



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN
BACTERIANA Y DE MATERIA ORGÁNICA DEL
SISTEMA DE TRATAMIENTO POR HUMEDALES EN
CASAS RURALES.

T E S I S
PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :
YANARA IVONE ALATORRE RODRÍGUEZ



DIRECTORA: Q.F.B. ESPERANZA DEL SOCORRO ROBLES
VALDERRAMA

LOS REYES IZTACALA, EDO DE MÉXICO.

2005



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIAS.

A Dios

Por estar siempre conmigo y darme la oportunidad de concluir mi carrera profesional.

A mi Hija

Por ser el regalo más grande que Dios me ha dado, por ser la luz que ilumina mi vida y por ser la principal motivación para terminar esta tesis.

A mi Padre

Por todo tu apoyo, por ser un buen ejemplo a seguir, por que el ser tú un profesionista me motivo a estudiar una carrera profesional. Gracias por todo tu cariño Papá.

A mi Madre

Por todo tu gran apoyo, por todos esos momentos de compañía no importándote si fuera de noche o de día al estar realizando algún trabajo o estudiando a lo largo de toda la carrera.

A mi Esposo

Por tu apoyo incondicional, por tu comprensión, motivación e interés por la terminación de este trabajo.

A mi Hermano

Por estar cerca de a mi apoyándome y ayudándome en lo que necesitaba.

A toda mi Familia

Por que siempre estuvieron en el momento que lo requería para apoyarme y así como también a mis familiares que con sus conocimientos me apoyaron en el formato que se le dio a esta tesis en la computadora.

A mi Directora de tesis

Por ser una persona que tiene un lugar muy especial para mí, ya que me dedicó su tiempo, su apoyo, su dedicación, su comprensión, su gran amistad y sobre todo por su gran calidad humana.

AGRADECIMIENTOS

A la Q.F.B. Esperanza del Socorro Robles Valderrama por dedicarme gran parte de su tiempo y transmitirme sus conocimientos para hacer posible la realización de esta tesis, por estar siempre de manera tan amable en todo momento cuando requería de su ayuda, por su apoyo, dedicación y la oportunidad de realizar esta tesis.

A la Universidad Nacional Autónoma de México FES Iztacala por darnos la oportunidad de una formación profesional.

A todos mis profesores durante la carrera profesional.

A mis sinodales por dedicarme parte de su tiempo y dedicación, por sus sugerencias y comentarios para la realización de esta tesis y siempre de manera muy gentil.

Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez.

Q.F.B. Esperanza Robles Valderrama

M. en C. Rafael Chávez López.

Dra. Patricia Bonilla Lemus.

M. en C. Ángel Durán Díaz.

A María Elena por su tiempo y por apoyo técnico en el laboratorio para realizar esta tesis.

A todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron en esta tesis.

ÍNDICE

DEDICATORIAS.....	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
RESUMEN.....	iii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
MÉTODO DE LA ZONA DE LA RAÍZ.....	3
BACTERIAS DEL AGUA RESIDUAL	9
PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS USADOS PARA EVALUAR LA EFICIENCIA DEL SISTEMA.	11
III. JUSTIFICACIÓN.....	16
IV. OBJETIVOS.....	17
V. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO.....	18
1. SANTA MATILDE, MUNICIPIO DE PACHUCA, EDO. DE HIDALGO.	18
2. SANTA MARÍA, MUNICIPIO DE CHAPA DE MOTA, EDO. DE MÉXICO.	19
VI. DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS.....	20
1. SISTEMA DE TRATAMIENTO DE SANTA MATILDE, HGO.	20
2. SISTEMA DE TRATAMIENTO DE SANTA MARÍA, CHAPA DE MOTA, EDO. DE MÉXICO....	20
VII. METODOLOGÍA.....	25
1. MUESTREO.....	25
2. LABORATORIO	25
3. PORCENTAJES DE REMOCIÓN.....	26
4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	26
VIII.RESULTADOS.....	27
IX. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	40
X. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	46
XI. REFERENCIAS	48
ANEXOS	54
ANEXO I TÉCNICAS DE ANÁLISIS.....	54
ANEXO II RESULTADOS DE PARÁMETROS	64

RESUMEN

La contaminación orgánica del agua es una de las más grandes en magnitud y proviene principalmente de desechos urbanos incluyendo entre éstos los de origen animal y vegetal. Para solucionar el problema de los grandes volúmenes de agua residual doméstica que se generan, se ha tenido necesidad de emplear sistemas de tratamiento efectivo y de bajo costo, encaminados a mejorar la calidad del agua residual de tal forma que esta no se convierta en un peligro a la salud humana. Dentro de estos tratamientos se encuentran el Método de la Zona de la Raíz (MZR), el cual utiliza plantas como carrizos (*Phragmites sp.*).

El presente trabajo se llevó a cabo en dos sistemas de tratamiento que utilizan el MZR, ubicados: uno en el poblado de Santa Matilde, Hidalgo y el otro en Santa María, México. El objetivo del estudio fue determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica y de bacterias en los sistemas.

Se realizaron muestreos mensuales durante un año, en los dos sistemas de tratamiento, tomándose muestras en el influente y en el efluente. “*In situ*” se determinaron pH, temperatura y oxígeno disuelto. En el laboratorio se analizaron los parámetros fisicoquímicos (DBO₅, DQO, Nitrógeno Amoniacal, Fosfatos totales, Ortofosfatos, Sólidos Totales y Suspendidos) y los parámetros bacteriológicos (Coliformes Totales y Fecales).

Para calcular la eficiencia de remoción de cada uno de los parámetros se utilizó la fórmula de acuerdo a D.S.N.Y (1990), los porcentajes se calcularon mensualmente. Debido a que los datos no presentaron una distribución normal se utilizó la Prueba de Mann-Whitney con el objeto de determinar si entre los dos sistemas de tratamiento existían diferencias significativas.

En general el sistema de Santa María presentó mejores porcentajes de remoción en los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, que en el sistema de Santa Matilde.

Un factor que pudo ser responsable de las bajas remociones en Santa Matilde fue el tiempo de retención, por lo que incrementarlo sería apropiado para que los contaminantes permanezcan más tiempo en el lecho y se pueda alcanzar una mayor degradación.

Los valores de oxígeno disuelto en el sistema de Matilde fueron muy bajos, tal vez esto impidió que hubiera las concentraciones necesarias para que los microorganismos llevaran a cabo la oxidación de la materia orgánica.

Para realizar este estudio se cubrió un ciclo anual, tiempo que quizás no fue suficiente para que los sistemas alcanzaran su máxima madurez y de esta forma presentaran mejores porcentajes de remoción.

De acuerdo a los límites permisibles que se establecen en la norma para agua residual tratada los valores obtenidos en los sistemas no son adecuados todavía para ser utilizados en riego de alimentos de consumo crudo, sólo sirven para riego de áreas verdes y árboles frutales.

. INTRODUCCIÓN

El agua es la sustancia más abundante sobre la faz de la tierra, siendo el principal constituyente de todos los seres vivos. También es el factor fundamental que ha condicionado la existencia humana (Campos, 1998).

Después de haber utilizado el agua en las diferentes actividades humanas esta se convierte en agua residual o de desecho. Por otro lado, debido al crecimiento de las poblaciones, cada vez se necesita mayor cantidad de agua y por lo tanto se produce más agua de desecho, que en ocasiones se regresa a un depósito de agua natural, provocando un grave problema de contaminación, además de que es portadora de microorganismos patógenos. Como generalmente ese depósito es fuente de abastecimiento de agua de otra comunidad, pone en peligro la salud y la vida de los que la consumen.

Debido al uso desmedido de los ambientes hídricos para asentamientos humanos, desarrollos industriales y agrícolas, producción pesquera, turismo, etc. se hacen necesarios los estudios fisicoquímicos y biológicos, para conocer el grado de deterioro, y así, planear un adecuado manejo y conservación de los mismos (Odum, 1971, Begon, 1995).

Dentro de las principales fuentes de aguas residuales están las aguas domésticas o urbanas, las aguas residuales industriales y las aguas de retorno agrícola y pluvial (Ramalho, 1993).

Actualmente las aguas residuales urbanas contienen materia orgánica, compuestos no biodegradables como los detergentes, otros tóxicos como los insecticidas y microorganismos patógenos los cuales producen infecciones en el aparato digestivo (Robles *et al.*, 1993).

Debido a que la composición de las aguas de desecho varía, es de esperarse que el tipo y número de microorganismos también fluctúe. Cuando se trata de agua residual de tipo doméstico, el contenido de heces es muy alto y este aporta una gran cantidad de bacterias entéricas.

A medida que fue creciendo la población urbana, con el proporcional aumento de volumen de aguas residuales y desechos orgánicos resultó que todos los métodos de disposición eran tan poco satisfactorios que se hizo imperativo tomar medidas esenciales para remediarlo y se inició el desarrollo de los métodos de tratamiento, antes de la disposición de las aguas residuales (Departamento de Sanidad del Edo. de Nueva York, 1990).

Es importante tratar las aguas residuales ya que pueden convertirse en un peligro potencial para la salud, especialmente cuando se usan para riego agrícola.

Los sistemas de tratamiento artificiales convencionales se han desarrollado y utilizado con el objeto de prevenir la contaminación de los cuerpos de agua y de poder reusarla, sobre todo en aquellos países que tienen escasez de ésta, utilizándola por ejemplo para riego (Williams, *et al.*, 1995).

El tratamiento de las aguas residuales es atractivo en términos de la disponibilidad del agua tratada para volver a usarla y para dar cumplimiento de las regulaciones de control de la contaminación (Winkler, 1996).

La selección y el grado del tratamiento del agua residual depende de factores como: tipo de contaminante, costo de construcción y operación y uso que se le dará al agua resultante. Por tal motivo se puede optar por la aplicación de uno de los métodos o por la combinación de éstos.

Existen básicamente cuatro etapas en el tratamiento de las aguas residuales: tratamiento preliminar, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario. Estos tratamientos utilizan procesos como sedimentación, coagulación, floculación, aereación, desinfección y reacciones bioquímicas que ocurren para que la materia orgánica se degrade en condiciones aerobias o anaerobias; en ambos mecanismos se suceden una serie de transformaciones capaces de descomponer la materia orgánica en diferentes grados. Otros compuestos tienen la característica de no degradarse o si lo hacen, es en forma muy lenta además de generar otros compuestos que puedan llegar a ser más tóxicos, tal es el caso de los nitritos que se encuentran en el agua utilizada para preparar alimentos y con los cuales se corre el riesgo de que puedan formar sustancias carcinogénicas llamadas nitrosaminas por la combinación con los compuestos de nitrógeno orgánico que se forman a su vez por la descomposición de la proteína presente en los alimentos (Winkler, 1996; Gudiño, 2003; Departamento de Sanidad del Edo. de Nueva York, 1990)

Entre los tratamientos biológicos podemos mencionar los siguientes: Sistema de película biológica, Lodos activados, Estanques de estabilización y Método de la zona de la raíz. (MZR) (Ramalho, 1993).

El Método de la zona de la raíz (MZR), consiste en un proceso que utiliza habitualmente plantas como carrizos (*Phragmites sp.*) o tules (*Scirpus sp.*) para tratar las aguas residuales.

El tratamiento depende del flujo del agua residual que pasa a través de los poros que se forman entre el suelo o grava y el rizoma de las plantas que se denomina rizósfera, donde principalmente las bacterias oxidan bioquímicamente los desechos.

Las plantas proporcionan un aporte adecuado de oxígeno disuelto (OD) a la zona de la rizósfera tomado de la atmósfera a través de sus hojas y tallos (Ramírez, 1999).

Actualmente los tratamientos biológicos son los más comúnmente usados, especialmente el de lodos activados. Sin embargo este tipo de sistema es costoso y requiere de personal calificado para su instalación, operación y mantenimiento. Por tal motivo el estudio de otros métodos como el de la zona de la raíz (MZR) resultan de interés principalmente por su costo más económico y de mantenimiento sencillo.

II. ANTECEDENTES

Método de la zona de la raíz

El sistema del Método de la Zona de la Raíz (MZR) se originó y se aplicó en Alemania desde 1974, se investigó el uso de plantas para el tratamiento de aguas de desecho con tal éxito, que pronto se expandió para tratar las aguas residuales de poblaciones de hasta 10,000 habitantes. La aplicación de este sistema se extendió a otros países como el Reino Unido y Estados Unidos y más recientemente a países asiáticos como Pakistán y a países latinoamericanos como México y Venezuela. La clave del MZR es que el lecho de raíces de la gramínea *Phragmites sp* o de la tífacea *Thypha sp* proporciona una ruta hidráulica a través de la cual fluye el agua a tratar. Esta vía espaciosa, llamada rizósfera, es el espacio anular entre los rizomas, las raíces y el suelo circundante (Figura 1) (Rivera y Calderón, 1993; Wetzel, 1995 y Ramírez, 1998)

La forma adecuada de construir un lecho es la siguiente: el suelo de la zona se remueve del sitio que ocupará el lecho. El fondo de la excavación se debe impermeabilizar para retener el agua e impedir filtraciones, de igual manera se procede con los muros de contención del lecho. Después se llena el lecho con grava o suelo de diferentes tamaños, donde se plantarán los vegetales. Los lechos deben tener una altura de 0.5m, evitando compactar el suelo para no alterar la conductividad hidráulica del lecho. La salida del efluente se hace mediante una tubería cuyo nivel puede ser variable (Rivera y Calderón, 1993).

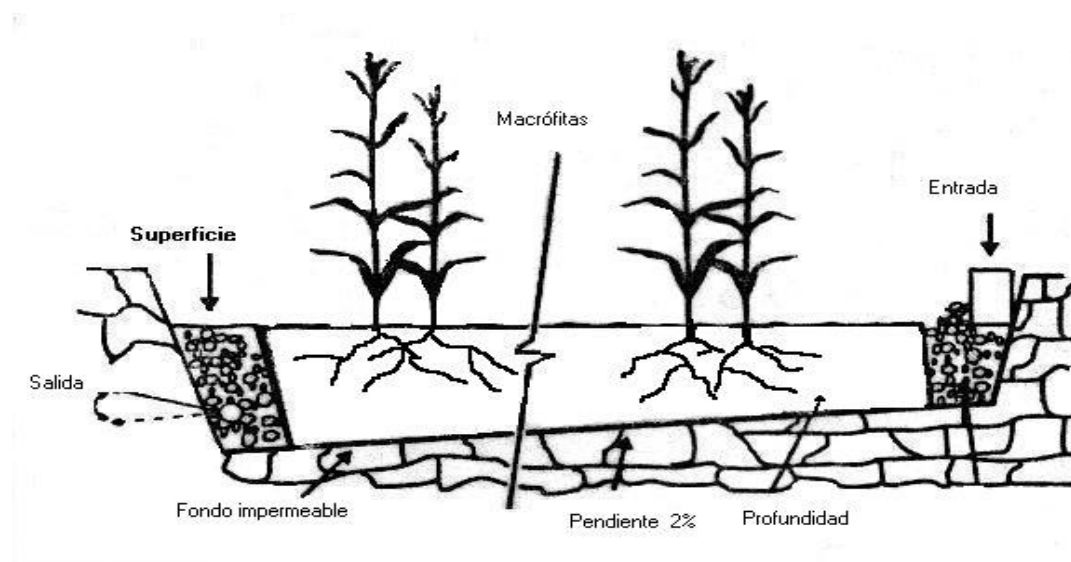


Figura 1 Características principales de un humedal artificial tipo MZR (Rivera y Calderón, 1993)

Dentro de las ventajas que presentan estos sistemas están las siguientes:

Son relativamente económicos para construir y operar, proveen un tratamiento efectivo y real, se adapta mejor a las condiciones de México que los que actualmente se usan, se pueden combinar con otros sistemas de tratamiento para optimizar su rendimiento, el sistema es altamente eficiente para eliminar bacterias y amebas patógenas de las aguas en tratamiento, tienen beneficios indirectos como su uso para riego de áreas verdes, ofrece un aspecto agradable a la vista y puede constituir así mismo una reserva para la vida silvestre (Rivera *et al.*, 1993).

Dentro de las desventajas que presenta están:

Tienen relativamente grandes requerimientos de áreas para tratamiento avanzado, generalmente los criterios de diseño y operación no son precisos, hidráulica y biológicamente son complejos y falta entender la dinámica del proceso, es posible que existan problemas de plagas, su uso está limitado en suelos superficiales, muy permeables, con el nivel freático superficial, los mosquitos pueden ser un problema cuando están mal diseñados o manejados (López, 1999).

En 1952 se realizó el primer trabajo sobre tratamiento de aguas residuales con plantas de pantanos, dirigido por Seidel en el Instituto Max Planck en Plon Alemania. Seiden exploró la remoción de fenoles con *Scirpus lacustris* y en 1956 empezó a probar el tratamiento de aguas residuales de lecherías usando la misma planta. Kickuth continuó con estos trabajos y popularizó este concepto en Europa, que resulto en la creación de cientos de sistemas de tratamientos de desechos municipales e industriales. (Knight, *et al.* 1993).

Los primeros trabajos en Estados Unidos comenzaron a principios de los años ochenta con las investigaciones de Wolverton *et al.* y Gersberg *et al.* Se desarrollaron estudios intensivos a nivel piloto (Knight, *et al.*, 1993).

Wolverton (1981), hizo un sistema experimental que consistió en utilizar tanques de almacenamiento anaerobios para recibir las agua crudas. Se colectaron 87 litros de agua, y después de 24 horas fueron bombeados a una zona de baja presión en donde una parte estaba libre de plantas y otra contenía grava con *Phragmites communis*, los cuales fueron cultivados en la superficie del filtro de arena. El tiempo de retención del agua residual fue de 24 horas. El sistema anaeróbico híbrido redujo la DBO₅ de 110 a 3 mg/l y los SST de 68 a 6 mg/l en 48 horas.

En Florida, en el año de 1987, De Busk y Reddy realizaron un estudio donde se instalaron 4 tratamientos: el primero con arena gruesa (piedra de río) sin macrofitas, el segundo con arena gruesa y *Scirpus pungens*, el tercero con arena gruesa con *Sagitaria latifolia* y el último sistema de agua abierto con *Hydrocotyla umbellata*, macrofita flotante. Se midieron dos parámetros DBO₅ y SST y se encontró que los porcentajes de remoción de estos parámetros fueron más altos en el tratamiento donde se colocó *Hydrocotyle umbellata*, seguido por el tratamiento de *Sagitaria latifolia*, después por *Scirpus pungens* y por último sin vegetación.

Fisher en 1988, realizó un estudio en Australia sobre el tratamiento de aguas residuales utilizando *Thypha spp.*, y *Schoenoplectostus spp.*, obteniéndose una remoción para DBO en un 95% sólidos suspendidos 94% y nitrógeno total 67%, lo cual demostró una buena eficiencia en la remoción de materia orgánica.

En 1993 Sánchez y Lugo realizaron un trabajo utilizando el sistema de lechos de raíces. En este sistema lograron identificar tres clases de protozoos: Las amibas, flagelados (*Copromonas subtilis* y *Helkesimastix faecicola*) y ciliados (*Colpoda*). Concluyeron que los flagelados fueron el grupo de protozoos predominantes en lechos de raíces en las fases iniciales de funcionamiento.

En 1993 se realizó otro trabajo por Bonilla y Ramírez utilizando el tratamiento de lechos de raíces para conocer la variedad de las amibas de vida libre que estuvieran presentes en dicho sistema. Ellas encontraron los géneros *Vahlkampfia*, *Acantamoeba* y *Rosculus sp.*

En Australia, Davies, en 1995, realizó un estudio en el cual montaron sistemas de humedales en casas particulares, en este trabajo el autor construyó un sistema en su casa con 2 humedales que miden 12 m con una profundidad de 0.7m, 0.5 m de grava, 0.1 m de tierra arenosa y el primero se plantó *Canna lily* con 3 plantas por m² y el segundo con *Ginger lily*. El sistema trabaja perfectamente sólo que su aplicación se limita en áreas donde la tierra no tiene la capacidad de absorber los residuos producidos.

En 1996, Ojo y Mashauri realizaron un trabajo sobre los metales pesados en los lechos de la raíz de cañas en Msimbazi con el objeto de usar las plantas acuáticas como un método de tratamiento de aguas residuales de bajo costo, e indicaron que sí es posible el uso de lechos de raíz para eliminar metales pesados de aguas residuales, y se demostró que con *Typha latifolia* se eliminó en mayor cantidad.

En 1996 Dahab y Surampalli realizaron un estudio en el Estado de Midwest, llamado “Evaluación del desempeño en construcciones de humedales en Central U.S.”, donde se consideraron las extremas temperaturas registradas entre el verano y el invierno. Los resultados de este trabajo mostraron que estos sistemas son altamente convenientes a pesar de la variación de las temperaturas en ese lugar.

Otro estudio que se realizó fue el de Green *et al.* (1996), titulado “Eliminación de bacterias en la superficie del flujo de tierras húmedas”, en el cual se logró satisfactoriamente la eliminación de coliformes totales y *E. coli*.

