



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**

**APLICACIÓN DE SUPER OXIDANTE A UN  
SISTEMA EUTROFICADO**  
*(Lago de Xochimilco)*

**T E S I S**  
**PARA OBTENER EL TITULO DE BIÓLOGO**  
**P R E S E N T A N:**

**SÁNCHEZ GÓMEZ MIREYA  
HERNÁNDEZ GUZMÁN EDUARDO**

**DIRIGIDA POR:**

**Director de Tesis: Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez  
Asesor interno: Biol. Maricela Arteaga Mejía.**



**México, D.F.**

**MARZO 2010**



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.

---

---

## AGRADECIMIENTOS

---

---

**Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez.**

Por la confianza, apoyo y dedicación que nos brindó para realizar este trabajo.

**Biol. Maricela Arteaga Mejía.**

Por la dedicación, empeño, entusiasmo, para obtener y mejorar el trabajo.

**Dr. Martín López Hernández**

Por el apoyo, brindado y comentarios.

**A la Delegación Xochimilco y al Departamento del Distrito Federal.**

Por el apoyo brindado y las facilidades que se nos dieron para realizar los muestreos.

**A los sinodales del jurado por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.**

- Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez.
- Biól. Raúl Arcos Ramos.
- Biól. Maricela Arteaga Mejía.
- M. en C. J. Salvador Hernández Aviles.
- Biól. Irene Castillo Chaires.

**Al personal del Laboratorio de Físicoquímica Marina del ICM y L UNAM.**

Por sus comentarios, enseñanzas y por el tiempo que nos brindaron:

*Mauricio, Lupita, Maribel, Paco, Toño, Héctor, Gustavo, Livia, Paty, Armando, Gabriel, Alejandro, Isabel, Balbina, Azucena, Roberto, Rafael, Ariel, Víctor, Lizza y Yazmin.*

---

---

## DEDICATORIAS

---

---

**A Dios:**

Por darnos la oportunidad de seguir con nuestros estudios y darnos salud.

**A NUESTROS PADRES:**

Gracias por el apoyo, confianza brindada

Dalila Guzmán Idelfonso.  
Hermilo Hernández Cruz.

María Gómez Romero.  
Miguel Ángel Sánchez Domínguez.

**A NUESTROS HERMANOS.**

- Elizabeth.
- José Hermilo.
- Dulce Rocío

Elia Lorena.  
Miguel Ángel.  
Miriam Edith.

**ESPECIALMENTE A UNA PERSONITA QUE ESTAMOS ESPERANDO CON TODO CORAZÓN.**

**A NUESTROS AMIGOS DE FES ZARAGOZA:**

Liliana, Karen, Lidia, Sara, Eva, Rodolfo, René, Eduardo (concho), Luis (talibán), Nayeli, Diana Uribe, Berenice, Profa. Angélica, Diana Morales, Magaly, Yoshef, Jorge Medina, Conchita, las chicas del equipo de Mariposas, Claudia de la Rosa, Carlos Ivan, Erika Alanis, Erika Roxana, Queta, Carlos Rodrigo y los que nos pasan etc.

---

---

## ÍNDICE GENERAL

	PÀGINAS.
<b>RESUMEN.</b>	<b>IV</b>
<b>INTRODUCCIÓN.</b>	<b>V</b>

---

---

### MARCO TEORICO

	PÀGINAS
<b>CAPITULO I.</b>	
<b>EL AGUA</b>	
<b>1.1.-El agua.</b>	<b>4</b>
<b>1.2.-Distribución global del agua.</b>	<b>4</b>
1.2.1. Disponibilidad del agua en México.	<b>4</b>
1.2.2. Usos del agua en México.	<b>5</b>
<b>1.3.-Problemas asociados con el uso del agua.</b>	<b>5</b>
1.3.1. La contaminación.	<b>5</b>
1.3.2. Fenómeno de la eutrofización.	<b>6</b>
1.3.3. La eutrofización.	<b>7</b>
1.3.4. Índice del Estado Trófico	<b>8</b>
<b>1.4.- Calidad del agua.</b>	<b>9</b>
<b>1.5.- Aspectos físicos</b>	<b>9</b>
1.5.1. Temperatura.	<b>9</b>
1.5.2. Sólidos.	<b>9</b>
1.5.3. Color.	<b>10</b>
1.5.4. Turbidez.	<b>10</b>
<b>1.6.- Aspectos químicos.</b>	<b>11</b>
1.6.1. pH.	<b>11</b>
1.6.2. Oxígeno disuelto.	<b>11</b>
1.6.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).	<b>11</b>
1.6.4. Nitrógeno.	<b>12</b>
1.6.5. Fósforo.	<b>12</b>
1.6.6. Metales.	<b>13</b>
1.6.6.1. Metales esenciales.	<b>14</b>
1.6.6.2. Metales tóxicos.	<b>14</b>
1.6.6.3. Metales no esenciales.	<b>14</b>

