestor convencional
 - Digestor completamente mezclado
 - Contacto anaerobio
- Biomasa fija:**
- Filtro anaerobio
 - Reactor tubular de película fija
 - Reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente
- Lecho expandido:**
- Lecho expandido
 - Lecho fluidificado (Anderson, 1992).

En general, las bacterias anaerobias utilizan el 10% de la energía presente en el sustrato para producir nuevas células y el 90% restante es para la producción de metano. Por otra parte, las bacterias aerobias emplean del 60-65% de la energía del sustrato en la producción de biomasa, la fracción restante se disipa en forma de calor, y los productos finales presentan nivel energético menor que en el caso de los productos finales de la degradación anaerobia (Grainger, 1984; Manahan, 1990).

Existen ciertos criterios para elegir el sistema de tratamiento biológico de aguas residuales más apropiado para obtener la calidad del efluente que se requiere según su reuso, dichos procesos pueden funcionar en forma unitaria, o estar acoplados en serie. Los costos de operación y mantenimiento son puntos importantes, además de los factores que intervienen en su funcionamiento, junto con sus limitaciones.

Los procesos biológicos aerobios se emplean comúnmente en la remoción de desechos orgánicos y microorganismos patógenos presentes en las aguas residuales municipales, mientras que los procesos anaerobios se emplean generalmente para tratar aguas residuales industriales así como lodos orgánicos y lixiviados de rellenos sanitarios (Wentz, 1989).

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Las principales ventajas de los procesos anaerobios son las siguientes:

- Poca formación de lodos residuales
- Producción de metano, que se emplea como fuente potencial de combustible.
- No requieren oxígeno
- Bajo requerimiento de nutrientes
- Bajos costos de operación (Malina, 1992).

La principal desventaja de los procesos anaerobios es que producen efluentes con altas concentraciones de compuestos orgánicos no degradados (entre 50 y 80% de remoción de DBO), principalmente cuando la dilución de las aguas residuales es muy alta, como es el caso de las aguas residuales municipales. Sin embargo, para aguas residuales con altas concentraciones de desechos orgánicos, un pretratamiento anaerobio puede reducir económicamente la carga de DBO, con lo cual se disminuye el tamaño y costo de los tratamientos posteriores de acabado o pulimiento (James, 1987; Malina, 1992).

2. LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN: UNA SOLUCIÓN CONFIABLE A BAJO COSTO

2.1 Generalidades

La utilización de lagunas como un recurso técnico o como un medio aceptado para el tratamiento de aguas residuales se desarrolló a partir de la segunda mitad del siglo XX. Este sistema constituyó un cambio radical en la técnica del tratamiento de aguas residuales, aunque no fue fácilmente aceptado por muchos ingenieros sanitarios que se resistían a creer que instalaciones tan simples como éstas pudieran sustituir a los métodos convencionales de tratamiento (Yáñez, 1992).

En México, el mayor número de plantas de tratamiento de aguas residuales corresponde a las lagunas de estabilización. En 1993, la Comisión Nacional del Agua (CNA) reportó un total de 595 plantas construídas, con una capacidad de tratamiento instalada de 31.8 m³/s, de las cuales sólo opera el 63% (367) y tratan 25.9 m³/s (equivalente al 79% de la capacidad total construída).

De las plantas que operan, 191 corresponden a lagunas de estabilización (lo cual representa el 53%) y tratan el 26% (6.7 m³/s) del caudal (Mejía, 1993). En este sistema se puede tratar una variedad de desechos líquidos, que van desde aguas servidas de tipo doméstico hasta ciertos desechos industriales con alto contenido de materia orgánica (por ejemplo de la industria textil y desechos de curtido, entre otros) a través de procesos de autodepuración o estabilización natural. Por otra parte este sistema de tratamiento se caracteriza por ser de bajo costo, ya que requiere un mantenimiento simple y la luz solar es su principal fuente de energía; por lo que es una buena solución para el tratamiento de aguas residuales en comunidades pequeñas, especialmente rurales, donde las condiciones climáticas de iluminación y temperatura son favorables (Mara, 1986, Bucksteeg, 1987; Moreno, 1988).

2.2 Descripción

Las lagunas de estabilización son estanques poco profundos (> 5 m) generalmente ordenadas en serie, que reciben flujo continuo de aguas residuales, con tiempos de retención relativamente largos y alta capacidad amortiguadora con respecto a fluctuaciones de carga orgánica; este proceso requiere mantenimiento simple y la luz solar es su principal fuente de energía. Las bacterias presentes en el agua residual transforman la materia en suspensión o disuelta y aquellos compuestos biodegradables (como la materia nitrogenada y carbonada) en biomasa estable (forma parte del protoplasma de los microorganismos), que puede ser inutilizada o reutilizada en función de sus características para otros usos (Schneiter, 1993; Sáenz, 1985).

El mecanismo de estabilización de la materia orgánica se realiza mediante la oxidación de ésta con el oxígeno producido por las algas durante la fotosíntesis, estableciéndose una asociación simbiótica entre los organismos de diferentes niveles tróficos, generalmente bacterias heterótrofas y microalgas (*Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Arcromobacter*, *Alcaligenes*, etc.), a su vez se involucran diversos factores que juegan un papel trascendental en la cinética de las reacciones que se llevan a cabo, como son:

- Fenómenos meteorológicos, fundamentalmente viento, temperatura, precipitación pluvial, radiación solar (misma que depende de la latitud, nubosidad y elevación, según la región geográfica) y evaporación.
- Características geológicas y tipo de sustrato
- Factores químicos, esencialmente el pH, presencia o ausencia de elementos tóxicos y oxígeno disuelto, ya que las bacterias pueden ser aerobias o anaerobias y estrictas o facultativas.
- Factores microbiológicos.
- Factores físicos: área superficial, altura, cortocircuitos y dispersión de flujos (Sáenz, 1992; Hammer, 1986).

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El medio ambiente de las lagunas de estabilización es muy diverso en términos de los microhábitats que lo constituyen, involucrándose muchos grupos acuáticos ya sea directa o indirectamente, a lo largo del proceso. Por lo tanto, es posible la combinación de metabolismo aerobio y anaerobio dentro del mismo cuerpo de agua, lo cual permite que se establezca el ciclo completo de nutrientes (principalmente carbono, nitrógeno y azufre) bajo ciertas condiciones (ver figura 11) (Bartsch, 1967; Peavy, 1986).

Por otra parte, la población biológica exhibe cambios dinámicos tanto temporal como espacialmente en cuanto a concentración, distribución y especiación ya que generalmente se establece una estratificación de microorganismos. En el estrato superficial (50 cm de profundidad desde la superficie) se desarrollan estratos densos de algas (500-2000 μg de clorofila *a/l*) que emplean grandes cantidades de dióxido de carbono; como consecuencia, predominan altos valores de pH (8.5-10.5), y por las altas tasas de fotosíntesis que se llevan a cabo, se alcanzan concentraciones sobresaturadas de oxígeno disuelto. En los estratos más profundos, hay un mayor desarrollo de bacterias, son característicos valores altos de DBO y nutrientes debido al incremento en la actividad enzimática (Hosetti, 1987; Curtis, 1992, Alabaster, 1991). Los géneros de algas que normalmente están presentes en las lagunas de estabilización son entre los flagelados *Chlamydomonas*, *Euglena* y *Pyrobotrys*, y entre las formas no móviles, *Scenedesmus*, *Chlorella* y *Micractinium*. Se ha observado que la cantidad de biomasa algal influye en la eficiencia del tratamiento, ya que este tipo de organismos también contribuye en la asimilación de la materia orgánica y establecen las condiciones que influyen en la disminución de patógenos microbianos (Mara, 1986; Pearson, 1987).

En las lagunas de estabilización el flujo hidráulico es disperso, no hay mezcla completa y el grado de dispersión depende de la geometría de las lagunas. En las lagunas primarias puede retenerse hasta el 100% de sólidos sedimentables y no llevarse a cabo procesos de floculación biológica como en el caso de lodos activados y biofiltros; es decir que la sedimentación secundaria no está presente en este proceso (Schneider, 1993). Sáenz (1992) enfatizó ciertos factores que se involucran directa o indirectamente en el funcionamiento de las lagunas (y por lo tanto en la calidad del efluente), además del tiempo de retención, remoción de DBO y microorganismos

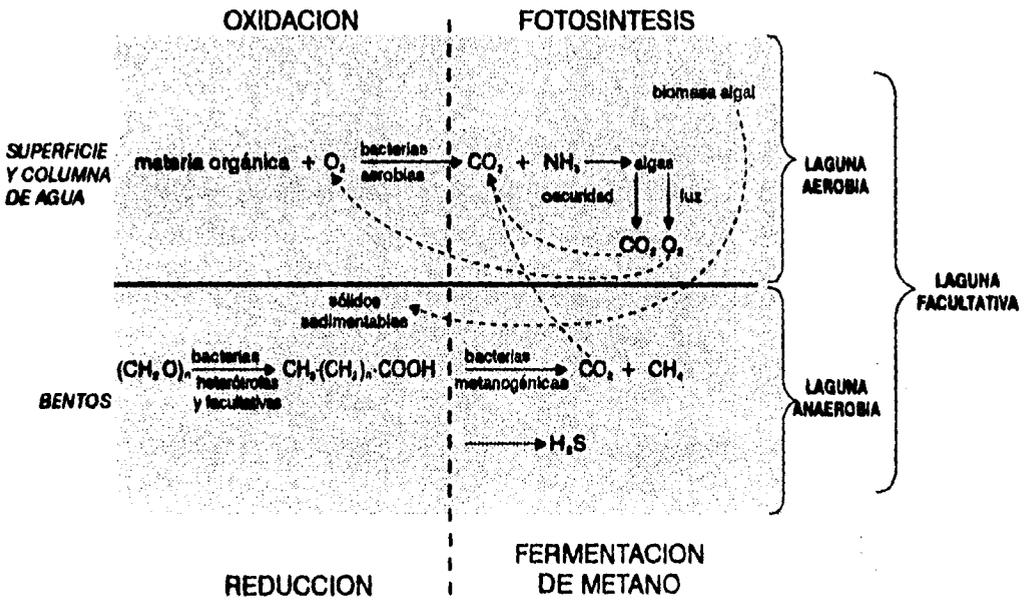


Fig. 11 Actividades biológicas en las lagunas de estabilización

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

patógenos, entre los cuales citó:

- Forma y profundidad de la laguna (relación largo-ancho).
- Orientación de la laguna con respecto al viento.
- Diseño y ubicación de las estructuras de entrada y salida
- Facultativas primarias versus facultativas secundarias.
- Dispositivos para medir la velocidad y distribución de flujo.
- Remoción de flotantes.
- Diseño y mantenimiento de los diques.
- Problemas con pérdidas excesivas de agua.
- Problemas con vectores y malos olores.
- Acumulación, manejo y remoción de lodos.

Por otra parte, este autor estableció que las lagunas de estabilización deben cumplir con los siguientes objetivos:

- Protección epidemiológica, a través de la remoción de organismos patógenos presentes en las aguas residuales, con el fin de evitar la transmisión de los mismos y contribuir con la disminución de las enfermedades entéricas y de parasitismo.
- Adecuada remoción de materia orgánica para obtener efluentes con un balance hídrico positivo, que puedan ser vertidos a los cuerpos receptores (ríos y lagos) sin afectar su nivel de oxígeno disuelto, con esto se evita la contaminación de los ecosistemas acuáticos y a su vez es posible satisfacer las necesidades de agua potable para consumo humano, industrial y comercial.

2.3 Ventajas y desventajas de las lagunas de estabilización

Entre sus principales ventajas se encuentran:

1. Es un tratamiento altamente eficiente para la remoción de organismos patógenos (hasta del 99.999 %, que equivale a 5 unidades \log_{10}), presentes en las aguas residuales (Bucksteeg, 1987).
2. Son capaces de estabilizar un amplio rango de desechos biodegradables, tanto domésticos como industriales (Palange, 1987).
3. Se consideran como una de las formas de tratamiento de bajo costo más asequibles en términos de construcción, operación y mantenimiento.
4. Su capacidad de ecualización es extremadamente alta para los choques de cargas orgánica e hidráulica (Bucksteeg, 1987).
5. Pueden funcionar como unidades de tratamiento terciario, y los filtros de arena puede resolver el problema del incremento en la cantidad de sólidos suspendidos ocasionados por la proliferación de algas (Novais, 1987).
6. Son una buena solución para el tratamiento de aguas residuales en comunidades pequeñas, especialmente rurales, donde las condiciones climáticas de iluminación y temperatura son favorables; y en zonas turísticas, que se caracterizan por fluctuaciones temporales en la producción de desechos orgánicos (Moreno, 1988).

Algunas desventajas son las siguientes:

1. Debido a la poca profundidad de operación (1.22 ha, como profundidad estándar), se requieren grandes áreas de terreno para el tratamiento de grandes volúmenes de aguas residuales, además se favorecen las pérdidas de agua en climas cálidos debido a la evaporación (Hossetti, 1987).
2. Pueden favorecer la presencia de vectores, además de producir malos olores, cuando el diseño es inadecuado.
3. En regiones frías se presentan problemas de acumulación excesiva de lodos biológicos que no se digieren completamente, en este caso es imprescindible definir su volumen y características, para aplicar técnicas de remoción, tratamiento y disposición. (Shneiter, 1993).

2.4 Clasificación de las lagunas

Las lagunas de estabilización pueden emplearse como un proceso único o en combinación con otros procesos, dependiendo de la calidad del efluente que se quiera lograr (ver figura 12). La tabla 10 resume los principales parámetros de operatividad y funcionamiento en las lagunas de estabilización. En 1992, Yáñez propuso una clasificación con base a:

1. Los procesos biológicos que se desarrollan en su interior y la necesidad de oxígeno de las bacterias;
 - Lagunas anaerobias
 - Lagunas aerobias (conocidas como lagunas de alta producción de biomasa)
 - Lagunas facultativas
 - Lagunas de maduración
 - Lagunas aereadas
 - De mezcla completa o biomasa en suspensión
 - Laguna aereada facultativa o de mezcla parcial
 - Laguna facultativa con agitación mecánica
 - Laguna de estabilización aereada

2. Su ubicación con respecto a otros procesos;
 - Primarias, las cuales reciben agua residual cruda y donde se lleva a cabo un tratamiento físico (sedimentación) y un tratamiento biológico (aerobio y/o anaerobio).
 - Secundarias, que reciben el efluente de un tratamiento previo y primario (desbaste, desarenado, desengrasado y decantación), llevándose a cabo en su seno un tratamiento biológico.
 - Lagunas de acabado o pulimento que reciben un efluente ya tratado, siendo la laguna un afino para los efluentes y sirven para eliminar nutrientes y elementos patógenos mediante retención hidráulica y los nutrientes mediante el desarrollo de algas o cultivos acuáticos (lagunas terciarias, cuaternarias, quindenarias, etc.).

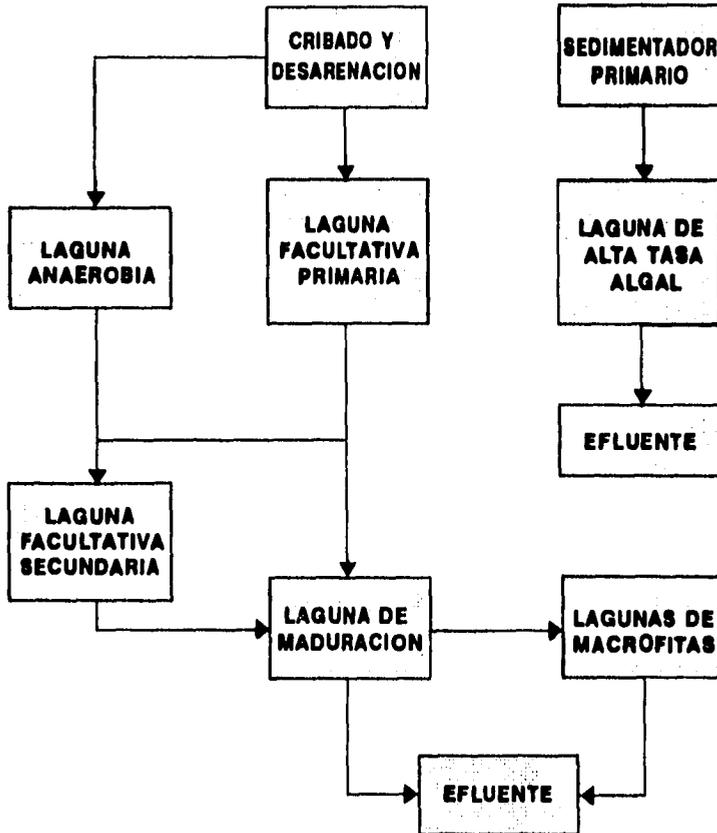


Fig. 12 Clasificación de las lagunas en base al influente que reciben

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Tabla 10. Parámetros de operatividad y funcionamiento de las lagunas de estabilización

Parámetro	AEROBIA	ANAEROBIA	FACULTATIVA	AEREADA	
				Aerobia	Facultativa
Area superficial (ha)	3-5	—	3-5	—	—
Tiempo de residencia hidráulico (d)	10-40	3-10	7-30	3-20	7-20
Profundidad (m)	0.5-1.5	2.5-5.0	1.5-2.0	1.8-6.0	1.0-2.5
Carga DBO, (kg DBO/ha/d)	100-200	>3000	375	20-400	—
Temperatura óptima (°C)	20	>20	20	20	20
Eficiencia de remoción de DBO ₅ (%)	75-90	60-80	80-95	80-95	80-95
Concentración de algas (mg/l)	80-200	—	40-160	—	—
Remoción de coliformes (%)	>99	≤90	>99	—	—
Calidad típica del efluente (mg/l)					
DBO ₅	15-40	—	15-40	20-70	20-70
SST	25-50	—	25-40	—	—
pH	6.5-10.5	—	6.5-9.0	6.5-8.5	6.5-8.5
Fuente de oxígeno	Algas	—	Algas	Aireadores	Aireadores

Fuente: WPCF., (1977)

3. La secuencia o extensión posterior de las unidades;

- En serie, la disposición más común corresponde a una laguna anaerobia junto con una facultativa, seguida por un número de lagunas de maduración. El uso de una laguna anaerobia primaria (y en algunos casos de una secundaria) como tratamiento previo a las lagunas facultativas, trae beneficios importantes, hay que destacar la reducción del área y la eliminación de un alto porcentaje de parásitos y protozoarios que logran sobrevivir en las lagunas facultativas.
- En paralelo, un buen diseño debe tener por lo menos dos lagunas primarias en paralelo, con esto es posible llevar a cabo la limpieza en alguna de éstas sin interrumpir completamente el funcionamiento; su objetivo principal no corresponde a mejorar la calidad del efluente. La figura 13 muestra algunos ejemplos de los múltiples arreglos de lagunas en serie.

4. Condiciones de descarga;

- Lagunas de descarga continua.
- Lagunas de retención completa (conocidas también como lagunas terminales), las cuales no tienen efluente y el líquido se dispone a través de percolación y evaporación.
- Lagunas de descarga controlada, conocidas también como de flujo intermitente, de regulación o de almacenamiento. Estas unidades, son las últimas de una serie y su función básica es la de almacenar el agua residual tratada antes del reuso agrícola. El contenido bacteriano disminuye a una tasa similar a la de las lagunas de maduración, pero con un submodelo hidráulico en estado de equilibrio discontinuo.

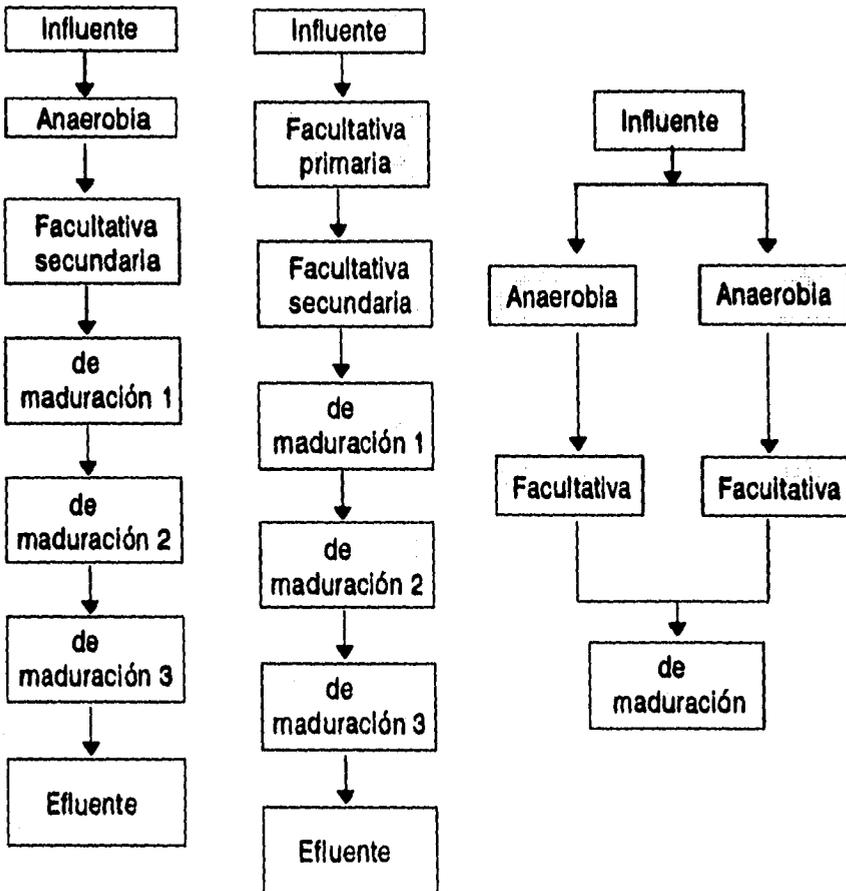


Fig. 13 Diferentes arreglos de lagunas en serie

e) Su función específica;

- Lagunas para la reducción de compuestos orgánicos.
- Lagunas para la reducción de organismos patógenos y
- Lagunas para criterios múltiples de calidad del efluente.

f) Lagunas especializadas;

- Lagunas con macrófitas flotantes.
- Lagunas con algas de alta tasa.

A continuación se describirán las características de funcionamiento de los diferentes tipos de lagunas de estabilización que existen en base a los procesos biológicos que en ellas se desarrollan.