En 1997, Rivera *et al.*, publicaron el trabajo titulado “El humedal con lecho de grava como una alternativa para el tratamiento de desechos con alta carga orgánica”, en el cual describen el estudio y seguimiento fisicoquímico y bacteriológico de un humedal de flujo subsuperficial con lechos de grava que trata los desechos con alta carga orgánica del rastro municipal de Pachuca, Hidalgo.

Los resultados obtenidos para DBO₅, DQO, los SS, las coliformes totales y el nitrógeno orgánico demostraron que, aunque el humedal no había alcanzado su plena madurez, se lograron tasas de eliminación de 87.76 % para la DBO₅, 88.42 % y para la DQO, 90.57 % para los SS, 99.55 %, para las coliformes fecales 74.88 % y para el nitrógeno orgánico. Las aguas tratadas se usaban para la irrigación de un vivero de árboles y plantas ornamentales.

Robles *et al.*,(1993), presentaron el estudio llamado “Remoción de materia orgánica”, en donde se determinó la remoción de materia orgánica por el MZR en el parque Tangamanga I de la Ciudad de San Luis Potosí, las planta seleccionadas fueron carrizos y tules, y como sustratos se utilizaron suelo y grava con la finalidad de comparar en que combinación (sustrato/planta) se obtenía la mejor remoción de materia orgánica, para lo cual fue necesario realizar dos mediciones, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y la demanda química de oxígeno (DQO). Los resultados demostraron que el porcentaje de remoción de materia orgánica mas alto lo tuvo la combinación carrizos/suelo, tanto para la DBO₅ como para la DQO, y la más baja remoción fue para la combinación de tule/suelo.

Existe otro antecedente llamado “Biotratamiento de aguas negras”, publicado por Rivera y Calderón (1993), en el cual se describe la eficiencia, importancia y trascendencia de este sistema, puesto que además de ser barato, se adapta mejor a las condiciones de México.

Es importante tratar las aguas residuales que ya pueden convertirse en un peligro potencial para la salud, especialmente cuando se usan para riego agrícola así tenemos que Cienfuentes *et al.*, en 1999 presentaron el estudio “Valle del Mezquital reuso de agua residual y riesgos para la salud”, en el cual el objetivo fue evaluar el impacto del reuso del agua, en términos de riesgo para la salud: enfermedades diarreicas e infecciones intestinales. El interés central del trabajo fue sobre las medidas de protección, como el tratamiento del agua, restricción de cientos de cultivos y vigilancia epidemiológica.

Los sistemas de tratamiento convencionales se han desarrollado y utilizado en los países industrializados con el objeto de prevenir la contaminación de los cuerpos de agua, mientras que los sistemas de tratamiento naturales, usados en países en vías de desarrollo, además de prevenir la contaminación se han usado para reutilizar el agua, por ejemplo para riego. (Williams, *et al.*, 1995).

Newman *et al.*, (2000), menciona que aunque los humedales artificiales han sido utilizados para tratar aguas residuales en climas calientes, su función en climas fríos ha sido cuestionada. Los objetivos del proyecto fueron determinar la eficiencia del sistema en la degradación de nitrógeno, fósforo, DBO₅, sólidos suspendidos totales, coliformes fecales y determinar si las condiciones del clima de invierno influyen en la eficiencia del sistema.

El porcentaje total de retención de masa fue 94, 85, 68, 60 y 53%, para SST, DBO₅, fósforo total, nitratos, nitratos y nitrógeno total Kjeldahl respectivamente. La retención de masa fue significativamente más grande ($P < 0.05$) durante el verano que durante el invierno en todos los parámetros excepto en coliformes fecales.

El índice de desnitrificación mostró una remoción menor del 1% para el nitrógeno.

El tratamiento de aguas residuales en este humedal, no satisfizo las concentraciones críticas, probablemente debido a la sobrecarga de la DBO₅.

Decamp en el 2000, realizó un estudio con el objeto de determinar el grado de remoción de *Escherichia coli* así como su cinética en varios diseños de sistemas de tratamiento con el RZM. Los parámetros estudiados incluyeron la presencia o ausencia de *P. australis* y el tipo de medio de cultivo (grava o tierra). Los estudios comparativos se llevaron a cabo en sistemas pilotos a escala y en sistemas de laboratorio (microcosmos), los 10 humedales midieron 6.0 m de largo, 2.8 m de ancho y 0.6 m de profundidad. El promedio de remoción de *E. coli* fue de 41-72 % para microcosmos y 96.6 - 98.9 % para los sistemas de piloto a escala. El porcentaje de remoción más pobre se llevó a cabo en los microcosmos, esto es probablemente por el tiempo de retención y a que hay menos eficiencia de la comunidad microbiana.

En el año 2001, Clevering *et al.* realizaron un trabajo donde mencionan que *Phragmites australis* era una de las especies cosmopolitas halladas en un amplio rango de hábitats climáticos y que esto puede deberse a las adaptaciones de estas plantas a diversos climas, teniendo que desarrollar la capacidad de sincronización de su crecimiento con el medio ambiente. Para este estudio de adaptaciones *P. australis* fue colectada en diferentes regiones geográficas y se hizo crecer en medios ambientes comunes, situados en la República Checa, Dinamarca y Los Países Bajos. Los *Phragmites australis* cultivados en latitudes altas demostraron crecimientos de longitud y florecieron antes de tiempo mientras que los de España florecieron incluso después de tiempo en latitudes bajas, hasta la primera helada de otoño. En general el promedio de los *P. australis* comenzó a crecer 2 semanas antes en Los Países Bajos que en Dinamarca y 6 semanas antes en la República Checa. Los resultados de los experimentos mostraron que las plantas de la población del sur se desarrollaron más altas, siendo algunas de estas más gruesas, pero con rizomas más cortos que las poblaciones del norte.

Gómez *et al.* (2001) en Monajar, España realizaron un estudio donde crearon un humedal en una región semiárida. Se comparó la eficiencia de remoción de cada tratamiento que consistía en tres etapas, usando diferentes índices de flujo del agua residual, régimen de flujo, tipos de substratos e influjos. Se usó el agua pretratada proveniente de un tanque de estabilización y agua tratada del último tanque de un sistema de una laguna; la última prueba es complementaria e idónea para la remoción de nitrógeno y fósforo el cual está presente en altas concentraciones en las aguas residuales. En todos los estanques fueron cultivados macrófitas emergentes *Phragmites australis* y *Thypha dominguensis*. El área total de tratamiento mostró una eficiencia de remoción de 90-96 % para SST, 78 -87 % para DQO y 90 % para DBO₅ durante el tiempo en operación.

Kiviat *et al.* (2001), mencionan que *Phragmites australis* se encontró en América del norte en tiempo precolombiano, pero se extendió abundantemente y llegó a invadir el norte y el noroeste de Estados Unidos, durante los 90's. Por lo menos 16 tribus nativas de América del Norte, reportaron historialmente el uso de *Phragmites* sp.

Kivaisi en el 2001 escribió un artículo donde menciona que los humedales pueden ser una buena opción de un sistema de tratamiento para ciudades económicamente pobres. Dado que hay locaciones tropicales de muchas naciones en desarrollo, los humedales pueden ser establecidos con plantas aclimatadas al medio ambiente tropical. Los humedales comparados con los sistemas de tratamientos convencionales tienen la ventaja de que su construcción es de bajo costo, su mantenimiento y operación son fáciles y tienen un gran potencial para la aplicación de países en desarrollo, particularmente por comunidades rurales.

Käki *et al.* en 2001 cuantificaron la emisión de metano en los humedales con *Phragmites australis* y *Typha latifolia* en el lago Vesijarvi, al sur de Finlandia. El lago estaba gravemente eutroficado por aguas residuales municipales desde 1970, pero ahora ha comenzado a ser restaurado. El lugar fue escogido en base a la calidad de la zona litoral, el cual se prevé de una selección de variedad de vegetación emergente de macrófitas. La especie más dominante de vegetación es la caña común *P. australis*, sin embargo también *T. latifolia*, es abundante.

Kaggwa *et al.*, (2001), realizaron un trabajo donde investigaron los efectos del alumbre descargado sobre aguas residuales en un humedal a la orilla del Lago Victoria en Gaba en Uganda. Ellos concluyen que aunque no se mostraron efectos desfavorables en la calidad del agua y del sedimento, sí se apreció un efecto distinto sobre la productividad de la macrofita, *Cyperus papyrus L.*, la cual mostró un índice de productividad bajo y consecuentemente la aparente eliminación de esta macrofita en el pantano. *Phragmites mauritianus* exhibió mayor tolerancia.

Windham *et al.*, (2001), estudiaron la acumulación de plomo en diferentes concentraciones en *Phragmites australis* y *Spartina alterniflora* bajo condiciones de invernaderos. La acumulación del plomo en las plantas fue 60-85% más grande para los brotes de *P. australis* que *S. alterniflora* y en un 40-70% la reducción de biomasa fue observada en ambas especies. En el tratamiento con Pb ambas concentraciones fueron más grandes en las hojas de *S. alterniflora* que en las hojas de *P. australis* al final y en la temporada de crecimiento. En ambas especies las concentraciones de Pb fueron más altas en las hojas inferiores que en las hojas superiores.

De acuerdo a Miranda y Luna Pabello (2001) el uso más antiguo que han tenido los sistemas de humedales artificiales ha sido en casas – habitación, aunque en México no se ha difundido. En Europa y Estados Unidos se han construido principalmente en lugares remotos en casas que no tienen conexión a los sistemas de drenaje como en las zonas boscosas, poblados alejados de las grandes ciudades o lugares donde por las características del suelo de la región es muy caro la introducción de drenaje. Por lo regular en el país, en este tipo de lugares se han construido fosas sépticas cuyo efluente es de muy baja calidad.

Ying-Feng Lin (2002), realizó un trabajo en el cual tenían como objetivos, calcular los efectos de la vegetación en la remoción de nitratos, determinar la especie de planta que realiza mejor la remoción de nitrógeno en el humedal y evaluar el efecto de la relación DQO / N de nitrato. Se prepararon 7 humedales, usando recipientes de 60 cm de largo, 40

cm de ancho y 50 cm de profundo cada uno.

En 5 de ellos se cultivaron plantas macrófitas acuáticas: *Phragmites australis*, *Commelina communis*, *Pennisetum purpureum*, *Ipomoea aquatica* y *Pistia stratiotes*, 2 humedales fueron utilizados como controles. El índice de remoción del nitrato alcanzado fue de 0.63 a 1.26 g N-NO₃/m² por día. Los humedales cultivados mostraron un porcentaje significativo de remoción de nitratos con respecto a los humedales sin plantas (P<0.001), indicando que las macrófitas son muy eficientes para la remoción de nitratos. Adicionalmente el humedal con *Pennisetum purpureum* mostró constantemente un alto porcentaje de remoción de nitratos más que en los otros cuatro humedales, lo cual indica que las macrófitas presentan una eficiente remoción de nitratos.

Hardej y Ozimek en el 2002, realizaron un trabajo en donde concluyeron que *Phragmites australis* es la especie frecuentemente más usada en la construcción de humedales para riego y mineralización de lodos.

Schulz *et al.*(2002), usaron humedales artificiales con el objetivo de tratar los desperdicios de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*). El humedal artificial usado en esta investigación fue llenado con partículas de arena de 1-2 mm de diámetro en donde plantaron 20 cañas por m² de *Phragmites australis*. Los desperdicios provenientes de la trucha arco iris fluyeron a través del humedal. El efluente presentó las siguientes remociones: Los sólidos suspendidos totales y la demanda química de oxígeno fueron removidos de 95.8 - 97.3% y 64.1-73.8%, respectivamente. La remoción de fósforo total y nitrógeno fue de 49.0% - 68.5 % y 20.6 - 41.8%.

Scholz y Xu, (2002), realizaron un estudio con la idea de investigar la eficiencia del tratamiento de sistemas de humedales de flujo vertical conteniendo macrofitas (*Phragmites* y *Thypha*) y medios granulares con diferentes capacidades de absorción, grava, arena, carbón activado granular, carbón vegetal y filtros (arcilla). Diferentes concentraciones de sulfato de plomo y cobre fueron mezclados en el influente de las aguas urbanas. La relación entre el medio microbiano y la comunidad de plantas fue tan eficiente como la reducción del plomo, cobre y DBO₅. La diversidad microbiana fue baja debido a la contaminación de los metales y similar para todos los filtros.

Bacterias del agua residual

Las bacterias del agua residual doméstica pertenecen a los grupos siguientes:

1. Bacterias facultativas gram-negativas como *Aeromonas*, *Plesiomonas*, *Vibrio*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Pseudomonas* y *Shigella*.
2. Bacterias aerobias gram-negativas como *Alcaligenes*, *Flavobacterium* y *Acinetobacter*.
3. Bacterias gram-positivas formadoras de esporas como *Bacillus*.
4. Bacterias gram-positivas no formadoras de esporas como *Arthrobacter*, *Corynebacterium* y *Rhodococcus*.

Las bacterias patógenas mas importantes que pueden ser transmitidas por el agua residual se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Bacterias patógenas transmitidas por el agua.

Agente bacteriano	Enfermedad	Reservorio	Sitio afectado
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea	Heces humanas	Tracto gastrointestinal
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea	Heces humanas	Tracto gastrointestinal
<i>Shigella</i> spp	Disenteria bacilar	Heces humanas	Intestino bajo
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Heces humanas	Tracto gastrointestinal
<i>E. coli enteropatogena</i>	Gastroenteritis	Heces humanas	Tracto gastrointestinal
<i>Yersenia enterocolitica</i>	Gastroenteritis	Heces humanas y animales	Tracto gastrointestinal
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis	Heces humanas y animales	Tracto gastrointestinal
<i>Legionella pneumophila</i>	Enfermedad respiratoria aguda	Aguas termales	Pulmones
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Tuberculosis	Exudados respiratorios humanos	Pulmones
<i>Leptospira</i> spp	Leptospirosis	Orina y heces animales	Generalizada
Bacterias oportunistas: (<i>Aerobacter</i> , <i>Enterobacter</i> , <i>Flavobacterium</i> , <i>Serratia</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Citrobacter</i> , <i>Proteus</i> y <i>Providencia</i>)	Variable	Aguas naturales	Principalmente tracto gastrointestinal

Fuente: Bitton Gabriel, 1994. Wastewater Microbiology.

Los procesos biológicos de tratamiento del agua residual secundarios son muchos y variados, pero hay que destacar el tratamiento secundario del agua de desecho doméstica, en éste se realiza la descomposición de la materia orgánica de las aguas residuales mediante la actividad microbiana, especialmente la de las bacterias. Las bacterias predominantes van a ser las heterótrofas, las cuales pueden descomponer la materia orgánica ya sea en presencia o ausencia de oxígeno.

El predominio de algunos tipos fisiológicos de bacterias cambia durante el curso del tratamiento del agua residual. Por ejemplo, en un digestor anaerobio, durante las fases iniciales predominan los tipos anaerobios facultativos como *Enterobacter*, *Alcaligenes*, *Escherichia*, *Pseudomonas*, etc., a los cuales siguen en frecuencia las productoras de metano, que son anaerobios estrictos, como *Methanobacterium*, *Methanosarcina* y *Methanococcus* (Bitton, 1994).

Bacterias indicadoras de contaminación fecal.

La detección de bacterias patógenas es difícil y costosa, por lo que se ha utilizado un grupo de las bacterias como indicadoras de contaminación fecal.

Los criterios para ser un indicador ideal de contaminación son los siguientes:

1. Estar presente en el tracto intestinal de los animales de sangre caliente (incluyendo al hombre).
2. Estar presente cuando los patógenos están presentes y ausentes en aguas no contaminadas.
3. Estar presentes en mayor número que los patógenos.
4. No multiplicarse en el ambiente.
5. Deben de detectarse por medios fáciles y rápidos.
6. No debe de ser patógeno

El grupo bacteriano que cumple con la mayor parte de los requisitos para ser un indicador, es el grupo de los coliformes, por lo que se ha utilizado intensamente para determinar la calidad bacteriológica de las aguas y aguas de desecho.

El grupo de coliformes totales incluye bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gram-negativos, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de gas a las 48 hr a 35°C. Este grupo incluye a *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Citrobacter*. Los coliformes fecales son descargados en altos números (10^9) coliformes por día per capita) en heces humanas y de otros animales, pero no todas son de origen estrictamente fecal.

Los coliformes de origen fecal son aquellos que pueden fermentar la lactosa a 35.5 °C y 44.5°C y comprende la bacteria *Escherichia coli*. Este grupo es más sensible a las variaciones de las condiciones ambientales, por lo que su presencia indica una contaminación reciente (Cortés, 2004).

Parámetros fisicoquímicos usados para evaluar la eficiencia del sistema.

pH

El pH es un parámetro que nos indica la concentración de protones (iones hidrógeno H^+) presentes en una disolución acuosa, es decir, es una medida del contenido ácido del agua que influye sobre gran parte de los procesos químicos de un cuerpo acuático (Seoanez, 1995; Bales y Conklin, 1997).

El nivel de acidez (pH) influye considerablemente en la vegetación y en la vida silvestre de un medio ambiente. El pH puede variar por distintos factores, entre los cuales los principales son la contribución alcalina de las rocas y tierra, la cantidad de agua que exista en la zona y también las actividades humanas (tráfico, edificaciones, superficies asfaltadas, etc.). Por este motivo, es importante llegar a comprender todas estas relaciones debido a la estrecha interdependencia que existe entre la naturaleza y las actividades humanas (Bales y Conklin, 1997).

Temperatura

La temperatura de una sustancia es una medida de la energía cinética de sus moléculas. La temperatura de un cuerpo de agua dulce o salina es gobernada por la vegetación, las condiciones climatológicas y el grado de mezclado de las diferentes masas de agua. La temperatura de la mayoría de las aguas superficiales varía de 0 a 40 grados centígrados dependiendo de la latitud, altitud, estación del año, hora del día, flujo, profundidad y otras muchas variables (Bales y Conklin, 1997).

La temperatura a la que se encuentra el agua es un factor clave para poder determinar cual va a ser su comportamiento ante distintos tipos de alteraciones. Un primer aspecto dependiente de la temperatura es el grado de solubilidad que presenten las distintas sustancias solubles. Por regla general, podemos decir que la solubilidad de la mayoría de las sales en agua aumenta como consecuencia de una elevación de la temperatura. La solubilidad de los gases experimenta una variación opuesta a la de las sales, es decir, disminuye al producirse un aumento de la temperatura. Es por esta razón que los cambios en la temperatura hacen variar a la conductividad eléctrica debido a que dependiendo de la temperatura aumenta o disminuye la solubilidad de las sales y en especial la de los gases, modificándose por tanto la concentración de las especies iónicas presentes. Por razones análogas varía el pH con la temperatura.

Otro aspecto que depende de la temperatura es la velocidad y el rendimiento de casi todas las reacciones biológicas que se llevan a cabo en un medio acuoso. Todos estos procesos, en los que intervienen microorganismos como agentes biodegradantes, tienen un intervalo de temperaturas dentro del cual su rendimiento es óptimo, de la misma forma que existen temperaturas críticas más allá de las cuales no puede haber actividad biológica (Seoanez, 1995).

Materia orgánica

Dentro de los parámetros que se consideran como indicadores de la contaminación orgánica se mencionan a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y a la demanda química de oxígeno (DQO).

La DBO_5 se define como la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica e inorgánica por medio de una población heterogénea de microorganismos, es decir, la DBO_5 expresa la cantidad de oxígeno necesario que utilizan los microorganismos para biodegradar la materia orgánica.

La demanda química de oxígeno (DQO), es una medida del oxígeno equivalente a la porción de la materia orgánica e inorgánica que es susceptible de oxidarse bajo condiciones específicas de un agente oxidante, temperatura y tiempo. Es pues, la prueba de la demanda química de oxígeno, una reacción de oxidación-reducción en la que se estima las materias oxidables presentes en el agua, cualquiera que sea su origen, orgánica o mineral (hierro ferroso, nitritos, amoníaco, sulfuros y cloruros) (Seoanez, 1995).

La existencia de materia orgánica en el agua es una de las alteraciones de mayor importancia, ya que deriva de la mayoría de las actividades realizadas por el hombre (domésticas, industriales, agropecuarias, etc.). Debido a ello, la variedad de contaminantes orgánicos es muy grande en la mayoría de los casos, pero el principal problema reside en que la presencia de materia orgánica en el agua le confiere a ésta un elevado carácter reductor, del cual se desencadenan una serie de efectos que pueden resultar peligrosos. Estos efectos se presentan cuando las sustancias orgánicas no son biodegradables por vías oxidantes, lo que provoca que permanezcan en el agua dando lugar a toda una serie de alteraciones físicas tales como malos olores, mal sabor o la formación de espuma (Seoanez, 1995). Esto también genera que el nivel de oxígeno disuelto descienda debido a que la degradación de la materia orgánica requiere grandes cantidades de oxígeno, pero si no existe ninguna fuente de oxígeno el proceso recurrirá al elemento que se encuentre libre en el agua, de manera que si ésta no puede renovar sus reservas de oxígeno en compuestos disueltos por medio de aportes externos, el nivel de oxígeno descenderá y dará lugar a la aparición de sustancias altamente tóxicas (Seoanez, 1995).