---

---

**1.7.- Efectos tóxicos de los metales en la célula microbiiológica. 15**

**1.8.- Parámetros biológicos. 15**

## **CAPITULO II.**

### **AGENTE OXIDANTE IÓN FERRATO.**

**2.1.- El Ión Ferrato ( $\text{FeO}_4^{-2}$ ) 17**

**2.2.- Historia del ión ferrato. 17**

**2.3.- Características del ión ferrato. 17**

2.3.1. Estructura del ión ferrato. 18

2.3.2. Potencial de reacción. 18

2.3.3. Propiedades físicas y químicas. 19

**2.4. - Campos de Aplicaciones del ión ferrato. 19**

2.4.1. Como desinfectante y sustituyente del cloro. 19

2.4.2. Poderoso oxidante. 21

2.4.3. Alguicida. 21

2.4.4. Coagulante. 23

2.4.5. Nuevo campo de aplicación (electroquímico de energía). 23

**2.5.- Factores que afecta la estabilidad del ión ferrato. 23**

2.5.1. pH. 23

2.5.2. Temperatura. 24

2.5.3. Concentración. 24

**2.6.- Dinámica del hierro en ecosistemas acuáticos. 24**

2.6.1. ciclo del hierro en la superficie del agua. 25

## **CAPITULO III.**

### **EL “LAGO DE XOCHIMILCO”**

**3.1.- Antecedentes históricos del Lago de Xochimilco. 26**

3.1.1. Época Prehispánica. 26

3.1.2. Época Colonial. 27

3.1.3. El Periodo de Independencia (1810-1821). 27

3.1.4. La Revolución (1910-1920). 27

3.1.5. Siglo XX. 27

3.1.6. Época Actual. 27

---

---

<b>3.2.- Contaminación del Lago de Xochimilco.</b>	<b>28</b>
3.2.1. Calidad del agua de los canales de Xochimilco	28
3.2.2. Importancia de la zona Chinampera.	29
3.2.3. Microbiología del agua de los canales.	29
3.2.4. Importancia ecológica de Xochimilco.	30
3.2.5. Vegetación terrestre y acuática del Lago.	30

#### **CAPITULO IV.**

#### **LA ZONA DE ESTUDIO**

4.1.1. Zona de Estudio “canal del Japon L. Xochimilco”.	31
4.2.1. Mapa de localización.	31

---

---

<b>OBJETIVOS.</b>	<b>32</b>
<b>HIPÓTESIS</b>	<b>33</b>
<b>DISEÑO EXPERIMENTAL Y METODOLOGÍA.</b>	<b>34</b>
<b>RESULTADOS.</b>	<b>38</b>
<b>ANÁLISIS DE RESULTADOS.</b>	<b>42</b>
<b>CONCLUSIÓN.</b>	<b>60</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA.</b>	<b>62</b>

---

---

### **ANEXOS**

#### **ANEXO I.**

#### **FOTOGRAFÍAS.**

---

---

---

---

## RESUMEN

Todos quienes aprovechan los recursos naturales o los bienes y servicios ambientales, contribuyen con una influencia negativa a los ecosistemas. Estos son utilizados como basureros o receptores de aguas de alcantarillado, como consecuencias de zonas superpobladas, generando una problemática socioeconómica y mal aprovechamiento ambiental.

Los contaminantes de agua, son cada día más persistentes, por lo que es necesario buscar nuevas alternativas y formas de tratar el agua con mayor eficacia y sin generar productos o residuos ambientales. Los procesos físicoquímicos, son tratamientos avanzados de oxidación. Es una técnica basada en la desestabilización de las fases coloidales mucho más limpias, con la capacidad de tratar un mayor volumen de agua, con ayuda de agentes químicos.