Lagunas anaerobias

Las lagunas anaerobias son estabilizadores de materia orgánica que actúan de manera similar a un tanque de sedimentación primario (normalmente se sitúan previas a las lagunas facultativas), porque amortiguan significativamente los flujos con alta carga orgánica y de los desechos tóxicos con pH variable (Alabaster, 1991). Son esencialmente tanques sépticos abiertos que se emplean en un primer desbaste o pretratamiento. En estas lagunas es posible llevar a cabo el tratamiento de una variedad de desechos domésticos e industriales con altas concentraciones de materia orgánica biodegradable (> 3000 kg DBO/ha/día), con el fin de asegurar que el oxígeno se utilice rápidamente antes de ser reemplazado por difusión atmosférica (para inhibir la actividad fotosintética) y que prevalezcan las condiciones anaerobias (James, 1987). Estas lagunas contribuyen significativamente en la reducción de la demanda de oxígeno a través de la digestión anaerobia, ya que la mayor proporción de materia orgánica y sólidos sedimentables que forman el estrato de lodos pasan por este proceso, donde

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

intervienen bacterias acidogénicas y metanogénicas. Durante un corto período de retención se produce una mezcla de gases (conocida como biogas) constituida por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), ácido sulfhídrico (H_2S) e hidrógeno (H_2) (Sáenz, 1992; Horan, 1990). Es común el diseño de lagunas anaerobias profundas (2-5 m) ya que de esta forma se economizan grandes áreas de terreno y a su vez se minimiza la generación de olores en el área superficial. Por lo general, la carga volumétrica (el volumen que diariamente entra a la laguna, dividido entre el volumen de la misma) es de $250 \text{ g/m}^3\cdot\text{d}$ de DBO (Cairncross, 1983).

La temperatura es uno de los factores que tienen mayor influencia sobre estas unidades, su eficacia decrece notablemente con valores inferiores a 15°C , es por esto que se recomiendan normalmente en climas cálidos donde las temperaturas no son muy variables, aumentando con esto la actividad bacteriológica (Yáñez, 1992).

La población microbiana comprende microorganismos facultativos y estrictamente anaerobios, los cuales degradan la materia orgánica presente en el influente a través de vías fermentativas. La fermentación ácida se lleva a cabo por las bacterias acidogénicas, los géneros típicos incluyen *Clostridium*, *Propionibacterium* y *Bacteroides*, las cuales degradan el desecho crudo y forman productos intermedios como ácidos grasos volátiles y en particular acetato. La etapa de fermentación de metano la realizan las bacterias metanogénicas, éstas obtienen su energía vital vía formación de metano y de la oxidación de formato, acetato, metanol e hidrógeno. Las bacterias metanogénicas son las más importantes durante el proceso anaerobio, sus características son las siguientes:

1. Son estrictamente anaerobias, esto significa que cantidades mínimas de oxígeno molecular (o de forma reducida) tienen efecto negativo en su desarrollo y multiplicación, lo cual traería como consecuencia la acumulación de ácidos volátiles en el proceso.
2. Su desarrollo es muy lento, comparado con otros microorganismos (esto depende de la temperatura y la especie en cuestión) ya que requieren de 2 a 22 días para multiplicarse.

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

3. Su intervalo de tolerancia al pH es reducido (6.5 - 7.6) con un valor óptimo de 7.0
4. Pierden gran cantidad de energía para multiplicarse durante la formación de metano, ya que es un producto de alto consumo de energía y está sujeto a una combustión posterior para producir dióxido de carbono y agua.

Otro grupo importante de bacterias son las sulfato-reductoras (*Desulfotomaculum*, *Desulfovibrio* y *Desulfuromonas*), responsables de la remoción de residuos con altas concentraciones de azufre. La nitrificación no ocurre en este proceso por la ausencia de oxígeno molecular, esto trae como consecuencia que el efluente presente 20% más de amonio con respecto al influente.

La principal ventaja de este tratamiento es la poca formación de lodos residuales, en comparación con los procesos aerobios, y no se requieren equipos de aireación. Además son eficientes en la remoción de DBO aún cuando operan con fluctuaciones de carga volumétrica, con esto es posible proteger a las poblaciones de algas presentes en las lagunas facultativas secundarias que son sensibles al incremento de materia orgánica (además de los desechos tóxicos con pH variable) (Palange, 1987; Hammer, 1986). Por otra parte, sus costos de diseño son relativamente económicos y la calidad del efluente es superior comparado con los sistemas de contacto anaerobio. Algunas desventajas son las siguientes:

1. La calidad del efluente se asocia directamente con la reacción de las bacterias metanogénicas ante cambios bruscos de pH, temperatura, compuestos químicos y orgánicos tóxicos, entre otros.
2. Para aumentar la calidad del efluente es necesario un postratamiento ya que normalmente tiene un alto contenido de materia orgánica y color. Por otra parte la tasa de mortandad bacteriana es menor, en comparación con otras lagunas (Yáñez, 1992).
3. Si no se encuentran en equilibrio bioquímico pueden producir malos olores, por lo que deben ser construidas a considerables distancias del límite urbano (1000 m) (Martínez, 1990).

Lagunas aerobias

Las lagunas aerobias (conocidas como fotosintéticas) son estanques de profundidad reducida (0.5-1.00 m) para que la luz solar penetre uniformemente y favorezca el crecimiento de algas, esto es por la relación simbiótica que se establece entre algas y bacterias heterótrofas aerobias, las cuales requieren grandes cantidades de oxígeno disuelto para oxidar y estabilizar la materia orgánica presente en las aguas residuales, a su vez producen nutrientes inorgánicos, como dióxido de carbono, nitratos, sulfatos y fosfatos, los cuales son empleados por las algas para producir oxígeno vía fotosíntesis (Sáenz, 1992; Hammer, 1986). La eficiencia depende del equilibrio bacterias-algas, si la densidad y actividad de las bacterias superan a la de las algas, habrá déficit de oxígeno, olores y baja calidad del efluente. Si predominan las algas por exceso de nutrientes, existirán problemas por incremento de la eutrofización y se presentarán problemas de vegetación que afectará el funcionamiento adecuado de la laguna. La producción fotosintética de oxígeno es cíclica, en los días soleados, el líquido de una laguna poco profunda se sobresatura de oxígeno; aunque la fotosíntesis cesa en la noche la respiración continúa, resultando un incremento de dióxido de carbono y decremento en la concentración de oxígeno, lo que hace que el pH suba hasta cerca de 9 (Collí, et.al. 1992). Estas lagunas suelen recibir el efluente ya decantado. Normalmente están constituidas por varias lagunas en serie o en paralelo. Su principal desventaja es que necesitan grandes superficies de terreno, lo cual ha propiciado el decaimiento de su uso sobre todo como proceso independiente o único (Martínez, 1990). Existen dos tipos de lagunas aerobias:

Lagunas aerobias sin aporte artificial de oxígeno: su profundidad es alrededor de 1 m., reciben aportes con carga orgánica menor de 60 kg de DBO_5 /Ha/día; la concentración de oxígeno disuelto debe ser superior a 0.5 mg/l. Debe mantenerse un pH cercano a la neutralidad, para esto se utilizan productos químicos para neutralizar los cambios bruscos de pH. Cuando las concentraciones de oxígeno son bajas es necesario disminuir el tiempo de retención, aunque esto determina un efluente con alta demanda de oxígeno y resulta necesario la disponibilidad de un mayor número de lagunas.

Lagunas aerobias con aporte artificial de oxígeno: corresponden a un tipo particular de sistema con aireación forzada y prolongada sin recirculación de lodos activados, pueden ser más profundas ya que no existe limitación de luz, aunque la profundidad de la laguna está en función de las concentraciones de oxígeno disuelto aportado por las turbinas o difusores. Su carga orgánica suele ser entre 100 y 200 kg/Ha/día.

Lagunas facultativas

El diseño de las lagunas facultativas permite la acumulación de sólidos sedimentables en las partes más profundas de la laguna, donde tiene lugar una serie de fermentaciones produciéndose metano, sulfhídrico, etc. Estos sólidos requerirán tratamiento adicional para su remoción. Los productos intermedios líquidos y gaseosos de los sólidos acumulados, junto con los sólidos disueltos del agua residual entrante, proporcionan el sustrato para las bacterias aerobias y facultativas presentes en el estrato superficial de la laguna (Cairncross and Feachem, 1983).

La característica principal de este tipo de lagunas es que el oxígeno necesario para satisfacer la remoción bacteriana de DBO y amonio es producido por las algas como resultado de la fotosíntesis y es utilizado por bacterias para la oxidación de carbono y nitrógeno. Otro aporte de oxígeno procede de la atmósfera (Horan, 1990).

En las lagunas facultativas el sistema carbonatado está sujeto a cambios cíclicos, durante el día; cuando la luz solar es intensa, las lagunas facultativas alcanzan concentraciones sobresaturadas de oxígeno por la alta tasa fotosintética. El estrato denso de algas (50 cm de profundidad desde la superficie), requiere grandes cantidades de dióxido de carbono, el cual no es proporcionado en su totalidad durante la respiración bacteriana; las algas lo extraen a su vez de los bicarbonatos y carbonatos presentes en los desechos crudos, produciendo valores de pH tan alcalinos como 10 y 11 (Horan, 1990; Yáñez, 1992).

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

La estratificación térmica (que puede presentarse cuando hay deficiencia en la mezcla), está influenciada por la radiación solar, viento y profundidad; su presencia tiene una influencia negativa en la eficiencia de las lagunas por la formación de cortocircuitos, donde las masas de agua se estratifican. A su vez la temperatura tiene gran efecto sobre la actividad algal, temperaturas de 25-30°C favorecen su desarrollo, mientras que temperaturas superiores a 35°C inhiben su crecimiento (Pearson, 1987)

La especiación vertical en las lagunas facultativas es marcada, esto se debe al decremento en el gradiente de intensidad de luz, pH, concentración de oxígeno disuelto y carga orgánica. Como consecuencia el estrato superior y medio manifiestan la actividad máxima en términos de remoción de DBO. En el estrato superior abundan organismos fotoautótrofos, como algas microscópicas (principalmente *Chlamydomonas* y *Chlorella*), mientras que en el estrato inferior de la laguna, donde la penetración de luz solar es mínima, predominan organismos de tipo anaerobio y facultativo, entre los géneros de bacterias que más predominan incluyen a *Pseudomonas*, *Flavobacterium* y *Achromobacter* (Pearson, 1987). El estrato inferior de las lagunas facultativas tiene un ecosistema similar al de las lagunas anaerobias. El lento metabolismo anaerobio de una gran cantidad de moléculas recalcitrantes y células muertas, origina la formación de gases (principalmente nitrógeno y sulfuro de hidrógeno) que acarrear pequeñas partículas de lodo hacia la superficie. Durante el día, el sulfuro de hidrógeno es rápidamente oxidado a azufre o tiosulfato en el estrato aerobio por las bacterias del género *Beggiatoa*, lo cual no sucede cuando la laguna es completamente anaerobia (durante la noche), debido a la presencia de microorganismos metanogénicos (Horan, 1990).

Las principales ventajas de las lagunas facultativas son:

- No requieren instalaciones electromecánicas.
- Necesidades de operación y mantenimiento mínimas.
- En una segunda etapa se pueden adaptar como sistemas de lagunas aereadas, absorbiendo los incrementos en caudal a futuro sin ampliaciones o construcción de nuevas lagunas.
- Se puede obtener una alta calidad microbiológica del efluente, el cual es

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

- Se puede obtener una alta calidad microbiológica del efluente, el cual es empleado para riego restringido.

Sus desventajas son:

- La producción de malos olores, además de la presencia de vectores.
- El terreno donde se ubique la planta debe ser sensible, plano y con características impermeables del material subyacente.

Lagunas de maduración

Las lagunas de maduración o de pulimento son totalmente aerobias, su objetivo principal es el de proporcionar efluentes de alta calidad química (remoción de DBO) y bacteriológica, con una menor concentración de sólidos suspendidos. La calidad del efluente final depende del tamaño y número de lagunas de maduración. Normalmente no se diseñan para la remoción de DBO, aunque con frecuencia es necesario estimar la DBO del efluente final. Para lograr esto es necesario o indispensable que la laguna esté en serie con otro sistema lagunar, mediante tiempos de residencia hidráulica relativamente largos (11 días o más) (Collí, et.al., 1992). Horan, (1990) sugirió que para lograr una completa remoción de patógenos son necesarias las lagunas de maduración dentro de la serie lagunar, y los mecanismos que favorecen la remoción de patógenos son principalmente: inhibición de nutrientes, pH elevado, altas concentraciones de oxígeno disuelto y depredación por medio de protozoarios. Aunque hay muchas similitudes entre las condiciones que existen en las lagunas facultativas y de maduración, hay diferencias obvias, particularmente en las características de los nutrientes (Qin, 1991). Las lagunas de maduración están diseñadas para funcionar con un bajo contenido de carga orgánica, lo cual trae como consecuencia un incremento en la diversidad de especies y a su vez una reducción en la población total heterótrofa. Hay un aumento en el número de bacterias nitrificantes, que contribuyen junto con las algas a la remoción de nitrógeno. Por otra parte, al haber una mayor penetración de luz, se permite el desarrollo tanto de algas no flageladas como flageladas.

3. SISTEMAS PARA LA REMOCIÓN DE PATÓGENOS EN AGUAS RESIDUALES

En el diseño y operación de plantas de tratamiento de aguas residuales, la remoción de patógenos debe estimarse como uno de los parámetros más importantes para resolver los problemas higiénico-sanitarios, con respecto a la transmisión de enfermedades infecto-contagiosas, sobre todo si los efluentes son destinados a la irrigación, o son descargados en ríos o lagos donde la gente local la usa para agua de beber y/o uso recreativo. A su vez, debe tomarse en cuenta la remoción de carga orgánica y sólidos suspendidos, que normalmente se requieren para el control de la contaminación. Para esto, es necesario conocer el efecto que sobre ellos tienen los diferentes tratamientos de aguas residuales (Cairncross S. and R.G. Feachem, 1983; Sala, 1991).

Normalmente, en el tratamiento de aguas residuales convencionales no se logra una remoción total de organismos patógenos, para cumplir con las medidas de salubridad (ver tabla 11), por lo tanto, deben incluirse alternativas en el manejo de las aguas tratadas, y evitar la exposición humana directa a los desechos (Blumenthal, 1989). Existen diferentes tratamientos de aguas residuales y combinaciones de éstos para poder eliminar la contaminación biológica deseable al uso concreto del agua tratada a reutilizar, los principales son:

- Tanques sépticos
- Pretratamiento y sedimentación
- Tanques de sedimentación
- Lodos activados
- Coagulación
- Digestión de lodos
- Secado de lodos
- Disposición de lodos
- Lagunas de estabilización
- Tratamiento terciario o avanzado

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Tabla 11. Remoción de bacterias y helmintos en distintos procesos de tratamientos de aguas residuales

Proceso de tratamiento	Remoción esperada (unidades log ₁₀)			
	Bacterias	Helmintos	Virus	Quistes de protozoarios
Sedimentación primaria:				
Simple	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Químicamente asistida ^a	1 - 2	1 - 3 (E)	0 - 1	0 - 1
Lodos activados ^b	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Biofiltración ^b	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Laguna aereada ^c	1 - 2	1 - 3 (E)	1 - 2	0 - 1
Laguna de oxidación	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
Desinfección ^d	2 - 6 (E)	0 - 1	0 - 4	0 - 3
Lagunas de estabilización ^e	1 - 6 (E)	1 - 3 (E)	1 - 4	1 - 4
Depósitos de almacenamiento de efluentes ^f	1 - 6 (E)	1 - 3 (E)	1 - 4	1 - 4

E Con buen diseño y funcionamiento adecuado, pueden cumplirse con las directrices de Engelberg.

a Es necesario seguir investigando para confirmar los resultados

b Incluso la sedimentación secundaria

c Incluso estanques de sedimentación

d Cloración, ozonización

e Los resultados dependen del número de lagunas en serie

f Los resultados dependen del tiempo de residencia, que varía según la demanda.

Fuente: Mara y Cairncross, 1990.

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los tratamientos primarios son eficientes en la remoción de microorganismos de mayor tamaño como helmintos y protozoarios. En 1992, Salvato dió a conocer que mediante la sedimentación primaria es posible remover un porcentaje de 50 a 90% de bacterias, huevos de *Taenia* y *Vibrio cholerae*, 10 a 50% de *Entamoeba histolytica*, 30 a 50% de *Ascaris* y 80% de esquistosomas. Sin embargo, solamente se obtiene una remoción < 25% de bacterias y virus a través de este proceso.

Por otra parte, las plantas convencionales (sedimentación primaria seguida por filtros rociadores, o lodos activados seguidos por sedimentación secundaria) remueven entre 90 y 99% (1-2 unidades \log_{10}) de virus fecales y bacterias.

En el caso de tratamientos secundarios (filtros rociadores, lodos activados y lagunas de estabilización) los principales mecanismos para la remoción de patógenos, son la sedimentación, adsorción y depredación (principalmente por organismos bacteriófagos).

Los lodos activados y filtros rociadores remueven cerca del 90% de coliformes o bacterias patógenas que permanecen después de la sedimentación primaria. Los virus, aunque se reducen, sobreviven al tratamiento de lodos activados (se obtiene una remoción de 80 y 90%) y especialmente en los filtros rociadores, ya que en éstos últimos la remoción de bacterias y virus es del 50 y 90%, aunque puede lograrse una remoción entre 30 y 99% de quistes de *Entamoeba histolytica*. Ambos tratamientos no son eficientes en la remoción de huevos y quistes de parásitos.

Por lo general, después del tratamiento convencional primario o secundario de las aguas residuales, se aplican otros procesos de tratamiento como la coagulación química, sedimentación, filtración rápida y cloración (u otro tipo de desinfección), para lograr una remoción eficiente de organismos patógenos, ya que los tratamientos de desinfección son más eficientes para remover bacterias y virus, aunque esto está en relación al desinfectante utilizado, la dosis y el tiempo de contacto. (ver tabla 12)

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Tabla 12. Procesos de tratamiento necesarios para cumplir con los criterios de salubridad relacionados con el reuso de aguas residuales

	IRRIGACIÓN DE COSECHAS			RECREACIÓN		REUSO MUNICIPAL		
	Para consumo humano directo	Que se consumen cocidas	Que se consumen crudas	No hay contacto	Hay contacto	Reuso industrial	No potable	Potable
Criterios de salubridad (ver más abajo para la explicación de los símbolos)	A + F	B + D Δ D + F	D + F	B	D + G	C ó D	C	E
Tratamiento primario	***	***	***	***	***	***	***	***
Tratamiento secundario		***	***	***	***	***	***	***
Filtración secundaria o métodos equivalentes		*	*		***	*	***	**
Nitrificación						*		***
Denitrificación						*		**
Clarificación química						*		**
Adsorción de carbono								**
Intercambio de iones y otros métodos para remover iones						*		**
Desinfección		*	***	*	***	*	***	***

Criterios sanitarios:

- A = Sin sólidos grasos; remoción significativa de huevos de parásitos.
- B = Semejante a A, con una remoción más significativa de bacterias.
- C = Semejante a A, con una remoción más significativa de bacterias y virus.
- D = No más de 100 organismos coliformes/100 ml; en 80% de las muestras.
- E = Sin organismos coliformes fecales en 100 ml, ni partículas de virus en 1000 ml, que no ocasionen efectos tóxicos al hombre y otros criterios en el agua potable.
- F = Sin compuestos químicos que conduzcan a residuos no deseables en cosechas o en peces.
- G = Sin compuestos químicos que produzcan irritación de la membrana mucosa y piel.

Para satisfacer los criterios que eviten el riesgo de transmisión de enfermedades, los procesos indicados con (***) son indispensables; y los procesos marcados con (**) pueden ser esenciales, los demás procesos marcados con (*) se requieren en algunos casos.

Fuente: Shuval H.I., 1991.

3.1 Remoción de organismos patógenos en las lagunas de estabilización.

Un sistema lagunar bien diseñado puede remover altos niveles de organismos patógenos (>4 unidades \log_{10}), es por esto que se han aceptado como una de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales más apropiadas para producir efluentes satisfactorios para uso agrícola y psíquica sin ocasionar riesgos a la salud pública (a excepción de comunidades donde el terreno es muy costoso o no está disponible, y donde existen condiciones locales particulares).

La cantidad de bacterias patógenas, así de como huevos y quistes de parásitos disminuyen a través de las lagunas anaerobias y facultativas, y especialmente en las lagunas de maduración. Las lagunas anaerobias son capaces de remover cerca del 50% de bacterias presentes en el influente (Cairncross, 1983).

De acuerdo con las directrices establecidas en 1989 por la Organización Mundial de la Salud (O.M.S), sobre la calidad microbiológica de aguas tratadas para riego restringido (sin ocasionar riesgos a la salud humana), son necesarios efluentes con coliformes fecales de no más de 1000/100 ml como media aritmética, y ≤ 1 huevo de helminto por litro de efluente como media geométrica. Para alcanzar esta calidad microbiológica, se requiere una reducción en la concentración de coliformes fecales de al menos 4 unidades \log_{10} , (99.99%) y en la concentración de huevos de helmintos de 3 unidades \log_{10} (99.9%).

En 1992, Curtis estableció que en las lagunas de estabilización; los efectos de la luz solar, tanto directos como indirectos (vía incremento en la biomasa algal y pH) tienen una correlación lineal en la disminución del número de coliformes fecales, debido a la fotooxidación. Es decir, la capacidad de la luz para dañar a los coliformes fecales es por medio de fotosensibilizadores exógenos que actúan con la presencia de oxígeno disuelto. Otros factores que influyen significativamente en la remoción de coliformes en las lagunas de estabilización se relacionan con los parámetros ambientales y climatológicos, entre los principales se encuentran:

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

1. Factores ambientales y biológicos (excluyendo la iluminación):

- Temperatura
- pH elevado
- Carga orgánica
- Organismos bacteriófagos
- Producción de compuestos extracelulares tóxicos por algas
- Agotamiento de nutrientes
- Presencia de sustancias húmicas

2. Factores relacionados con la iluminación, incluyendo:

- Intensidad de luz solar y coeficiente de reducción de luz,
- Luz ultravioleta
- Profundidad de la laguna
- Concentración de algas
- Turbiedad

3. Dimensiones físicas de la laguna,

- Profundidad, largo y extensión
- Distribución de flujo
- Tiempo de residencia hidráulico
- Número de dispersión (Qin, 1991; Nascimiento, 1987).

En las lagunas de estabilización la sedimentación influye primordialmente en la disminución de huevos de helmintos y quistes de protozoarios, durante períodos de retención relativamente largos (por lo común 30 días). Sin embargo algunos géneros pueden permanecer viables por varios meses (incluso años), aunque esto depende del patógeno en cuestión; por ejemplo, la viabilidad de los huevos de *Ascaris* puede exceder un año. El tiempo de retención puede variar según las características operativas del sistema de tratamiento, así como de la calidad y disposición del efluente que reciben. La O.M.S. (1989) reportó que en una serie de lagunas de estabilización

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

con un tiempo de retención hidráulico total de 8-10 días se logra una completa remoción de huevos de helmintos, aunque puede requerirse el doble de tiempo de retención (mínimo de 20 días) en climas cálidos para reducir el número de coliformes fecales a los niveles establecidos (Saqqar, 1991).