Oxígeno disuelto

En lo que se refiere a los niveles de oxígeno disuelto (OD) en las aguas naturales, éstos dependen de la actividad física, química y bioquímica del sistema acuático.

En general, existen tres factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua natural, que son: presión atmosférica, temperatura y salinidad o contenido de sólidos disueltos (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Al estar estrechamente relacionados con la supervivencia de plantas y animales en todos los cuerpos de agua, los niveles de oxígeno disuelto pueden usarse como indicadores de la contaminación debido a que la presencia de oxígeno disuelto previene o reduce el inicio de la putrefacción y la producción de cantidades objetables de sulfuros mercaptanos y otros compuestos causantes del mal olor en los cuerpos de agua; mientras que los microorganismos aerobios usan el oxígeno para la oxidación de la materia orgánica e inorgánica produciendo sustancias finales inofensivas tales como bióxido de carbono y agua; los microorganismos anaerobios efectúan la oxidación utilizando el oxígeno disuelto en ciertas sales orgánicas, obteniéndose productos mal olientes. Por lo tanto, es muy importante mantener las condiciones favorables para el desarrollo de los microorganismos aerobios con el fin de evitar olores ofensivos en las fuentes naturales de agua (Bales y Conklin, 1997; Robles *et al.*, 2004).

Sólidos

Los sólidos son los materiales suspendidos o disueltos en los cuerpos de agua. El término “sólidos totales” es la expresión que se aplica a los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de la muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los “sólidos totales suspendidos”, o porción de sólidos totales retenida por un filtro, y los “sólidos disueltos totales” o porción que atraviesa el filtro (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

En múltiples ocasiones el agua actúa como vehículo de transporte de los materiales con que se encuentra a su paso. Este transporte de materiales puede llevarse a cabo de distintas formas, en función de la naturaleza de las sustancias transportadas. En primer lugar están las materias ionizables, que en contacto con el agua se disuelven, y es en esta forma como son transportadas.

Otro tipo de materiales son aquellos que no pasan a la fase disuelta, y que se presentan finamente divididos, y son transportados en suspensión en el seno de la corriente de agua. Por último, están los materiales insolubles que presentan un tamaño excesivamente grande para poder ser suspendidos en el agua, y que son arrastrados por la corriente, tratándose por tanto de un transporte menos eficaz que los anteriores a causa del rozamiento, y de otros factores.

La presencia de materias sólidas en disolución y en suspensión en un agua le confiere a ésta un grado de turbidez tal que en ocasiones puede impedir el paso de la luz a partir de determinadas profundidades, con los desequilibrios que ello puede acarrear (Seoanez, 1995).

Fosfatos

El fósforo se encuentra en las aguas naturales casi exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados en ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y otros polifosfatos, y los ligados orgánicamente. Se presentan en solución, partículas o detritus, o en los cuerpos de organismos acuáticos (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

El fósforo al igual que el hidrógeno, carbono, nitrógeno y azufre resulta esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo de agua. En los casos en que constituye el nutriente limitador del crecimiento puede estimular el crecimiento de micro y macroorganismos acuáticos fotosintéticos en los cuerpos de agua influyendo, por lo tanto, en los procesos de productividad acuática. Esto puede causar problemas de olor y sabor al aumentar el índice de turbiedad del agua (APHA *et al.*, 1992; Bales y Conklin, 1997).

Los fosfatos pueden aparecer también en los sedimentos de fondos y en cienos biológicos, tanto en formas inorgánicas precipitadas como incorporados a compuestos orgánicos (APHA *et al.*, 1992).

Las diversas formas de fosfatos provienen de una gran variedad de fuentes como las aguas de retorno agrícola, las cuales pueden contener ortofosfatos aplicados como fertilizantes a la tierra cultivada agrícola o residencial y que son arrastrados a las aguas superficiales con las lluvias y, en menor proporción, con la nieve derretida. Algunos fosfatos condensados y los fosfatos orgánicos se añaden a los cuerpos de agua por medio de las aguas de desecho de origen doméstico que contengan residuos humanos, animales y vegetales, así como, detergentes, microorganismos y otras masas celulares como son los residuos de alimentos. Asimismo, los fosfatos condensados y los fosfatos orgánicos también son aportados a las aguas superficiales a través de las aguas de desecho industrial relacionadas con procesos de corrosión, aditivos usados en el control de las incrustaciones, detergentes y en algunos procesos químicos (APHA *et al.*, 1992; SARH, 1978).

Nitrógeno amoniacal

Las plantas tanto en agua salada como en la dulce requieren de tres nutrientes para su crecimiento: carbono, nitrógeno y fósforo. De hecho, la mayoría tiende a utilizar los tres nutrientes en la misma proporción y no pueden crecer si la cantidad de alguno de ellos no es suficiente. El carbono es relativamente abundante en el aire como dióxido de carbono, el cual se disuelve en el agua, de modo que una falta de nitrógeno o de fósforo generalmente limita el crecimiento de las plantas acuáticas. En algunos casos, nutrientes de arrastre, como el hierro, también puede ser un limitante, al igual que la luz del sol. El nitrógeno existe en los cuerpos de agua de múltiples formas: nitrógeno molecular disuelto (N_2), compuestos orgánicos, amoníaco (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). Todas estas formas del nitrógeno forman parte del ciclo del nitrógeno, son interconvertibles bioquímicamente y son -en orden decreciente de su estado de oxidación-, el nitrato, nitrito, amoníaco y nitrógeno orgánico (APHA *et al.*, 1992; Bales y Conklin, 1997).

El amoníaco se encuentra en forma natural en las aguas superficiales. Se produce en gran parte por desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la urea. También puede producirse por la reducción de los nitratos en condiciones anaerobias, por bacterias autótrofas nitrificantes del grupo de las nitrosomonas (APHA *et al.*, 1992).

III. JUSTIFICACIÓN.

Las actividades del ser humano en los últimos siglos han provocado severos impactos negativos sobre el medio ambiente, al grado que han pasado de escalas locales y regionales a la global, y se remontan, en general a una sola causa: al exceso del crecimiento poblacional (Enhrlich y Ceballos, 1997).

El incremento de la población ha hecho que simultáneamente se generen mas residuos domésticos generando volúmenes muy grandes que deben ser tratados ya que muchas veces las aguas residuales crudas se usan todavía directamente como agua de riego ocasionando con ello la contaminación de cultivos por bacterias que pueden ser patógenas al hombre .

Por otro lado existen en México numerosas comunidades semiurbanas o rurales la mayoría de las cuales no poseen un sistema de alcantarillado y mucho menos un sistema de tratamiento de aguas residuales. En algunas comunidades las aguas residuales simplemente se dejan fluir por canales hasta fosas donde son captadas. De manera frecuente se deja que el agua contaminada se infiltre hacia el subsuelo, aunque también en muchas ocasiones, esta agua es empleadas para el riego de campos de cultivo. Esta práctica aparentemente es uno de los principales orígenes de las enfermedades gastrointestinales en México. Por tal motivo, sería conveniente contar con sistemas de tratamiento de bajo costo y mantenimiento sencillo tales como el sistema de tratamiento del método de la zona de la raíz como una medida de solución a dicho problema con la ventaja adicional del uso del agua residual tratada.

Para este estudio se presentó la posibilidad de trabajar con 2 sistemas de tratamiento en áreas rurales. De ahí la importancia de estudiar el sistema MZR y evaluar su eficiencia de remoción de contaminantes como materia orgánica y bacteriológicos entre otros.

La aplicación de este método en casas rurales puede convertirse en ejemplo alternativo de solución en México.

IV. OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica y de bacterias en el sistema de humedales artificiales instalado en dos casas rurales.

Objetivos particulares

Caracterizar bacteriológicamente el influente y el efluente del sistema de tratamiento de cada casa habitación mediante la medición de los índices bacteriológicos de contaminación (Coliformes totales y Coliformes fecales).

Caracterizar fisicoquímicamente el influente y el efluente del sistema de tratamiento de cada casa habitación mediante el análisis de los parámetros: pH, oxígeno disuelto, temperatura, fosfatos totales, ortofosfatos, sólidos totales y suspendidos, nitrógeno amoniacal, demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.

Calcular la eficiencia de remoción de las bacterias y de la materia orgánica

Proponer en base a los resultados, el uso más adecuado de las aguas residuales ya tratadas.

V. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

1. Santa Matilde, Municipio de Pachuca, Edo. de Hidalgo.

El estado de Hidalgo, representa el 1.1 % de la superficie del país, su distribución geográfica es al norte $21^{\circ} 41'$, al sur $19^{\circ} 36'$ de latitud norte, al oeste $97^{\circ} 38'$ y al oeste $99^{\circ} 53'$ de longitud oeste y una altitud de 2400 msnm (INEGI, 1993), colinda al norte con Querétaro, San Luis Potosí, Veracruz y México, al oeste con México y Querétaro y está dividido políticamente en 84 municipios.

En el Estado de Hidalgo, el 40.7 % de la población se concentra en 11 municipios, siendo Pachuca de Soto y Tulancingo de Bravo los mas poblados.

Municipio de Pachuca

Es la capital del estado, está situado a $20^{\circ} 06' 37''$ de latitud norte y $98^{\circ} 44' 42''$ de longitud oeste. El clima predominante es semiseco, el tipo de vegetación para esta zona es de matorral desértico micrófilo. El suelo predominante en el municipio es feozem con una textura media y presenta terrenos aptos para el desarrollo de agricultura mecanizada continua (INEGI, 1998).

El sistema de tratamiento en estudio se localiza en el poblado de Santa Matilde, municipio de Pachuca de Soto, cuenta con una población de 1084 habitantes. Su ubicación geográfica es Longitud $98^{\circ} 48' 12''$ y Latitud $20^{\circ} 01' 47''$, a una altura de 2400 msnm aproximadamente. La forma de acceso al sitio es a través de la carretera federal México – Pachuca, a la altura del kilómetro 79+800 se sale de la carretera y a través de un camino de terracería como a unos 200 m con dirección noroeste se localiza el sistema. El poblado no cuenta con sistema de drenaje (INEGI, 1995).

La zona de Matilde se localiza sobre rocas sedimentarias de tipo arenisca, en relieve de lomerío con capas masivas de edad del Terciario Superior de permeabilidad mediana, así como arenisca de baja compactación con uso de relleno, rodeado por rocas ígneas de brecha volcánica basáltica y por suelos de aluvión. También hay rocas ígneas del grupo basalto. El tipo de suelo de la zona es feozem, haplico con partes de calcárico fino, con una clase textural que va de grueso a medio, en una fase física dúrica. En cuanto al límite del suelo, tiene una profundidad de 26 cm con limitante de cementación. (INEGI, 1995).

En Santa Matilde se lleva acabo la actividad agrícola de temporal y anual, con cultivos de cebada y maguay entre otros. En los alrededores encontramos zonas de pastizal inducido y matorral desértico micrófilo inerme, con vegetación secundaria. El régimen de propiedad de la tierra es ejidal (INEGI, 1998; Gudiño, 2003).

2. Santa María, Municipio de Chapa de Mota, Edo. de México.

El municipio de Chapa de Mota se extiende en la porción noroccidental del estado, entre las coordenadas: longitud mínima 99°25'13''; longitud máxima 99°40'15''; latitud mínima

19°43'57'' y longitud máxima 19°54'15''. Chapa de Mota se ubica al noroccidente del Estado de México y se integra a la región económica V Atlacomulco. Colinda al norte con los municipios de Jilotepec y Villa del Carbón, al sur con Morelos, al este con Villa del Carbón y al oeste con Timilpan y Morelos (INEGI, 2002).

El municipio posee una extensión de 289.49 Km² que representa el 1.3% del territorio estatal. Es decir 30 000 ha. La altura media de Chapa de Mota es de 2,750 msnm. El clima predominante es el C (W2) (W) B (I) G templado, subhúmedo con verano largo, lluvia invernal inferior a 5%; es isotermal y la temperatura más elevada se manifiesta antes del solsticio de verano. La temperatura media anual oscila entre los 14 y 20°C. La precipitación pluvial media anual va de los 1000 a los 1200 milímetros, en tanto de la frecuencia de las granizadas es de 2 a 14 días. Las lluvias inician por lo regular en la 3ra. Decena de mayo y terminan en la última de septiembre (De La Cerda y López, 2002).

El poblado de Santa María se localiza en el municipio de Chapa de Mota. Edo. de México; se encuentra dentro de las coordenadas: Longitud 98°46' y Latitud 19°57', tiene clima templado subhúmedo con lluvias en verano, la precipitación pluvial anual promedio es de 1000 mm, la temperatura media anual oscila de los 16 a los 18°C. Presenta vegetación de tipo pastizal y la agricultura es de temporal (INEGI, 2002 y De La Cerda y López, 2002).

VI. DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS

1. Sistema de Tratamiento de Santa Matilde, Hgo.

El agua de desecho que trató el sistema es el agua residual doméstica originada por las actividades domésticas diarias de una casa habitada por 5 personas; 3 adultos y 2 menores.

El sistema consta de un par de registros seguidos por un pretratamiento anaerobio, posteriormente se encuentra el lecho de *Phragmites* sp, en donde se trató el agua y finalmente está la fosa de almacenamiento.

El tanque donde se realiza el pretratamiento anaerobio, tiene 2 m. de largo por un metro de ancho y una profundidad de 70 cm. El lecho mide 1.70 m x 5 m, con profundidad de 45 cm y una pendiente del 2% y la fosa de almacenamiento tiene 1.50 m de ancho por 1.50 m de largo (Figura 2).

2. Sistema de Tratamiento de Santa María, Chapa de Mota, Edo. de México

El agua de desecho que trató el sistema es el agua residual doméstica originada por las actividades domésticas diarias de una casa habitada por 4 personas; 2 adultos y 2 menores.

El sistema consta de un pretratamiento aerobio, posteriormente se encuentra el lecho de *Phragmites* sp, en donde se trató el agua y finalmente está la fosa de almacenamiento.

El lecho mide 1.50 m x 5 m, con profundidad de 40 cm (Figura 3).

ESTADOS UNIDOS MEXICANOS

ESTADO DE HIDALGO



PACHUCA

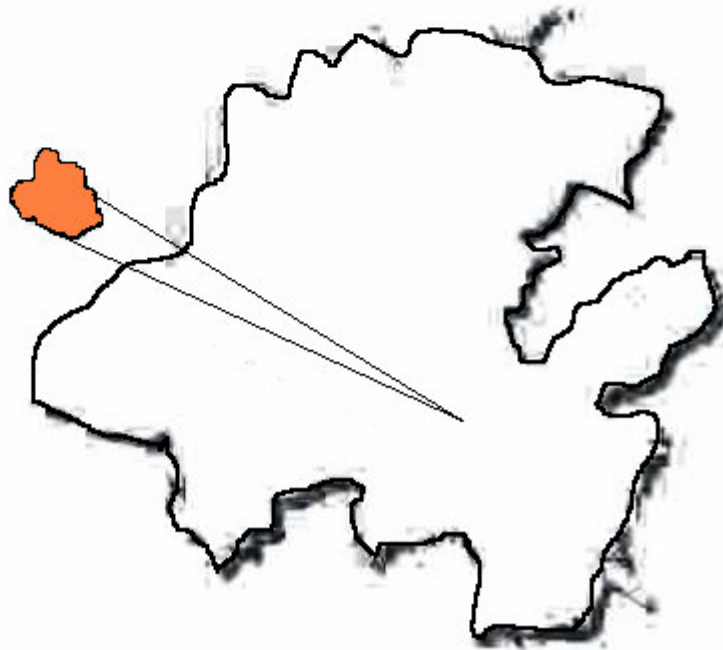
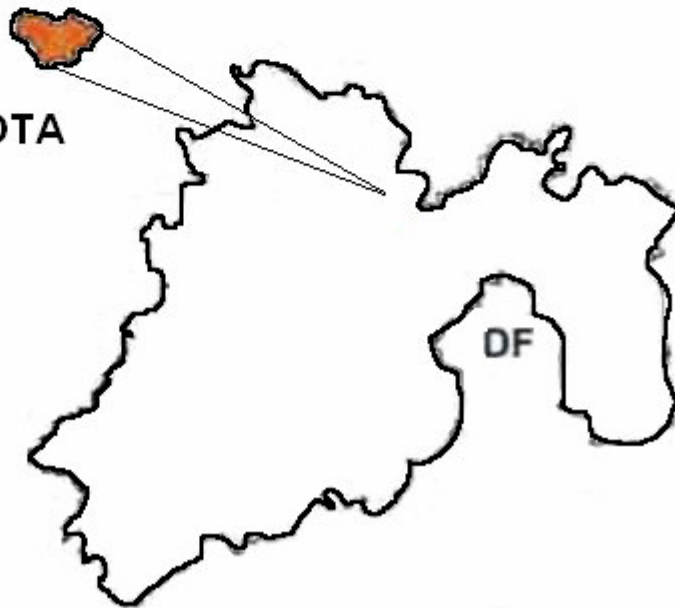


Figura 2. Sistema de humedales de una casa en el poblado de Santa María, Hgo.

ESTADOS UNIDOS MEXICANOS



ESTADO DE MÉXICO



CHAPA DE MOTA

Figura 3. Sistema de humedales de una casa en el poblado de Santa María, Edo de México.

VII. METODOLOGÍA

1. Muestreo

Se llevaron a cabo, muestreos mensuales durante un año, en dos sistemas de tratamiento instalados en Santa María, Edo. de Méx. y en Matilde Hgo. Se determinaron " *in situ*" pH, temperatura y oxígeno disuelto.

Las muestras se tomaron en el influente y en el efluente y el procedimiento para su recolección fue el siguiente:

- A) Parámetros fisicoquímicos: el recipiente fue enjuagado con el agua que se muestreó y enseguida se sumergió el envase en el sitio de muestreo (SARH, 1986), colectándose el volumen de la muestra necesario y preservándola de acuerdo a la tabla 2.
- B) Parámetros bacteriológicos: Se introdujo el frasco estéril en el sitio de muestreo y se destapo dentro del agua. Cuando el frasco se llenaba 2/3 partes, se tapó dentro del agua y se transportó al laboratorio en hielo. (SARH, 1986).

Los requerimientos para la toma de las muestras se presentan en la tabla 2.

2. Laboratorio

Los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos determinados en el laboratorio fueron Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Amoniacal, Fosfatos Totales, Ortofosfatos, Sólidos Totales y Suspendedos, Coliformes totales y Coliformes fecales.

Las técnicas de análisis utilizadas se indican en la tabla 2.

Tabla 2. Procedimientos de muestreo y técnicas analíticas de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Parámetro	Tipo de recipiente	Preservación	Tiempo de almacenamiento	Técnica Analítica
* pH				Potenciómetro
*Oxígeno disuelto				Oxímetro
* Temperatura				Termómetro
DBO ₅	Plástico Vidrio	Refrigeración	6 hrs	Dilución
DQO	Plástico Vidrio	pH 2 con H ₂ SO ₄ refrigeración	7días	Reflujo con dicromato
Nitrógeno	Plástico	pH 2 con H ₂ SO ₄	7días	Kjeldahl

Amoniaca	Vidrio	Refrigeración		titulación
Fosfatos Totales	Vidrio con HNO ₃ 1+1	Con HgCl ₂ o congelar a -10 C	7 días	Colorímetro cloruro estanoso
Ortofosfatos	Vidrio con HNO ₃ 1+1	Con HgCl ₂ o congelar a -10 C	7 días	Colorímetro cloruro estanoso
Sólidos totales y suspendidos	Plástico Vidrio	Refrigeración	7 días	Gravímetro
Coliformes totales	Vidrio Estéril		Análisis inmediato	Número más probable
Coliformes fecales	Vidrio Estéril		Análisis inmediato	Número más probable.

*Estas técnicas se realizan *in situ*

*Tomadas de Sanchez *et al.*, 1986; Robles *et al.*, 1991

3. Porcentajes de Remoción.

Para calcular la eficiencia de remoción de cada parámetro, se utilizó la fórmula de acuerdo D.S.N.Y (1990). Dichos porcentajes se calcularon mensualmente.

$$\text{Eficiencia} = \frac{A - E}{A} \times 100$$

Donde:

A = valor del influente

E = valor del efluente

4. Análisis Estadísticos

Los resultados de los parámetros bacteriológicos (Coliformes totales y fecales) obtenidos, fueron transformados a logaritmos base 10 y los resultados de los parámetros físicoquímicos fueron redondeados a 1 dígito. Ambas fueron analizadas, utilizando la prueba no paramétrica de Mann-Whitney debido a que los datos no presentaron una distribución normal (Durán *et al.*, 2003). El objetivo de este método fue determinar si en los parámetros existían diferencias significativas entre los sistemas de tratamiento.

VIII. RESULTADOS

Los resultados mensuales obtenidos de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos tanto en la entrada como en la salida de los dos sistemas de tratamiento estudiados se presentan en el anexo II.