El presente trabajo consistió en realizar 3 salidas (Noviembre, Diciembre del 2008 y Enero de 2009) al canal del Japón el cual conforma el lago de Xochimilco, para la colecta de muestras de agua, con el propósito de evaluar el sistema, tomando en cuenta los parámetros físicos, químicos y biológicos. Las muestras colectadas se transportaron bajo condiciones de preservación en hieleras a temperatura de 4 °C, al laboratorio de Físicoquímica Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM. Las cuales se sometieron a procesos de tratabilidad con ión ferrato, a diferentes dosis con la ayuda de un equipo de jarras a fin de estimar la eficiencia mediante los parámetros de: pH, oxígeno disuelto (**OD**), turbiedad, demanda química de oxígeno (**DQO**), sólidos sedimentables, amonio (**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**), fosfatos (**PO<sub>4</sub><sup>-</sup>**), sólidos suspendidos, color, nitratos (**NO<sub>3</sub>**), nitritos (**NO<sub>2</sub>**), coliformes totales y fecales, clorofila a, así como los metales (**As, Cr, Ni, Pb, Zn y Fe**), los cuales se considerando en la **NOM-001-SEMARNAT-1997**. Los datos obtenidos se analizaron mediante la prueba de Significancia Estadística ANDEVA (versión 7) y se realizó cálculo de eficiencias de remoción de los parámetros.

Los resultados indican que los sólidos suspendidos y sedimentables presentaron una remoción del **28 %** y **63 %** respectivamente, la turbidez mostró una disminución del **80 %**, en color el **25 %**, mediante el fenómeno físicoquímico. En cuanto a nutrientes se refiere, hubo una remoción de fosfatos del **52 %**, amonio del **33 %**, un **44 %** en los nitratos y un **76 %** nitritos. El porcentaje de remoción de la **DQO** fue del **20 %**, el poder de desinfección se observó con una eliminación del **99 %** en **CT** y un **100 %** en los **CF**, la mayor oxidación de clorofilas fue del **30 %** de eficiencia. Asimismo la prueba de remoción de metales arrojó valores en **As** en un **8 %** y **Zn 44 %**, comprobando que el ión ferrato es capaz de remover metales.



---

---

## INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de la sociedad para la descontaminación de aguas por diversos orígenes, se materializan en regulaciones cada vez más estrictas; ha impulsado, en la última década, al desarrollo de nuevas tecnologías de purificación.

El ión ferrato se ha investigado por más de tres décadas (Murmman y Robinson, 1974; Gilbert *et al.*, 1976; Waite, 1979; Schink y Waite, 1980; Kazama, 1994, 1995; Karaatli, 1998; Jiang y Lloyd, 2002) por ser un fuerte agente oxidante. Su versatilidad permite utilizarlo como un desinfectante alternativo de aguas, efluentes y lodos para el control de olores en medio líquido y gaseoso, para precipitación de manganeso en sustitución de otros oxidantes químicos (hipoclorito,  $H_2O_2$ , etc.) así como productos de coagulación (sales de aluminio, de permanganato de plata ó cloruro férrico) los cuales son usados comúnmente en los procesos de tratamientos de aguas. Así como para desinfección de efluentes industriales mixtos.

La gran ventaja de utilizar el ión ferrato en tratamiento de aguas es que no forma subproductos clorados y simultáneamente se reduce a Fe (III), formando hidróxidos de hierro  $[Fe(OH)_3]$  y sus complejos, coagulantes por excelencia, remueven turbidez, color, algas y fosfatos (De Luca, 2003).

El proceso de coagulación con el ión ferrato ofrece la precipitación de minerales como la arcilla, el asbesto y sílice. Oxida la materia orgánica como por ejemplo los virus, las bacterias, las algas y la materia orgánica disuelta. El agente coagulante reacciona primeramente con los ácidos orgánicos naturales libres en el agua para neutralizar la superficie, reacciona con los materiales orgánicos, para iniciar así la coagulación (Wei y Yong-Mei, 2004).

Otras propiedades que tiene el ión ferrato es que al reaccionar en dosificaciones bajas produce una reducción de turbiedad, además de tener una gran eficiencia en la inactivación y desinfección de *Escherichia coli* (*E-coli*), organismo indicador de la contaminación) (Murman y Robinson, 1974; Kato y Kazama, 1983, 1984; Gilbert *et al.*, 1976; Waite y Fagan, 1980).