Por otra parte, Yáñez (1992), indicó que en los países en desarrollo, la falta de investigación sobre organismos patógenos en aguas residuales; trae como consecuencia que el diseño de lagunas se base principalmente en la reducción de compuestos orgánicos (DBO, DQO y nutrientes) con poca o ninguna atención a los aspectos de salud pública. Esta práctica ha dado como resultado el uso de celdas únicas. Investigaciones recientes sobre diseño de lagunas, basados en diferentes criterios, como la reducción de compuestos orgánicos, sólidos suspendidos, parásitos y coliformes fecales; han dado como resultado que los diseños resulten en instalaciones con unidades múltiples.

Ayres (1992), recomendó que para producir una alta remoción de huevos de helmintos, el diseño lagunar debe comprender un gran número de lagunas pequeñas en serie (para minimizar los cortocircuitos hidráulicos), en lugar de aumentar los días de residencia en una o pocas lagunas.

Saqqar (1991), dió a conocer los resultados que obtuvo en un estudio realizado en Al-Samra, Jordania sobre la remoción de coliformes fecales en una serie de lagunas de estabilización formada por 10 lagunas. Durante esta investigación se obtuvo una remoción del 88% en las dos primeras lagunas anaerobias en serie, con un tiempo de retención hidráulico de 8 días; y un 6% adicional en las siguientes cuatro lagunas facultativas en serie (F1, F2, F3 y F4) en un total de 15 días. Los huevos de nemátodos estuvieron ausentes en el efluente final de la cuarta laguna de maduración. Con esto concluyó que el tiempo de retención tuvo un efecto positivo sobre la remoción de coliformes fecales. Para una remoción completa de huevos de nemátodos fué necesario un tiempo de retención acumulado de 34 días, a una temperatura ambiente de 12-15°C. En este estudio resaltó algunos factores que pudieron tener efecto en la sobrevivencia de los huevos de nemátodos en este sistema lagunar, entre los que citó la presencia de material suspendido, incluyendo la biomasa algal y la espuma de detergentes.

III. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Mara y Silva (1986) realizaron estudios en lagunas de estabilización ubicadas al noreste de Brasil (a una temperatura ambiental promedio de 25-27°C), y demostraron que para obtener un efluente con la calidad de huevos de helmintos citada en las directrices de Engelberg (≤ 1 huevo de helminto/l), se requiere una serie lagunar, formada por 3 lagunas (anaerobia, facultativa y de maduración), con tiempos de retención hidráulico de 1,5,5 días respectivamente; además, enfatizaron que altas velocidades de sedimentación experimentadas a altas temperaturas, tienen un efecto benéfico en la remoción de huevos de nemátodos. En este caso, la concentración de coliformes fecales se redujo solamente de 2-3 unidades logarítmicas (99.9%), por lo tanto llegaron a la conclusión de que es necesaria una laguna de maduración adicional para cumplir con las directrices de Engelberg del NMP de coliformes fecales ($< 1000/100$ ml).

El-Gohary (1993) reportó un estudio realizado en una planta de tratamiento de aguas residuales en Egipto, diseñado con una laguna anaerobia, una laguna facultativa aireada y una laguna de maduración. El efluente obtenido no cumplió con las normas bacteriológicas establecidas para riego irrestricto, por lo tanto, sugirió un aumento en el tiempo de retención hidráulico y la construcción de una o dos celdas en la laguna de maduración.

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

La escasez de agua de primer uso origina un aumento paulatino en el uso de aguas tratadas para riego agrícola, predominantemente en regiones áridas y semiáridas, y en las inmediaciones de ciudades con mayor densidad de población, lo cual tiende a producir una mayor "competencia" por este recurso entre los intereses urbanos y de cultivo, por tales motivos el reuso de las aguas tratadas cobra especial relevancia. La figura 14 muestra algunas formas de reuso de las aguas tratadas (Bouwer, 1992; do Monte, 1992).

El incremento poblacional está aunado a un incremento en el volumen de aguas residuales, tanto de tipo municipal como industrial. Por otra parte, las áreas de terreno para cultivo cercanas a estas ciudades cada vez son menores, ocasionando que las áreas requeridas para cultivos irrigados con aguas residuales crudas, lleguen a ser tan grandes como prohibitivas. Las aguas residuales domésticas y algunos efluentes industriales ya tratados, representan un recurso valorable para fines de riego por sus importantes beneficios, tanto económicos como ambientales, entre los cuales destacan:

- Aprovechamiento de un recurso hidráulico escaso, ya que en muchas áreas del mundo la demanda de agua para riego supera las posibilidades de suministro a partir de los recursos naturales.
- Reducción en los efectos de contaminantes sobre los cuerpos de agua receptores (subterráneos y superficiales), entre los cuales podemos citar: eutrofización, cambios en las características geoquímicas, riesgo sanitario, etc.
- Mejoramiento de la calidad del agua, al reservar las aguas pristinas al consumo humano y las aguas tratadas al riego restringido de algunos cultivos.
- Conservación de energía, al solo bombear agua directamente para el consumo intencionado.

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

- Valor fertilizante, por el reciclaje de macronutrientes (N, P, K) y micronutrientes (B, Cu, Fe, Mo, Zn).
- Conservación de energía o gas durante el consumo intencionado
- Reducción de los costos de inversión, operación y mantenimiento en los sistemas de tratamiento primario y secundario, ya que se puede evitar alguna fase de tratamiento avanzado (por ejemplo desnitrificación y desfosfatación).
- Reducción de costos de abastecimiento, debido a que es frecuente que el abastecimiento con aguas residuales tratadas, resulte más económico que hacerlo con aguas superficiales o subterráneas (Benítez, 1992; Sala, 1991).

La naturaleza de los contaminantes presentes en las aguas tratadas es determinante para su uso posterior (lo cual depende del país o región) además del grado de tratamiento previo a las aguas residuales crudas (Palange, 1987).

La tabla 13 resume las principales formas de reutilización de las aguas tratadas, lo cual depende en gran parte del grado de tratamiento previo a las aguas residuales crudas. Existen dos tipos de reuso para las aguas tratadas:

- Directo, que es el uso planificado e intencionado de aguas residuales tratadas para algunos propósitos benéficos, incluyendo el suministro de agua, irrigación restringida a cosechas no alimenticias y recarga de acuíferos o del subsuelo.
- Indirecto, que es cuando el agua ya usada una o más veces para propósitos domésticos o industriales es descargada a cuerpos superficiales y subterráneos, para emplearla nuevamente en su forma diluida (Arar, 1991).

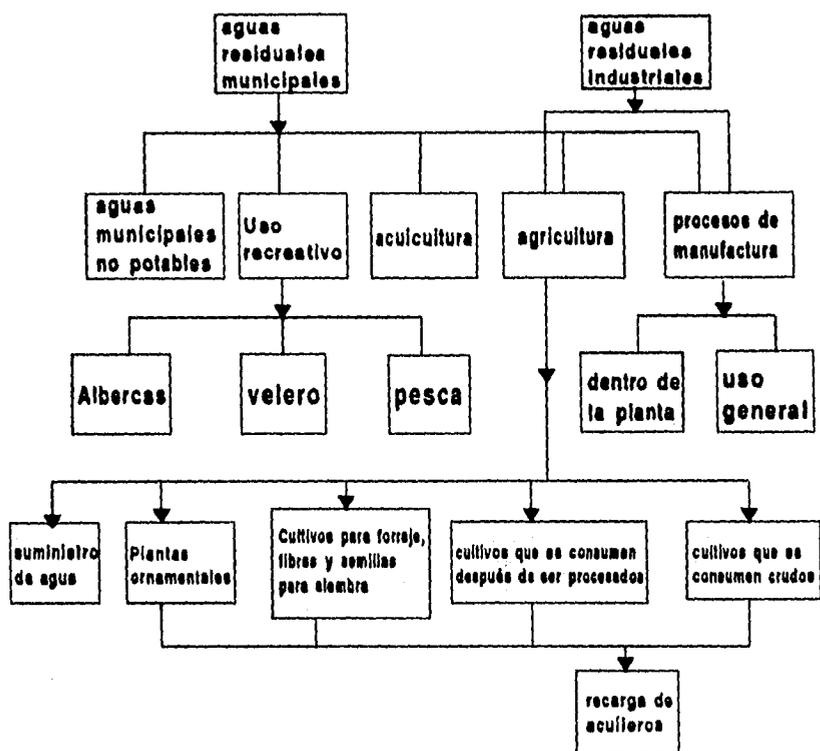


Fig. 14 Formas de reuso y disposición de las aguas residuales

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

Actualmente existe una multitud de estudios encaminados a un mejor conocimiento de las posibles formas de reuso de las aguas tratadas y aunque el uso agrícola está muy extendido y presenta muchas ventajas, no siempre es factible o recomendable, ya que en la mayoría de casos las aguas tratadas que se generan en las ciudades y su entorno próximo no existen campos de laboreo cercanos a las mismas, por lo que resulta necesario una fuerte inversión de capital para su conducción y distribución hacia dichas zonas, es por esto que en muchas ciudades utilizan las aguas residuales tratadas en zonas recreativas para el riego de parques, patios, jardines, áreas deportivas, campos de golf, zonas verdes a lo largo de carreteras, llenados de estanques artificiales para fines recreativos, fertilización de estanques acuícolas, etc. donde el efluente requiere los mismos estándares utilizados para el riego restringido. También se emplean para propósitos industriales, en la industria eléctrica por ejemplo, se emplean como refrigerantes. Finalmente, las aguas tratadas pueden ser recicladas para uso potable, directa o indirectamente (Bouwer, 1992; Benítez, 1992).

El proceso de irrigación involucra la aplicación de las aguas tratadas al suelo, con esto se proporcionan los requerimientos nutricionales para el desarrollo de cosechas. La irrigación puede ser superficial o por aspersión. La tasa de aplicación varía dependiendo del tipo de cultivo, tipo de riego y sistemas de distribución, costo del suelo y otros factores.

El uso de aguas residuales para fines agrícolas no depende únicamente de sus características higiénico-sanitarias, sino también de sus características físicas y químicas en relación al crecimiento de los vegetales y al mantenimiento y mejora de las condiciones del suelo, ya que los excesos de materia en suspensión reducen la porosidad del suelo y su capacidad de oxigenación. También depende de la presencia de sustancias tóxicas que a medio o largo plazo provocan empobrecimiento del terreno y fenómenos de bioacumulación (Sala, 1991). Por lo anterior cabe resaltar que, para conseguir todos los beneficios tanto sociales como económicos del reuso de aguas tratadas para el riego de cultivos, es necesario aplicar tratamientos avanzados a las etapas convencionales con el objetivo de garantizar la suficiente calidad sanitaria y supresión de tóxicos, para así proteger a la salud pública, tanto de los trabajadores agrícolas como de los consumidores. Por otra parte, es importante prevenir los problemas ocasionados con su almacenamiento y aplicación, además de evitar los

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

Tabla 13. Categorías de reuso de aguas tratadas

Categorías de reuso de aguas tratadas	Efectos sobre el medio ambiente
Riego agrícola	En la calidad del agua y particularmente en el suelo, por la cantidad de sales y elementos traza.
Riego de zonas verdes Parques Jardines escolares Campos de golf Cementerios Otras áreas verdes	Riesgos a la salud pública relacionados con los patógenos (bacterias, virus y parásitos). Contaminación de aguas superficiales y subterráneas si no son proplamente tratadas. Disponibilidad en el mercado de los cultivos y aceptación pública.
Reuso industrial Agua industrial Alimentación de calderas Construcción Refrigerante	En aguas residuales tratadas, los constituyentes relacionados con la oxidación, corrosión y contaminación. Riesgos a los trabajadores, particularmente por la transmisión a través de aerosoles que arrastran a los organismos patógenos.
Aguas subterráneas Recarga de aguas subterráneas Intrusión en aguas salinas Control de depósitos	Compuestos químicos orgánicos en las aguas residuales tratadas y los efectos tóxicos que ocasionan. Sólidos totales disueltos, metales y patógenos en aguas residuales tratadas.
Uso recreativo del ambiente Lagos artificiales Pantanos Aumentar el flujo caudal Cultivo de peces	Riesgos a la salud ocasionados por virus y bacterias principalmente. Eutroficación por el N y P.
Uso urbano no potable Condicionamiento de aire Uso contra incendios	Riesgos a la salud pública debido a la transmisión de patógenos por aerosoles. Efectos en la calidad del agua sobre oxidación, corrosión y contaminación.
Reuso potable Aprovisionamiento de agua	Compuestos químicos orgánicos en las aguas residuales tratadas y sus efectos tóxicos. Riesgos a la salud por la transmisión de organismos patógenos, incluyendo virus.

Fuente: Asano, 1991.

daños a los cultivos y efectos irreversibles en los suelos y aguas subterráneas. Información epidemiológica reciente acerca de los riesgos reales a la salud pública y la aceptación de estándares "rígidos" de la calidad microbiológica de los efluentes para uso agrícola, conducen a favorecer la creencia de que el uso de efluentes para dichos fines es un proceso costosísimo que requiere tecnologías de tratamiento sofisticadas, y en ciertas regiones, sobre todo en los países en desarrollo, el reuso se considera como una opción adecuada o factible sólo bajo condiciones excepcionales (Asano, 1991).

En nuestro país las aguas residuales provenientes del área metropolitana de la ciudad de México se han utilizado para fines agrícolas desde principios de este siglo en la producción de cultivos (como una fuente de agua y nutrientes) en el Distrito de Riego 063, localizado en el Valle del Mezquital, Hidalgo (Cajuste, et. al., 1991). Esta práctica ha traído beneficios a los agricultores en esta área. Sin embargo, está presente el riesgo de que la población pueda adquirir enfermedades infecciosas transmitidas por la exposición con aguas residuales y cultivos contaminados, además de la posible recirculación de sustancias tóxicas que originan la contaminación de suelos, cultivos y aguas subterráneas; puesto que en nuestro país, las aguas residuales para el riego de cultivos se aplican prácticamente crudas, en la mayoría de casos el único tratamiento que reciben es aquel que se presenta en forma natural durante el recorrido del agua por los canales de distribución o durante su almacenamiento en presas.

A partir de aquí, se deduce que es necesario formular criterios de calidad de las aguas residuales para riego y recomendaciones para la protección a la salud, en los siguientes aspectos:

- Tratamiento de aguas residuales
- Restricción de los cultivos potenciales
- Métodos de aplicación de aguas tratadas
- Control a la exposición humana (Cajuste, et. al., 1991)

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

Flores (1992) citó una estimación de 125 m³/s de aguas residuales producidas. De este caudal se trata el 18%, a partir de aquí un 4% se destina al reuso y un 14% a obras de saneamiento. Por otra parte, Benítez (1992) cita que actualmente se encuentran bajo riego con aguas residuales 165,000 Ha, con lo cual se aprovechan 51 m³/s de las descargas de las principales ciudades en las que se genera un gasto promedio de 72 m³/s. Tales valores están en función de determinados factores como la climatología, tipo de suelo y de cultivo, así como del sistema de irrigación empleado.

En 1992, Benítez reportó un incremento en la superficie de cultivo de 85,000 Ha bajo riego en el Valle del Mezquital, con un gasto promedio de 31 m³/s. También hizo referencia a las siguientes zonas importantes de aprovechamiento de aguas residuales en agricultura en nuestro país:

- Ciudad Juárez, Chihuahua, para riego de 3000 Ha en el Distrito de Riego 09 con un aprovechamiento de 1 m³/s,
- Puebla, Pue. en el Distrito de Riego 030 para 2600 Ha, con un gasto promedio de 0.83 m³/s,
- Tulancingo, Hidalgo, en el Distrito de Riego 065, para riego de 300 Ha, con un gasto promedio de 0.11 m³/s,
- En el resto del país, para 65000 Ha, con 18.06 m³/s.

1. RIESGOS A LA SALUD HUMANA QUE SE RELACIONAN CON EL REUSO DE AGUAS TRATADAS

Es evidente que el reuso de aguas residuales promueve la transmisión de patógenos entéricos. Estudios epidemiológicos realizados durante las últimas décadas, evidencian los riesgos a la salud pública asociados con el reuso de excretas y aguas residuales, particularmente no tratadas (ver tabla 14). Esto se refleja en el incremento del número de casos de personas infectadas en diversas zonas donde los agentes patógenos son endémicos, aunque la prevalencia de estas enfermedades está estrechamente vinculada a diferenciales climáticos, fenómenos demográficos y al desarrollo socioeconómico de las diferentes zonas del planeta (Horan, 1991; Blumenthal, 1989).

Donde se efectúa el reuso de aguas residuales no tratadas para riego de cosechas, las personas que resultan afectadas son las siguientes:

1. Consumidores, en el caso de vegetales, hortalizas y otros alimentos regados con aguas residuales que se consumen crudos.
2. Trabajadores agrícolas que tienen contacto directo con aguas residuales, especialmente si trabajan descalzos, ya que esto favorece la transmisión de nemátodos intestinales que penetran por la piel (Ayres, 1991).
3. Poblaciones que habitan cerca de campos irrigados con aguas residuales, sobre todo si el riego es por aspersión; o cuando las áreas verdes son regadas con estas aguas contaminadas (Asano, 1991).

Basado en consideraciones teóricas, Shuval (1986) citó los riesgos a la salud involucrados por el uso de aguas residuales y excretas no tratadas en la agricultura y acuicultura, aunque estos riesgos se abaten considerablemente cuando las aguas residuales reciben un tratamiento adecuado (ver tabla 15).

Por riesgo se entiende la probabilidad de desarrollar cualquier enfermedad como resultado de la exposición a un factor ambiental determinado. Prost (1987), identificó tres niveles de riesgo a la salud, relacionados con el reuso de aguas residuales:

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

- Riesgo teórico, se mide a través de los indicadores microbiológicos de calidad del agua, es necesario hacer una evaluación bacteriológica de los residuos líquidos crudos y tratados.
- Riesgo experimental, se relaciona cuando los patógenos en las aguas residuales están en cantidades lo suficientemente altas para poder causar enfermedad en individuos susceptibles, sin tomar en cuenta otros criterios epidemiológicos.
- Riesgo real, en este caso se consideran estudios epidemiológicos, junto con otros factores físicos y sociales que alteran la exposición de los individuos al riesgo. Es importante el grado de inmunidad de los individuos dentro de la comunidad y la proporción de población receptora, además de la población inmune presente en la misma.

Tabla 14. Riesgos reales asociados con el reuso de aguas residuales

TIPO DE PATÓGENO/INFECCIÓN	FRECUENCIA DE INFECCIÓN O ENFERMEDAD
Nemátodos intestinales <i>Ascaris</i> spp <i>Trichuris</i> spp <i>Taenia</i> spp	Alto
Bacteria <i>Vibrio cholera</i> <i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella shigella</i>	Medio
Virus Diarreas virales Hepatitis A	Bajo
Tremátodos y céstodos Schistosomiasis Clonorchiasis Teniasis	De alto a bajo, dependiendo del método de uso de aguas residuales y excretas, además de las circunstancias locales

Fuente: Shuval, 1986.

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

- **Riesgo experimental**, se relaciona cuando los patógenos en las aguas residuales están en cantidades lo suficientemente altas para poder causar enfermedad en individuos susceptibles, sin tomar en cuenta otros criterios epidemiológicos.
- **Riesgo real**, en este caso se consideran estudios epidemiológicos, junto con otros factores físicos y sociales que alteran la exposición de los individuos al riesgo. Es importante el grado de inmunidad de los individuos dentro de la comunidad y la proporción de población receptora, además de la población inmune presente en la misma.

La OMS (1989), citó los siguientes criterios de clasificación de los riesgos:

- **Riesgo potencial**, el cual se basa en los índices de sobrevivencia de los organismos patógenos y su remoción en los procesos de tratamiento de las aguas residuales. Por lo tanto, la evaluación es únicamente microbiológica; y para asegurar la eliminación de riesgos es necesaria la ausencia de patógenos.
- **Riesgo real**,
- **Riesgo atribuible o exceso de riesgo y**,
- **Riesgo relativo**.

Para que el empleo de aguas residuales y excretas en la agricultura ocasione un riesgo real es necesario que estén presentes todos los siguientes elementos:

1. Que una dosis infectiva de un agente patógeno presente en las excretas llegue al campo o estanque, o bien que el agente patógeno se multiplique en el campo o estanque hasta formar una dosis infectiva.
2. Que la dosis infectiva llegue al hospedero humano.

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

3. Que el hospedero se infecte.
4. Que la infección cause enfermedad y se transmita. El riesgo es potencial cuando no está presente el cuarto elemento (Mara, 1990).

Basado en consideraciones teóricas, Shuval (1986) citó los riesgos a la salud involucrados con el reuso de aguas residuales y excretas no tratadas en la agricultura y acuicultura (ver tabla 15).

Tabla 15. Riesgos reales asociados con el reuso de aguas residuales

TIPO DE PATÓGENO/INFECCIÓN	FRECUENCIA DE INFECCIÓN O ENFERMEDAD
Nemátodos intestinales <i>Ascaris</i> spp <i>Trichuris</i> spp <i>Taenia</i> spp	Alto
Bacteria <i>Vibrio cholera</i> <i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella shigella</i>	Medio
Virus Diarreas virales Hepatitis A	Bajo
Tremátodos y céstodos Schistosomiasis Clonorchiasis Taeniasis	De alto a bajo, dependiendo del método de uso de aguas residuales y excretas, además de las circunstancias locales

Fuente: Shuval, 1986.

2. INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DE CONTAMINACIÓN FECAL

Tobin (1989) definió a los organismos indicadores de contaminación fecal como aquellos microorganismos cuya presencia evidencia que existe contaminación asociada con excretas humanas y de otros animales de sangre caliente, son organismos que normalmente y de preferencia viven en el tracto intestinal de los huéspedes y se consideran para evaluar la calidad microbiológica de las aguas residuales, principalmente incluyen: coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales.

En 1989, la O.M.S. estableció que los indicadores bacteriológicos deben tener las siguientes características:

- Ser aplicable a todo tipo de agua.
- Estar presentes cuando sea elevada la probabilidad de presencia de organismos patógenos.
- Su cantidad debe relacionarse directamente con el grado de contaminación fecal.
- Su tiempo de sobrevivencia debe ser mayor al de otros patógenos entéricos, incluyendo la resistencia a la cloración y ozonación.
- Su número debe ser mayor que algunos patógenos, para facilitar su dilución en el agua que se analice.
- Deben ser fácilmente aislados y enumerados.
- No reproducirse en el ambiente.
- No deben ser patógenos al hombre, con el fin de minimizar el riesgo al personal de laboratorio que está en contacto con las aguas que se analizan.

Abderrahman (1991) reportó que los coliformes no son los indicadores ideales para establecer los niveles de contaminación fecal en las aguas tratadas, ya que su tasa de mortandad varía con la de otros patógenos entéricos. Por otra parte, existen disimilitudes en la tasa de reducción de coliformes y patógenos entéricos cuando éstos se someten a diferentes procesos de tratamiento de aguas residuales.