Con los resultados de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, se calcularon y graficaron los porcentajes de remoción de acuerdo a D.S.N.Y (1990), por cada parámetro, con la finalidad de observar mejor su comportamiento en cada sistema durante el año de estudio.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Para el sistema de Santa María, la media fue de 54.1%, por otro lado, aunque el porcentaje de remoción más alto fue de 92.87, hubo casos en los que no hubo ninguna remoción. Al inicio del estudio las concentraciones de la DBO₅ comenzaron con un 42.0% de remoción, y a excepción de marzo y septiembre que no hubo remoción, esta se empezó a incrementar mensualmente hasta llegar al mes de junio donde se mantuvo mas o menos constante entre 70 y 90, y después entre 50 y 80 %.

En relación al sistema de tratamiento de Matilde el porcentaje más bajo fue de 44.3%, alcanzando una máxima de 77.3%, resultando una medio anual de 55.5%. En este sistema la mayoría de los porcentajes de remoción se mantuvieron mas constantes en el ámbito de 45 a 60 % (Figura 4).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Analizando los porcentajes de remoción de DQO en el sistema de Santa María, hubo varios meses en los cuales no hubo remoción y el valor máximo fue de 88.1% en el mes de Junio, presentando una remoción media anual de 40.2%. Para el sistema de tratamiento de Matilde, la remoción mas baja fue de 30.6 % y la mas alta de 88.5 %, con una media anual de 67.2 % En general los valores fueron mas constantes oscilando en el ámbito entre 65 y 85%. (Figura 5).

Nitrógeno Amoniacal.

Los resultados obtenidos del nitrógeno amoniacal señalan que fueron muy variables pues hubo casos en los que no hubo remoción y otros en la que el valor mas alto fue de 99.8% para Santa María y de 30.6% en el mes de agosto en Matilde. Con una media de 78.4% y de 15.9% respectivamente (Figura 6).

Fosfatos totales y ortofosfatos

Los fosfatos totales para el sistema Santa María presentaron una media de 34.2, presentando el valor más alto de 90.1 y habiendo tres muestreos en donde no hubo remoción (Figura 7).

El sistema de Matilde tuvo una media de 18.7, obteniendo el 49.59 % como valor mas alto y habiendo dos muestreos en los que no hubo remoción.

Para los ortofosfatos la remoción mas alta fue de 99.68 en Santa María y de 43.42 en Matilde, llegando a no haber remoción en algunos muestreos en ambos sistemas (Figura 8).

Sólidos totales

Los resultados nos permiten observar que hubo una variación muy grande observándose en Santa María desde una nula remoción hasta valores de 97.7% con una media anual de 40.3%. Para el sistema de Matilde el porcentaje más bajo fue de 10.7% en el mes de marzo con un máximo de 87.5% y una media anual de 37.3%. (Figura 9).

Sólidos suspendidos.

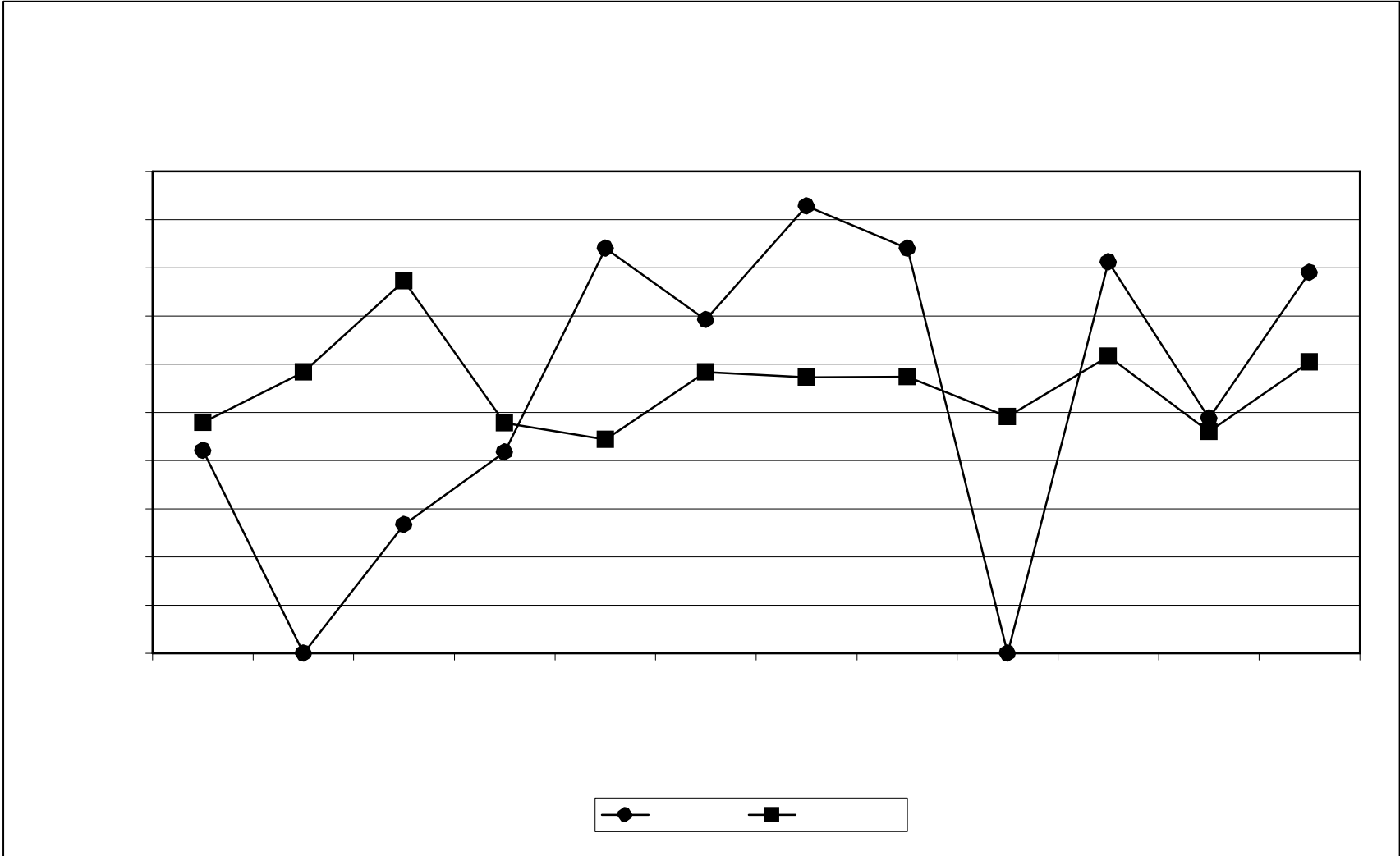
El sistema de Santa María no presentó remoción en cuatro muestreos y en otras alcanzó hasta una máxima de 91.5%; durante todo el año obtuvo una media de 43.20%. En el sistema de Matilde también no hubo remoción en un muestreo y en los demás alcanzo una remoción hasta de 99.4%, con una media anual de 78.43%. (Figura 10).

Coliformes totales y fecales.

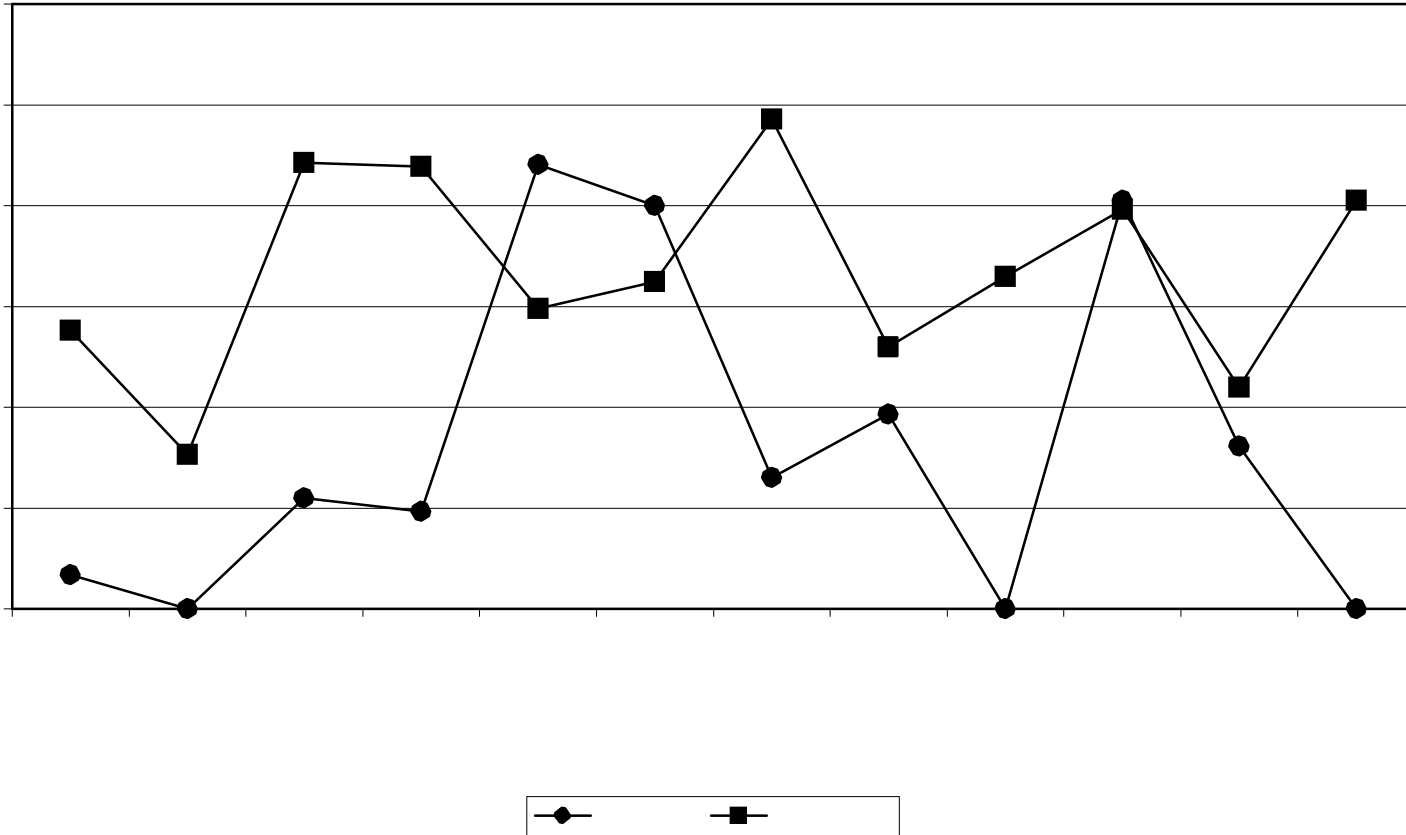
El sistema de Santa María presento una remoción anual de 39.45%, debido a que al inicio del estudio no hubo remoción y en el tercer muestreo su porcentaje fue muy bajo (30.1%) para posteriormente presentar porcentajes favorables y en el mes de septiembre alcanzar una máxima de 65.4% de remoción, para el sistema de Matilde sus porcentajes fueron menores y sólo alcanzó una media anual de 9.22%, Durante varios meses no hubo remoción y después alcanzó una máxima de 31.3%, sus porcentajes en general fueron mucho menores que el sistema de Santa María. Para Coliformes fecales el sistema de Santa María presentó una remoción anual de 44.9% con una remoción mínima de 9.55% una máxima en el mes de noviembre de 69.25% y para el sistema de Matilde presentó una remoción anual de 8.5% (Figura 11 y 12).

Temperatura

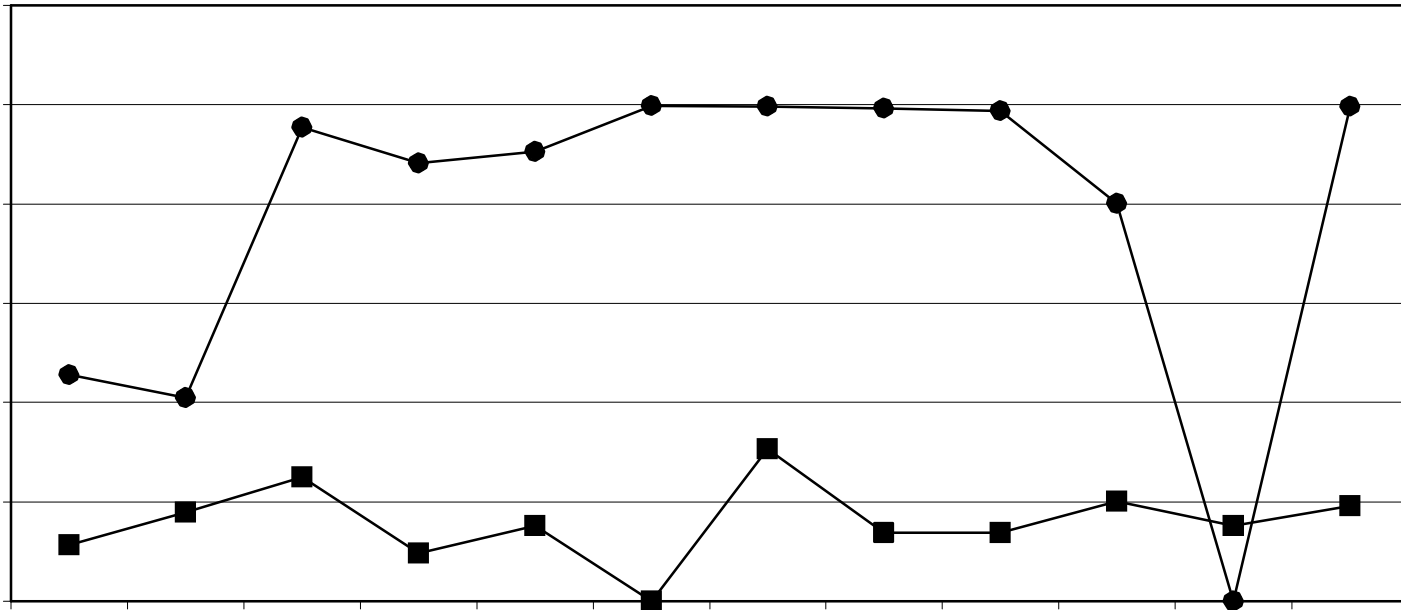
Las temperaturas registradas en el sistema de Santa Maria presentaron como mínima 13°C en el influente y 16°C en el efluente en el mes de Abril y como máxima 24.4°C en el influente y 24.4 en el afluente en el mes de Noviembre, en general todo el año presento temperaturas mayores a los 15°C. Y para el sistema de Matilde las temperaturas registradas fueron más altas; como mínimas en el influente registró 17°C en el influente y 17°C en el efluente en el mes de enero y como máxima 24.4°C y 24.4°C respectivamente, la mayoría de los muestreos presentaron temperaturas de 24.4°C.



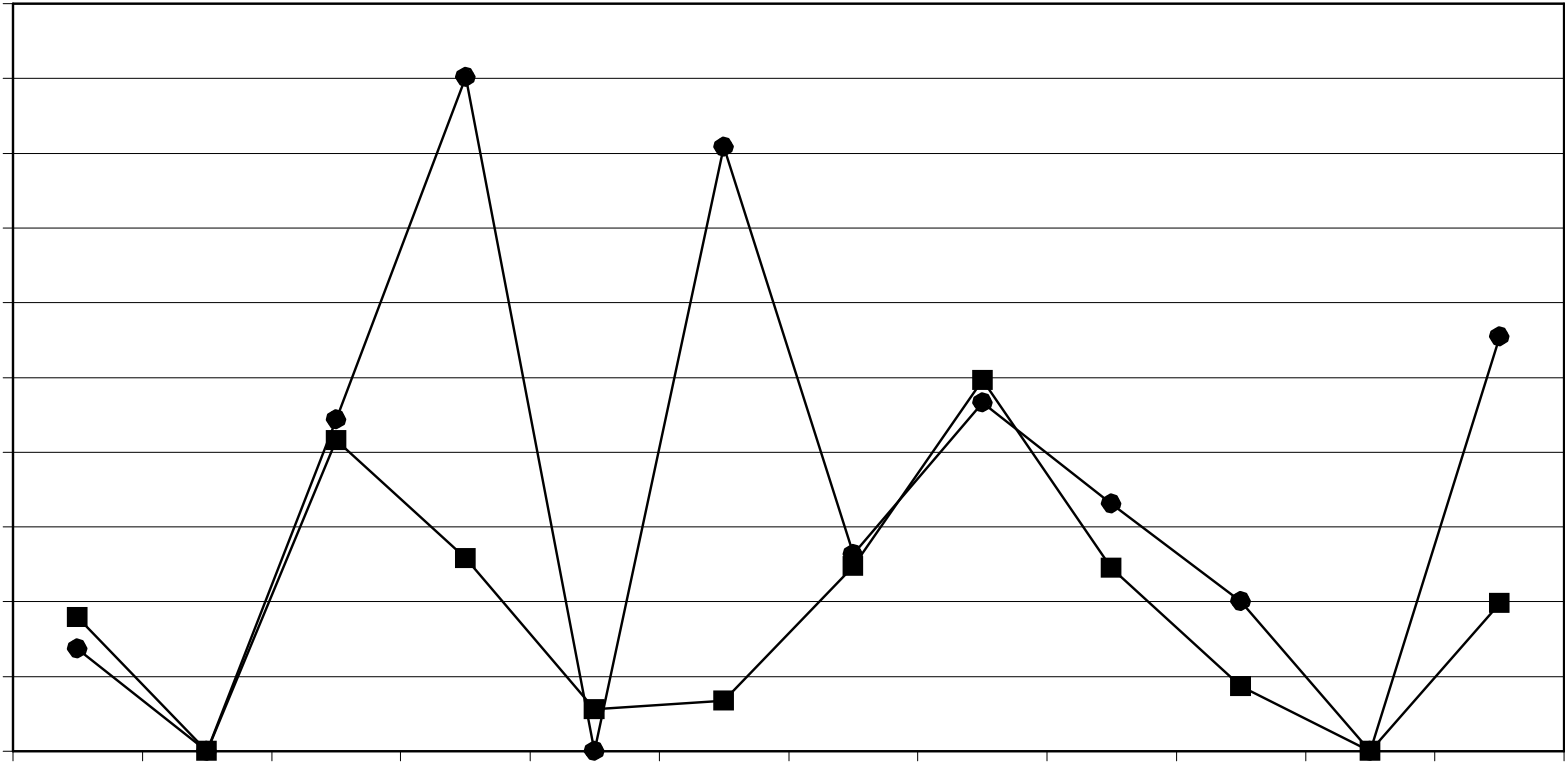
SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE



SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE

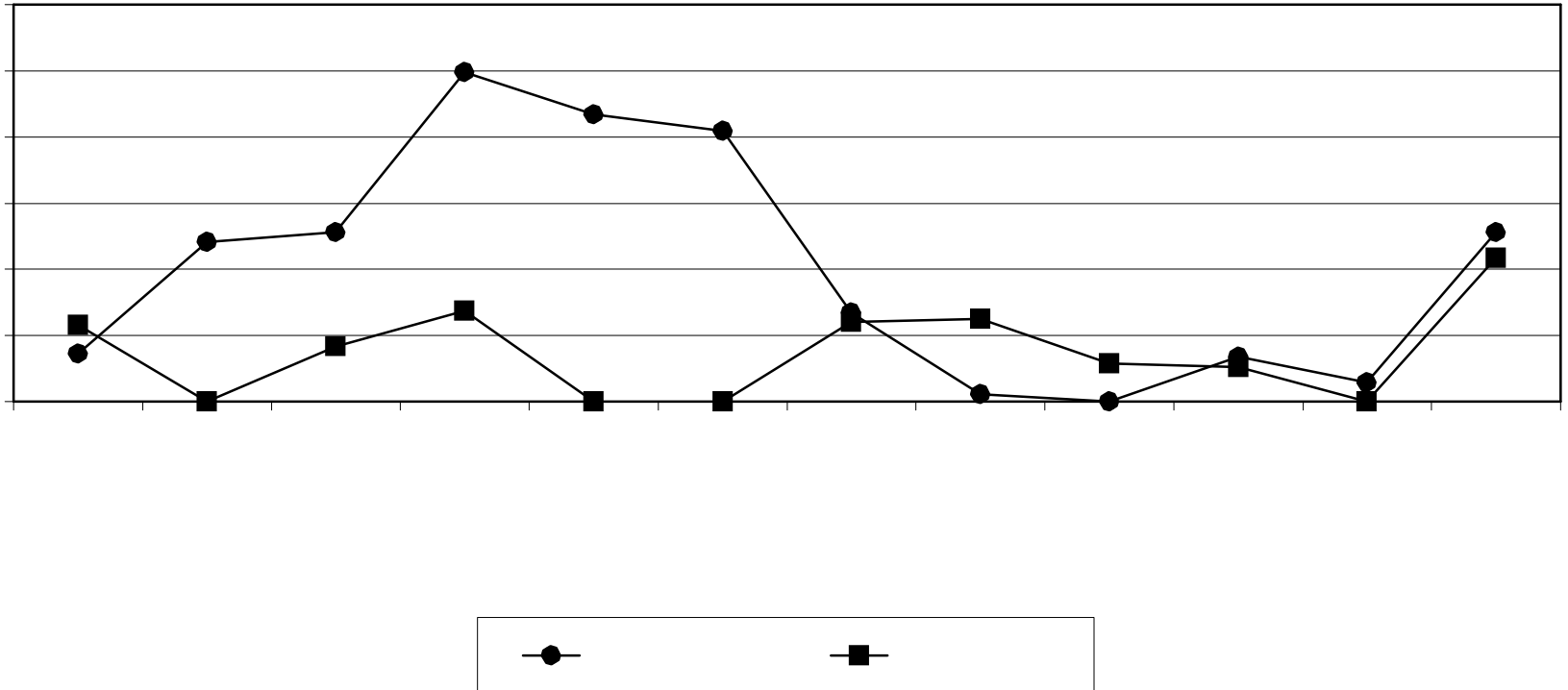


SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE

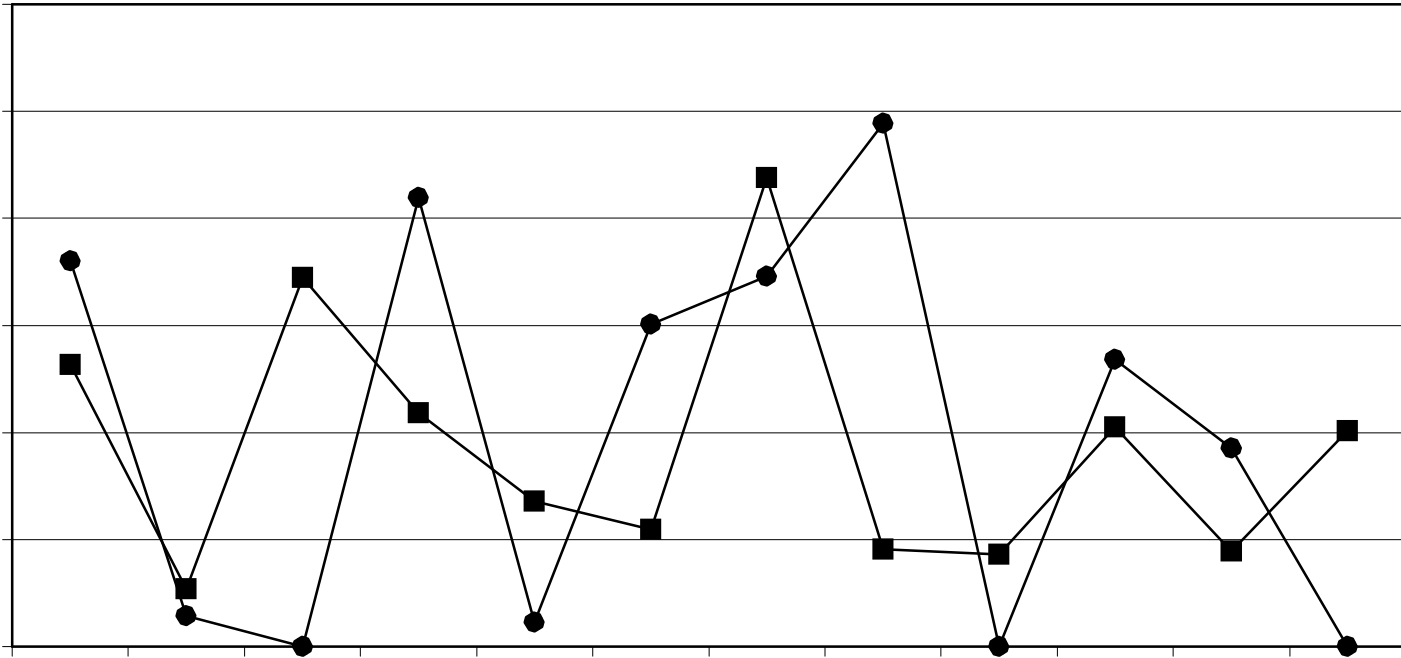


SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE

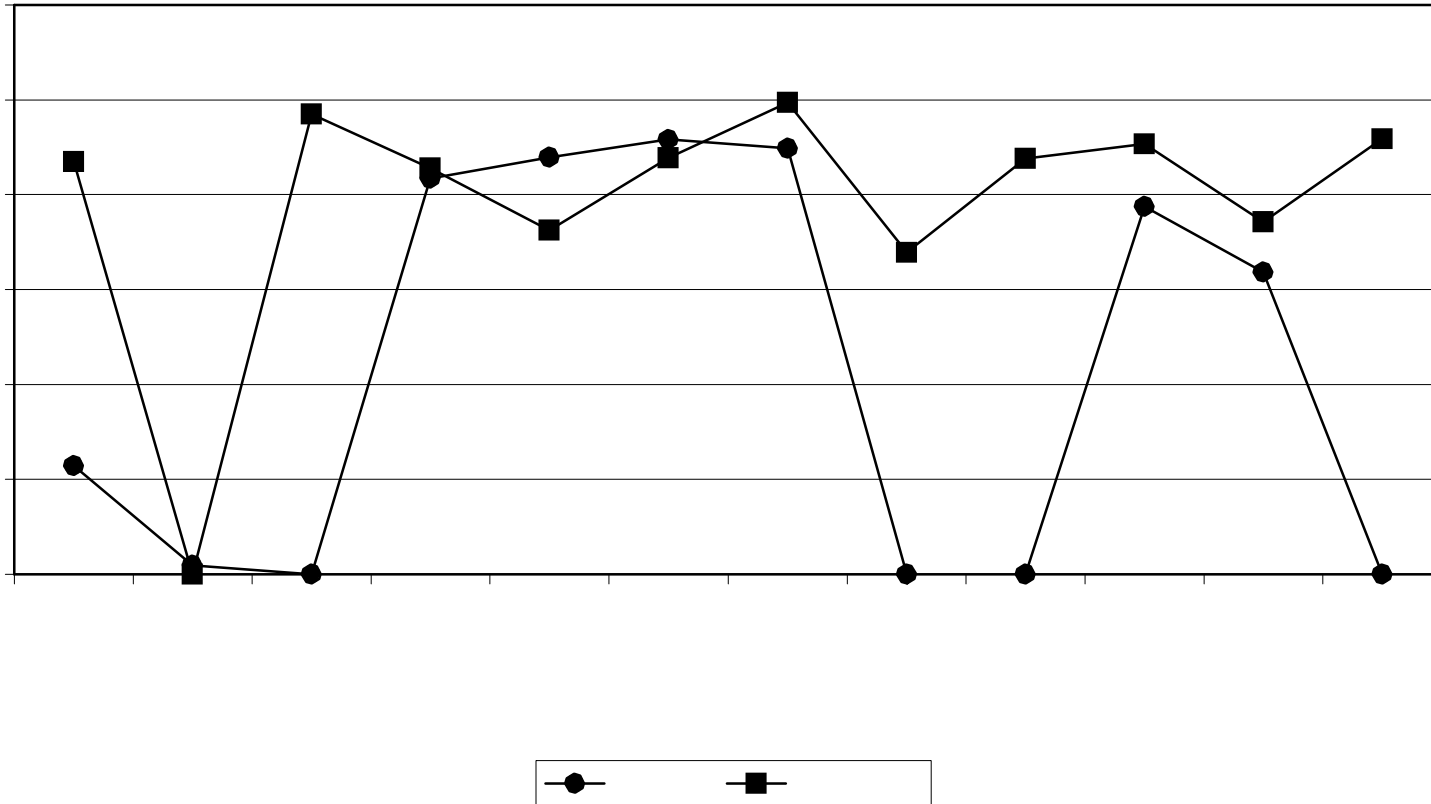




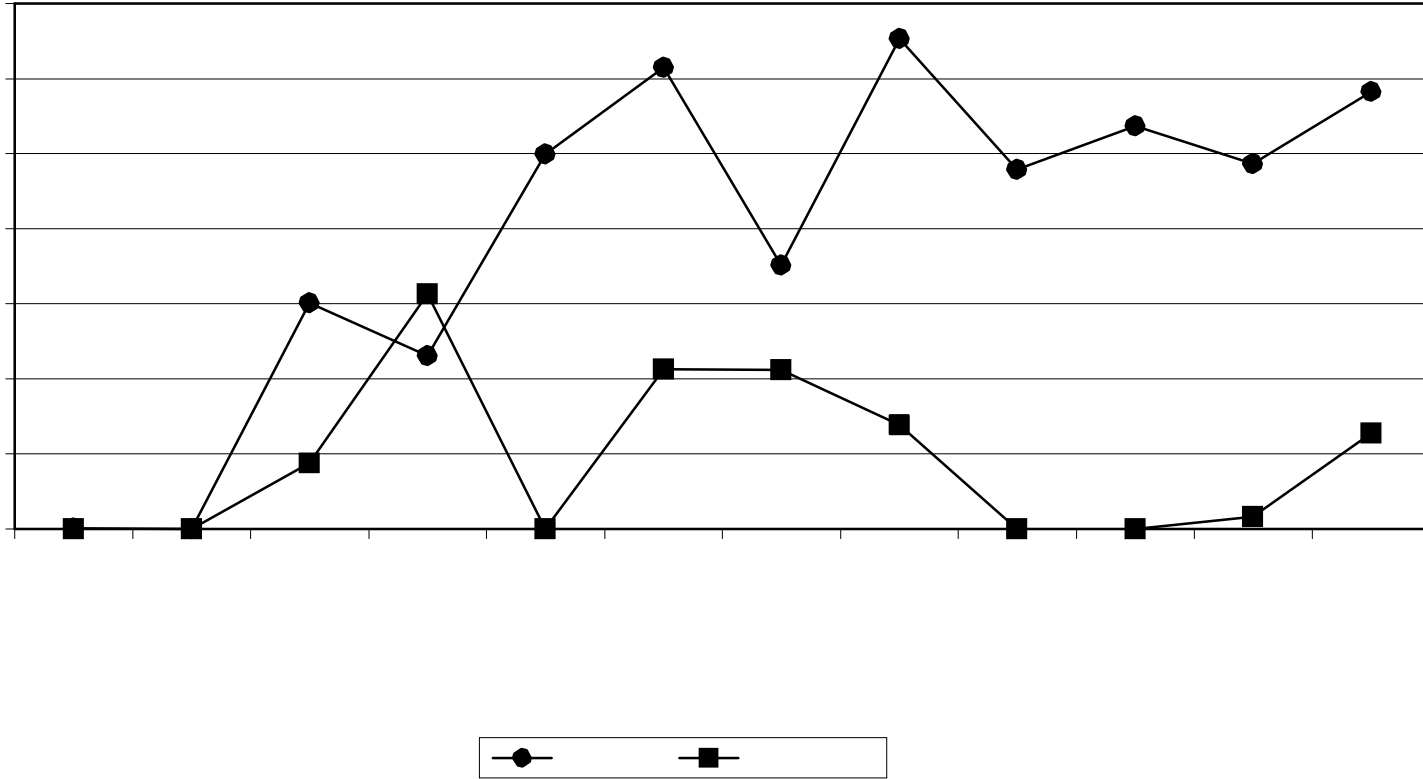
SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE



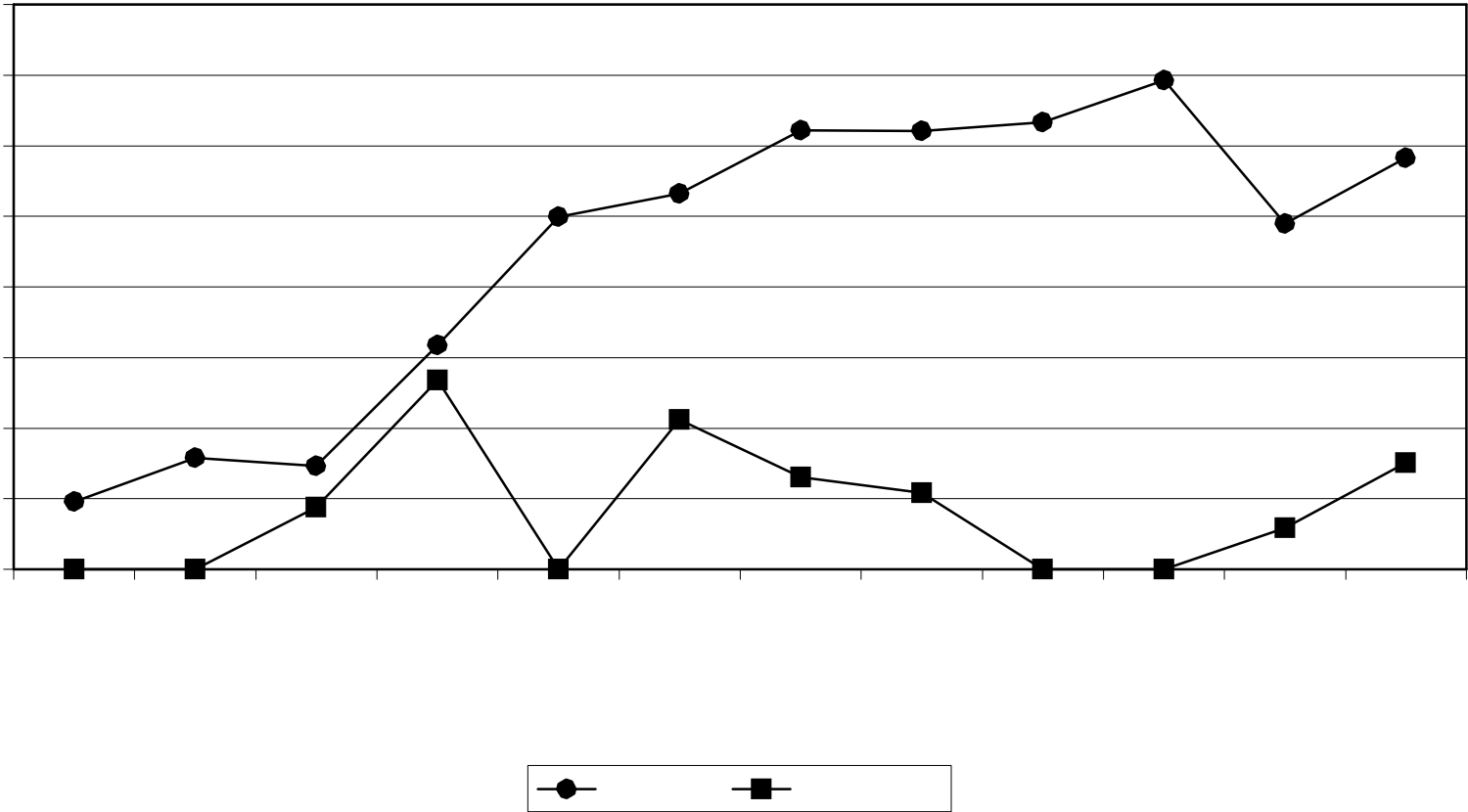
SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE



SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE



SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE



SM: SANTA MARÍA
 MAT: MATILDE

Análisis estadístico usando la prueba de Mann-Withney

Para determinar si existían diferencias significativas entre los sistemas de tratamiento, con los datos de las eficiencias de remoción obtenidas para cada sistema se aplicó el análisis estadístico utilizando la prueba de Mann-Withney debido a que la distribución de los datos no siguió un comportamiento normal (Durán et al., 2003) Los resultados de este análisis se presentan en las tablas 3 y 4.

Tabla 3. Medias, medianas y coeficientes de variación de los valores de remoción de los Sistemas de Santa María y Matilde

PARÁMETRO	MEDIAS+ - DESV. EST.		MEDIANA		COEFICIENTE DE VARIACIÓN	
	SANTA MARÍA	MATILDE	SANTA MARÍA	MATILDE	SANTA MARÍA	MATILDE
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	54.1+- 32.8	55.5+- 9.2	59.0	57.3	60.53	16.5 9
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	40.2+- 34.7	67.2+- 20.1	29.1	65.4	86.41	29.8 7
NITRÓGENO AMONICAL	78.4+- 32.1	15.9+- 7.7	93.1	15.2	40.86	48.3 2
FOSFATOS TOTALES	34.2+- 30.5	18.7+- 15.7	29.7	18.8	89.04	83.8 2
ORTOFOSFATOS	40.1+- 35.1	15.1+- 14.0	37.6	14.0	87.43	92.3 9
SÓLIDOS TOTALES	40.3+- 36.9	37.3+- 23.4	45.3	33.8	91.43	62.7 4
SÓLIDOS SUSPENDIDOS	43.2+- 41.9	78.4+- 26.5	43.3	87.3	96.93	33.7 8
COLIFORMES TOTALES	39.5+- 22.3	9.2+- 10.8	48.3	5.2	56.5	117. 4
COLIFORMES FECALES	44.9+- 21.3	8.5+- 9.2	51.5	7.3	47.5	108. 81

Tabla 4. Comparación de los porcentajes de remoción entre los dos sistemas por medio del a la prueba de Mann-Withney

	U	P
		EXAC
		TO
B	69.0	0.887
Ø	0	3
Q	28.0	0.010
O	0	0
NA	11.5	0.000
	0	1
FT	42.0	0.088
	0	7
R	40.0	0.068
T	0	3
ST	71.0	0.977
	0	4
SS	45.0	0.127
	0	6
CT	18.0	0.001
	0	1
CF	10.0	0.000
	0	1

Comparación de las medias de los efluentes con los valores máximos permisibles para el agua residual tratada de acuerdo a la NOM- 003-ECOL-1997

PARÁMETRO	EFLUENTE SANTA MARÍA	EFLUENTE MATILDE	LIM. MAX. PERM SERV AL P
DBO ₅ EN MG/L	65.6	237	20
SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN MG/L	237	162	20
COLIFORMES FECALES NMP/100ML	10 ⁴	10 ¹³	240

IX. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

De acuerdo a la prueba de Mann-Whitney la DBO_5 dio una $p > 0.05$ ($U=69.00$ y $p=0.8873$), lo que indica que no presentó diferencias significativas en el comportamiento mensual de remoción entre los dos sistemas (Matilde y Santa María) (Tabla 4). Sin embargo en la figura 4 se puede apreciar que el sistema de Matilde fue un poco más homogéneo en sus porcentajes de remoción que el sistema de Santa María quien tuvo desde 0 % de remoción en dos muestreos (marzo y octubre) y los demás variaron de 26.6 hasta 92%, mientras que Matilde a excepción de 1 con 77.3% los demás oscilaron entre 45 y 65%. La DBO es un parámetro que nos mide indirectamente la concentración de materia orgánica y para que ésta sea removida se requiere de una población de microorganismos que van a actuar sobre ella oxidándola (Seoanez, 1995). El caso de Santa María, donde hubo dos muestreos en los que no se removió nada de esta materia se debió a que un día antes de dichos muestreos la Señora de la casa hizo limpieza extrema y desinfecto toda la casa con hipoclorito eliminando de esta forma la densidad microbiana y como consecuencia no se llevó a cabo el proceso de oxidación, observándose que no hubo remoción en el efluente.

En los sistemas de humedales la remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida, debido a la quietud de este tipo de sistemas y a la deposición y filtración, donde cerca de la mitad de la DBO aplicada es removida en los primeros metros del humedal. Esta materia orgánica sedimentable es descompuesta aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo del oxígeno disponible. El resto de la DBO se encuentra en estado disuelto o en forma coloidal y continúa siendo removida del agua residual al entrar en contacto con los microorganismos que crecen en el sistema. Esta actividad biológica puede ser aeróbica cerca de las raíces y rizomas, pero la descomposición anaerobia prevalece en el resto del sistema (Bales y Conklin, 1997). En el caso del Sistema de Matilde prevalecieron las condiciones anaeróbicas mientras que en Santa María los phragmites introdujeron más oxígeno al sistema ya que el efluente presentó casi siempre valores más altos que en influente.

En climas relativamente cálidos, la remoción de DBO observada durante los primeros días es muy rápida (Newman, *et al.*, 2000). La remoción subsiguiente está más limitada y se cree que esta influida por la producción de DBO residual debida a la descomposición de los residuos de las plantas y otra materia orgánica natural presente en el humedal. Esto hace a estos sistemas únicos, ya que se produce DBO dentro del sistema y a partir de fuentes naturales, por tanto, no es posible diseñar un sistema para una salida de cero DBO, independientemente del tiempo de retención hidráulica. Mezrioui y Baleux en 1992, encontraron que el efecto de la Temperatura parece variar con las diferentes especies de patógenos.

En lo referente a las temperaturas registradas en el sistema de Santa María éstas presentaron como mínima 13°C en el influente y 16°C en el efluente en el mes de Abril y como máxima 24.4°C en el influente y 24.4 en el afluente en el mes de Noviembre, en

general todo el año presento temperaturas mayores a los 15°C y para el sistema de Matilde las temperaturas registradas fueron más altas; como mínimas en el influente registró 17°C en el influente y 17°C en el efluente en el mes de enero y como máxima 24.4°C y 24.4°C respectivamente, la mayoría de los muestreos presentaron temperaturas de 24.4°C.