El presente trabajo, tiene como finalidad el proponer al ión ferrato ( $FeO_4^{2-}$ ) como un método alternativo de tratabilidad del agua con problemas de eutrofización y que de acuerdo a su propiedades y pH, actúa en forma simultánea como un agente oxidante, coagulante-floculante y desinfectante en una dosis única (Jiang y Lloyd, 2002).



---

---

## 1.1 El agua

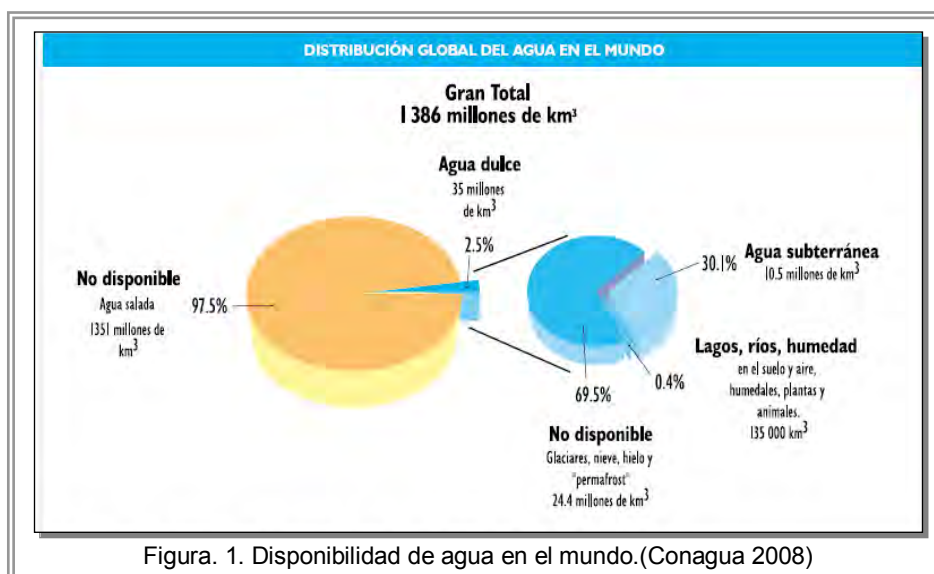
### 1.1. El agua.

El agua es un recurso natural importante para mantener el equilibrio de los ecosistemas. Es un recurso natural único con problemas de escasez y es esencial para la vida en la tierra (Owen, 2004).

Como comentario, en la antigua Grecia clásica se consideró al agua como uno de los cuatro elementos en conjunto con el aire, el fuego y la tierra. En la época de Lavoisier (1781) se demostró que el agua estaba compuesta por hidrógeno y oxígeno (Rodríguez y Marín, 1999).

### 1.2. Distribución global del agua.

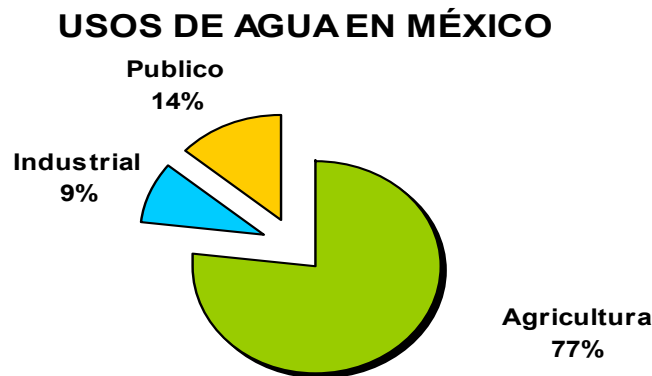
En la tierra el 70 % de la superficie está cubierta de agua (Figura.1). Mientras que el 97.5% de esta agua es salada, sólo el 2.5% es agua dulce, de lo cual 0.76% está disponible para ser aprovechado (CONAGUA, 2008).



#### 1.2.1. Disponibilidad del agua en México.

El agua es imprescindible para asegurar la vida humana, animal y vegetal, este recurso es clave para el desarrollo económico, ya que cualquier actividad: industrial, agrícola, ganadera o de servicios necesita de ella (Owen, 2004).