Debido a esto, el uso limitado del conteo de coliformes para evaluar la cantidad de organismos patógenos en las aguas residuales antes y después del tratamiento, trae como consecuencia que los riesgos reales que se asocian con el reuso de aguas residuales, no puedan determinarse de una manera confiable (Abderrahman, 1991).

Sin embargo, el análisis de organismos indicadores de contaminación fecal se realiza para cumplir con los siguientes objetivos:

- Evaluación de la calidad del agua para definir su uso.
- Evaluación de la eficiencia de plantas de tratamiento de aguas residuales y plantas potabilizadoras.
- Determinación del efecto de agentes tóxicos y orgánicos en la flora bacteriana.
- Identificación de fuentes de contaminación.
- Diagnósticos relativamente rápidos de calidad bacteriológica del agua (Enríquez, 1990).

Ayres (1992), citó que los nemátodos intestinales son indicadores ideales para evaluar la remoción de patógenos a través de la sedimentación, principalmente *Taenia solium* y *Schistosoma* sp. Castillo (1991) reportó que para evaluar la eficiencia microbiológica de lagunas de estabilización, deben considerarse los colifagos y coliformes fecales, los primeros representan la remoción de virus, mientras que los segundos son indicadores de la remoción de bacterias patógenas. Estos parámetros son complementarios, particularmente cuando se esperan cambios climáticos.

3. NORMAS DE CALIDAD MICROBIOLÓGICA

En las últimas décadas se han desarrollado estándares microbiológicos para clasificar las aguas residuales tratadas y poder determinar la conveniencia o limitación de su uso para fines de riego basados exclusivamente en la presencia de coliformes fecales y totales como organismos indicadores de contaminación fecal sin tomar en cuenta otros factores como la relación patógeno-hospedero o evidencias epidemiológicas válidas acerca de la transmisión de enfermedades favorecidas por la práctica de reuso (Hespanhol I., A.M.E. Prost, 1994).

La presencia de organismos indicadores fecales en aguas tratadas no necesariamente significa que habrá incremento en la manifestación de enfermedades ya que intervienen numerosos factores que dependen principalmente de las condiciones locales; es por esto que se requieren investigaciones epidemiológicas relacionadas con la protección a la salud humana para evaluar los riesgos que sean atribuibles al reuso de estas aguas y no a la mera presencia de organismos patógenos (OMS, 1989).

El nivel de calidad microbiológica de las aguas tratadas para riego agrícola concierne a la forma de aplicación, así como al nivel de tratamiento aplicado a las aguas residuales crudas, aunque es fundamental especificar que el nivel de calidad microbiológica se incrementa a medida que aumenta el riesgo sanitario (ver tabla 16).

En los países desarrollados, los estándares microbiológicos se establecen tomando en cuenta los efectos potenciales a la salud pública y en evidencias epidemiológicas disponibles. Por otra parte, consideran la sobrevivencia de los patógenos entéricos en suelos y diversas cosechas que son irrigadas con aguas tratadas (ver tabla 17). En relación a esto, establecen estándares estrictos en los efluentes destinados al riego de cosechas, por ejemplo, la ley 22 de los estándares de reuso de efluentes en California, hace referencia a que éstos deben estar libres de organismos patógenos (coliformes fecales, virus y nemátodos intestinales) después de un tratamiento convencional de aguas residuales.

Sin embargo, los países en desarrollo utilizan las aguas residuales sin ningún tipo de tratamiento para el riego irrestringido, lo cual es completamente inaceptable, ya que

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

Tabla 13. Tiempo de sobrevivencia de algunos patógenos en aguas residuales, suelos y cosechas (en días).

Patógenos	Tiempo de sobrevivencia en aguas residuales	Tiempo de sobrevivencia en suelos arenosos	Tiempo de sobrevivencia en la superficie de cosechas
Bacterias:			
<i>Escherichia coli</i>	12 días (28°C)		Veg. < 21 días*
<i>Salmonella paratyphi</i>		> 259 días	
<i>Salmonella typhi</i>	< 5 días (20°C)	1-120 días	Veg. < 40 días Lech. < 21 días Ráb. < 37 días C.F. > 42 días Tub. > 53 días
<i>Shigella sonnei</i>			Veg. < 7 días C.F. < 2 días H. < 6 días
<i>Vibrio cholera</i>			Veg < 7 días
Enterovirus:			
Poliovirus	23 días (20°C)	< 11 días, en primavera	Lech. < 36 días Ráb. < 36 días
Coxsackievirus	< 41 días (20°C)		
Echovirus		< 40 - 110 días	Veg. < 60 días R.C. > 60 días
Hepatitis A	> 10 semanas (20-23°C)		
Protozoarios:			
<i>Entamoeba histolytica</i>		< 3 días	Tom. < 2 días Lech. < 1,5 días
<i>Giardia lamblia</i>	7 - 8 días (21-22°C)		
Helmintos:			
<i>Ascaris lumbricoides</i>		< 90 días	Veg. < 35 días
<i>Necator americanus</i>	< 18 días (15.5°C)	< 10 días	
<i>Taenia saginata</i>	> 16 días (18°C)	< 210 días en invierno, pocos días en verano	Alf. < 21 días
No patógenos:			
Coliformes totales	< 41 días	4 - 77 días	C.F. < 34 días Veg. < 34 días
Coliformes fecales	< 1 día	8 - 55 días	Tom. > 30 días

* Abreviaciones: Veg. = vegetales; Lech. = lechuga; Ráb. = rábano; C.F. = cultivos para forraje; Tub. = tubérculos; H. = huertos; Alf. = alfalfa.
Fuente: Abdarrahman, 1991

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

Tabla 14. Directrices de calidad microbiológica recomendadas para el uso de aguas residuales en agricultura*

Categoría	Condiciones de reuso	Grupo expuesto	Nemátodos intestinales^b (media aritmética del número de huevos por l³)	Coliformes fecales (número de media geométrica)	Tratamiento de aguas residuales que se recomiendan para conseguir la calidad microbiológica requerida
A	Irrigación de vegetales que se consumen crudos. Terrenos deportivos y parques públicos. ^d	Trabajadores y público consumidor	≤ 1	≤ 1000	Lagunas de estabilización en serie, o un tratamiento equivalente.
B	Irrigación de cultivos en industria, de cereales, cultivos para forraje, árboles frutales ^e y pastos	Trabajadores	≤ 1	No aplicable	Lagunas de estabilización con un período de residencia de 8 a 10 días, u otro tratamiento equivalente para la remoción de coliformes fecales y huevos de helmintos.
C	Irrigación de cultivos mencionados en la categoría B, cuando no ocurre exposición con los trabajadores agrícolas y el público	Ninguno	No aplicable	No aplicable	Se requiere pretratamiento, no menor que la sedimentación primaria.

- a En casos específicos, deberán tomarse en cuenta los factores epidemiológicos locales, socioculturales y ambientales para poder modificar las directrices adecuadamente.
- b *Ascaris*, *Trichuris* y anquilostomas.
- c Durante el período de irrigación.
- d Son apropiadas normas más restringidas (≤ 200 coliformes fecales por 100 ml) para prados públicos, como el césped de hoteles, donde hay contacto directo con el público.
- e En el caso de árboles frutales, el riego debe cesar dos semanas antes de recolectar la fruta, y no puede recogerse ningún fruto caído al suelo. No debe usarse irrigación por aspersión.

Fuente: Hespanhol, 1994

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

el uso sin riesgo de aguas tratadas en la agricultura requiere un alto grado de remoción de helmintos (Bower, 1992, Shuval, 1991; OMS, 1989)

Las directrices de la Organización Mundial de la Salud y el informe de Engelberg para la aplicación de aguas residuales en el suelo, establecen que solamente las aguas residuales que contienen no más de huevo de helminto por litro, pueden emplearse para la irrigación restringida e irrestringida de cosechas, esto se decretó por el hecho de que existen sistemas de tratamiento de aguas residuales que pueden producir efluentes con esta calidad microbiológica, principalmente las lagunas de estabilización. Aunque se han hecho estudios que demuestran que estas directrices pueden modificarse aumentando hasta 10 huevos de helmintos/L, sin que se derive algún riesgo a la salud humana (Ayres et.al., 1992).

En nuestro país, en 1992 el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental estableció la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-033-ECOL/1993, que sugieren las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego de hortalizas y hortofrutícolas. Esta norma se expone a continuación:

1. Campo de aplicación.

La presente norma es de observancia obligatoria en todo el territorio nacional para:

1. Otorgar las autorizaciones, permisos o concesiones para el uso o aprovechamiento de aguas residuales en el riego de hortalizas y hortofrutícolas.
2. Cualquier usuario de las aguas residuales de origen urbano o municipal en el riego de hortalizas y hortofrutícolas.

2. Definiciones.

Para efectos de esta norma se asumen las definiciones que se mencionan en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Ley de Aguas Nacionales y Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas además de los siguientes:

2.1 Hortalizas:

La acelga, ajo, apio, berro, betabel, brócoli, cebolla, cilantro, col, coliflor, epazote, espinaca, frijol ejotero, hierbabuena, hongo, lechuga, pápalo, perejil, quelite, quintonil, rábano, zanahoria, pepinillo pickle, pepino, calabacita, jitomate, tomatillo y tomate verde o de cáscara, con excepción de las cinco últimas cuando se siembran con espaldera se equiparan a las hortalizas los siguientes frutos: fresa, jícama, melón, sandía y zarzamora.

2.2 Hortofrutícolas:

Las señaladas en el inciso anterior y todas las demás hortalizas y frutos en general.

2.3 Muestra simple:

La que se tome ininterrumpidamente durante el período necesario para completar un volumen proporcional al caudal, de manera que éste resulte representativo de la descarga de agua residual, medido en el sitio y en el momento del muestreo.

2.4 Riego agrícola:

La acción de aportar al suelo la humedad necesaria para el desarrollo de los cultivos y que tiene como efecto la infiltración del agua.

2.5 Parámetro:

Unidad de medición, que al tener un valor determinado, sirve para mostrar de una manera simple las características principales de un contaminante.

2.6 Usuario:

La persona física o moral que utiliza las aguas residuales en riego agrícola.

3. Especificaciones

3.1 Las restricciones de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de estas con la de los cuerpos de agua, que se dispongan a través de su uso en el riego de hortalizas de consumo crudo, en lo relativo a parámetros bacteriológicos se clasifican en los siguientes tipos para efectos de determinar las clases de cultivos no permitidos.

- I. Tipo 1.** La que contenga menos de 1,000 coliformes totales por cada 100 ml y ningún huevo de helminto viable por litro de agua.
- II. Tipo 2.** La que contiene de 1 a 1,000 coliformes fecales por cada 100 ml y cuando más un huevo viable por litro de agua.
- III. Tipo 3.** La que contiene de 1,001 a 100,000 coliformes fecales por cada 100 ml.
- IV. Tipo 4.** La que contiene más de 100,000 coliformes fecales por cada 100 ml.

3.2 La SARH a través de la CNA otorgará autorizaciones, permisos y concesiones para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en riego de hortalizas y hortofrutícolas, a las condiciones que a continuación se indican en la tabla 18.

3.3 Para los efectos del punto anterior, la SARH a través de la CNA, previo al otorgamiento de autorizaciones, permisos o concesiones, realizará los análisis de las aguas residuales a fin de determinar la concentración de los coliformes fecales, coliformes totales y huevos de helmintos y con base a los resultados de dichos análisis determinará las condiciones a que se sujetará su uso en riego de hortalizas y hortofrutícolas.

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

3.4 Los usuarios de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en riego de hortalizas y hortofrutícolas observarán las condiciones que sobre tipo de riego, intervalo mínimo entre el último riego y la cosecha y cultivos permitidos se establezca por la SARH de acuerdo con el punto anterior, en la autorización, permiso o concesión correspondiente.

3.5 Los valores de los parámetros bacteriológicos a los que se refiere el punto 3.1 se obtendrán del análisis de una muestra simple de aguas residuales.

4. Vigilancia.

La SARH por conducto de la CNA es la autoridad competente para vigilar el cumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana, coordinándose con la Secretaría de Salud cuando se trate de saneamiento ambiental.

5. Sanciones.

El incumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana será sancionado conforme a lo dispuesto por la Ley General de Equilibrio Ecológico por la Ley General de Aguas Nacionales y demás Ordenamientos Jurídicos aplicables.

6. Concordancia con Normas Internacionales.

Esta Norma Oficial Mexicana no coincide con ninguna Norma Internacional.

IV. REUSO DE AGUAS TRATADAS

Tabla 18. Condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales

Tipo de riego	Tipo de agua	Intervalo de tiempo mínimo (días) entre el último riego y la cosecha.	Cultivos no permitidos
INUNDACION	1	20	Los señalados en el punto 2.1, excepto ajo, frijol ajotero, pepinillo pickle, pepino, jícama, melón y sandía
	2	20	Los señalados en el punto 2.1 excepto el melón y la sandía
	3	20	Los señalados en el punto 2.1
	4	20	Los señalados en el punto 2.2
SURCO	1	15	Los señalados en el punto 2.1 excepto ajo, pepino, jícama, melón y sandía, así como el tomate verde o de cáscara
	2	20	Libre cultivo
		20	Los señalados en el punto 2.1, excepto ajo, pepino, jícama, melón y sandía, así como el tomate verde o de cáscara
	3	20	Los señalados en el punto 2.1, excepto melón y sandía
	4	20	Los señalados en el punto 2.2
ASPERSION	1	20	Los señalados en el punto 2.1, excepto ajo, pepino, jícama, melón y sandía
	2 3 4	20	Los señalados en el punto 2.2

Fuente: Diario Oficial, 24/10/91.

V. DESARROLLO DEL TRABAJO EXPERIMENTAL

Las plantas de tratamiento con las que se trabajó en el presente estudio cumplieron con los siguientes requisitos:

1. Que fueran de interés para el organismo operador
2. Que estuvieran en operación
3. Que el agua a tratar fuera de origen municipal con descargas industriales que no excedieran el 20% del caudal total. En este estudio se consideraron las siguientes plantas de tratamiento:

SANTA ANA PACUECO, GTO.

La población de Santa Ana Pacueco se localiza al suroeste del estado de Guanajuato, dentro del municipio de Pénjamo. El clima es semicálido, con lluvias en verano siendo intermedio en cuanto a humedad y con un porcentaje de lluvia invernal < 5. La precipitación varía entre 800 y 900 mm, el régimen térmico más cálido se presenta en mayo con una temperatura de 23 a 24°C y el más frío en diciembre con 1.5°C. La evaporación media anual es de 2.113 mm. Fisiográficamente la población se encuentra inmersa en una sierra asociada a llanos, insertándose dentro de la subprovincia de sierra y bajos michoacanos perteneciente a la provincia del eje neovolcánico.

Descripción de la planta de tratamiento: Esta planta, es un sistema lagunar formado por rejillas, desarenador, cárcamo de bombeo, caja de distribución, laguna anaerobia, laguna facultativa y laguna de maduración. La estructura de salida en cada laguna consta de una caja vertedora de donde salen tuberías que interconectan a las lagunas. Después del bombeo a la caja distribuidora, el flujo del agua hacia las lagunas es por gravedad. La descarga final va a dar al río Lerma el cual se encuentra en este tramo de la descarga tapizado de lirio acuático. El gasto promedio de operación es de 21 l/s. La incorporación de aguas de granjas porcícolas instaladas en la zona, provoca una baja eficiencia en la remoción de coliformes fecales. La tabla 16 presenta las características físicas del sistema.

Tabla 16. Características físicas del sistema lagunar de Santa Ana Pacueco, Gto.

Parámetro	Laguna anaerobia	Laguna facultativa	Laguna de maduración
Profundidad, m	6.0	2.5	2
Volumen, m ³	10,500	35,000	3,500
Tiempo de retención, días	20-25	7-21	5-7

REYNOSA, TAMPS.

La localización geográfica de este sistema lagunar es a 26°7' latitud norte y 98° 15' longitud oeste. El clima es semiseco cálido extremo con una precipitación pluvial alrededor de 500 mm. anuales.

Descripción de la planta de tratamiento: El proceso de tratamiento consta de una combinación de lagunas aeradas (una), facultativas (cinco), aerobias (cinco) y de maduración (cinco); con un desarenador, lecho de secado, medidor Parshall y tanque Imhoff en la entrada de la planta para tratar anaeróbicamente una parte de los desechos. El efluente final es descargado al Río Bravo. La tabla 17 resume las características físicas de este sistema lagunar.

ALMOLOYA DEL RIO, EDO. DE MEXICO.

El sistema lagunar de Almoloya del Río, Edo. de México, se localiza en la vertiente sur del Valle de Toluca a unos 500 m de la población del municipio del mismo nombre. Está ubicado a los 19°11' de latitud norte y 99°30' longitud oeste. La altitud media es de 2.589 m sobre en nivel del mar. El clima es moderado, con tendencia al frío, con temperaturas máximas de 17° y mínimas de 10°C. Tiene una precipitación media anual de 500 a 1200 mm. El uso del suelo en el municipio está dedicado principalmente para la agricultura de temporal. La extensión para este propósito es de 507.26 ha.

Tabla 17. Características de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps.

Parámetro	Laguna aireada	Laguna facultativa	Laguna aerobia	Laguna de maduración
Profundidad (m)	2.40	2.4	1.8	2.8
Largo (m)	477.5	122.4	190	248
Ancho (m)	136.5	113	113	113
Flujo promedio (L/seg)	703.125 - 912.591	140.62 - 182.52	140.62 - 182.52	140.62 - 182.52
Area (m ²)	61,500	12,400	18,000	28,000
Volumen (m ³)	156,429	33,195	38,646	78,467
Tiempo de retención (días)	2.43	2.45	3.02	4.15 (TOTAL = 12.05)
Carga volumétrica (gDBO/m ³ ·d/a)	66.92	42.88	32.64	13.24
Carga orgánica (kgDBO/ha·d/a)	1,702.09	1,148.01	32.64	13.24

La planta de tratamiento de Almoloya recibe parte de las aguas residuales que genera la población de Almoloya del Río, son cargas de tipo doméstico, comercial e industrial, esta última principalmente en lo que se refiere al teñido de ropa. El caudal promedio con que se diseñó esta planta fue de 31 lps.

Descripción de la planta de tratamiento: El tratamiento del agua residual se realiza mediante lagunas de estabilización diseñadas en dos módulos en paralelo, cada uno de estos cuenta con un biodigestor, una laguna anaerobia y una facultativa. El agua que llega a la planta pasa a través de una rejilla para retener los sólidos flotantes, luego ésta es bombeada hacia una estructura de distribución donde fluye por gravedad hacia un canal abierto que alimenta a los dos módulos, descargando el agua por gravedad hacia los biodigestores.

El biodigestor funciona como un tanque séptico abierto, cuyo propósito es reducir el contenido de sólidos sedimentables y estabilizar biológicamente gran parte de la materia orgánica. Las características de diseño de esta planta de tratamiento se resumen en la tabla 18.

Tabla 18. Características de la Planta de Tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México.

Parámetro	Biodigestor	Laguna anaerobia	Laguna facultativa
Profundidad (m)	3.0	2.92	2.0
Largo (m)	34	59.2	124.5
Ancho (m)	1.2	34.0	51.8
Area (m ²)	40.8	2012.8	6449.1
Volumen (m ³)	122.4	6038.4	12898.2
Tiempo de retención (días)	0.15	8.48	23.24
Carga volumétrica (g DBO/m ³ ·día)	204.23	4.18	1.29
Carga orgánica (kg DBO/ha·día)	6126.96	125.37	25.75
Profundidad de lodos	0.85	0.10	0.03

Por el hecho de que no existen técnicas estandarizadas para la cuantificación de huevos de helmintos en aguas residuales, en el presente estudio fue necesario comparar diferentes técnicas reportadas en la literatura para elegir la más adecuada de acuerdo a las características de las aguas residuales por analizar.

Ayres (1989) reportó dos técnicas para cuantificar huevos de helmintos en aguas residuales crudas y tratadas provenientes de lagunas de estabilización, denominadas Leeds I y Leeds II, la primera es para cuantificar huevos de helmintos en aguas residuales crudas, mientras que la segunda es para cuantificarlos en efluentes de lagunas de estabilización que se caracterizan por presentar altas densidades de algas. Dado que este estudio se realizó en sistemas lagunares se optó por elegir dichas técnicas, sin embargo, son poco conocidas en los laboratorios de investigación con respecto a otras técnicas, como son la de Faust y Ritchie (ver referencia 8), Ockert y Teichman (ver referencia 46) y la técnica de sedimentación reportada por la Organización Mundial de la Salud (O.M.S., 1989). La descripción detallada de las técnicas mencionadas anteriormente se presenta en el anexo I.

Para comparar la sensibilidad de las técnicas Leeds I y Leeds II se decidió hacer un ensayo con aguas residuales del sistema lagunar de Santa Ana Pacueco, Gto. El muestreo se realizó el 23 de marzo de 1994, con un total de cuatro muestras, con un volumen total de 20 litros. Los puntos de muestreo se detallan en la figura 15. Los pasos que se siguieron para realizar el muestreo se detallan más adelante.

Una vez efectuado el ensayo en Santa Ana Pacueco, se efectuó el muestreo de aguas residuales en los sistemas lagunares de Reynosa, Tamps. y Almoloya del Río, Edo. de México, con el fin de conocer la presencia, concentración y eficiencia de remoción de huevos de helmintos en dichos sistemas lagunares.

Como complemento al trabajo anteriormente descrito, se realizaron análisis de coliformes fecales y totales en ambas plantas de tratamiento de aguas residuales, para correlacionar la eficiencia de remoción de dichos coliformes con respecto a los huevos de helmintos.

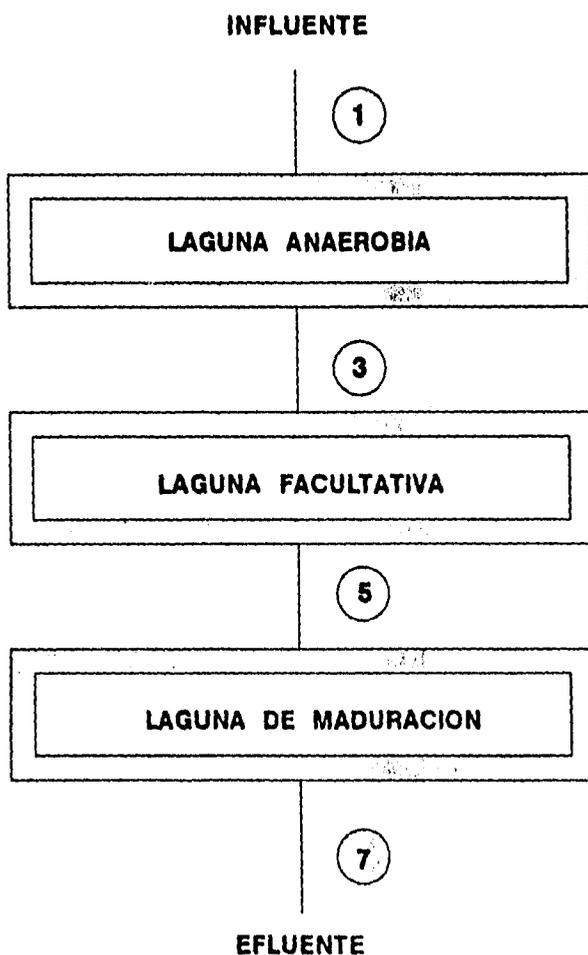


Fig. 15 Puntos de muestreo de la Planta de Tratamiento de Santa Ana Pacueco, Gto.