Estudios han indicado que la temperatura o la presencia de plantas puede o no influir en la remoción de patógenos (Werker, 2002).

En los sistemas estudiados el factor temperatura no se pudo apreciar ya que en los meses mas calidos hubo valores de remoción de la DBO similares a otras épocas y entre sistemas aunque Matilde presento temperaturas un poco más altas que Santa María, éstas no influenciaron en los porcentajes de remoción.

En lo que respecta al comportamiento mensual de las remociones de los sólidos totales ($U=71.00$ y $p=0.9774$) y los suspendidos ($U=45.00$ y $p=0.1276$), fue muy similar en ambos sistemas, coincidiendo con la prueba de Mann- Withney que dio para estos parámetro una $p > 0.05$ indicando con ello que no hay diferencias significativas en el comportamiento de los sólidos totales y suspendidos entre los dos sistemas estudiados (Figuras 9 y 10; Tabla 4).

En Matilde los porcentajes de remoción de los sólidos totales oscilaron entre 20 y 50 % en la mayoría de los muestreos mientras que en Santa María aproximadamente la mitad estuvo entre 0 y 6% y la otra mitad entre 60 y 80%. La remoción de los sólidos suspendidos en Matilde fue alta pues fueron desde 68 hasta 99 % en casi todos los muestreos mientras que en Santa María la mitad de los muestreos la remoción fue muy mala de 0 a 23% y en la otra mitad fue de 63 a 91% .

En Matilde haber alcanzado mejor remoción en los sólidos suspendidos que en los totales es normal ya que los sólidos suspendidos tienden a depositarse en el fondo al cabo de cierto tiempo por lo que su remoción es mas fácil ya que el agua residual al pasar por el lecho va depositando las partículas suspendidas mientras que los sólidos totales como incluyen además de los suspendidos a los disueltos y estos a su vez incluyen todas las sales solubles son por lo mismo mas difíciles de remover, haciendo esto que la remoción de los totales fuera menor a la de los suspendidos. También Wolverton (1989) dice que las cargas eléctricas asociadas a los pelos de las raíces de la planta, reaccionan con cargas opuestas de partículas coloidales tales como los sólidos suspendidos, ocasionando que ellos se adhieran a las raíces de la planta, donde son removidos del flujo de agua residual y digeridos lentamente por los microorganismos. Watson *et al.* (1989) también dice que la remoción de los sólidos totales en este tipo de sistemas se lleva a cabo por mecanismos similares que pueden ser físicos y biológicos como la remoción de sólidos coloidales llevada a cabo por la actividad bacteriana Sin embargo en Santa María hubo demasiadas variaciones a lo largo de los muestreos y las bajas remociones de los suspendidos pudieron deberse a que el agua residual pasó demasiado rápido por el lecho impidiendo que se llevara acabo la sedimentación.

No se cuenta con un modelo cinético de remoción de sólidos suspendidos, pero las investigaciones indican que sigue el mismo patrón que la DBO. De forma que cuando se diseña un sistema para la remoción de una concentración particular de DBO, se puede

esperar una remoción de sólidos suspendidos comparable, siempre y cuando se mantengan las condiciones de flujo de diseño.

Para los fosfatos totales ($U=42.00$ y $p= (0.0887)$) y los ortofosfatos ($U=40.00$ y $p= 0.0683$), en general, el comportamiento de los porcentajes de remoción en los dos sistemas, fue muy similar (Figuras 7 y 8) coincidiendo también con la prueba de Mann- Withney (Tabla 4), en donde no hubo diferencias significativas pues la p fué mayor de 0.05. Sin embargo en las gráficas se pudo apreciar una ligera variabilidad de los datos durante los meses de muestreo.

En la mayoría de los muestreos de Matilde los fosfatos totales y los ortofosfatos estuvieron desde 0 hasta 30 y solo en 2 muestreos (abril y sept) para totales y en 1 para ortofosfatos (enero) los valores oscilaron alrededor de 50% En Santa María, tanto para fosfatos totales como ortofosfatos se observó mucha variación entre muestreos.

El fósforo es esencial para el crecimiento en los organismos y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria en un cuerpo en el agua. En los casos en que constituye el nutriente limitador de crecimiento, su exceso, produce que las descargas de aguas residuales crudas o tratadas puedan estimular el crecimiento de micro y macroorganismos acuáticos fotosintéticos en cantidades molestas. (APHA, AWWA, WPCF, 1992). En este trabajo se pudo apreciar que los valores presentados estuvieron muy elevados (Tabla 3), pudiendo ser causa de un sobrecrecimiento de estos nutrientes y como consecuencia incrementando la materia orgánica y disminuyendo el oxígeno disuelto en los lechos.

La remoción de fósforo en la mayoría de los sistemas de humedales artificiales no es muy eficaz debido a las pocas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno. Los mecanismos principales para la remoción de fósforo son la captación por parte de las plantas y la retención en el terreno. Algún trabajo experimental ha usado arcilla expandida y adición de óxidos de hierro y aluminio; algunos de estos tratamientos pueden ser prometedores pero las expectativas a largo plazo no se han definido aún. Algunos sistemas en Europa usan arena en lugar de la grava para aumentar la capacidad de la retención del fósforo, pero este medio requiere instalaciones muy grandes, debido a la reducida conductividad hidráulica de la arena comparada con la grava. Si una importante remoción de fósforo es requisito del proyecto, entonces se necesitará un área de terreno muy grande o métodos de tratamiento alternativos.

Según Richardson, (1985) el proceso más importante para la remoción del fósforo en los humedales es la precipitación de Ca, Fe y Al del suelo y el potencial redox y pH son factores importantes controladores de procesos similares. Sin embargo en este estudio los valores de pH parecieran no afectar la remoción ya que los valores de fosfatos presentados, fueron en general muy altos (Tabla 3).

De acuerdo al análisis de Mann-Withney (Tabla 4), la DQO presentó una $p < 0.05$ ($U=28.00$ y $p= 0.0100$) lo cual significa que para este parámetro si hubo una diferencia significativa en relación al comportamiento de su remoción en ambos sistemas, coincidiendo con la figura 5 en donde se puede apreciar estas diferencias. En general la

DQO presentó mejor remoción en el sistema de Santa Matilde (60 y 97%) que en el de Santa María (0 a 40%), como la DQO es la suma de la materia orgánica y la inorgánica ya que la oxidación la lleva a cabo un agente químico fuertemente oxidante, las bajas remociones que se presentaron en Santa María probablemente se debieron a los pH alcalinos que se encontraron en Santa María (anexo 2), los cuales inhibieron un poco, tanto la acción de los microorganismos para degradar la materia orgánica como la oxidación química, desfavoreciendo más la remoción en este sistema.

Los resultados obtenidos del nitrógeno amoniacal señalan que fueron muy variables (Figura 6) pues hubo casos en los que no hubo remoción y otros en los que el valor más alto fue de 99.8% para Santa María y de 30.6% en el mes de agosto en Matilde. Con una media de 78.15% y de 14.79% respectivamente. Esta variación también coincide con el análisis de Mann-Whitney (Tabla 4), en donde se obtuvo una $p < 0.05$ ($U=11.50$ y $p=0.0001$) lo cual significa que para este parámetro sí hubo diferencias significativas en relación a su remoción en ambos sistemas.

En general la mayoría de los datos registrados en Santa María fueron satisfactorios, mientras que en Matilde los resultados fueron menores (Figura 6).

De acuerdo a Werker (2002), la disminución de la remoción de nitrógeno también puede deberse a las bajas temperaturas que se dan en invierno, las cuales pueden disminuir la actividad microbiana durante la oxidación de la materia orgánica a nitrógeno amoniacal y esto coincide con la baja remoción que se tuvo en Santa María. Sin embargo en Matilde hubo otros factores más que afectaron la remoción ya que la temporada fría no fue la única variable para tener esos porcentajes de remoción tan bajos. Durante los meses de verano la remoción es bastante buena, pero siempre dependiendo de la temperatura del agua. En Santa María se pudo apreciar las mejores remociones en los meses donde la temperatura fue mayor.

Por otro lado, se considera que la mejor forma para remover amoníaco en los humedales artificiales es la nitrificación biológica seguida por la desnitrificación. La oportunidad de nitrificar existe cuando se tienen condiciones aerobias, se tiene la suficiente alcalinidad y la temperatura adecuada y después de que la mayoría de la materia orgánica ha sido removida, para que los organismos nitrificantes puedan utilizar fácilmente el oxígeno disponible. Sin embargo la condición limitante para la nitrificación en los humedales es la disponibilidad de oxígeno (Nique s/a). Esta limitante pudo haber sido el principal factor para que en Matilde se presentaran las remociones más bajas, ya que también en este sistema las concentraciones de oxígeno disuelto fueron más críticas.

Los Coliformes totales ($U= 18.00$ y $p= 0.0011$) y Coliformes fecales ($U=10.00$ y $p= 0.0001$) también presentaron una $p < 0.05$ lo cual significa que para estos parámetros sí hubo una diferencia significativa en relación a su remoción en ambos sistemas. Coincidiendo también con las gráficas 11 y 12.

Comparando las remociones de los dos sistemas podemos decir que el sistema de Santa María presentó las remociones más altas que el de Matilde predominando el intervalo entre

50 y 69% para Coliformes fecales y 47.92 a 65.35 % para Coliformes totales mientras que Matilde oscilo entre 0 y 26.79 para Coliformes fecales y de 0 a 21 para Coliformes totales. Estas diferencias pudieron deberse a que el influente del lecho de macrófitas estaba en condiciones casi anaerobias en el Sistema de Matilde impidiendo que se llevara a cabo la oxidación de la materia orgánica y como consecuencia manteniendo una alta tasa de coliformes, mientras que en Santa María había un poco mas de oxígeno disuelto y un poco menos de materia orgánica lo cual implica una disminución de sustrato orgánico que podría reducir el número de bacterias ya que estas requieren formas orgánicas de carbón y nitrógeno.

Cuando se presentan eventos intensos de lluvia, los picos de caudal influyen negativamente en la eficiencia de remoción de coliformes fecales. Como resultado, la mayoría de los sistemas utilizan alguna forma de desinfección final. En este estudio la lluvia no influyó negativamente la remoción de los coliformes fecales

Con relación a los factores que influyen el decaimiento bacteriano, la temperatura del agua es quizá el factor más descrito y mejor conocido. La elevación de la temperatura aumentará el decaimiento bacteriano presuntamente por incremento de la actividad metabólica, lo que origina mayor susceptibilidad a las sustancias tóxicas. Otro aspecto es que los predadores se multiplican más rápidamente a temperaturas más altas y por ello el número de bacterias disminuye más velozmente.

Werker (2002) encontró que los niveles de la actividad microbiana cambian temporalmente con el desarrollo de las raíces y la maduración del sistema, lo cual pudo haber sucedido en los sistemas: falta de madurez.

La presencia de coliformes totales y fecales en un agua residual doméstica es normal en concentraciones altas, sin embargo el agua residual tratada debe presentar una disminución notable, ya que la presencia de estas además de indicar contaminación de origen fecal, nos indican la posibilidad de encontrar bacterias patógenas que pueden ocasionar daños a la salud. (APHA, AWWA, EPCF, 1992). Como esto no se dio en ambos sistemas será necesario revisar los diseños de cada uno y si es necesario implementar algún proceso de desinfección.

El declive de la población de coliformes es debido a la sedimentación, filtración, y absorción. La luz del sol ha demostrado tener un efecto letal en los coliformes (Decamp, *et al.*, 2000)

Por otro lado para que el proceso de degradación sea llevado a cabo por la actividad bacteriana, existen dos factores importantes: el pH y la temperatura; el pH es importante que se mantenga dentro de un rango de 6.5 a 8.5 por que todas las poblaciones de microorganismos son muy susceptibles a los cambios del mismo (Keemer, 1988).

Un pH bajo puede indicar la acumulación de restos y acumulación de turba dentro de los filtros que contienen macrofitas (Scholz, 2002).

Otras investigaciones sugieren que los valores de pH que se aproximan a 9 o más podrían desempeñar un papel crítico en el aceleramiento del decaimiento bacteriano. Un valor de pH de 9 o más (algunas veces se ha reportado 9.5) es letal para los coliformes fecales.

Pero también por debajo de este nivel pueden ocurrir reducciones considerables de coliformes fecales y se puede encontrar una relación entre un incremento de la velocidad del decaimiento bacteriano y los elevados niveles de pH.

El pH que se registró durante el año de estudio fue en general todo el año alcalino ya que el sistema de Santa María presentó en el influente un mínimo de 7.6 y un máximo de 9.5 y en el efluente 7.3 como mínimo y 10.1 como máximo y el sistema de Matilde presentó como mínimo en el influente 6.7 y como máximo 7.8, para el efluente como mínimo 6.9 y como máximo 8.2 pH. Sin embargo en este estudio este factor del pH en los casos en que fue alto no afectó la remoción bacteriana ya que en los casos en donde el pH fue más bajo también se presentaron valores similares de porcentajes de remoción bacteriana.

También los valores de pH encontrados coinciden con los reportados por Quipuzco en el año de 2002. La fotosíntesis de las algas verdes incrementa indirectamente el pH (Scholz y Xu, 2002).

El oxígeno disuelto presentado en los sistemas fue mayor en el sistema de Santa María presentando como mínimo 1.0 y 9.0 como máximo en el influente y 3.1 como mínimo y 10.8 como máximo y en el caso de Matilde 0.2 como mínimo y 1.2 como máximo en el influente y 0.2 como mínimo y 1.8 como máximo.

El transporte del oxígeno a través de las raíces de las plantas a veces llega a ser insuficiente para satisfacer la demanda del oxígeno carbonizado durante los meses del invierno, resultando un medio ambiente anaeróbico, pudiendo prevenir la actividad nitrificante (Hammer and Knight, 1994). Esta situación es la que probablemente prevaleció en el sistema de Matilde por las bajas concentraciones de OD encontradas.

El oxígeno es esencial no solamente para la respiración de las raíces y rizomas, sino también para la creación de una zona oxidativa rodeada de raíces las cuales protegen de la entrada de sustancias tóxicas desarrolladas en zonas reductivas. Las sustancias tóxicas sin oxidadas y precipitadas en la rizósfera (Crawford: Weisner y Peverly, 1983). Y este proceso es de gran importancia en el tratamiento de aguas residuales y antes de ser usadas.

En general podemos decir que aunque el Sistema de Santa María tuvo ligeramente mejores remociones con respecto al de Matilde.

Es importante también tomar en cuenta que la familia del Sistema de Santa María solo habitaba la casa en fines de semana y vacaciones por lo que la carga de agua residual era mucho menor que la de Matilde donde la familia si vivía permanentemente

X. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En general podemos decir que el sistema de Santa María presentó mejores porcentajes de remoción, tanto de los parámetros fisicoquímicos como de los bacteriológicos, que el sistema de Matilde.

Los cambios estacionales no afectaron fuertemente la remoción de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos estudiados.

Es necesario en el caso del sistema de Matilde se busque alguna forma de aerear mas el agua residual antes de entrar al sistema de humedales ya que en este lugar los valores de oxígeno disuelto del influente fueron muy bajos, impidiendo quizás que hubieran las concentraciones necesarias de oxígeno disuelto para que los microorganismos llevaran a cabo la oxidación de la materia orgánica.

A pesar de que el estudio cubrió un ciclo anual, los sistemas no han alcanzado su madurez máxima para poder realizar un alto porcentaje de remoción.

Otro factor importante que pudo ser responsable de las bajas remociones fue el tiempo de retención, el cual probablemente no fue el adecuado, por lo que se propone incrementarlo un poco más para que los contaminantes permanezcan mas tiempo en el lecho y se pueda alcanzar una mayor degradación.

También es importante mantener un flujo de agua residual constante en los influentes evitando periodos prolongados sin flujo, como fue el caso principalmente en la casa de Santa María.

La calidad del agua residual tratada de ambos sistemas no cumple con los límites máximos permisibles para el agua residual tratada de acuerdo con la norma NOM-003-ECOL-1997

De acuerdo a la calidad de agua registrada en los parámetros que presentó el sistema, el uso al que puede ser destinada es solo para el riego de áreas verdes y árboles frutales.

Si una vez realizadas los cambios propuestos la cuenta bacteriana siguiese alta pero los otros parámetros si bajan mas, sería necesario completar el sistema con un proceso de cloración para que pudiera darse otro uso al agua residual tratada.

Dadas las características de clima, disponibilidad de terreno en áreas rurales y materiales de construcción en el país, los sistemas de tratamiento con base en humedales artificiales son una alternativa viable para aplicarse en comunidades pequeñas y medianas.

Sin embargo la implantación de los sistemas de humedales artificiales en las comunidades rurales se debe realizar cuidadosamente ya que las experiencias obtenidas hasta el momento no son del todo satisfactorias y pueden generar el rechazo de esta ecotecnología.

Por lo expuesto anteriormente es necesario continuar líneas de investigación enfocadas a la correcta apropiación de esta ecotecnología, así como a la optimización del diseño para alcanzar las eficiencias de remoción mas altas y de esta forma poder reutilizar el agua tratada no solo para el riego de áreas verdes sino también para cultivos.

XI. REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Madrid, España. 1210 pp.
- Bales, R. y Conklin, M. 1997. Investigación de hidrología: una investigación de aprendizaje de GLOBE”, s.l., s.n., 60 pp.
- Begón, H. T. 1995. Ecología. Omega. España. 71 pp.
- Bitton, G. 1994. *Wastewater Microbiology*. Wiley-Liss. New York.
- Bitton, G., y Gerba, Ch. P. 1984. *Groundwater Pollution Microbiology*. John Wiley & Sons. New York.
- Bonilla, L. P. y Ramírez, F. E. 1993. “Las amebas de vida libre”. *Información Científica y Tecnológica*. **15** (203): 22-25 pp.
- Campos, A. D. 1998. “Hidrología probabilística”. *Ciencia y Desarrollo*. **24** (141): 58-69 pp.
- Clevering, O. A., Brix, H y Lukauská, J. 2001. Geographic variation in growth responses in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* **69**: 89-108 pp.
- Cienfuentes, E., Blumonthal, U. y Ruíz, P. R. 1999. “Valle del Mezquital: reuso de agua residual y riesgos para la salud”. *Ingeniería y ciencias ambientales*. (43): 23-26 pp.
- Cortés, M. R. S. 2004. Evaluación de Calidad Bacteriológica y Fisicoquímica de la Presa Vallle de Bravo. FES Iztacala. UNAM. 66pp.
- Crawford, R.M. 1983. Root survival in flooded soils In: Gore, A.J.P., *Ecosystems of the world: Mires: Swamp, Bog, Fen and Mor*. Elsevier, Amsterdam. 257-289 pp.
- Davies, T. H. 1995. “The Ultimate Use of Constructed Wetlands for One’s own House”. IAWQ. Specialist Group: The Use of Macrophytes in Water Pollution Control. *Newsletter*. (12): 12-20 pp.
- Dahab, M. F y Surampalli, R. 1996. "Evaluation of Constructed Wetland Performance in the Central U.S Under Variable Loading and Operatin Conditions". 5th International Conference in Wetland System for Water Pollution Control, Viena. 1-7 pp.
- Decamp, O., Warren, A. 2000. Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* **14** :293-299 pp.

- De Busk, T.A., Reddy, K.R. 1987. Wastewater treatment using floating aquatic macrophytes: management strategies. En Reddy, K.R., Smith, W.H (Eds). *Aquatic Plants for Water treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Orlando, FL. 643-656 pp.
- De La Cerda H. M. y López M. J.M. 2002. Amibas de vida libre en dos humedales artificiales con distintos pretratamientos. Tesis de Licenciatura. UNAM FES Iztacala. 54 pp.
- Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York. 1990. *Manual de Tratamientos de Aguas Negras*. Limusa México. 303 pp.
- Durán, D. A., Cisneros, C. A. E., Vargas, V. A. 2003. *Bioestadística*. UNAM. FES Izatacala.
- Ehrlich, P. y Ceballos, G. 1997. "Población y medio ambiente: qué nos espera?". *Ciencia*. **48** (4): 19-30 pp.
- Fisher, J. P. 1988. Wastewater treatment using aquatic plants. *Sewage Treatment Pleanning Water Board. Sydney, N.W., Australia* 34-44 pp.
- Gómez, C.R., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R. 2001. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering* **16**:501-517 pp.
- Green. M. B., Griffin, P., Seabridge, J.K. and Dhobie, D. 1996. "Removal of Bacteria in subsurface flow wetlands". 5th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Vienna. 1-12 pp.
- Gudiño, G. D. 2003. Estudio cuantitativo de las amebas de vida libre presentes en un sistema de tratamiento del agua residual del tipo del Método de la zona de la raíz (MZR) en el poblado de Matilde, Hgo. Tesis de Licenciatura. UNAM. FES Iztacala México 64 pp.
- Hammer, D.A., Knight, R.L. 1994. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech* **29** (4): 15-27 pp.
- Hardej, M. y Ozymek, T. 2002. The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis*. *Ecological Engineering* **3** (18) :343-350 pp.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1993. Anuario Estadístico del Estado de Hidalgo. INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1995. Anuario Estadístico del Estado de Hidalgo. INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1998. Anuario Estadístico del Estado de Hidalgo. INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2002. Anuario Estadístico del Estado de México. INEGI, México.