El Territorio Mexicano cuenta con una superficie de casi 2 millones de km<sup>2</sup> y tiene una precipitación media anual de 777 mm, lo que equivale a 1,522 km<sup>3</sup> (Arreguín *et al.*, 1996). El 67 % del territorio de México se ubica en torno al Trópico de Cáncer, al igual que las zonas de los grandes desiertos (Hemisferio norte).



**Figura. 2 Estadísticas del Agua en México, Edición 2007  
Comisión Nacional del Agua.**

La mayor parte de los asentamientos humanos, industrias y de las áreas agrícolas de riego, presentan condiciones de aridez o semiáridas. Por lo que presentan condiciones de escasez, de sobre explotación y de contaminación del recurso agua (Aldama, 1994).

### **1.2.2. Usos del agua en México.**

En cuanto a sus usos en el Territorio Mexicano el volumen de agua considerado en el año 2006 era de 77,321 millones de metros cúbicos. De este volumen el uso se divide en tres sectores prácticamente (Figura 2).

Esta forma de distribución según la CNA es común a diversos países en vías de desarrollo, ya que el uso predominante es agrícola, a diferencia de muchos de los países desarrollados (Programa Nacional Hídrico, 2007-2012).

### **1.3. Problemas asociados con el uso del agua.**

#### **1.3.1. La contaminación.**

El problema de la contaminación de acuíferos ha reducido la disponibilidad de este vital líquido, así mismo el crecimiento de la población, el agua dulce es susceptible a contaminarse con desperdicios industriales, pesticidas, excretas, aceites y toda gama de impurezas indeseables. La creciente contaminación se agudiza y se perfila como una amenaza grave (Quipuzco, 2002).

La contaminación del agua se puede clasificar de acuerdo al: tipo de escurrimiento (puntal o localizada), contaminantes químicos (orgánicos e inorgánicos), contaminantes físicos (radiación, altas temperaturas), biológicos y por el impacto al medio ambiente (tóxico y no tóxico).

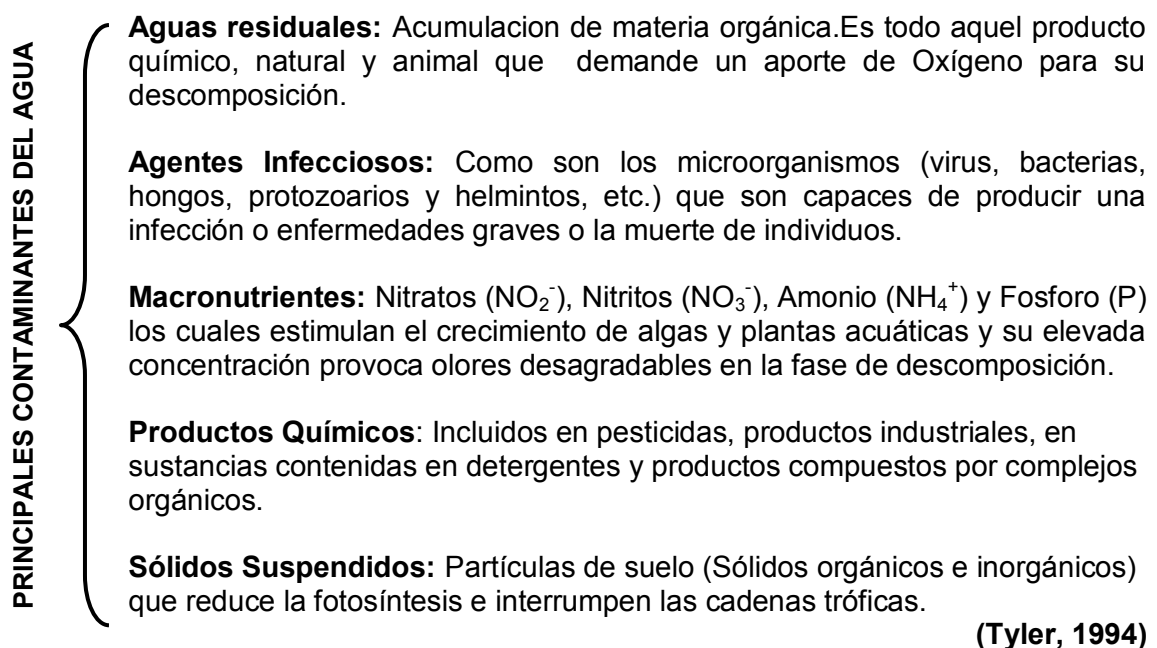
Las grandes ciudades son las principales fuentes de contaminación de las aguas ya que, luego de emplear este recurso, lo eliminan en forma de aguas negras o aguas residuales (Tyler, 1994).