Muestreo y preservación de las muestras

Para determinar los parámetros de huevos de helmintos, coliformes totales y coliformes fecales, en cada sistema lagunar se realizó un monitoreo intensivo, donde se tomaron muestras simples cada dos horas por la noche y cada hora durante el día. El muestreo se realizó durante 24 horas, repartidas en un lapso de 4 y 5 días.

Los puntos de muestreo seleccionados fueron aquellos que proporcionaron mayor representatividad en la calidad del agua procesada con respecto a los huevos de helmintos.

Para los análisis de huevos de helmintos, se utilizaron recipientes limpios de PVC con dos litros de capacidad. La muestra se extrajo superficialmente, el recipiente se sumergió en el agua a unos 15-30 cm de la superficie con el cuello hacia abajo, se destapó el recipiente mediante un ligero giro; para favorecer el llenado se elevó un poco el cuello del recipiente. Dentro del agua, se tapó el recipiente, sin llenarlo hasta el cuello. Se procuró tomar las muestras donde no había demasiada turbulencia. Las muestras se etiquetaron con la fecha, hora y punto de muestreo respectivo.

La toma de muestra para los análisis de coliformes fecales y totales fue con el uso de bolsas estériles, las cuales eran introducidas y abiertas dentro del agua residual. Tomada la muestra se cerraba la bolsa dentro de la misma agua y se preservaba en un ambiente frío. Para su análisis se siguió la técnica del número más probable recomendada en el Standard Methods of Water and Wastewater (1989). Esta técnica se describe en el anexo II.

El tren de muestreo consistió en lo siguiente: en el influente y puntos intermedios se muestrearon superficialmente dos litros de agua residual para proceder al análisis de aislamiento y cuantificación de huevos de helmintos mediante la técnica Leeds I. En el caso del efluente final, se colectó un volumen de 4 litros con el fin de aplicar la técnica Leeds II. Asimismo, se extrajo un volumen de 50 ml para el análisis de coliformes fecales y totales.

V. DESARROLLO EXPERIMENTAL

No se utilizó ningún fijador, únicamente se colocaron los recipientes perfectamente cerrados en hielo y posteriormente fueron transportados al laboratorio. Las muestras se conservaron en refrigeración a 4°C, con un periodo máximo de almacenamiento de tres meses.

En la planta de tratamiento de Santa Ana Pacueco se llevó a cabo un solo muestreo el día 23 de marzo de 1994 a las 15:00 hrs. dandonos un volumen total de 20 litros, el cual se repartió para analizarlo con las diferentes técnicas. La técnica Leeds I se analizó y comparó con la técnica de Faust y Ritchie y con la técnica recomendada por la OMS (1989). La técnica Leeds II se analizó y comparó con la técnica de Ockert y Teichman.

En la planta de tratamiento de Reynosa, Tamps. el muestreo se realizó del 03 al 05 de mayo de 1994, el cual comprendió un total de 40 muestras, de éstas, 17 fueron analizadas con la técnica Leeds I y 23 con la técnica Leeds II. Los puntos de muestreo se señalan en el diagrama de flujo que se presenta en la figura 16.

En el caso del sistema lagunar de Almoloya del Río, el periodo de muestreo comprendió del 06 al 09 de junio de 1994. La figura 17 indica los puntos de muestreo respectivos. El total de muestras colectadas fue de 48, de las cuales, 22 fueron analizadas con la técnica Leeds I y 26 con la técnica Leeds II.

Para la identificación de los huevos de helmintos se procedió a caracterizarlos morfológicamente, utilizando para las mediciones un micrómetro ocular. El conteo fue directo, las preparaciones se revisaron sistemáticamente, campo por campo.

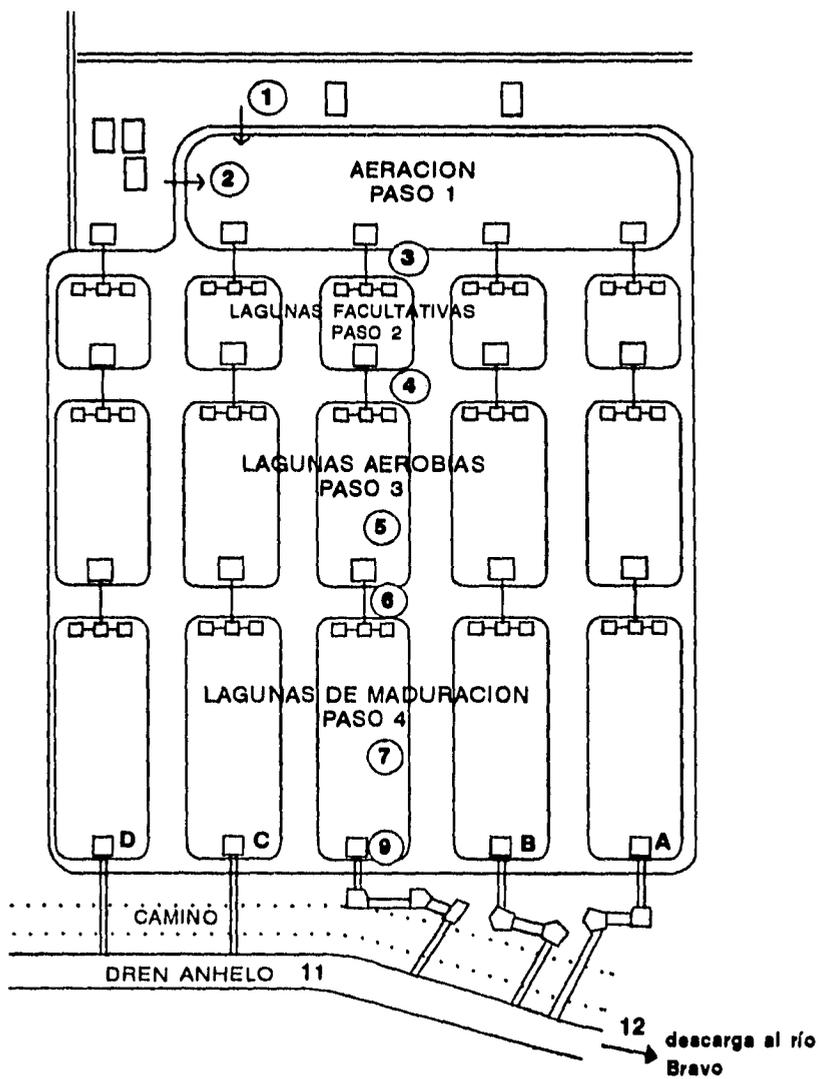


Fig. 16 Puntos de muestreo de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps.

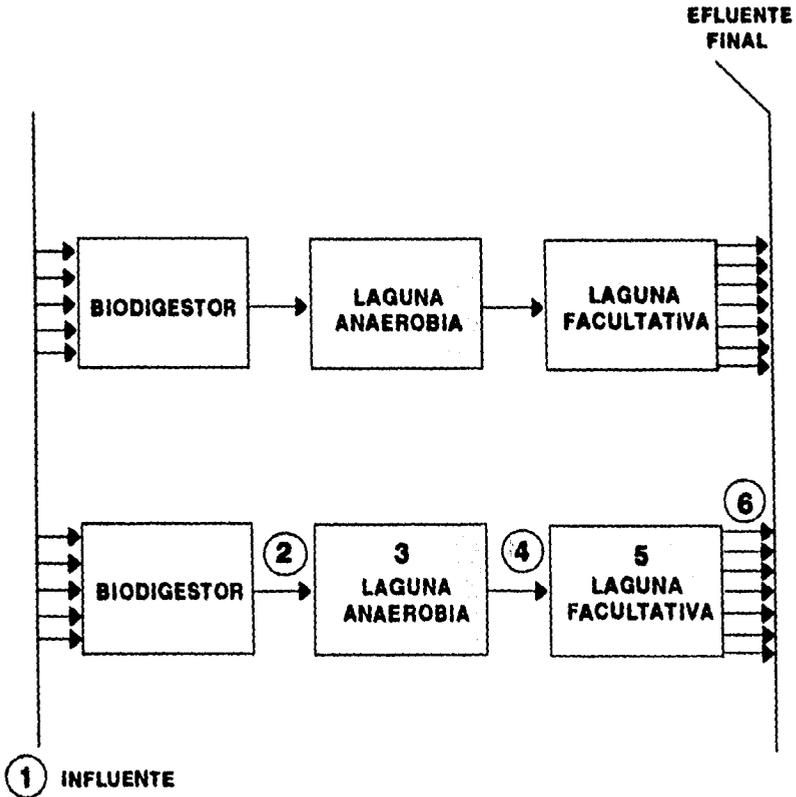


Fig. 17 Puntos de muestreo de la Planta de Tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México.

Material:

- 50 garrafones de PVC con capacidad de 2 l
- 5 vasos de precipitados de 1000 ml
- 3 vasos de precipitados de 500 ml
- 4 tubos de centrifuga de 300 ml
- 15 tubos de centrifuga de 50 ml
- 20 tubos de centrifuga de 15 ml
- 4 tubos sifón
- 5 pipetas volumétricas de 10 ml
- 5 pipetas volumétricas de 5 ml
- Pipetas graduadas estériles de 1 ml
- Pipetas graduadas estériles de 10 ml
- Tubos de ensaye de 12 x 75 y 13 x 100
- Pipetas Pasteur
- 3 probetas graduadas de 1000 ml
- 2 probetas graduadas de 100 ml
- 2 probetas graduadas de 25 ml
- 5 matraces Erlenmeyer de 150 ml
- 1 matraz Kitasato
- Tapones de hule
- 1 piseta de 500 ml
- 3 varillas de vidrio
- 2 gradillas
- Portaobjetos y cubreobjetos
- Pinzas para cubreobjetos
- 2 celdas de conteo Sedewig-Rafter
- Arena de mar

Equipo:

- Balanza analítica y granataria
- Bomba de succión al vacío
- Centrífuga con capacidad para 4 tubos de 300 ml
- Centrífuga con capacidad para 6 tubos de 50 ml
- Centrífuga con capacidad para 8 tubos de 15 ml
- Microscopio de óptica invertida y poder de resolución de 40X
- Microscopio óptico con poder de resolución de 100X
- Autoclave
- Incubadora
- Mechero
- Asa de siembra

Soluciones:

- Formaldehído al 4%
- Solución Tritón X-100 al 0.01%
- Lugol parasitológico
- Azul de tripano al 0.3%
- Solución saturada de $MgSO_4$ con densidad específica de 1.36
- Solución de $ZnSO_4$ con densidad específica de 1.18
- Solución de NaCl con densidad específica de 1.04
- Buffer aceto-acético (pH = 4.5)
- Solución saturada de $NaNO_3$ con densidad específica de 1.36
- Eter ó etyl de acetato
- Agua peptonada
- Gel de glicerina

Medios de cultivo:

- Caldo lactosado ó caldo lauril triptosa
- Caldo bilis-lactosa-verde brillante
- Caldo *Escherichia coli* (EC)

Técnica Leeds I:

Consiste en concentrar el sedimento (paquete) de la muestra mediante centrifugación, posteriormente se resuspende el paquete varias veces con una solución de detergente aniónico con la finalidad de que los huevos de helmintos se separen de las partículas grandes. El aislamiento de los huevos de helmintos se logra añadiendo una solución de flotación de sulfato de magnesio con una densidad igual o mayor a 1.25 para que floten todas las partículas (incluyendo los huevos de helmintos) con una densidad menor a esta. Después de un periodo de 30 minutos, los huevos de helmintos se adhieren a las paredes de los cubreobjetos, de ésta forma se recuperan y se elaboran preparaciones para proceder a su cuantificación en un microscopio óptico a campo claro. La descripción detallada de esta técnica se encuentra en el anexo I.

Técnica Leeds II:

El aislamiento de huevos de helmintos se logra a través de la concentración de sedimento (paquete) por centrifugación, también se llevan a cabo lavados del paquete con solución de detergente aniónico, aunque en este caso es para eliminar la mayor cantidad de algas posibles, las cuales obstruyen en la lectura y cuantificación de huevos de helmintos debido a su tamaño y forma similar. En esta técnica se emplea una solución de sedimentación de cloruro de sodio con una densidad de 1.04, en la cual la mayoría de algas flotan, mientras que los huevos de helmintos sedimentan. El conteo de los huevos se realiza mediante celdas de conteo, con lo cual es posible analizar un mayor volumen de sedimento. La descripción detallada de esta técnica se encuentra en el anexo I.

VI. RESULTADOS

La tabla 19 presenta el número de huevos de helmintos y las especies obtenidas en la planta de tratamiento de Santa Ana Pacueco, Gto. con las diferentes técnicas empleadas.

Los resultados de los análisis de huevos de helmintos de los sistemas lagunares de Reynosa, Tamps. y Almoloya del Río se presentan en las tablas 20 y 21 respectivamente, asimismo en estas dos últimas tablas, se indica el número más probable (NMP) de coliformes fecales y totales en 100 ml de agua. Conjuntamente se indica el tipo de agua residual señalado en la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-033-ECOL/1993, que sugieren las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego de hortalizas y hortofrutícolas.

La tabla 22 muestra los resultados de la diversidad de especies de helmintos encontradas en los tres sistemas lagunares. Las fotografías de estas especies se anexan a continuación de esta tabla.

Tabla 19. Número de huevos de helmintos y especies encontradas en la planta de tratamiento de Santa Ana Pacueco, Gto.

Técnica	Punto de muestreo	<i>Acaris lumbricoides</i>		<i>Trichuris trichiura</i>	<i>Taenia</i> sp	<i>Hymenolepis nana</i>	<i>H. diminuta</i>	<i>Fasciola hepatica</i>	No. total de huevos/l
		A ^a	B ^b						
Leads I (Ayres, 1989)	1 (influyente)	19	11	377	3	2	2	5	422
	3 (efluente de la laguna anaerobia)	56	3	-	1	1	-	1	62
Leads II (Ayres, 1989)	5 (efluente de la laguna facultativa)	3	-	1	-	-	-	1	10
	7 (efluente final)	1	-	-	-	-	-	-	1
Flotación (Ockert y Teichman, 1986)	5 (efluente de la laguna facultativa)	-	-	3	-	-	-	-	3
	7 (efluente final)	*	*	*	*	*	*	*	*
Sedimentación (OMS, 1989)	1 (influyente)	1	-	2	-	-	-	-	187 ^c
	3 (efluente de la laguna anaerobia)	1	-	-	-	-	-	-	36 ^c
Faust y Ritchie	1 (influyente)	10	2	176	-	-	-	1	189
	3 (efluente de la laguna anaerobia)	3	-	38	-	-	-	-	41

- a) En etapa fecunda
 b) En etapa infecunda
 -) Ausencia de huevos de helmintos
 *) La gran cantidad de algas imposibilitó el conteo de huevos de helmintos.
 c) El número de huevos se calculó con la siguiente fórmula:

$$N = X/P (V/S), \text{ donde:}$$

- N = número total de huevos de helmintos/l de agua residual
 X = número de huevos cuantificados
 P = volumen de muestra en la celda de conteo (ml)
 S = volumen total de sedimento (ml)
 V = volumen de muestra de agua residual (l)

VI. RESULTADOS

Tabla 20. Análisis cualitativo y cuantitativo de huevos de helmintos presentes en la planta de tratamiento de Reynosa, Tamaulipas.

Punto de muestreo	Descripción	Fecha	Hora	Especies encontradas	Número de huevos por especie	Número total de huevos por litro	Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	Coliformes Totales (NMP/100 ml)	Tipo de Agua residual		
1	Influyente 1	03/05/94	08:00	<i>Ascaris lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>Trichuris trichiura</i>	8 3 1	10	635 x 10 ⁵	435 x 10 ⁵	4		
			04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>Hymenolepis diminuta</i>	48 11 5 1	65	315 x 10 ⁵	800 x 10 ⁵	4	
			20:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	5 2 3	10	640 x 10 ⁵	305 x 10 ⁵	4		
		05/05/94	06:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>T. trichiura</i>	5 2	7	--	2025 x 10 ⁵	N.D.		
			08:00	<i>Ascaris lumbricoides</i> * <i>Trichuris trichiura</i> <i>Hymenolepis nana</i>	14 4 2	20	--	--	N.D.		
			12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	9 3 2	14	18 x 10 ⁵	1000 x 10 ⁵	4		
			20:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>H. nana</i> <i>Enterobius vermicularis</i>	10 5 4 1 1	21	29 x 10 ⁵	570 x 10 ⁵	4		
		06/05/94	05:00	<i>Ascaris lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>Trichuris trichiura</i>	8 3 1	10	--	--	N.D.		
		2	Influyente 2	03/05/94	08:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>E. vermicularis</i>	11 3 3 1	18	320 x 10 ⁵	485 x 10 ⁵	4
					04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>H. diminuta</i> <i>Necator americanus</i>	72 43 38 10 3	164	88 x 10 ⁵	572 x 10 ⁵
				<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>H. nana</i> <i>N. americanus</i> <i>E. vermicularis</i>	25 9 3 1 1 1	39	74 x 10 ⁵	1570 x 10 ⁵	4		
05/05/94	05:00			<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	9 3 1	13	7 x 10 ⁵	1200 x 10 ⁵	4		
	08:00			<i>Ascaris lumbricoides</i> * <i>Trichuris trichiura</i> <i>Hymenolepis nana</i>	18 5 2	25	--	--	N.D.		
	12:00			<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>N. americanus</i>	9 3 5 1	18	35 x 10 ⁵	394 x 10 ⁵	4		
	20:00			<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i> <i>N. americanus</i>	14 6 4 1	25	85 x 10 ⁵	880 x 10 ⁵	4		
06/05/94	05:00			<i>Ascaris lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> + <i>Trichuris trichiura</i> <i>Enterobius vermicularis</i>	11 3 3 1	17	--	--	N.D.		

VI. RESULTADOS

Tabla 20 (Continuación)

Punto de muestreo	Descripción	Fecha	Hora	Especies encontradas	Número de huevos por especie	Número total de huevos por litro	Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	Coliformes Totales (NMP/100 ml)	Tipo de Agua residual
3	Efluente de la laguna oxidada	03/05/94	08:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> +	6 1	7	610 x 10 ⁴	365 x 10 ⁴	4
8	Efluente de la laguna facultativa	03/05/94	08:00	<i>A. lumbricoides</i> *	2	2	211 x 10 ⁴	115 x 10 ⁴	4
9	Efluente de la laguna de maduración	03/05/94	08:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	36 x 10 ⁴	7 x 10 ⁴	4
		04/05/94	20:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	--	N.D.
		06/05/94	06:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	195 x 10 ⁴	N.D.
			12:00	<i>T. trichiura</i>	1	1	--	15 x 10 ⁴	N.D.
			20:00	Ausencia de huevos de helmintos			9 x 10 ⁴	7 x 10 ⁴	4
06/05/94	05:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	--	N.D.		
A	Efluente de la laguna de maduración	04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> +	6 1	7	12 x 10 ⁴	1 x 10 ⁴	4
		06/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> *	2	2	--	--	N.D.
B	Efluente de la laguna de maduración	04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>T. trichiura</i>	4 1	5	88 x 10 ⁴	572 x 10 ⁴	4
		05/05/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			35 x 10 ⁴	394 x 10 ⁴	4
C	Efluente de la laguna de maduración	04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>T. trichiura</i>	4 1	5	8 x 10 ⁴	2 x 10 ⁴	4
		05/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> * <i>A. lumbricoides</i> +	2 1	3	1 x 10 ⁴	7 x 10 ⁴	3
D	Efluente de la laguna de maduración	04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	--	16 x 10 ⁴	N.D.
		06/05/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	16 x 10 ⁴	N.D.
11	Dren anhecho	04/05/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	3 x 10 ⁴	--	4
			20:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	--	1 x 10 ⁴	N.D.
		05/05/94	05:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	960 x 10 ⁴	N.D.
			12:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	8 x 10 ⁴	N.D.
			20:00	Ausencia de huevos de helmintos			5 x 10 ⁴	21 x 10 ⁴	4
04/05/94	05:00	<i>Trichuris trichiura</i>	1	1	--	--	N.D.		
12	Descarga al Río Bravo	04/05/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			106 x 10 ⁴	--	4
		06/05/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	21 x 10 ⁴	N.D.

* = En etapa fecunda; + = En etapa infecunda

N.D. = No determinado, ya que no se obtuvieron datos cuantificables de coliformes.

NOTA: La ausencia de huevos de helmintos en el volumen analizado no necesariamente indica una remoción total de los mismos.

VI. RESULTADOS

Tabla 21. Análisis cualitativo y cuantitativo de huevos de helmintos presentes en la planta de tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México.