- Käki , T., Ojala, A y Kankaalal, P. 2001. Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trn. Ex. Steud and *Thypha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquatic Botany* **71** (4): 259-271 pp.
- Kaggwa, R.C., Mulalelo, Ch. I., Denny, P. y Okurut, T.O. 2001. The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in Uganda. *Wat. Res.* **35** (3): 795-807 pp.
- Keemer, N. F. 1988. Manual del agua. Tomo 1 Ed. Mc Graw-Hill. México. 334 pp.
- Kiviat, E. y Halmilton, E. 2001. *Phragmites* use by Native North Americans. *Aquatic Botany* **69** (2-4): 341-357 pp.
- Kivaisi, A.K.2001. The potencial for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* **16** : 545-560 pp.
- Knight, R., Ruble, R., Hadlec, R y Reed. S. 1993. “Wetlands for Wastewater Treatment:performance Data Base”, Gerald A. Moshiri (de.), *Constructed Wetland for Water Quality Improvement*, Lewis Publishers, Florida. 23-24pp.
- Lin, Y., Ping, S., Wang, T. y Lee, D. 2002. Effects of macrophytas and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Enviromental Pollution* **119** : 413-420 pp.
- López, G. P. 1999. “Lechos de raíces para el tratamiento de aguas residuales municipales”. *Ingeniería y Ciencias Ambientales.* (43) 10-15 pp.
- Mezrioui, N. y Baleux, B. 1992. Effects de la température, du pH et du rayonnement socaire sur la survie de diferentes bactéries d’intérêt sanitaire dans une eau usés épurée par lagunage. *Revue des Sciences de l’Eau* **5** : 573-591 pp.
- Miranda, R. M. y Luna-Pabello M. V. 2001. Estado del arte y perspectivas de aplicación de los humedales artificiales de flujo horizontal en México. Serie: Tratamiento biológico de aguas residuales. UNAM. 80 (121)
- Newman, J.M., Clausen, J.C. y Neafsey, J.A. 2000. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering* **14**. 181-198 pp.
- Ñique, A. M. s/a. Humedales construidos para el Tratamiento de aguas residuales. <http://www.geocities.com/maniqueal/manuel.htm>
- Odum. 1971. *Ecología*. Interamericana. México. 476-489 pp.
- Ojo, O. E. y Mashuri, D. A. 1996. “Uptake of heavy metals in the root-zone of Msimbazi reeds”. 5th International Conference on Wetland System for water Pollution Control. Viena.
- Peeverly, J.M. y Wang, T. 1995. Growth trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecology Engineering* **5**: 21-35 pp.

- Quipuzco, U.L.E. 2002. Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/publicaciones/geologia/Vol5_N10/eval_compor.htm
- Radoaux, M., Cadelli, D., Nemcova, M. 1997. A comparison of purification efficiencies of various constructed ecosystems (aquatic, semiaquatic and terrestrial) receiving urban wastewaters. En: Vymazal, J. (Ed), Nutrient Cycling and Retention in Wetlands. *Wetlands Ecology and Management* **4** : 201-217. Kluwer, Dordrecht.
- Ramalho, R.S. 1993. Tratamiento de Aguas Residuales. Reverte España. 8-9 pp.
- Ramírez, F. E. 1998 Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. Memorias de Hacia una Renovación Ambiental en México. UNAM., F.E.S. Iztacala. 91-96 pp.
- Ramírez, F. E. 1999. Educación ambiental y Gestión Municipal: Curso- Taller de capacitación Municipal. Estado de México.
- Richardson, C.I. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in fresh wetlands. *Science* **228** : 1424-1427 pp.
- Rivera, A. F. y Calderón, V.A. 1993. Biotratamiento de aguas negras. *Información Científica y Tecnológica*. **15** (203) 18-21 pp.
- Rivera, F., Warren, A., Curds, C. R, Robles, E., Gutiérrez, A., Gallegos, E. y Calderón, A. 1995. "The application of the root zone method for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico". *IAWQ* **35** (5) : 271-278 pp.
- Rivera, F., Warren, A. Curds. C., Robles. E., Gutierrez. A., Gallegos. E. y Calderón.A. 1997. "El humedal con lecho de grava como una alternativa para el tratamiento de desechos con alta carga orgánica". *Geografía y desarrollo*. Núm. 15. 37-46 pp.
- Robles, V. E., Gonzáles, A. M., Castillo, N. P. 2004 . Los contaminantes físico-químicos del agua en el hombre y su medio ambiente. FES Iztacala.
- Robles, V. F., Rivera, A. V., Martínez, B. N. 1991. Manual de Técnicas de Análisis Físico-Químicos y Bacteriológicos en la Evaluación, agua dulce y aguas de desechos domésticos. ENEP-Iztacala. UNAM. México. 73 pp.
- Robles.V. E., Gallegos. E., Calderón. A. y Sainz. M. G. 1993. Remoción de materia orgánica. *Información Científica y Tecnológica*. **15** (203) : 22-25 pp.
- Ramalho, R. S. 1993. Tratamiento de aguas residuales. 2da. De . Ed. Reverté, S.A.España. 10-11 pp.
- SARH. 1978. Manual del curso de Análisis de Agua y Agua de desecho.

SARH. 1986. Manual del curso de Análisis de Agua y Agua de desecho

Schulz, C., Gelbrecht, J., Rennert, B. 2002. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 62016. 1-15 pp.

Scholz, M., Xu, J. 2002. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and cooper. *Bioresourse Technology* **83**:71-79 pp.

Sánchez, S. S., Pérez, P.A., Salazar, N. L., Zavala, U. A., Revollar, B. L. y Guerrero, C. C. 1986. Manual de Análisis de Aguas Residuales. S.A.R.H. México. 301 pp.

Sánchez, M. y Lugo. A. 1993. "Protozoos en lechos de raíces". *Información Científica y Tecnológica*. **15** (203) : 18-21 pp.

Seoanez, C. M., 1995. Ecología industrial: ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa, Manual para responsables medioambientales, España, Ediciones Mundi-Prensa/Análisis y Trabajos Prospectivos, (Col. Ingeniería medioambiental), 522 pp.

Seoanez, C.M. 1999. Aguas residuales Urbanas. Colección Ingeniería Medioambiental. De. Mundi-Prensa. Madrid.

Watson, T.J., Sherwood, C.R., Kadlec, H.R., Knight, L.R., y Whitehouse, E.A. 1989. Performance Expectations and loading Rates for Constructed Wetlands. En: Hammer A.D. (Ed) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Municipal, Industrial y Agricultural. E.U. Lewis Publisher. U.S.A. 831 pp.

Weisner, E y Granet, W. 1989. Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* alter a reduction in oxigen transport to below-ground parts. *Aquatic Botanic* **35** : 71-80 pp.

Wetzel, R. 1995. Constructed wetlands; scientific foundation are critical, Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. *Lewis Publishers. U.S.A.* 1-16

Werker , A.G., Dougherty, J.M., Mc Henry, J., Van Loon, W.A. 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering* **19**: 1-11 pp.

Williams, J. M., Bahgat, M. May, E. Ford, M y Butler, J. 1995, "Mineralization and Pathogen Removal in Gravel Bed Hidroponic Constructed Wetland". *Wat. Sci. Tech.* **32**. (3) 49-58 pp.

- Windham, L., Weis, J.S. y Weis, P. 2001. Lead Uptake, Distributions and Effects in two Dominant SALT Marsh Macrophytes, *Spartina alterniflora* (Cordgrass) and *Phragmites australis* (Common Reed). *Marine Pollution* **42** (10): 811-816 pp.
- Winkler, M. A. 1996. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Limusa. México. 338pp.
- Wolverton, B.C. 1981. Microbial filters for treating septic tank effluent. En Hammer A.D. (ed) *Constructed Wetlands for Wastewater treatment Municipal Industrial and Agricultural E.U.* Lewis Publisher U.S.A. 831 pp.
- Wolverton, B.C. 1989. Aquatic plant/Microbial filters for treating septic tank effluent. En: Hammer A.D. (Ed) *Constructed Wetlands For Wastewater Treatment Municipal, Industrial and Agricultural EU.* Lewis Publisher. U.S.A. 831 pp.

ANEXOS

ANEXO I

TÉCNICAS DE ANÁLISIS

(Robles, et al., 1991)

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

DBO₅

PROCEDIMIENTO

- 1.- NEUTRALIZAR LAS MUESTRAS A pH 6.5 o 7.5 CON SOL. ÁCIDA DE ÁCIDO SULFÚRICO O ALACALINA DE HIDRÓXIDO DE SODIO, UTILIZANDO UN POTENCIÓMETRO O EL INDICADOR DE AZUL DE BROMOTIMOL.
2. PONER EL MISMO VOLUMEN DE MUESTRA EN 2 FRASCOS DE DBO, ESTE VOLUMEN DEPENDERÁ DEL TIPO DE AGUA DEL QUE SE TRATE LA MUESTRA.
3. LLENAR LOS FRASCOS CON EL AGUA DE DILUCIÓN, HACIÉNDOLA RESBALAR POR LAS PAREDES DE CADA FRASCO CUIDANDO DE NO INTRODUCIR BURBUJAS DE AIRE.
4. TAPAR CON CUIDADO LOS FRASCOS.
5. LLEVAR UNO DE LOS FRASCOS A INCUBAR DURANTE 5 DÍAS A 20 °C EN LA OSCURIDAD Y SELLAR EL FRASCO CON AGUA DESTILADA.
6. ADICIONAR AL OTRO FRASCO 1 ML DE SULFATO MANGANOSO.
7. 1 ML DE ALCALI-ODURO-AZIDA
8. TAPAR Y AGITAR VIGOROSAMENTE
9. DEJAR SEDIMENTAR EL PRECIPITADO.
10. ADICIONAR 1 ML DE ÁCIDO SULFÚRICO CONCENTRADO.
11. TAPAR Y AGITAR VIGOROSAMENTE
12. TOMAR 100ML CON UNA PIPETA VOLUMÉTRICA Y PASARLOS A UN MATRAZ DE 250 ML.
13. TITULAR CON TIOSULFATO DE SODIO HASTA UN COLOR AMARILLO PAJA.

14. AGREGAR UNAS GOTAS DE SOLUCIÓN DE ALMIDÓN.

15. SEGUIR TITULANDO CON EL TIOSULFATO DE SODIO HASTA EL VIRE DE AZULA A INCOLORO.

16. CALCULAR LOS MG/ L DE OXÍGENO DISUELTO DE LA SIGUIENTE MANERA:

$$\text{MG/L DE OD} = \frac{\text{ML GASTADOS} \times \text{N} \times 8000}{\text{DE TIOSULFATO}} \div \text{ML DE MUESTRA}$$

N = NORMALIDAD DEL TIOSULFATO DE SODIO

LA FÓRMULA PUEDE SIMPLIFICARSE OBTENIENDO UN FACTOR CON LOS VALORES CONSTANTES

$$\text{FACTOR} = \frac{0.025\text{N} \times 8 \times 1000}{99.33}$$

QUEDANDO: MG/L DE OD = MG GASTADOS DE TIOSULFATO X FACTOR

NOTA: VER CÁLCULOS DEL FACTOR EN OXÍGENO DISUELTO

17. DESPUÉS DE 5 DÍAS SACAR EL FRASCO DE DBO DE LA INCUBADORA.

18. FIJAR EL OXÍGENO DISUELTO Y CALCULAR LOS MG/L COMO SE INDICA DEL NÚMERO 5 AL 15

19. CÁLCULOS.

$$\text{MG/L DE DB} = \frac{(\text{MG/L ODI}) - (\text{MG/L OD}_5)}{\% \text{ DE LA DILUCIÓN EXPRESADO EN DECIMALES}}$$

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO

DQO

APLICACIÓN, PARA CONC. MAYORES DE 50 MG/L

1. TOMAR 50 ML DE MUESTRA O UNA PORCIÓN PEQUEÑA EN CASO DE QUE LA MUESTRA TENGA UNA DQO MAYOR A 900MG, Y DQO/ L Y DILUIR A50 ML.

2. COLOCARLA EN UN MATRAZ DE REFLUJO DE 500ML.

3. AGREGAR AL MATRAZ 1 G DE SULFATO MERCÚRICO Y PERLAS DE VIDRIO O TROCITOS DE PIEDRA PÓMEZ (1G DE SULFATO MERCÚRICO CON 50 ML DE MUESTRA ES PARA FORMAR UN COMPLEJO CON 100 MG DE ION CLORURO, SI HAY MÁS IONES CLORURO AGREGAR MÁS SULFATO MERCÚRICO PARA MANTENER LA RELACIÓN DE 10:1 DE SULFATO MERCÚRICO : ION CLORURO).

4. AGREGAR LENTAMENTE, 10 ML DE REACTIVO DE ÁCIDO SULFÚRICO Y AGITAR HASTA DISOLVER EL SULFATO MERCÚRICO, ENFRIAR AL MEZCLAR PARA EVITAR PÉRDIDAS DE MATERIAL VOLÁTIL.

5. AGREGAR 25 ML. DE LA SOLUCIÓN DE DICROMATO DE POTASIO 0.25 N Y MEZCLAR, COLOCAR EL MATRAZ EN EL CONDENSADOR R PONERLO A FUNCIONAR SIN CALENTAR, ABRIR LA LLAVE DEL AGUA.

6. AGREGAR LENTAMENTE 70 ML DE REACTIVO DE ÁCIDO SULFÚRICO POR LA PARTE SUPERIOR ABIERTA DEL CONDENSADOR, AGITAR MIENTRAS SE AÑADE EL REACTIVO ANTES DE APLICAR EL CALOR.

NOTA: SI NO SE AGITA PUEDEN EXISTIR CALENTAMIENTOS EN EL FONDO DEL MATRAZ Y LA MUESTRA PUEDE SER EXPULSADA DEL CONDENSADOR.

7. APLICAR CALOR Y PONER A REFLUJO POR 2 HORAS.

8. CUBRIR LA PARTE SUPERIOR O ENTRADA DEL CONDENSADOR CON UN VASO PEQUEÑO PARA EVITAR LA ENTRADA DE MATERIAL EXTRAÑO.

9. DESPUÉS DEL REFLUJO, APAGAR LA FUENTE DE CALOR, ENFRIAR Y LAVAR EL CONDENSADOR CON AGUA DESTILADA, DESCONECTARLO.

10. DILUIR EL VOLUMEN AL DOBLE CON AGUA DESTILADA,(INCLUYENDO LA USADA PARA LAVAR EL CONDENSADOR), ENFRIAR A TEMPERATURA AMBIENTE.

11. AÑADIR 2-3 GOTAS DE INDICADOR DE FERROIN.
12. TITULAR CON LA SOLUCIÓN DE SULFATO FERROSO AMONIACAL 0.25 N.
13. EL VIRE DE LA TITULACIÓN VA DE AZUL- VERDOSO A CAFÉ ROJIZO.
14. LLEVAR AL MISMO TIEMPO UN TESTIGO DE AGUA DESTILADA CON EL MISMO VOLUMEN QUE SE USO EN LA MUESTRA Y SIGUIENDO LOS MISMOS PASOS.

CÁLCULOS.

$$\text{MG/L DE DQO} = \frac{(A \times B) \times N \times 8000}{\text{ML DE MUESTRA}}$$

A = ML DE SULFATO FERROSOS AMONIACAL USADOS EN EL TESTIGO.

B = ML DE SULFATO FERROSOS AMONIACAL USADOS EN LA MUESTRA.

N = NORMALIDAD DEL SULFATO FERROSO AMONIACAL.

NITROGENO AMONIACAL

PROCEDIMIENTO

1. COLOCAR 500 ML DE MUESTRA, O UNA ALÍCUOTA DILUIDA A 500 ML CON AGUA DESTILADA, EN UN MATRAZ KJELDAHL.
2. SI ES NECESARIO AJUSTAR EL PH APROX. A 7.0 CON ÁCIDO O SOSA 1 N.
3. AGREGAR 25 ML DE SOLUCIÓN AMORTIGUADORA DE BORATO.
4. AJUSTAR EL PH A 9.5 CON HIDRÓXIDO DE SODIO 6 N.
5. AGREGAR PERLAS DE VIDRIO.
6. DESTILAR, A UNA VEL. DE 6 A 10 ML/ ML. RECIBIENDO EL DESTILADO EN UN MATRAZ QUE CONTENGA 50 ML DE ÁCIDO BÓRICO SI SE VA A USAR LA NESSLERIZACION O EN UN MATRAZ QUE CONTENGA 50 ML DE LA COL. DE ÁCIDO BÓRICO CON INDICADOR SI SE VA A USAR LA TITULACIÓN. TENER CUIDADO DE QUE EL TUBO POR DONDE PASA EL GAS QUEDE SUMERGIDO POR LO MENOS 2 CM BAJO LA SUPERFICIE DEL AC. BÓRICO.
7. PARA LA DESTILACIÓN CUANDO SE TENGA POR LO MENOS 200 ML TENIENDO CUIDADO QUE NO SE VAYA A SUCCIONAR EL DESTILADO, SEPARANDO EL TUBO SUMERGIDO EN EL DESTILADO, ANTES DE PARAR LA DESTILACIÓN
8. DILUIR A 500 ML CON AGUA DESTILADA. CONTINUAR CON EL MÉTODO DE TITULACIÓN.
9. TITULAR EL DESTILADO CON EL ÁCIDO SULFÚRICO 0.02 N HASTA OBTENER UN COLOR PÚRPURA.
10. LLEVAR UN TESTIGO DE AGUA DESTILADA POR LOS MISMOS PASOS QUE LA MUESTRA.

CÁLCULOS: $\text{MG/L N-NH}_3 = \frac{(A - B) \times 280}{\text{ML DE MUESTRA}}$

DONDE:

A = ML. DE ÁCIDO SULFÚRICO UTILIZADOS EN LA MUESTRA,

B = ML. DE ÁCIDO SULFÚRICO UTILIZADOS EN EL TESTIGO

FOSFATOS TOTALES

PROCEDIMIENTO

1. TOMAR 50 ML. DE LA MUESTRA O UNA ALÍCUOTA
 2. AGREGAR UNA GOTA DE FENOFTALEINA
 3. SI SE DESARROLLA UN COLOR ROJO, AGREGAR LA SOL. DE ÁCIDO SULFÚRICO GOTA A GOTA HASTA LA DESAPARICIÓN DEL COLOR
 4. ADICIONAR 1 ML. MÁS, DE LA SOL. DE ÁCIDO
 5. AGREGAR 0.4 G DE PERSULFATO DE AMONIO
 6. LLEVAR A UNA EBULLICIÓN POR 30 O 40 MIN. O HASTA UN VOL. FINAL DE 10 ML. ENFRIAR Y DILUIR A 30 ML. CON AGUA DESTILADA, ALTERNATIVAMENTE, CALENTAR POR 230 MIN. EN AUTOCLAVE DE 1 A 1.4 KG/C M
 7. ENFRIAR Y AGREGAR UNA GOTA DE FENOFTALEINA
 8. NEUTRALIZAR A UN COLOR ROSA PÁLIDO CON LA SOL. DE HIDRÓXIDO DE SODIO
 9. LLEVAR EL VOL. A 100 ML. CON AGUA DESTILADA.
- NOTA: EN ALGUNAS MUESTRAS SE PUEDE FORMAR UN PRECIPITADO EN ESTE PASO. NO FILTRAR LA MUESTRA, SOLO AGITARLA Y ASÍ LLEVARLA EN EL PROCEDIMIENTO, DURANTE EL CUAL SE REDISOLVERÁ.
10. EFECTUAR LA DIGESTIÓN A LOS ESTÁNDARES QUE SE UTILIZARAN EN LA DETERMINACIÓN DE FOSFATOS TOTALES.

HECHA LA DIGESTIÓN SEGUIR CON EL MÉTODO DEL CLORURO ESTANOSO:

1. TOMAR 100 ML. DE LA MUESTRA O UNA ALICUOTA QUE ESTÉ LIBRE DE COLOR Y TURBIEDAD
2. ADICIONAR UNA GOTA DE FENOFTALEINA
3. SI LA MUESTRA SE TORNA ROSA ADICIONAR LA SOL. AC. CONC. GOTA A GOTA HASTA INCOLORO
4. SI SE REQUIEREN MAS DE 5 GOTAS DEL ÁCIDO SELECCIONAR UN VOL. MAS CHICO DE MUESTRA Y DILUIRLO A 100 ML. CON AGUA DESTILADA.
5. ADICIONAR 4 ML. DE LA SOL. DE MOLIBDATO
6. ADICIONAR 0.5 ML. (10 GOTAS) DE LA SOL. DE CLORURO ESTANOSO I Y MEZCLAR
7. DESPUÉS DE 10 MIN. PERO ANTES DE 12, LEER LA ABSORBANCIA A 690 NM., USANDO UN TESTIGO DE AGUA DESTILADA TRATADO COMO LA MUESTRA
8. EXTRAPOLAR EL VALOR DE ABSORBANCIA OBTENIDA EN UNA CURVA DE CALIBRACIÓN, PARA OBTENER LA CONCENTRACIÓN POR 100 ML.