Estas prácticas son responsables de muchas de las enfermedades asociadas con bacterias patógenas y otros microorganismos. El otro peligro es la posible concentración de elementos tóxicos en los suelos agrícolas; especialmente metales (plomo, cadmio, mercurio, zinc, boro y litio). Este es un peligro potencial serio, sobre todo cuando se encuentran presentes en las aguas residuales ciertos tipos de efluentes industriales de alta toxicidad lo que implica un gran riesgo para la salud y un riesgo directo para el público en general que consume los productos agrícolas regados con aguas residuales (Tyler, 1994).

Las aguas superficiales son importantes, no solamente porque constituyen las principales fuentes de consumo, sino por que constituyen el hábitat de la vida animal y vegetal (Tyler, 1994).

En los ecosistemas naturales, el agua recibe siempre, ciertas sustancias extrañas, las cuales se diluyen o se filtran, a través de procesos naturales (Owen, 2004).

La descarga de contaminantes al ambiente es prácticamente inevitable (Figura. 3). Son liberados como resultado del tratamiento y disposición de los residuos urbanos e industriales (Baptista, 1994).



**Figura. 3. Contaminantes de las aguas**

### 1.3.2. Fenómeno de la eutrofización.

La contaminación y eutrofización son dos fenómenos, que están ligados. La Eutrofización es el término usado para describir los efectos biológicos de un incremento en la concentración de nutrimentos generalmente nitrógeno **N** y fósforo **P** (Harper, 1992; Mason, 2000).

El termino “*Eutrofia*” proviene del termino “*eutrophos*” que quiere decir bien nutrido y hace referencia a una condición de riqueza de nutrientes (Smith y Smith, 2001).

Los lagos naturales o artificiales están sujetos a proceso de envejecimiento en el que la acumulación gradual de sedimentación y materia orgánica causa una transformación, de lago a pantano y de pantano a suelo. Un lago joven se caracteriza por su bajo contenido de nutrientes y baja productividad. Los lagos generalmente adquieren nutrientes gracias a las corrientes de su cuenca hidrológica e incrementando la producción de organismos acuáticos (González, 2000).

El exceso de materia orgánica producida por la acumulación excesiva provoca cambio en la concentración de oxígeno, ocasionando la asfixia de gran número de animales acuáticos (Margalef, 1983).

### 1.3.3. La eutrofización.

La eutrofización (Figura. 4), se caracterizan por fenómenos de coloración de aguas verde-grisácea, producción de malos olores y la disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto. Si no hay oxígeno aumentan las fermentaciones y como resultado se desprenden gases tóxicos como el metano (CH<sub>4</sub>), el amoniaco (NH<sub>4</sub>) y ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S). Limitando la calidad para uso recreativo, productivo, industrial, turístico o doméstico (Nebel y Wright, 1996; Jiménez, 2001).

#### TIPOS DE EUTROFIZACIÓN.

Las fuentes de eutrofización principalmente son de dos tipos:

- **La Eutrofización natural.**

Por arrastre de nutrientes de los ecosistemas edáficos o por la producción de compuestos nitrogenados/fosforados por parte de las especies (vegetal y animal).

- **La Eutrofización cultural.**

De origen antrópico, por actividades productivas industriales y agropecuaria así como aportes de residuos sólidos y líquidos provenientes de las actividades humanas de los centros urbanos y rurales.

(Smith y Smith 2001).

Figura 4. Tipos de Eutrofización

Los aportes de materia orgánica y las dimensiones del lago en conjunto con la cantidad de nutrientes determinan el estado trófico del agua (Figura 5), el cual se clasifica en:

- Lagos Oligotróficos.
- Lagos Mesotróficos.
- Lagos Eutróficos.