Punto de muestreo	Descripción	Fecha	Hora	Especies encontradas	Número de huevos por especie	Número total de huevos por litro	Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	Coliformes Totales (NMP/100 ml)	Tipo de Agua residual	
1	Influyente	06/06/84	20:00	<i>Ascaris lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>Trichuris trichiura</i>	3 1 1	5	7×10^2	24×10^4	3	
			22:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>Trichuris trichiura</i>	2 1	3	11×10^2	24×10^4	3	
			24:00	<i>A. lumbricoides</i>	2	2	21×10^2	24×10^4	3	
		07/06/84	12:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>H. nana</i> <i>H. diminuta</i> <i>T. trichiura</i>	15 2 2 1 1	21	24×10^4	24×10^4	4	
			13:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>H. nana</i> <i>T. trichiura</i>	12 2 2	16	24×10^4	24×10^4	4	
			14:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>H. nana</i> <i>H. diminuta</i> <i>T. trichiura</i>	241 37 9 4 4	295	24×10^4	24×10^4	4	
			15:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>H. nana</i> <i>T. trichiura</i>	56 2 4 2	64	24×10^4	24×10^4	4	
			02:00	<i>A. lumbricoides</i>	1	1	120×10^2	24×10^4	4	
			08/06/84	04:00	<i>A. lumbricoides</i>	2	2	24×10^4	24×10^4	4
				05:00	<i>A. lumbricoides</i>	2	2	24×10^4	24×10^4	4
		06:00		<i>A. lumbricoides</i>	3	3	11×10^4	24×10^4	4	
		07:00		<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> +	4 1	5	24×10^4	24×10^4	4	
		09/06/84		08:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>H. nana</i>	6 2	8	24×10^4	24×10^4	4
			09:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	14 1 2	17	24×10^4	24×10^4	4	
			10:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	13 6 3	22	24×10^4	24×10^4	4	
			11:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	6 1 1	8	24×10^4	24×10^4	4	
			16:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> +	5 2	7	24×10^4	24×10^4	4	
			17:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>A. lumbricoides</i> +	5 1	6	11×10^4	24×10^4	4	
			18:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	7 2	9	11×10^4	11×10^4	4	
			19:00	<i>A. lumbricoides</i> + <i>T. trichiura</i>	6 1	7	24×10^4	24×10^4	4	

VI. RESULTADOS

Tabla 21 (Continuación)

Punto de muestreo	Descripción	Fecha	Hora	Especies encontradas	Número de huevos por especie	Número total de huevos por litro	Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	Coliformes Totales (NMP/100 ml)	Tipo de Agua residual
2	Biodigestor	06/06/94	20:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	15 x 10 ³	24 x 10 ⁵	3
		07/06/94	12:00	<i>A. lumbricoides</i> *	2	2	24 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
3	Interior de la laguna anaerobia	06/06/94	20:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	--	N.D.
		07/06/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	--	N.D.
4	Efluente de la laguna anaerobia	06/06/94	20:00	Ausencia de huevos de helmintos			15 x 10 ³	24 x 10 ⁵	3
		07/06/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
5	Interior de la laguna facultativa	07/06/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	--	N.D.
		06/06/94	20:00	Ausencia de huevos de helmintos			--	--	N.D.
6	Efluente final	06/06/94	20:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	4 x 10 ³	24 x 10 ⁵	3
			22:00	Ausencia de huevos de helmintos			4 x 10 ³	11 x 10 ⁵	3
			24:00	Ausencia de huevos de helmintos			15 x 10 ³	11 x 10 ⁵	3
		07/06/94	12:00	Ausencia de huevos de helmintos			11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			13:00	Ausencia de huevos de helmintos			11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			14:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			15:00	Ausencia de huevos de helmintos			24 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			02:00	Ausencia de huevos de helmintos			3 x 10 ³	24 x 10 ⁵	3
		08/06/94	04:00	Ausencia de huevos de helmintos			460 x 10 ²	24 x 10 ⁵	4
			05:00	Ausencia de huevos de helmintos			460 x 10 ²	11 x 10 ⁵	4
			06:00	Ausencia de huevos de helmintos			460 x 10 ²	11 x 10 ⁵	4
			07:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
		09/06/94	08:00	Ausencia de huevos de helmintos			11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			09:00	Ausencia de huevos de helmintos			11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			10:00	Ausencia de huevos de helmintos			11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			11:00	<i>A. lumbricoides</i> *	2	2	24 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			16:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	11 x 10 ³	24 x 10 ⁵	4
			17:00	Ausencia de huevos de helmintos			150 x 10 ²	460 x 10 ²	4
			18:00	Ausencia de huevos de helmintos			64 x 10 ²	460 x 10 ²	3
			19:00	<i>A. lumbricoides</i> *	1	1	11 x 10 ³	11 x 10 ⁵	4

*) En etapa fecunda

+) En etapa infecunda

N.D.) No determinado ya que no se obtuvieron datos cuantificables de coliformes.

NOTA: La ausencia de huevos de helmintos en el volumen analizado, no necesariamente indica una remoción total los mismos.

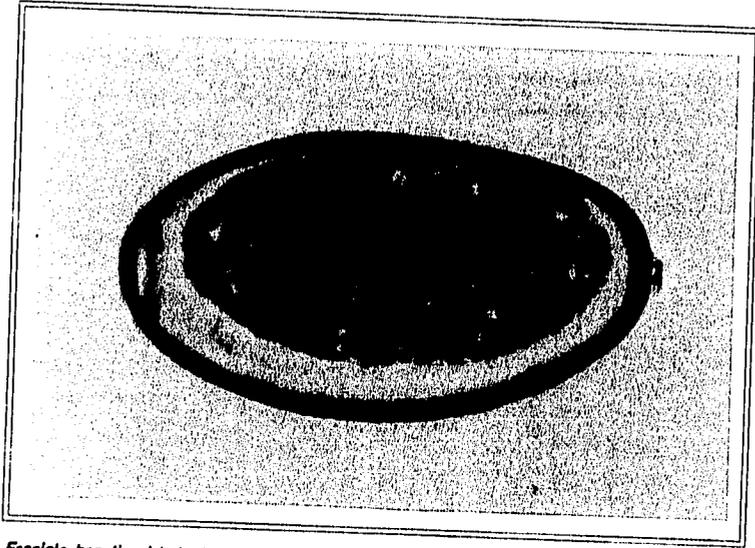
VI. RESULTADOS

Tabla 22. Análisis cualitativo y cuantitativo de huevos de helmintos presentes en las aguas residuales.

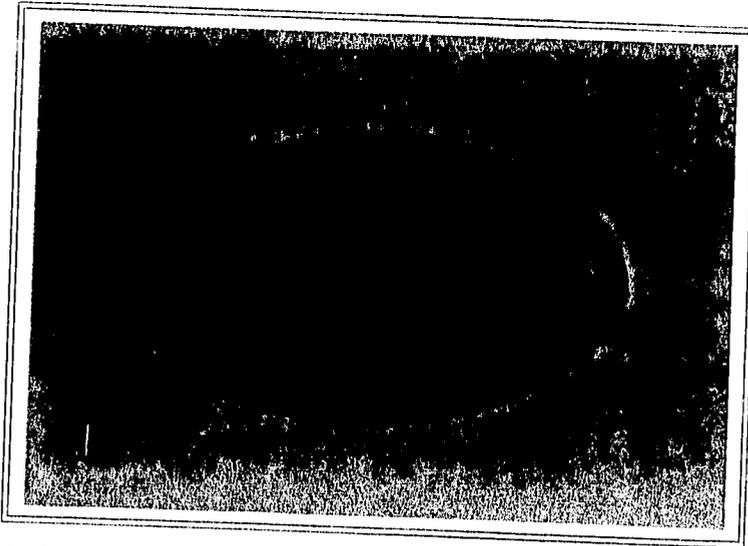
ESPECIES	STA. ANA PACUECO, GTO.*	REYNOSA, TAMPS.	ALMOLOYA DEL RIO, EDO. MEX.	# TOTAL DE HUEVOS POR ESPECIE
<i>Ascaris lumbricoides</i> (en etapa fecunda)	79	302	415	796
<i>A. lumbricoides</i> (en etapa infecunda)	14	99	54	167
<i>Trichuris trichiura</i>	378	81	20	479
<i>Enterobius vermicularis</i>	..	4	..	4
<i>Necator americanus</i>	..	6	..	6
<i>Taenia</i> sp.	5	5
<i>Hymenolepis nana</i>	3	6	19	28
<i>H. diminuta</i>	2	11	5	18
<i>Fasciola hepatica</i>	5	5
# TOTAL DE MUESTRAS	4	40	48	92
# TOTAL DE HUEVOS DE HELMINTOS	486	509	513	1508

*) Analizadas con la técnica Leeds I y Leeds II.

VI. RESULTADOS



Huevo de *Fasciola hepatica* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Santa Ana Pacueco, Gto., con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 148 μ m. Teñido con lugol parasitológico.

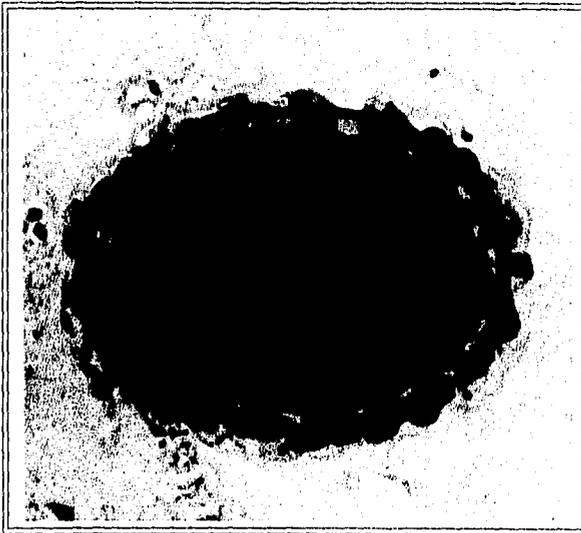


Huevo de *Fasciola hepatica* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Santa Ana Pacueco, Gto., con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 135 μ m. Teñido con lugol parasitológico.

VI. RESULTADOS



Huevo de *Ascaris lumbricoides* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps., con la técnica Leeds I. En etapa fecunda. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 68 μ m. Teñido con azul de tripano.



Huevo de *Ascaris lumbricoides* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México, con la técnica Leeds I. En etapa fecunda. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 120 μ m. Teñido con azul de tripano.

VI. RESULTADOS

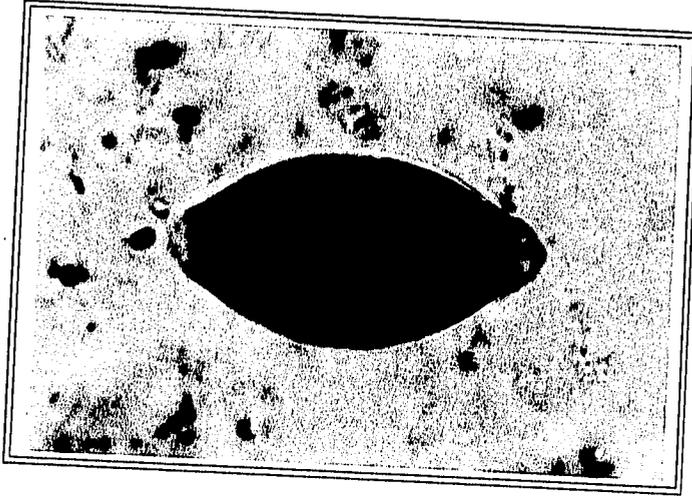


Huevo de *Ascaris lumbricoides* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México, con la técnica Leeds I. En etapa infecunda. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 90 μm . Teñido con azul de tripano.

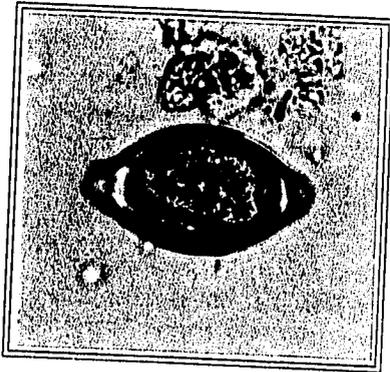


Huevo de *Hymenolepis nana* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México, con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 65 μm . Teñido con azul de tripano.

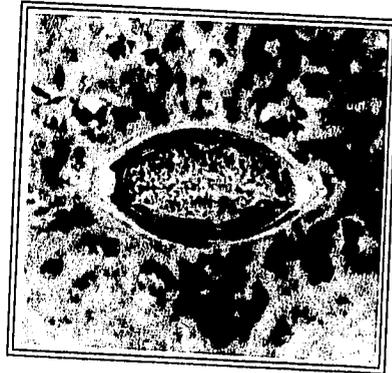
VI. RESULTADOS



Huevo de *Trichuris trichiura* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps., con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 100 μ m. Teñido con azul de tripano.

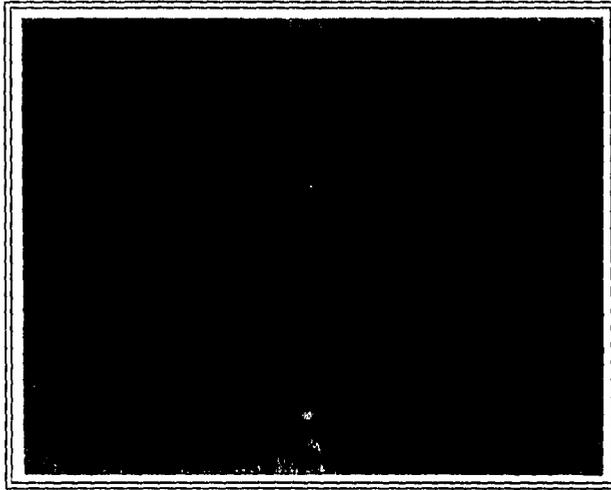


Huevo de *Trichuris trichiura* aislado del efluente final de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps., con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 82 μ m. Teñido con azul de tripano.

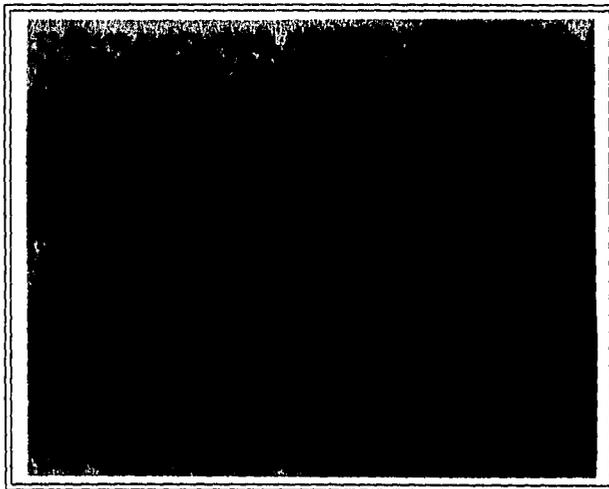


Huevo de *Trichuris trichiura* aislado del efluente final de la Planta de Tratamiento de Santa Ana Pacuenco, Gto., con la técnica Leeds II. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 64 μ m. Teñido con lugol parasitológico.

VI. RESULTADOS



Huevo de *Enterobius vermicularis* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps., con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 65 μm . Teñido con azul de tripano.



Huevo de *Enterobius vermicularis* aislado de aguas residuales crudas de la Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps., con la técnica Leeds I. Aumento: 40 x 2 x 3.2 Campo claro. 70 μm . Teñido con azul de tripano.

VII. ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS.

Como se observa en la tabla 19, los resultados de recuperación de huevos de helmintos con las diferentes técnicas utilizadas fluctuaron enormemente, tanto en la cantidad como en la diversidad de especies encontradas. En las aguas residuales crudas, se recuperaron 422 huevos de helmintos/l con la técnica Leeds I, únicamente 187 con la técnica recomendada por la O.M.S. y 189 con la de Faust y Ritchie. Lo anterior se atribuye a que se emplearon soluciones de flotación con diferentes densidades específicas. David y Lindquist (1982) reportaron un intervalo de 1.056 a 1.238 en la densidad específica de huevos de diferentes especies de helmintos, por lo tanto, en las técnicas de flotación es de importancia fundamental el uso de soluciones con densidad específica igual o mayor a 1.25, ya que existe una mayor probabilidad de aislar los huevos de helmintos cuyas densidades se encuentran entre dicho intervalo.

Una de las ventajas de la técnica Leeds I es que indica el empleo de una solución de flotación de $MgSO_4$ con densidad específica de 1.36, mientras que la técnica recomendada por la OMS y la de Faust y Ritchie especifican el uso de soluciones con densidad específica de 1.18. A partir de aquí se deduce que con la técnica Leeds I fue más factible recuperar la mayor cantidad y diversidad de especies de huevos de helmintos presentes en las aguas residuales crudas. Cabe destacar que mediante ésta técnica fue posible aislar huevos de *Taenia* sp., que se caracterizan por presentar altos valores de densidad específica. También es importante señalar que con esta técnica las estructuras morfológicas de los huevos se mantuvieron intactas, resultando fácil su identificación.

Otra desventaja de la técnica de Faust y Ritchie es que se realiza una limpieza primaria del agua residual a través de un filtro con arena de mar, con el fin de remover las partículas grandes; sin embargo, los huevos de helmintos pudieron quedar adheridos a éstas partículas, provocando que su número disminuyera.

Con respecto a la técnica recomendada por la O.M.S., posiblemente influyó en la sensibilidad de la misma, la acción destructiva de los reactivos químicos que se utilizaron durante la preparación y concentración de los huevos de helmintos.

Por otra parte, debido a que las aguas residuales tratadas provenientes de las lagunas de estabilización (principalmente de las lagunas facultativas y de maduración) presentan algas de tamaño y forma similar a los huevos de helmintos, fue importante aplicar una técnica que redujera su número significativamente. En la tabla 19 se observa que en los efluentes, tanto de la laguna facultativa como en el efluente final de ambos sistemas lagunares, se aisló un mayor número de huevos de helmintos mediante la técnica Leeds II, con respecto a la técnica de Ockert y Teichman. En el primer caso, se empleó una solución salina con densidad específica de 1.04 para favorecer que los huevos de helmintos (por ser más pesados que las algas) sedimentaran más rápido, y aunque no todas las algas permanecieron en suspensión, una cantidad significativa se separó de esta forma. En el caso de la técnica de Ockert y Teichman, el aislamiento de huevos de helmintos se realizó con una solución de flotación de NaNO_3 con densidad específica de 1.36, el principal inconveniente de esto, fue que tanto las algas como los huevos de helmintos flotaron en la solución salina concentrada, y a pesar de que se realizaron varias diluciones del sobrenadante para permitir que los huevos de helmintos sedimentaran, se observó una gran cantidad de algas en el sedimento, dificultando la cuantificación de huevos de helmintos en el microscopio. Otro aspecto que interfirió en las diferencias cuantitativas de ambas técnicas, fue el volumen de muestra analizado, normalmente el número de huevos de helmintos en el efluente final es reducido, y una forma de incrementar la probabilidad de recuperarlos es analizando un volumen superior a un litro de muestra, como se indica en la técnica Leeds II.

Ayres (1989) citó que el uso de detergentes aniónicos en las técnicas de aislamiento y cuantificación de huevos de helmintos, favorece la desintegración de la pared celular de las algas, además separan los huevos de helmintos de las partículas pequeñas a las que se encuentran adheridos; es por esto que en las técnicas Leeds I y Leeds II el paquete se resuspende en una solución de detergente aniónico (Tritón X-100 al 0.01%), en lugar de agua destilada como se indica en las demás técnicas; y el material utilizado se lava con esta solución para evitar que los huevos de helmintos permanezcan adheridos a las paredes de los recipientes.

Por las ventajas citadas anteriormente, se optó por analizar las muestras con las técnicas Leeds I y Leeds II en las plantas de tratamiento de Reynosa, Tamps. y

VII. DISCUSION DE RESULTADOS

Almoloya del Río, Edo. Méx. para conocer su eficiencia de remoción de huevos de helmintos.

En algunos resultados de las tablas 20 y 21 se reportó ausencia de huevos de helmintos, esto fue porque no se recuperaron en el volumen de muestra analizado, principalmente en el caso de los efluentes de las lagunas facultativas y de maduración; por lo tanto, sería importante llevar a cabo repeticiones en dichos puntos de muestreo a la misma hora donde se reportó ausencia de huevos de helmintos, para poder confirmar si efectivamente se logró una remoción total de los mismos.

Con respecto al análisis cualitativo de este estudio (ver tabla 22), se observa que en las aguas municipales crudas estuvieron presentes ocho especies de helmintos, la que existió en mayor número fue *Ascaris lumbricoides* (en etapa fecunda e infecunda) seguida por *Trichuris trichiura* e *Hymenolepis nana*. La planta de tratamiento de Sta. Ana Pacueco fue la única que presentó *Taenia* sp. y *Fasciola hepatica*, esto quizás se debió a que la actividad económica preponderante en esta zona es la cría de cerdos y la elaboración de alimentos balanceados. Con respecto a las aguas tratadas, únicamente se presentaron *A. lumbricoides* en etapa fecunda y *T. trichiura*.

Por otra parte, la eficiencia de remoción de huevos de helmintos en las plantas de tratamiento de Reynosa, Tamps. y Almoloya del Río, se indica en las tablas 23 y 24, respectivamente. Las gráficas 1 y 2 muestran la eficiencia de remoción de huevos de helmintos. En las tablas observamos que en ambos sistemas lagunares el porcentaje de remoción fue alto en la primera etapa del tratamiento, es decir, en el biodigestor y la laguna aireada; aunque hay una diferencia significativa en sus porcentaje de remoción debido principalmente a que esta última presenta aireadores que ocasionan turbulencia e impiden la sedimentación de partículas grandes (incluyendo a los huevos de helmintos), a pesar de que su tiempo de retención sea mayor que en el caso del biodigestor. Sin embargo, las características de diseño del biodigestor favorecen la sedimentación de partículas grandes, por ser más profundo que la laguna aireada y porque no hay turbulencia.

Cabe aclarar que los huevos de helmintos no son eliminados, ya que por

VII. DISCUSION DE RESULTADOS

presentar un diámetro y densidad específica mayor que la de otros organismos patógenos como virus, bacterias y protozoarios, permanecen en el lodo que se acumula en las partes más profundas de las lagunas, pudiendo permanecer ahí durante años, estos lodos son desechados cuando se realiza una limpieza general del sistema lagunar.

Es importante destacar que el efluente final presentó un número reducido o ausencia de huevos de helmintos, sin embargo, para tener una mayor representatividad sobre la remoción de este parámetro, sería importante coleccionar muestras en un período de varias semanas o meses, en el horario en que se detectó el mayor número de huevos de helmintos durante el muestreo intensivo de 24 horas, tanto en el influente como en el efluente final, en el caso de Reynosa fue a las 12:00, mientras que en Almoloya fue a las 14:00.

Examinando los resultados de las tablas 20 y 21, observamos que el efluente final de ambos sistemas lagunares presentó una alta concentración de coliformes fecales, su promedio correspondió a 12.39×10^5 NMP/100 ml y 11.2×10^5 NMP/100 ml, en las plantas de tratamiento de Almoloya y Reynosa, respectivamente. De aquí se deduce que la calidad del agua tratada no es satisfactoria para el riego agrícola, ya que este parámetro no cumple con el límite que señala la norma, que es de 100,000 NMP/100 ml de coliformes fecales.

Considerando el análisis de correlación lineal entre los coliformes fecales y totales contra los huevos de helmintos respectivamente, se observaron valores cercanos a cero. En Reynosa, Tamps. los valores fueron de 0.087 y 0.284; en el caso de Almoloya del Río, edo. Méx. fueron de 0.274 y 0.16. Esto significa que no existe correlación entre ambos parámetros, lo cual resulta lógico, ya que los factores que interfieren en la remoción de huevos de helmintos son totalmente diferentes a los que influyen en la remoción del grupo coliforme. En el caso de huevos de helmintos, su número disminuye mediante la sedimentación, mientras que en el grupo coliforme su remoción está afectada por parámetros de diseño y funcionamiento de las lagunas, como temperatura, luz solar, pH, concentración de oxígeno disuelto, presencia de macrófagos, etc; es por esto que el parámetro de huevos de helmintos forma parte de los requisitos bacteriológicos que marca la normatividad actual para el uso de efluentes de plantas de tratamiento en la agricultura.