9. CURVA DE CALIBRACIÓN.

PREPARAR UNA SERIE DE ESTÁNDARES CON LA SOL. PATRÓN DE FOSFATOS Y DARLES CON EL MISMO TRATAMIENTO QUE LA MUESTRA, GRAFICAR LA CONCENTRACIÓN CONTRA LA ABSORBANCIA.

CÁLCULOS.

$$\text{MG/L P- PO}_4 = \frac{\text{MG DE P-PO}_4 \text{ DE LA CURVA} \times 1000}{\text{ML DE MUESTRA}}$$

ORTOFOSFATOS

PROCEDIMIENTO

1. TOMAR 100 ML. DE LA MUESTRA O UNA ALICUOTA QUE ESTÉ LIBRE DE COLOR Y TURBIEDAD
2. ADICIONAR UNA GOTA DE FENOFTALEINA
3. SI LA MUESTRA SE TORNA ROSA ADICIONAR LA SOL. AC. CONC. GOTA A GOTA HASTA INCOLORO
4. SI SE REQUIEREN MAS DE 5 GOTAS DEL ÁCIDO SELECCIONAR UN VOL. MAS CHICO DE MUESTRA Y DILUIRLO A 100 ML. CON AGUA DESTILADA.
5. ADICIONAR 4 ML. DE LA SOL. DE MOLIBDATO
6. ADICIONAR 0.5 ML. (10 GOTAS) DE LA SOL. DE CLORURO ESTANOSO I Y Y MEZCLAR
7. DESPUÉS DE 10 MIN. PERO ANTES DE 12, LEER LA ABSORBANCIA A 690 NM., USANDO UN TESTIGO DE AGUA DESTILADA TRATADO COMO LA MUESTRA
8. EXTRAPOLAR EL VALOR DE ABSORBANCIA OBTENIDA EN UNA CURVA DE CALIBRACIÓN, PARA OBTENER LA CONCENTRACIÓN POR 100 ML.
9. CURVA DE CALIBRACIÓN.
PREPARAR UNA SERIE DE ESTÁNDARES CON LA SOL. PATRÓN DE FOSFATOS Y DARLES CON EL MISMO TRATAMIENTO QUE LA MUESTRA, GRAFICAR LA CONCENTRACIÓN CONTRA LA ABSORBANCIA.

CÁLCULOS.

MG/L P- PO₄ = MG DE P-PO₄ DE LA CURVA X 1000

ML DE MUESTRA

COLIFORMES FECALES

PROCEDIMIENTO

TODO EL PROCEDIMIENTO DEBERÁ TRABAJARSE BAJO CONDICIONES DE ESTERILIDAD, ASÍ MISMO, EL MATERIAL Y LOS MEDIOS UTILIZADOS DEBERÁN SER PREVIAMENTE ESTERILIZADOS.

PRUEBA PRESUNTIVA.

1. TOMAR LA 1° SERIE DE 5 TUBOS DE FERMENTACIÓN CON CALDO LAUREL TRIPTOSA O CALDO LACTOSADO E INOCULARLOS CON 10 ML DE MUESTRA DIRECTA EN CADA TUBO O 1 ML DE LA PRIMERA DILUCIÓN SELECCIONADA (EJM. 10⁻²).
2. TOMAR LA 2° SERIE DE TUBOS CON CALDO LAUREL TRIPTOSA O CALDO LACTOSADO E INOCULAR CON 1 ML DE MUESTRA DIRECTA EN CADA TUBO O 1ML DE LA SEGUNDA DILUCIÓN INMEDIATA A LA USADA EN LA PRIMERA SERIE (10⁻³)
3. TOMAR LA 3° SERIE DE 5 TUBOS DE FERMENTACIÓN CON CALDO CON CALDO LAURIL TRIPTOSA O CALDO LACTOSADO E INOCULAR CON 0.1 ML DE MUESTRA DIRECTA O CON 1 ML DE LA 3° DILUCIÓN INMEDIATA A LA 2° SERIE (10⁻⁴)
4. AGITAR SUAVEMENTE SUAVEMENTE LA GRADILLA CON TODOS LOS TUBOS INOCULADOS (LAS 3 SERIES)
5. INCUBAR LOS TUBOS A 35 +/- 0.5 °C POR 24 -48 HRS +/- 3 HRS.
6. A LAS 24 HRS AGITAR SUAVEMENTE CADA TUBO Y REVISARLOS

SE CONSIDERAN TUBOS POSITIVOS AQUELLOS QUE PRESENTEN PRODUCCIÓN DE GAS.

7. LOS TUBOS NEGATIVOS VOLVERLOS A INCUBAR OTRAS 24 HRS. A 35 +/- 0.5 °C , DESPUÉS DE ESE TIEMPO DESCARTAR LOS TUBOS QUE SIGAN SIENDO NEGATIVOS Y LOS QUE SEAN POSITIVOS SEMBRARLOS COMO SE INDICA EN EL #8.

PRUEBA CONFIRMATIVA.

8. LOS TUBOS POSITIVOS SE RESIEMBRAN EN TUBOS DE FERMENTACIÓN CON EL MEDIO EC.
9. AGITAR SUAVEMENTE LA GRADILLA CON LOS TUBOS RESEMBRADOS.
10. INCUBAR LOS TUBOS EN UN BAÑO DE AGUA A 44.5 ± 0.2 °C POR 24 HRS. ± 2 HRS.
11. A LAS 24 HRS. AGITAR SUAVEMENTE CADA TUBO Y REVISARLOS. SE CONSIDERAN POSITIVOS AQUELLOS QUE PRESENTEN PRODUCCIÓN DE GAS.
12. REGISTRAR EL # DE TUBOS POSITIVOS DE CADA SERIE, SOLO LOS OBTENIDOS EN LA PRUEBA CONFIRMATIVA.
13. CON EL CÓDIGO OBTENIDO BUSCAR EL NMP EN LA TABLA 1

COLIFORMES TOTALES

PROCEDIMIENTO

TODO EL PROCEDIMIENTO DEBERÁ TRABAJARSE BAJO CONDICIONES DE ESTERILIDAD, ASÍ MISMO, EL MATERIAL Y LOS MEDIOS UTILIZADOS DEBERÁN SER PREVIAMENTE ESTERILIZADOS.

PRUEBA PRESUNTIVA.

1. TOMAR LA 1° SERIE DE 5 TUBOS DE FERMENTACIÓN CON CALDO LAURIL TRIPTOSA O CALDO LACTOSADO E INOCULARLOS CON 10 ML DE MUESTRA DIRECTA EN CADA TUBO O 1 ML DE LA PRIMERA DILUCIÓN SELECCIONADA (EJM. 10^{-2}).
2. TOMAR LA 2° SERIE DE TUBOS CON CALDO LAUREL TRIPTOSA O CALDO LACTOSADO E INOCULAR CON 1 ML DE MUESTRA DIRECTA EN CADA TUBO O 1ML DE LA SEGUNDA DILUCIÓN INMEDIATA A LA USADA EN LA PRIMERA SERIE (10^{-3})
3. TOMAR LA 3° SERIE DE 5 TUBOS DE FERMENTACIÓN CON CALDO CON CALDO LAURIL TRIPTOSA O CALDO LACTOSADO E INOCULAR CON 0.1 ML DE MUESTRA DIRECTA O CON 1 ML DE LA 3° DILUCIÓN INMEDIATA A LA 2° SERIE (10^{-4})
4. AGITAR SUAVEMENTE SUAVEMENTE LA GRADILLA CON TODOS LOS TUBOS INOCULADOS (LAS 3 SERIES)
5. INCUBAR LOS TUBOS A 35 ± 0.5 °C POR 24 -48 HRS \pm 3 HRS.
6. A LAS 24 HRS AGITAR SUAVEMENTE CADA TUBO Y REVISARLOS

SE CONSIDERAN TUBOS POSITIVOS AQUELLOS QUE PRESENTEN PRODUCCIÓN DE GAS.

7. LOS TUBOS NEGATIVOS VOLVERLOS A INCUBAR OTRAS 24 HRS. A 35 ± 0.5 °C , DESPUÉS DE ESE TIEMPO DESCARTAR LOS TUBOS QUE SIGAN SIENDO NEGATIVOS Y LOS QUE SEAN POSITIVOS SEMBRARLOS COMO SE INDICA EN EL #8.

PRUEBA CONFIRMATIVA.

8. LOS TUBOS POSITIVOS SE RESEMBRAN EN TUBOS DE FERMENTACIÓN CON CALDO LACTOSA BILIS VERDE BRILLANTE.
9. AGITAR SUAVEMENTE LA GRADILLA CON LOS TUBOS RESEMBRADOS.
10. INCUBAR LOS TUBOS A 35 ± 0.5 °C POR 24 A 48 HRS. \pm 3 HRS.
11. A LAS 24 HRS. AGITAR SUAVEMENTE CADA TUBO Y REVISARLOS. SE CONSIDERAN POSITIVOS AQUELLOS QUE PRESENTEN PRODUCCIÓN DE GAS.
12. REGISTRAR EL # DE TUBOS POSITIVOS DE CADA SERIE.
13. LOS TUBOS NEGATIVOS, VOLVERLOS A INCUBAR A LA MISMA TEMPERATURA, DESPUÉS DE ESE TIEMPO AGITAR SUAVEMENTE CADA UNO Y REVISARLOS, DESCARTAR LOS NEGATIVOS Y REGISTRA LOS POSITIVOS.

ANEXO II

Resultados de Parámetros

Resultados de la DBO₅

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	DBO Inf.	DBO Efl.	% de remoción	DBO Efl.	DBO Efl.	% de remoción
Febrero	108.00	62.60	42.03	426.00	221.80	47.93
Marzo	64.80	114.10	0.0	622.20	259.20	58.34
Abril	182.10	133.50	26.68	1274.80	289.30	77.30
Mayo	72.80	42.40	41.75	346.50	180.80	47.82
Junio	76.40	12.20	84.03	501.00	279.00	44.31
Julio	96.30	29.60	69.26	604.90	252.00	58.34
Agosto	593.40	42.30	92.87	508.60	217.20	57.29
Septiembre	379.00	60.40	84.06	535.00	228.00	57.38
Octubre	157.00	170.00	0.0	474.00	241.00	49.15
Noviembre	159.00	29.90	81.19	535.00	205.00	61.68
Diciembre	61.30	31.40	48.77	436.50	235.90	45.95
Enero	285.60	59.80	79.06	598.00	237.00	60.36

Resultados de la DQO

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	DQO Inf	DQO Efl.	% de remoción	DQO Inf.	DQO Efl.	% de remoción
Febrero	300.00	280.00	6.66	760.00	340.00	55.26
Marzo	380.00	446.00	0.0	2480.00	1720.00	30.64
Abril	700.80	547.20	21.91	4185.60	480.00	88.53
Mayo	563.70	454.60	19.35	3564.00	436.40	87.75
Junio	180.20	21.50	88.08	1158.30	468.50	59.55
Julio	195.80	39.20	79.99	1027.70	361.10	64.86
Agosto	3041.40	2249.80	26.02	10624.30	308.30	97.09
Septiembre	1093.30	671.80	38.55	1274.50	612.50	51.94
Octubre	553.20	1264.60	0.0	1363.40	464.30	65.94
Noviembre	675.80	128.70	80.95	1790.90	371.70	79.24
Diciembre	296.40	200.90	32.21	1146.10	642.20	43.96
Enero	294.80	961.50	0.0	2096.10	397.40	81.04

Resultados del Nitrógeno Amoniacal

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	N.A Inf.	N. A Efl.	% de remoción	N. A Inf.	N. A . Efl.	% de remoción
Febrero	9.52	5.18	45.58	91.80	81.40	11.32
Marzo	5.57	3.29	40.93	97.00	79.70	17.81
Abril	40.90	1.96	95.20	92.60	69.50	24.94
Mayo	2.20	0.260	88.18	87.30	78.90	9.62
Junio	1.19	0.113	90.50	75.00	63.60	15.20
Julio	61.70	0.114	99.81	84.20	88.60	0.0
Agosto	135.50	4.68	96.54	72.00	50.00	30.55
Septiembre	146.90	1.03	99.29	71.10	61.30	13.72
Octubre	157.70	1.99	98.73	105.70	91.20	13.71
Noviembre	106.20	21.1	80.14	110.80	88.60	20.03
Diciembre	45.60	63.8	0.0	106.90	90.70	15.15
Enero	135.80	0.448	99.67	118.70	96.00	19.12

Resultados de Fosfatos Totales

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	F.T. Inf.	F. T. Efl.	% de remoción	F.T. Inf.	F. T. Efl.	% de remoción
Febrero	124.00	107.00	13.70	183.80	150.90	17.89
Marzo	50.00	30.30	0.0	83.40	99.30	0.0
Abril	40.10	22.30	44.38	44.50	26.00	41.57
Mayo	3.35	0.330	90.14	35.30	26.20	25.77
Junio	2.07	2.20	0.0	21.40	20.20	5.60
Julio	18.00	3.43	80.93	26.80	25.00	6.71
Agosto	22.40	16.50	26.33	38.10	28.60	24.83
Septiembre	59.60	31.90	46.56	74.20	37.40	49.59
Octubre	36.90	24.80	32.87	42.00	31.70	24.52
Noviembre	40.00	32.00	20.00	47.20	43.20	8.51
Diciembre	37.10	38.40	0.0	45.70	61.80	0.0
Enero	79.50	35.40	55.47	36.90	29.60	19.78

Resultados de Ortofosfatos

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	Ort. Inf.	Ort. Efl.	% de remoción	Ort. Inf.	Ort. Efl.	% de remoción
Febrero	117.00	100.00	14.52	159.10	122.10	23.25
Marzo	43.80	22.60	48.27	82.20	99.30	0.0
Abril	36.20	17.70	51.10	15.00	12.50	16.66
Mayo	3.20	0.010	99.68	32.50	23.70	27.16
Junio	0.265	0.035	86.79	19.90	19.90	0.0
Julio	6.66	1.21	81.83	21.80	23.10	0.0
Agosto	22.00	16.10	26.81	37.00	28.10	24.05
Septiembre	27.40	26.90	1.89	31.10	23.30	25.08
Octubre	20.80	22.20	0.0	14.00	12.40	11.42
Noviembre	37.00	32.00	13.51	38.80	34.80	10.30
Diciembre	35.00	33.00	5.71	40.00	57.00	0.0
Enero	56.60	27.60	51.23	32.70	18.50	43.42

Resultados de Sólidos Totales

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	S.T. Inf.	S.T. Efl.	% de remoción	S.T. Inf.	S. T. Efl.	% de remoción
Febrero	10674.00	2982.00	72.06	4678.00	2218.00	52.58
Marzo	1070.00	1008.00	5.79	1288.00	1150.00	10.71
Abril	12336.00	14940.00	0.0	3108.00	968.00	68.85
Mayo	2736.00	440.00	83.91	1896.00	1068.00	43.67
Junio	176.00	168.00	4.54	1236.00	900.00	27.18
Julio	794.00	316.00	60.20	1216.00	950.00	21.87
Agosto	1388.00	428.00	69.16	6193.30	772.00	87.53
Septiembre	1372.00	31.30	97.71	1276.00	1044.00	18.18
Octubre	1132.00	3680.00	0.0	1436.00	1188.00	17.27
Noviembre	1276.00	592.00	53.60	2242.00	1322.00	41.03
Diciembre	1046.00	658.00	37.09	1460.00	1200.00	17.80
Enero	1236.00	1360.00	0.0	1670.00	996.00	40.35

Resultados de Sólidos Suspendidos

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	S.S. Inf.	S. S. Efl.	% de remoción	S.S. Inf.	S.S. Efl.	% de remoción
Febrero	648.00	500.00	22.83	884.00	116.00	86.87
Marzo	520.00	510.00	1.92	420.00	1205.00	0.0
Abril	580.00	700.00	0.0	2133.00	64.00	96.99
Mayo	411.10	68.00	83.45	528.00	76.00	85.60
Junio	33.00	4.00	87.87	204.00	56.00	72.54
Julio	355.00	30.00	91.54	152.00	18.80	87.66
Agosto	525.00	54.00	89.71	6166.60	38.00	99.38
Septiembre	250.00	25.10	0.0	280.00	90.00	67.85
Octubre	56.00	2750.00	0.0	372.00	46.00	87.63
Noviembre	204.00	46.00	77.45	1100.00	102.00	90.72
Diciembre	336.00	122.00	63.69	372.00	96.00	74.19
Enero	268.00	764.00	0.0	460.00	38.00	91.73

Resultados de Coliformes Totales

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	C.T. Inf.	C.T. Efl.	% de remoción	C.T. Inf.	C.T. Efl.	% de remoción
Febrero	7.00	6.89	0.070	11.38	11.38	0.0
Marzo	6.34	6.38	0.0	10.30	10.30	0.0
Abril	7.89	5.51	30.12	11.38	10.38	8.78
Mayo	7.32	5.63	23.06	12.20	8.38	31.33
Junio	9.38	4.69	49.90	13.54	14.38	0.0
Julio	10.38	4.00	61.46	16.38	12.90	21.22
Agosto	11.38	7.38	35.14	17.38	13.69	21.18
Septiembre	11.54	4.00	65.35	16.54	14.25	13.83
Octubre	9.60	5.00	47.92	15.11	17.38	0.0
Noviembre	13.38	6.20	53.63	14.30	19.38	0.0
Diciembre	10.60	5.44	48.62	18.38	18.07	1.63
Enero	10.30	4.30	58.24	20.38	17.77	12.76

Resultados de Coliformes Fecales

	Sistema de Santa María			Sistema de Matilde		
	C.F. Inf.	C.F. Efl.	% de remoción	C.F. Inf.	C.F. Efl.	% de remoción
Febrero	6.30	5.69	9.55	11.38	11.38	0.0
Marzo	6.34	5.34	15.76	10.04	11.30	0.0
Abril	6.66	5.69	14.59	11.38	10.38	8.78
Mayo	6.30	4.30	31.74	11.44	8.38	26.79
Junio	9.38	4.69	49.90	12.51	14.38	0.0
Julio	8.54	4.00	53.18	16.38	12.90	21.22
Agosto	11.38	4.30	62.20	14.95	13.00	13.06
Septiembre	10.54	4.00	62.06	15.44	13.77	10.80
Octubre	9.00	3.30	63.32	14.69	17.38	0.0
Noviembre	13.38	4.11	69.25	15.00	16.69	0.0
Diciembre	10.30	5.25	48.98	18.38	17.30	5.87
Enero	10.30	4.30	58.24	20.38	17.30	15.10

Parámetros de Campo

pH

	Sistema de Santa María		Sistema de Matilde	
	Influyente	Efluente	Influyente	Efluente
Febrero	8.24	8.85	7.20	7.50
Marzo	8.60	8.40	7.45	7.77
Abril	8.20	9.00	7.26	7.60
Mayo	9.59	10.10	7.60	7.60
Junio	7.75	9.00	7.38	7.60
Julio	7.75	9.00	7.16	7.76
Agosto	8.59	9.20	7.40	7.80
Septiembre	7.87	9.40	7.00	7.27
Octubre	8.24	8.85	7.85	8.25
Noviembre	7.60	7.30	6.70	7.27
Diciembre	8.24	8.85	6.78	6.90
Enero	8.20	8.10	6.70	7.18

Temperatura

	Sistema de Santa María		Sistema de Matilde	
	Influente	Efluente	Influente	Efluente
Febrero	19.0	19.7	17.0	19.0
Marzo	22.4	22.4	24.4	24.4
Abril	13.0	16.0	24.4	24.4
Mayo	19.0	19.0	24.4	24.0
Junio	15.0	17.0	24.4	24.4
Julio	15.0	17.0	24.4	24.4
Agosto	24.0	18.0	24.4	24.4
Septiembre	20.0	22.0	24.4	24.4
Octubre	19.0	19.7	20.0	17.0
Noviembre	24.4	24.4	24.4	24.4
Diciembre	19.0	19.7	24.4	24.4
Enero	19.0	22.0	17.0	17.0

Oxígeno disuelto

	Sistema de Santa María		Sistema de Matilde	
	Influente	Efluente	Influente	Efluente
Febrero	2.37	6.700	1.20	1.70
Marzo	1.80	3.100	0.600	0.60
Abril	1.00	5.000	1.20	1.20
Mayo	9.00	10.8	1.20	1.20
Junio	1.00	8.200	0.40	1.80
Julio	1.00	8.200	0.80	0.800
Agosto	1.00	6.700	0.70	0.800
Septiembre	2.37	6.700	0.80	0.800
Octubre	2.37	6.700	0.20	0.800
Noviembre	2.20	5.600	0.40	0.400
Diciembre	2.37	6.700	0.20	0.200
Enero	2.00	6.000	0.20	0.200