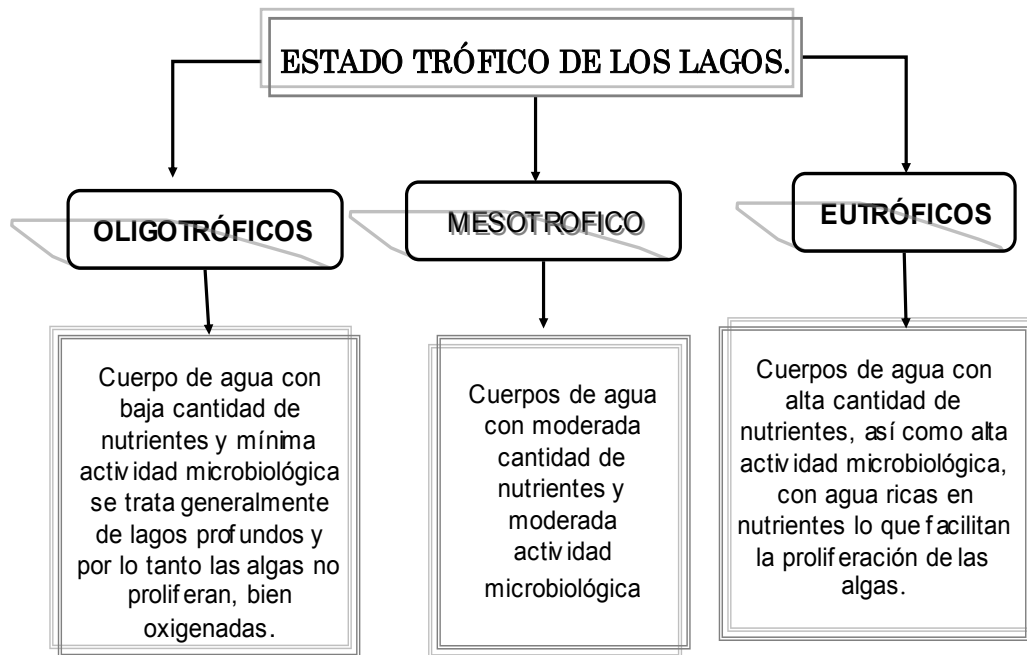


Figura 5. Resumen de los estados tróficos de los lagos.

(Harper, 1992; Pérez, 1999).

#### 1.3.4. Índice del Estado Trófico

Como todos los fenómenos ecosistémicos, el estado trófico de los sistemas acuáticos resulta de la interacción de factores externos y de diversos procesos internos que involucran el agua, la biota y los sedimentos (Carpenter y Pace, 1997).

En consecuencia, el índice de estado trófico (IET) de un lago a veces se puede utilizar para hacer una estimación aproximada de su condición biológica (Cuadro 1). El índice de Carlson es uno de los índices tróficos más comúnmente utilizado, el estado trófico se define como el peso total de la biomasa en un cuerpo de agua dado en el momento de la medición (USEPA, 2007).

De las tres variables independientes que se pueden utilizar para calcular el índice de Carlson: Pigmentos de clorofila, fósforo total y profundidad de Secchi, la clorofila es probable que de las medidas mas precisas, ya que es el predictor mas exacto de la biomasa (Carlson, 1996).

Cuadro 1 Relaciones entre Índice Trófico, clase Clorofila (Carlson, 1996).

<b>Índice Trófico</b>	<b>Clorofila en superficie (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Trófica de Clase</b>
< 30-40	0 – 2.6	Oligotróficas
40 - 50	2.6-7.3	Mesotrófico
50- 70	7.6- 56	Eutróficas
70 – 100 +	56 - 155	Hipereutrófico

#### **1.4. Calidad del agua.**

Los sistemas acuáticos son dinámicos, complejos y están en cambio constante, de ahí la necesidad de identificar criterios de calidad, que permitan evaluar cuantitativamente el estado de contaminación y la salud del cuerpo de agua (Schaeffer *et al.*, 1988).

#### **1.5. Aspectos físicos.**

##### **1.5.1. Temperatura**

La temperatura termodinámica, también denominada temperatura absoluta, es una de las magnitudes fundamentales que definen el Sistema Internacional de Unidades (SI) y cuya unidad es el grado centígrados simbolizado como °C. Esta unidad se utiliza tanto para expresar valores de temperatura termodinámica como intervalos de temperatura Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-007-SCFI-2000).

La temperatura del agua determina sus propiedades físicas, químicas y biológicas. La temperatura es importante en la solubilidad de las sales, y de los gases por lo tanto influye en la conductividad y el pH (Pérez, 2001).