VII. DISCUSION DE RESULTADOS

Tabla 23. Eficiencia de remoción de huevos de helmintos en la planta de tratamiento de Reynosa, Tamps.

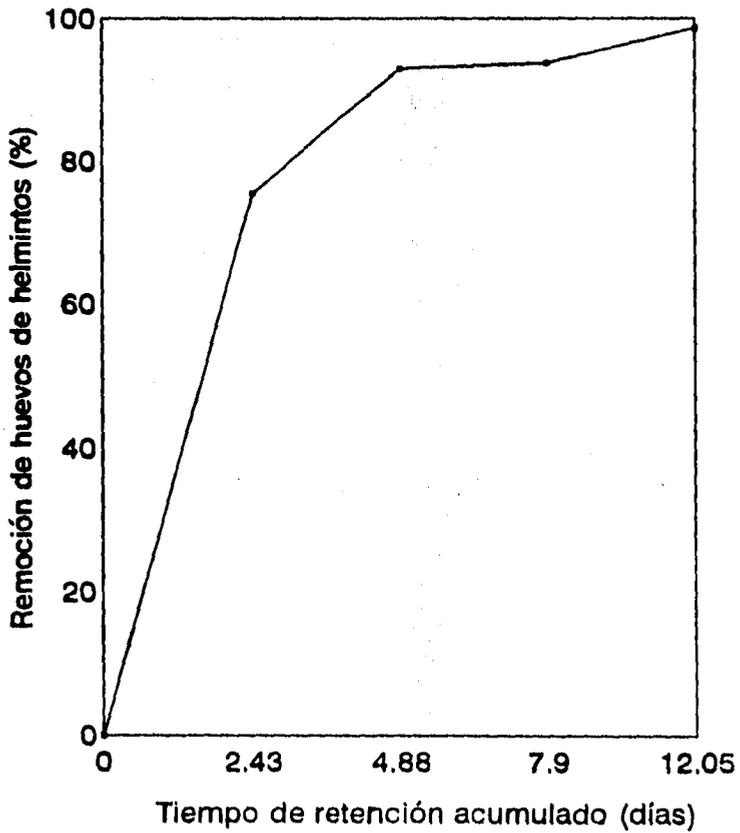
Punto de muestreo	Tiempo de retención acumulado (d ¹)	Número promedio de huevos de helmintos	Porcentaje de remoción de huevos de helmintos
Influyente	0	28.61	---
Efluente de la laguna aireada	2.43	7	75.53
Efluente de la laguna facultativa	4.88	2	93
Efluente de la laguna de maduración	7.9	1.78	93.78
Efluente final	12.05	0.38	98.67

Tabla 24. Eficiencia de remoción de huevos de helmintos en la planta de tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México.

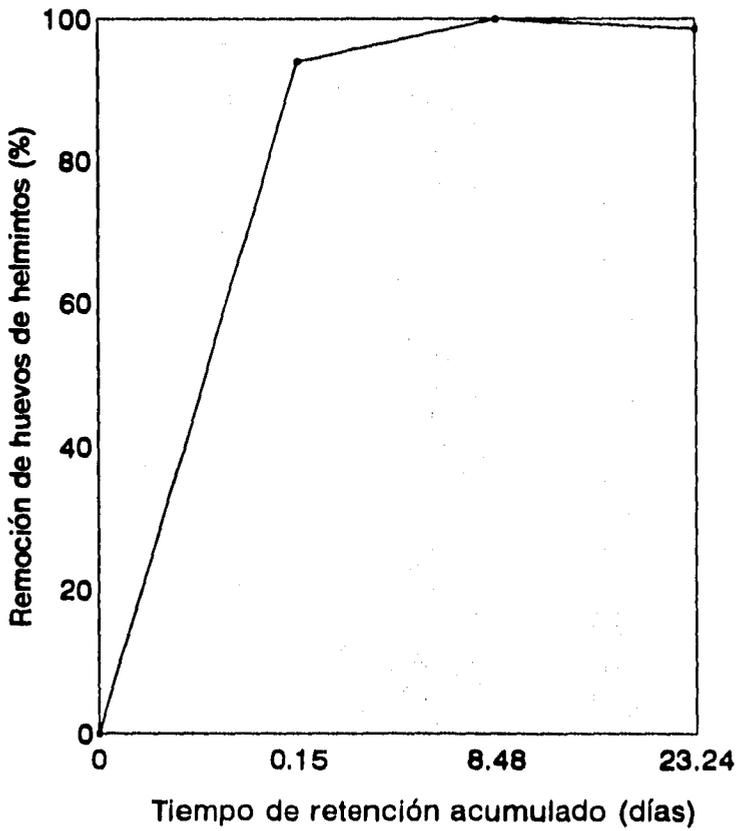
Punto de muestreo	Tiempo de retención acumulado (d ¹)	Número promedio de huevos de helmintos	Porcentaje de remoción de huevos de helmintos
Influyente	0	25.15	---
Efluente del biodigestor	0.15	1.5	94.04
Efluente de la laguna anaerobia	8.48	0 ¹	100 ²
Efluente final	23.24	0.35	98.61

- NOTAS:
- 1) No se recuperaron huevos de helmintos en el volumen de muestra analizado.
 - 2) La ausencia de huevos de helmintos no necesariamente indica una remoción total de los mismos.

**Gráfica 1. Eficiencia de remoción de huevos de helmintos.
Planta de Tratamiento de Reynosa, Tamps.**



Gráfica 2. Eficiencia de remoción de huevos de helmintos. Planta de Tratamiento de Almoloya del Río, Edo. de México



VIII CONCLUSIONES

La disminución de enfermedades ocasionadas por helmintos entéricos que se transmiten por la ruta oral-fecal, puede lograrse rompiendo o desestabilizando su ciclo biológico mediante la eliminación o inhibición de los huevos o larvas en etapa infecciosa que son expulsados en la orina o excretas de los huéspedes intermediarios o definitivos, entre ellos el hombre. Estas etapas infecciosas generalmente se encuentran en las aguas residuales de origen urbano o municipal y son sometidas a diferentes procesos de tratamiento, cuyo fin primordial es disminuir el exceso de contaminantes que sobrepase la capacidad de autopurificación de los cuerpos receptores donde son vertidas las aguas residuales, además de eliminar o reducir a los agentes patógenos, ya que son expuestos a cambios ambientales adversos u hostiles, lo que afecta en su tiempo de sobrevivencia. Desafortunadamente dentro de los helmintos entéricos, los ascáridos (*Ascaris lumbricoides*, *A. I. suum*, *Toxocara canis*) son muy resistentes a los procesos de tratamiento, debido a las peculiaridades en sus estructuras de sobrevivencia (huevos fecundados en etapa infecciosa) y por sus ciclos biológicos característicos. Se ha observado que los huevos de *Ascaris* sp. son los más resistentes a los cambios ambientales adversos, por lo tanto es razonable asumir que los factores que influyen en la sobrevivencia de este género, afectarían significativamente la sobrevivencia de otros géneros menos resistentes.

Por lo anterior se concluye que es esencial determinar la calidad microbiológica de las aguas tratadas a través de la vigilancia de parásitos entéricos, y a su vez evaluar el funcionamiento de las plantas de tratamiento con respecto a la remoción de organismos patógenos, para poder definir su uso posterior o los posibles tratamientos subsecuentes a que haya lugar.

Por lo general, las aguas residuales crudas pasan primero por un estanque de sedimentación donde se remueven los sólidos sedimentables, incluyendo los huevos y quistes de parásitos, éstos se acumulan en los lodos y pueden permanecer en un estado de latencia, conservando su viabilidad; una forma de destruirlos es mediante el

composteo e incineración de los lodos municipales a temperaturas superiores a 60°C durante varias horas.

Cuando las aguas residuales reciben un tratamiento insuficiente, los huevos de helmintos continúan distribuidos en el efluente y la transmisión de enfermedades potenciales se fomenta por el uso inadecuado de las aguas residuales crudas o insuficientemente tratadas, al ser vertidas a un medio ambiente propio para su diseminación; por lo tanto, la probabilidad de transmisión depende esencialmente de la eficiencia de remoción de éstos agentes patógenos en los procesos de tratamiento de aguas residuales.

En el presente estudio se observó que tanto en el sistema lagunar de Reynosa, Tamps. como en Almoloya del Río, Edo. de México, el número de huevos de helmintos disminuyó enormemente en la primera etapa del proceso, que se caracteriza por las altas tasas de sedimentación, alcanzando porcentajes de 75.53 y 94.04, respectivamente. Sin embargo, el efluente de ambos sistemas lagunares presentó huevos de helmintos, por lo tanto en estudios posteriores deben realizarse monitoreos rutinarios para cuantificar este parámetro en las aguas residuales crudas y tratadas, con el fin de conocer su procedencia y tener un mejor control de la eficiencia de estos sistemas lagunares en la eliminación o reducción de huevos de helmintos, de esta forma sería posible tomar medidas para evitar la transmisión de helmintos entéricos favorecida por el reuso agrícola o aplicaciones municipales de las aguas tratadas.

Por lo anterior, se deduce que para confirmar el funcionamiento adecuado de las plantas de tratamiento de aguas residuales de origen urbano o municipal, es indispensable evaluar la remoción de los organismos patógenos y sus etapas infectivas; aunque para conocer propiamente los alcances e implicaciones ecológicas asociados con el reuso de las aguas residuales, resulta primordial integrar tanto perspectivas epidemiológicas como socioecológicas. Por desgracia, este tipo de proyectos integrales casi no se realizan en nuestro país, quizás porque no existen técnicas adecuadas desde el punto de vista técnico-económico, o por la falta de inversión económica en investigación básica sobre temas medioambientales.

IX. RECOMENDACIONES

- La resistencia de los huevos de helmintos (principalmente los agentes causales de la ascariasis, tricocefalosis e himenolepiasis) debe considerarse a priori, como un factor de riesgo. Por lo tanto es indispensable determinar la viabilidad de los huevos de helmintos presentes en las aguas residuales, mediante procedimientos estandarizados que sean reconocidos como los más adecuados por la comunidad científica especializada; haciendo énfasis en el costo, rapidez y sensibilidad de las técnicas. A su vez, los datos generados en estos estudios deben ser confiables para poder determinar riesgos en la población, así como para tomar medidas efectivas de control para disminuirlos.
- Debido a que el tiempo de retención es una característica de diseño que influye significativamente en la disminución de huevos de helmintos, se recomienda realizar muestreos por columna en las plantas de tratamiento para conocer la velocidad de sedimentación de los huevos de helmintos, ya que con esto sería posible predecir el tiempo de retención óptimo para asegurar la producción de efluentes que cumplan con las normas sanitarias exigibles para su uso posterior. A su vez, sería posible elaborar ecuaciones que pronostiquen el porcentaje de disminución de huevos de helmintos presentes en las aguas residuales sometidas a este tratamiento
- Resulta esencial desarrollar y aplicar criterios para el manejo y calidad de las aguas residuales tratadas, con el fin de proteger la salud de los trabajadores y consumidores de cultivos regados con las mismas.
- Es indispensable analizar parasitológicamente los lodos residuales que se acumulan en las plantas de tratamiento antes de vertirlos al medio ambiente, sobre todo cuando se emplean como fertilizante de suelos, ya que la presencia de organismos patógenos conlleva riesgos a la salud humana o de animales domésticos y de ganadería.

IX. RECOMENDACIONES

- **Son necesarios estudios epidemiológicos en las zonas que están en contacto directo o indirecto con las aguas tratadas, ya que son los únicos que pueden determinar la naturaleza y nivel de riesgo de contaminación que se manifiestan con el reuso de las mismas.**

X REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Abderrahman W.A., and A.B. Shahalam. 1991. Reuse of wastewater effluent for irrigation in severely arid regions. *Water Resources Development*. 7 (4): 235-246.
2. Aboukhaled A.. 1992. Wastewater for crop production in the Near East. Towards safe and efficient management. *Water Resources Development*, 8(3): 204-215.
3. Adams, C. E. Jr., D.L. Ford, & W.W.Jr. Eckenfelder. 1981. *Development of Design and Operational Criteria for Wastewater Treatment*. Enviro Press, Inc., U.S.A.
4. Aelion, C.M. and P.M. Bradley. 1991. Aerobic biodegradation potential of subsurface microorganisms from a Jet Fuel-Contaminated aquifer. *Applied and Environmental Microbiology*. 57(1): 57-63.
5. Alabaster G.P., S.W. Mills, S.A. Osebe, W.N. Thital, H.W. Pearson, D.D. Mara and P. Muiruri. 1991. Combined treatment of domestic and industrial wastewater stabilization pond systems in Kenya, *Wat. Sci. Tech.* 24(1):43-52.
6. Anderson G.K., and M.B. Pescot. 1992. Degradation of organic wastes, *En The treatment and handling of wastes* (Ed. Bradshaw A.D. Richard Southwood and Frederick Warner) Chapman & Hall, London, U.K., p. 167, 170.
7. APHA, AWWA and WPCF. 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.
8. Arar A. 1991. Wastewater reuse for irrigation in the near east region. *Wat. Sci. Tech.*, 23: 2127-2134.
9. Asano T., and G. Tchobanoglous. 1991. The role of wastewater reclamation and reuse in the USA, *Wat. Sci. Tech.* 23: 2049-2059.
10. Asano T., R.G. Smith and G. Tchobanoglous. 1985. Municipal wastewater: treatment and reclaimed water characteristics. *En Irrigation with reclaimed municipal wastewater - a guidance manual* (Ed. G. Stuart Pettygrove and Takashi Asano) Lewis Publisher, USA, p. 14-1, 14-15.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

11. Ayres R.M., R. Stott, D.D. Mara and D.L. Lee. 1992. Wastewater reuse in agriculture and the risk of intestinal nematode infection. *Parasitology Today*, **8(1)**: 32-35.
12. Ayres R.M., G.P. Alabaster, D.D. Mara and D.L. Lee. 1992. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Water Research*, **26(6)**: 863-866.
13. Ayres R.M., D.L. Lee and D.D. Mara. 1989. *The enumeration of human intestinal nematode eggs in raw and treated wastewaters*. Tropical Public Health Engineering. Overseas Development Administration. London. 75 pp.
14. Balderas C.J. 1993. *Tesis: Estudios y trabajos experimentales para la evaluación de sistemas de bajo costo: lagunas de estabilización y reactores anaerobios de flujo ascendente, para obtener el título de Químico Industrial, U.A.E.M., Facultad de Ciencias Químicas e Industriales, México, p. 4-5.*
15. Bartone C.A. 1991. International perspective on water resources management and wastewater reuse-appropriate technologies. *Wat. Sci. Tech.* **23**: 2039-2047.
16. Bartsch A.F. and M.O. Allum. 1967. Biological factors in treatment of raw sewage in artificial ponds, *En: Biology of Water Pollution*. (Ed. Lowell E. Deup, William Marcus Ingram, Kenneth M. Mackentum) United States Department of the Interior Federal Water Pollution Control Administrationh. p. 262-269.
17. Benefield L.D. 1980. *Biological process design for wastewater treatment*. Prentice-Hall, U.S.A., pp. 1-3, 24-26.
18. Benítez E.E.U. 1992. *Tesis: Perspectivas de la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales en la zona metropolitana de la Cd. de México; para obtener el título de Maestro en Ingeniería (Construcción)*. División de Estudios Profesionales de la Facultad de Ingeniería. UNAM. pp.
19. Blumenthal U.J. 1989. Generalised model of the effect of different control measures in reducing health risks from waste reuse. *Wat. Sci. Tech.* **21(6/7)**: 567-577.
20. Bouwer H. 1992. Agricultural and municipal use of wastewater, *Wat. Sci. Tech.* **26(7-8)**: 1583-1591.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

21. Bradshaw A.D., et.al. 1992. The treatment and handling of wastes. Chapman & Hall, Great Britain. pp. 157-161.
22. Bucksteeg K. 1990. Suitability of different biological sewage treatment systems, *Wat. Sci. Tech.*, **22(3-4)**: 187-194.
23. Bucksteeg K. 1987. German experiences with sewage treatment ponds. *Wat. Sci. Tech.* **19(12)**: 17-23.
24. Bull A.T. 1992. Degradation of hazardous wastes. *En The treatment and handling of wastes* (Ed. Bradshaw, R. Sothwood and F. Warner) Chapman & Hall, London, U.K. p. 161.
25. Cabello R.R. 1993. *Microbiología y parasitología humana*. Ed. Médica Panamericana. México. 727 pp.
26. Cairncross S. and R.G. Feachem. 1983. *Environmental health engineering in the tropics: An introductory text*, John Wiley & Sons Ltd. p. 161-170.
27. Cajuste L.J., G.R. Carrillo, G.E. Cota and R.J. Laird. 1991. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital, *Water, Air and Soil Pollution*, **57-58**:763-771.
28. Cartwright R.Y. 1993. Diseases associated with the use of recreational waters: assessing their relationship to microbiological parameters. *Wat. Sci. Tech.* **27(3/4)**: 195-198.
29. Castillo G.C. and B.A. Trumper. 1991. Coliphages and other microbial indicators in stabilization ponds, *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal*, **6**:197-207.
30. Collí M.J., H.W. Pearson, M.M. Rico, O.J. García, E.V. Escalante y H.A. Rivas 1992. *Manual simplificado para el diseño, operación, evaluación, rehabilitación y optimización de lagunas de estabilización de aguas residuales*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, p. 1-9.
31. Curtls T.P., D.D. Mara and S.A. Silva. 1992. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- water, *Applied and Environmental Microbiology*. **58**: 1335-1343.
32. Eckenfelder Jr. W.W. 1991. *Principles of water quality management*, Krieger Publishing, U.S.A., p. 94-95.
33. El-Gohary F., W.R. Abdel, S. El-Hawary, S. Shehata, S. Badr and S Shalaby. 1993. Assessment of the performance of oxidation pond system for wastewater reuse, *Water Science and Technology*, **27(9)**: 115-123.
34. Ellis K.V., P.C.C. Rodrigues and C.L. Gomez. 1993. Parasite ova and cysts in waste stabilization ponds, *Wat. Res.*, **27(9)**:1455-1460.
35. Embil A.J. and M.J. Embil. 1988. Gastrointestinal parasitic infections, *Can. Fam. Physician*, **34**: 619-625.
36. Fair G.M. 1984. *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*, ed. Limusa, México, p. 29-34.
37. González H.A. y E.V. Escalante. 1990. *Manual de mantenimiento, operación y monitoreo para la planta de tratamiento de aguas residuales del IMTA*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, p. 1-6.
38. Grainger J.M. and J.M. Linch. 1984. *Microbiological methods for environmental biotechnology*, Academic Press, London, pp. 402.
39. Hammer M.J. 1986. *Water and wastewater technology*, Prentice Hall, New Jersey, USA, p. 430-436.
40. Hespanhol I. and A.M.E. Prost. 1994. WHO Guidelines and National Standards for reuse and water quality, *Wat. Res.*, **28(1)**:119-124.
41. Horan N.J. 1990. *Biological wastewater treatment systems*, John Wiley & Sons., London, p. 275-277.
42. Hosetti B.B. and H.S. Patil. 1987. Performance of wastewater stabilization ponds at different depths, *Water, Air and Soil Pollution*, **34(2)**:191-198.
43. James A. 1987. An alternative approach to the design of waste stabilization

ponds, *Water Science and Technology*. **19(12)**: 213-218.

44. Lamothe A.R. 1988. *Helmintiasis del hombre en México. Tratamiento y profilaxis*, Ed. A.G.T., México, p. 7, 32, 70.

45. de León R., Ch. P. Gerba y J.B. Rose. 1988. *Manual de vigilancia de parásitos en el agua*. Universidad de Arizona, Tucson, EUA. 48 pp.

46. Malina F.J. and G.F. Pohland. 1992. *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*, Technomic Publishing, U.S.A., pp. 170-172.

47. Manahan S.E. 1990. *Hazardous waste chemistry, toxicology and treatment*. Lewis Publisher, USA, pp. 301-307.

48. Mara D.D. and S. Cairncross. 1990. *Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Medidas de protección de la salud pública*. Organización Mundial de la Salud (OMS). España. p. 25-65.

49. Mara D.D. and H.W. Pearson. 1986. Artificial freshwater environments: waste stabilization ponds, *In*: W. Schoenborn (ed), *Biotechnology*, vol. 8. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Germany, p. 177-206.

50. Mara D.D. and S.A. Silva. 1986. Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, **89(2)**: 71-74.

51. Martínez G.F. 1990. Sistemas de tratamiento de aguas residuales para poblaciones menores de 40,000 habitantes. *Tesis*: para obtener el grado de Maestro en Ingeniería (Sanitaria), UNAM, División de estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería, México, p. 28-38.

52. Mejía M.E. 1993. Calidad en tratamiento de los recursos hidráulicos en el país, *Agua Potable, la Revista de Saneamiento Ambiental en México*, **8 (98)**: 11-17.

53. Meyer M.C., O.W. Olsen and G.D. Schmidt. 1988. *Essentials of Parasitology*, Wm. C. Brown Publishers, USA. pp. 47-160, 237-271.

54. Metcalf & Eddy. 1979. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. McGraw-Hill, N.Y.
55. do Monte H.M. and M.S. Sousa. 1992. Effects on crops of irrigation with facultative effluent. *Wat. Sci. Tech.*, **26(7)**: 1603-1613.
56. Moreno M.D., M.A. Medina, J. Moreno, A. Soler, J. Saez. 1988. Modeling the performance of deep waste stabilization ponds, *Water Resource Bulletin*, **24(2)**: 377-387.
57. Nascimento M. J. 1987. Microorganisms removal in waste stabilization ponds in Portugal, *Wat. Sci. Tech.*, **19(12)**: 141-144.
58. Normas técnicas ecológicas. 1992. Comisión Nacional del Agua. p. 188.
59. Novais M.J. 1987. Industrial wastes and tertiary treatment, *Wat. Sci. Tech.* **19(12)**:393-398.
60. Oron G.Y. DeMalach, Z. Hoffman, Y. Keren, H. Hartman and N. Plazner. 1991. Wastewater disposal by sub-surface trickle irrigation. *Wat. Sci. Tech.* **23**: 2149-2158.
61. Panicker P.V.R.C. and K.P. Krishnamoorthi. 1981. Parasite egg and cyst reduction in oxidation ditches and aerated lagoons, *Journal of Water Pollution and Control Federation*. **53(9)**:1413-1419.
62. Palange C.R. and A. Zavala. 1987. Water Pollution Control Guidelines for Project Planning and Financing. *W.B. Technical Paper*. **73**:1215-1223.
63. Pearson H.W., D.D. Mara , S.W. Mills and D.J. Smallman. 1987. Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance, *Water Science and Technology*. **19(12)**: 131-140.
64. Pujol R. and A. Lienard. 1990. Qualitative and quantitative characterization of waste water for small communities. *Wat. Sci. Tech.* **22(3/4)**:253-260.
65. Qin D., P.J. Bliss, D. Barnes and P.A. FitzGerald. 1991. Bacterial (total coliform) die-off in maturation ponds, *Wat. Sci. Tech.*, **23**: 1525-1534.

66. Ramalho R.S. 1991. *Tratamiento de aguas residuales*, Ed. Reverté, Barcelona, pp.
67. Sáenz F.R. 1985. Lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales, En *Seminario-taller sobre tecnología de diseño y operación de lagunas de estabilización*, SARH, UABC, OMS, OSP, México, p. 1-3, 97-99.
68. Sáenz F.R. 1992. Consideraciones en relación con el uso de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales. Curso Intensivo: *Criterios para proyecto, construcción y gestión de: Lagunas de Estabilización de Aguas Residuales*, UNAM, Fac. de Ingeniería. División de Estudios de Posgrado, Sección de Ingeniería Ambiental, México, pp. 13-18.
69. Sáenz F.R. 1992. Lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. Curso Intensivo: *Criterios para proyecto, construcción y gestión de: Lagunas de Estabilización de Aguas Residuales*, UNAM, Fac. de Ingeniería. División de Estudios de Posgrado, Sección de Ingeniería Ambiental, México, pp. 135-142.
70. Sala P.A. 1991. Reutilización de aguas residuales para usos agrícolas, *Tecnología del Agua*, **6(82)**:17-32.
71. Salvato J.A. 1992. *Environmental Engineering and Sanitation*. John Wiley & Sons, Inc. USA. pp. 473, 255, 256, 3-11, 24-31, 34-37, 591.
72. Saqqar M.M. and M.B. Pescod. 1991. Microbial performance of multi-stage stabilization ponds for effluent use in agriculture, *Water Science and Technology*. **23**: 1517-1524.
73. Saqqar M.M. and M.B. Pescod. 1993. Modelling nematode egg elimination in wastewater stabilization ponds, *Water Science and Technology*, **26(7-8)**: 1659-1665.
74. Schwartzbrod J.K., K. Bouhoum and B. Baleux. 1987. Effects of lagoon treatment on helminth eggs, *Wat. Sci. Tech.* **19(12)**:369-371.
75. Schwartzbrod J. K., J.L. Stien, K. Bouhoum and B. Baleux. 1989. Impact of wastewater treatment on helminth eggs, *Wat. Sci. Tech.* **21(3)**:295-297.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

76. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Comisión Nacional del Agua. 1990. *Apuntes del taller de Microbiología del agua II*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 124 pp.
77. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. *Acuerdo por el que se expide la Norma Técnica Ecológica NTE-CCA-033/91 que establece las condiciones para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego agrícola*. Diario Oficial, 24/10/91.
78. Shuval H.I. 1991. Health guidelines and standards for wastewater reuse in agriculture: historical perspectives, *Wat. Sci. Tech.*, **23**:2073-2080.
79. Shuval H.I. 1991. The development of health guidelines for wastewater reclamation. *Wat. Sci. Tech.* **24**(7): 149-155.
80. Shuval H.I. 1986. An epidemiological model of the potential health risk associated with various pathogens in wastewater irrigation. *Wat. Sci. Tech.*, **18**(19): 191-198.
81. Stien J.L. and J. Schwartzbrod. 1990. Experimental contamination of vegetables with helminth eggs. *Wat. Sci. Tech.*, **22**(9): 51-57.
82. Tay Z.J. 1993. *Microbiología y Parasitología Médicas*, Méndez Editores, 1a. ed., México, p. 4.140.
83. Teichman, et.al. 1986. Quantitative determination of helminth eggs in wastewater. *Angewandte Parasitologie*. **27**: 145-150.
84. Tobin S.R. 1989. Criteria for the microbiological quality of well water in Canada. *Water Quality Bulletin*. **14** (4): 175-187.
85. Water Pollution Control Federation & American Society of Civil Engineers. 1977. *Wastewater treatment plant design*, Manual of practice # 8, Lancaster Press, USA, p. 409-412.
86. Wentz Ch. A. 1989. *Hazardous waste management*. McGraw-Hill, USA. p. 451-453.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

87. Wescot D.W. and R.S Ayres. 1985. *Irrigation water quality criteria En Irrigation with reclaimed municipal wastewater -a guidance manual*, (ed. Pettygrove G.S. and T. Asano), Lewis Publisher, Chelsea, U.S.A., p. 2-1 a 2-6, 3-1, 3-4.
88. World Health Organization. 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture, *Technical Report Series 778*, World Health Organization, Geneva, p. 70, 72.
89. Wiggins B.A. and M. Alexander. 1988. Role of chemical concentration and second carbon sources in acclimation or microbial communities for biodegradatrion. *Applied and Environmental Microbiology*, **54(11)**:2803-2807.
90. Woombs M., J. Laybourn-Parry. 1987. Seasonal species composition, density and role of nematodes in activated-sludge effluent treatment works. *Wat. Res.* **21(4)**: 459-467.
91. Yáñez C.F. Ph. D. 1992. *Lagunas de estabilización, teoría, diseño, evaluación y mantenimiento*, Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias, Ministerio de Salud Pública, pp. 11-18, 42-44, 68-99.

ANEXO I. TECNICAS PARA EL AISLAMIENTO Y CUANTIFICACION DE HUEVOS DE HELMINTOS**I) LEEDS I PARA AGUAS RESIDUALES CRUDAS**

1. Se muestreó en forma superficial un volumen dos litros de agua residual cruda y se transportó en hielo al laboratorio; si la muestra no se analiza inmediatamente, deberá preservarse en refrigeración a una temperatura menor de 4°C por un período máximo de tres meses.
2. Se midió un litro de muestra y se repartió en 4 tubos de centrifuga de 300 ml. La muestra se centrifugó a 2500 rpm por 10 minutos.
3. Se decantó el sobrenadante cuidadosamente, con un tubo sifón o con una bomba de succión al vacío, sin desecharlo.
4. Los paquetes se colocaron en 4 tubos de centrifuga de 50 ml, y se enjuagaron perfectamente las paredes de los recipientes con solución Tritón X-100 (0.01%), el cual se agregó a los tubos de centrifuga. Posteriormente se centrifugaron a 2500 rpm por 10 minutos.
5. Con una bomba de succión o tubo sifón se decantaron los sobrenadantes, y se dejaron 5 ml en el fondo de cada tubo (paquete más sobrenadante).
6. Se agregó a cada tubo de centrifuga 5 ml de solución Triton X-100 (0.01%) y con un agitador se resuspendió el paquete.
7. Los paquetes homogeneizados se repartieron en 6 tubos de centrifuga de 15 ml.
8. Se enjuagaron las paredes de los tubos de 50 ml con solución Tritón X-100 (0.1%) y se añadieron a los tubos de 15 ml, éstos se aforaron un centímetro por debajo del borde con más solución Tritón X-100 (0.1%). Los tubos se centrifugaron a 2500 rpm por 10 minutos.
9. Con una bomba de succión se retiró el sobrenadante, sin agitar el paquete.
10. A 100 ml de solución saturada de $MgSO_4$ con densidad específica de 1.36 (solución de flotación) se le agregaron 0.5 ml de azul de tripano al 0.3% para la tinción de los huevos de helmintos. Posteriormente se agregó a cada tubo de centrifuga 4 ml de ésta solución y se resuspendió el paquete con un agitador o con una varilla de vidrio.
11. Se agregó más solución de flotación hasta un cm. por debajo del borde de cada tubo. Se centrifugaron a 1250 rpm por 1 minuto.

12. En una gradilla se colocaron los tubos y se les agregó sucesivamente solución de flotación hasta que se formó un menisco positivo y se colocó un cubreobjetos encima del tubo, evitando derramar la solución de flotación.
13. Se dejaron transcurrir 30 minutos para que flotaran los huevos de helmintos y se adhirieran a las paredes del cubreobjetos.
14. Con un movimiento firme ascendente se retiró el cubreobjetos y se colocó en un portaobjetos. Para preparaciones semipermanentes se colocó en el portaobjetos una gota de gel de glicerina.
15. Inmediatamente que se retiró un cubreobjetos se agregó más solución de flotación hasta formar el menisco positivo y se colocó otro cubreobjetos para dejar transcurrir 30 minutos. Por cada tubo de 15 ml se colocaron cuatro cubreobjetos, por lo tanto se elaboraron 24 preparaciones por cada litro de agua residual cruda.
16. Las preparaciones se examinaron en un microscopio óptico a 10X y 40X de resolución a campo claro.

II) LEEDS II PARA EFLUENTES DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.

1. Se muestrearon en forma superficial 4 litros de efluente.
2. Por cada litro de efluente se agregaron 10 ml de formaldehído y se transportaron las muestras al laboratorio; si la muestra no se analiza inmediatamente, deberá preservarse en refrigeración a una temperatura menor de 4°C por un período máximo de tres meses.
3. La muestra se agitó y se colocó un litro en un vaso de precipitados o en un matraz erlenmeyer de 1000 ml, y se dejó reposar durante toda la noche.
4. Al siguiente día, se decantó cuidadosamente el sobrenadante (sin desecharlo) con una bomba de succión o con un tubo sifón.
5. El sedimento (60-70 ml) se transfirió a dos tubos de centrifuga de 50 ml. Las paredes del matraz se enjuagaron con solución Tritón X-100 (0.01%) y el lavado se agregó a los tubos de centrifuga.
6. Los tubos se centrifugaron a 2500 rpm por 10 minutos y se removió el sobrenadante con una bomba de succión al vacío o con un tubo sifón, se dejaron 2-3 ml del paquete en el fondo de cada tubo de centrifuga de 50 ml.
7. A cada tubo se añadieron 2 ml de solución de cloruro de sodio (NaCl) con densidad específica igual a 1.04 (solución de sedimentación) y se homogeneizaron con un agitador. Se agregó más solución salina hasta completar aproximadamente 5 ml.
8. Los tubos se dejaron reposar durante 1 hora para permitir que los huevos de helmintos sedimentaran y la mayoría de algas flotaran.
9. Transcurrido el tiempo, se decantó el sobrenadante, dejando 2-3 ml en el fondo de cada tubo.
10. Se transfirió el paquete en una celda de conteo McMaster (0.3 ml) o Sedgwick Rafter (1.0 ml), con una pipeta Pasteur.
11. Se examinó la muestra en el microscopio óptico de cámara invertida a 10X y 40X de resolución a campo claro.

III) METODO DE SEDIMENTACION (RECOMENDADO POR LA OMS, 1989)

1. Se muestrearon en forma superficial dos litros de agua residual cruda y se transportaron en hielo al laboratorio; si la muestra no se analiza inmediatamente, deberá preservarse en refrigeración a una temperatura menor de 4°C por un período máximo de tres meses.
2. Se agitó la muestra y se colocó un litro en un vaso de precipitados o en un matraz erlenmeyer de 1000 ml.
3. La muestra se dejó reposar durante toda la noche.
4. La siguiente mañana, se removió cuidadosamente el sobrenadante, sin agitar el sedimento, de preferencia por aspiración al vacío, el sobrenadante se desechó.
5. El sedimento (100-200 ml) se transfirió a tubos de centrifuga de 50 ml. Las paredes del matraz se enjuagaron con agua destilada (25-50 ml), el lavado se agregó a los tubos de centrifuga.
6. Los tubos se centrifugaron a 2500 rpm por 15 minutos. Con una bomba de succión al vacío o con un tubo sifón se decantó el sobrenadante y se desechó.
7. Al paquete se le añadió buffer aceto-acético (pH 4.5) en una proporción 1:1, con respecto al volumen de sedimento.
8. Se añadió un volumen doble de ether ó etyl de acetato en relación al volumen de buffer que se agregó en el paso anterior y se agitó la muestra. Esta se centrifugó a 2500 rpm por 6 minutos.
9. Se decantó el sobrenadante con una bomba de succión al vacío o con un tubo sifón, el cual se desechó. Posteriormente se resuspendió el paquete con 5ml de solución de sulfato de zinc (solución al 33%, densidad específica de 1.18) y se midió el volumen del producto.
10. Con una pipeta Pasteur se transfirió un volumen de producto a una celda de conteo McMaster (0.3 ml) o Sedgwick Rafter (1.0 ml), y se examinó al microscopio óptico de cámara invertida a 40X de resolución.
12. El número total de huevos (N) recuperados se cuantificó con la siguiente fórmula:

$$N = \frac{X}{P} \cdot \frac{V}{S}$$

donde:

- X = número de huevos cuantificados
- P = volumen de producto en la celda de conteo (ml)
- V = volumen total de producto (ml)
- S = volumen de la muestra de agua residual

IV) METODO DE CENTRIFUGACION FLOTACION (DESCRITO POR OCKERT Y TEICHMAN)

1. Se muestrearon en forma superficial dos litros de efluente y se transportaron en hielo al laboratorio; si la muestra no se analiza inmediatamente, deberá preservarse en refrigeración a una temperatura menor de 4°C por un periodo máximo de tres meses.
2. Se agitó la muestra y se colocó un litro en un vaso de precipitados o en un matraz erlenmeyer de 1000 ml, dejándolo reposar durante toda la noche.
3. Transcurrido el tiempo, se removió cuidadosamente el sobrenadante (el cual se desechó) sin agitar el sedimento, de preferencia por aspiración al vacío.
4. El sedimento se transfirió a tubos de centrifuga de 15 ml (6 en total), a cada tubo se agregó un volumen máximo de 10 ml. Las paredes del matraz se enjuagaron con agua destilada; el lavado se añadió a los tubos de centrifuga.
5. Los tubos se centrifugaron a 1000 rpm por 10 minutos. Con una bomba de succión o con un tubo sifón se decantó el sobrenadante, el cual fue desechado.
6. El paquete de cada tubo se resuspendió con 3 ml de solución saturada de NaNO_3 (densidad específica 1.36) y se centrifugaron a 2500 rpm por 3 minutos.
7. El sobrenadante (con los huevos de helmintos), se transfirió a un matraz cónico de 1500 ml, que contenía 1000 ml de agua destilada.
8. Los paquetes se resuspendieron nuevamente con 3 ml de solución de NaNO_3 y los tubos se centrifugaron a 2500 rpm por 3 minutos.
9. Los sobrenadantes se transfirieron al matraz cónico.
10. Los pasos 8 y 9 se repitieron para un total de tres veces.
11. Se dejaron sedimentar los sobrenadantes con los huevos de helmintos en el matraz cónico, de preferencia durante la noche.
12. El sobrenadante del matraz cónico se removió cuidadosamente con una bomba de succión al vacío o con un tubo sifón, el sobrenadante fué desechado. Las paredes del matraz se enjuagaron con un pequeño volumen (10 ml) de agua destilada.
13. El sedimento se repartió en tubos de centrifuga de 15 ml (6 en total), conjuntamente con el lavado de agua destilada.
14. Los tubos se centrifugaron a 2500 rpm por 4 minutos.
15. Con una pipeta Pasteur se transfirió el ml más bajo del sedimento a una celda de conteo McMaster o Sedgwick-Rafter y se examinó al microscopio óptico de cámara invertida a 40X de resolución.
16. Se cuantificó el número de huevos de helmintos. El número de huevos cuantificados correspondió al número total por 1 litro de efluente.

VI) TECNICA DE FAUST Y RITCHIE

Para concentrar la muestra se procedió a lo siguiente:

1. Se muestrearon en forma superficial dos litros de agua residual cruda y se transportaron en hielo al laboratorio; si la muestra no se analiza inmediatamente, deberá preservarse en refrigeración a una temperatura menor de 4°C por un período máximo de tres meses.
2. Se agitó la muestra y se colocó un litro en un vaso de precipitados o en un matraz erlenmeyer de 1000 ml, dejándolo reposar durante toda la noche.
3. La siguiente mañana, se removió el sobrenadante cuidadosamente sin agitar el sedimento, de preferencia por aspiración al vacío, el sobrenadante se desechó.
4. El sedimento (100-200 ml) se concentró en un filtro de malla (de 0.1 -0.3 mm) con arena de mar, de 4 cm de alto por 2 cm de diámetro, en un matraz Kitasato conectado a una bomba de succión al vacío, el volumen obtenido se refrigeró a 4°C.
5. En el matraz Kitasato con la arena de mar se filtraron 50 ml de solución salina isotónica, el volumen obtenido se repartió en dos tubos de centrifuga de 50 ml y los tubos se centrifugaron a 3000 rpm durante 2 minutos.
6. El sobrenadante se decantó cuidadosamente con un tubo sifón o con una bomba de succión al vacío.
7. Los pasos 6 y 7 se repitieron dos veces mas, hasta que la arena de mar quedó limpia.
8. Por otra parte, el volumen refrigerado se repartió en dos tubos de centrifuga de 50 ml y los tubos se centrifugaron a 3000 rpm durante 2 minutos. El sobrenadante se decantó y se desechó.
9. Los paquetes de los lavados de arena de mar con solución salina y del volumen refrigerado, se mezclaron y se resuspendieron con solución salina para repartirlos en 2 tubos de centrifuga de 50 ml, éstos se centrifugaron a 3000 rpm durante 2 minutos. El sobredante se decantó y se desechó.

Técnica de Faust:

- a) El paquete de un tubo de centrifuga de 50 ml se resuspendió con 3 ml de solución de sulfato de zinc con densidad específica de 1.18 (solución de flotación).
- b) Se agregó más solución de flotación hasta 1 cm por debajo del borde del tubo y se centrifugó a 2000 rpm durante 1 minuto.
- c) Con una micropipeta se pipetearon 0.5 ml del volumen superficial de la muestra colocándolos en un portaobjetos, al que se agregaron 2 gotas de lugol parasitológico, y se homogeneizó con el ángulo de un cubreobjetos, encimándolo en la preparación, ésta se examinó en el microscopio óptico a 10X y 40X de resolución a campo claro.

Técnica de Ritchie:

- a) El paquete del otro tubo de centrifuga se resuspendió con 10 ml de formalina al 10% y se dejó reposar por 10 minutos.
- b) Se añadieron 5 ml de éter, y se agitó la muestra durante 30 segundos; el tubo se centrifugó a 1500 rpm por 2 minutos.
- c) Transcurrido el tiempo, en el tubo se observaron 4 capas: la superficial correspondía a éter, las dos siguientes a materia orgánica y formaldehído, por último, el sedimento, éste se extrajo con una pipeta Pasteur, y se colocó en un portaobjetos. Para teñir se agregaron 2 ml de lugol parasitológico homogeneizando con el ángulo de un cubreobjetos y se montó la preparación, ésta se examinó en el microscopio óptico a 10X y 40X de resolución a campo claro.

TECNICA DE TUBOS MULTIPLES DE FERMENTACION

La técnica de tubos múltiples constituye un método estandarizado para la determinación de la densidad de bacterias indicadoras de contaminación. En esta prueba, réplicas de tubos de medios de cultivo específicos son inoculados con diluciones decimales de una muestra dada de agua. La densidad bacteriana se calcula por medio de fórmulas de probabilidad que estiman el número más probable (NMP) de bacterias para producir ciertas combinaciones de resultados positivos (como turbidez o formación de gas) y negativos.

Prueba presuntiva de coliformes totales

A partir de la muestra de agua residual, se prepararon paralelamente 5 réplicas de 3 diluciones decimales en tubos de ensayo con caldo lactosado o caldo lauril-triptosa, los que se dotaron previamente de tubos invertidos Durham. Los tubos se incubaron 24 ± 2 horas a 35°C . Transcurrido el tiempo, se seleccionaron los tubos positivos con formación de gas. Los tubos negativos se reincubaron hasta completar 48 ± 3 horas a $35 \pm 0.5^\circ\text{C}$.

Prueba confirmativa de coliformes totales

Del ensayo previo, cada tubo que mostró formación de gas en el tubo Durham, se sembró con una asa de inoculación en tubos de ensayo con caldo bilis-lactosa verde brillante dotados de tubos Durham. Luego se incubaron durante 48 ± 3 horas a $35 \pm 0.5^\circ\text{C}$. Los tubos con formación de gas se consideraron como positivos, con respecto al grupo coliforme.

Prueba confirmativa de coliformes fecales

Para esta prueba se realizaron inoculaciones en tubos con caldo EC, provenientes de los tubos positivos de la prueba presuntiva de coliformes totales y se incubaron durante 24 ± 2 horas a $44.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$. Los tubos que presentaron formación de gas se consideraron como reacción positiva, indicando el origen fecal del grupo coliforme.

Los resultados del análisis de los tubos de réplica y diluciones se reportaron en términos del Número Más Probable (NMP) (ver tabla 25).

Tabla 25. Índice del Número Más Probable.

INDICE DEL NMP (CON LÍMITES DE CONFIANZA DEL 95% PARA VARIAS COMBINACIONES DE RESULTADOS POSITIVOS CUANDO SE USAN 5 TUBOS POR DILUCION (10 ml, 1.0 ml, 0.1 ml))							
COMBINACION DE POSITIVOS	INDICE DEL NMP/100 ml	LÍMITE DE CONFIANZA DEL 95%		COMBINACION DE POSITIVOS	INDICE DEL NMP/100 ml	LÍMITE DE CONFIANZA DEL 95%	
		INF.	SUP.			INF.	SUP.
0-0-0	<0	.	.	4-2-0	22	7	67
0-0-1	2	<0.5	7	4-2-1	26	9	78
0-1-0	2	<0.5	7	4-3-0	27	9	80
0-2-0	4	<0.5	11	4-3-1	33	11	93
				4-4-0	34	12	93
1-0-0	2	<0.5	7	5-0-0	23	7	70
1-0-1	4	<0.5	11	5-0-1	31	11	89
1-1-0	4	<0.5	11	5-0-2	43	15	110
1-1-1	6	<0.5	15	5-1-1	33	11	93
1-2-0	6	<0.5	15	5-1-2	46	16	120
					63	21	150
2-0-0	5	<0.5	13	5-2-0	49	17	130
2-0-1	7	1	17	5-2-1	70	23	170
2-1-0	7	1	17	5-2-2	94	28	220
2-1-1	9	2	21	5-3-0	78	25	190
2-2-0	9	2	21	5-3-1	110	31	260
2-3-0	12	3	28	5-3-2	140	37	340
3-0-0	8	1	19	5-3-3	180	44	500
3-0-1	11	2	25	5-4-0	130	35	300
3-1-0	11	2	25	5-4-1	170	43	490
3-1-1	14	2	34	5-4-2	220	57	700
3-2-0	14	4	34	5-4-3	280	90	950
3-2-1	17	5	46	5-4-4	350	120	1,000
4-0-0	13	3	31	5-5-0	240	68	750
4-0-1	17	5	46	5-5-1	350	120	1,000
4-1-0	17	5	46	5-5-2	540	180	1,400
4-1-1	21	7	63	5-5-3	920	300	3,200
4-1-2	26	9	78	5-5-4	1,600	640	5,900
				5-5-5	≥2,400	.	.

Fuente: APHA, 1989.