Las temperaturas elevadas en el agua son indicadores de actividad biológica, química y física, lo anterior tiene influencia en los tratamientos y abastecimientos para el agua, así como en la evaluación limnológica de un cuerpo de agua, por lo que es necesario medir la temperatura como un indicador de la presencia de compuestos y contaminantes en el agua Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-007-SCFI-2000).

La temperatura y la luz son dos de los factores que determinan los procesos de fotosíntesis en los productores primarios, que depende a su vez de la latitud y la ubicación del cuerpo de agua (De la Lanza, 1990).

##### **1.5.2. Sólidos**

Las aguas naturales, residuales o residuales tratadas con altos contenidos de sólidos sedimentables no pueden ser utilizadas en forma directa por las industrias o las plantas potabilizadoras. De ello se deriva el interés por determinar en forma cuantitativa este parámetro.



*Principio:* La materia sedimentable se define como la cantidad de sólidos que en un tiempo determinado se depositan en el fondo de un recipiente en condiciones estáticas. El método propuesto es volumétrico.

*Sólidos suspendidos totales (SST);* Sólidos constituidos por sólidos sedimentables, sólidos y materia orgánica en suspensión y/o coloidal, que son retenidas en el elemento filtrante.

*Sólidos totales (ST);* Suma de los sólidos suspendidos totales, sales disueltas y materia orgánica.

*Sólidos totales volátiles (SVT);* Cantidad de materia orgánica (incluidos aquellos inorgánicos) capaz de volatilizarse por el efecto de la calcinación a  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$  en un tiempo de 15 a 20 min. Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-004-SCFI-2000).

### **1.5.3. Color**

El color es el resultado de la reflexión de ciertas longitudes de onda de la luz incidente. El color puro se debe a las sustancias disueltas, se obtiene después de eliminar la turbidez. El color aparente se debe a la suma de sustancias disueltas más las partículas en suspensión. En las aguas limpias no contaminadas el color amarillo se debe a sustancias húmicas, los colores rojizos se deben a compuestos de hierro y las tonalidades negras se deben a la presencia de manganeso (Pérez, 2001).

*Principio:* El principio de este método se basa en la medición del color verdadero y/o aparente en una muestra de agua natural, mediante su comparación visual con una escala estandarizada de platino-cobalto. Este método depende de la apreciación visual del color de la muestra por el analista en comparación con una escala estandarizada Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-045-SCFI-2001).

### **1.5.4. Turbidez**

La turbiedad en agua se debe a la presencia de partículas suspendidas y disueltas. Materia en suspensión como arcilla, cieno o materia orgánica e inorgánica finamente dividida, así como compuestos solubles coloridos, plancton y diversos microorganismos. La transparencia del agua es muy importante cuando está destinada al consumo del ser humano, a la elaboración de productos destinados al mismo y a otros procesos de manufactura que requieren el empleo de agua con características específicas, razón por la cual, la determinación de la turbiedad es muy útil como indicador de la calidad del agua, y juega un papel muy importante en el desempeño de las plantas de tratamiento de agua, formando como parte del control de los procesos para conocer cómo y cuándo el agua debe ser tratada Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-038-SCFI-2001).

## 1.6. Aspectos químicos.

### 1.6.1. pH

El valor de pH es un parámetro regulado por límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales al alcantarillado o a cuerpos receptores, también es un parámetro de calidad del agua para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para el consumo humano (NMX-AA-008-SCFI-2000).

El pH indica la concentración de iones hidrónios en el agua y usado como una medida de la naturaleza ácida o alcalina de una solución acuosa.

pH = 7 medio neutro  
pH < 7 medio ácido  
pH > 7 medio básico

El pH en el agua natural depende de la concentración de CO<sub>2</sub>, las aguas con pH entre 6 a 7.2 permiten el desarrollo de una gran biomasa (Korbut, 2000).

### 1.6.2. Oxígeno disuelto

Los niveles de oxígeno disuelto (**OD**) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas dependen de las actividades químicas, físicas y bioquímicas en los cuerpos de aguas.

El **OD** proviene de la difusión a través de la interfase aire-agua y de los organismos fotosintéticos que liberan oxígeno al medio. La solubilidad del oxígeno aumenta conforme baja la temperatura y disminuye conforme se presentan sales disueltas en el agua Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-012-SCFI-2001).

### 1.6.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se entiende por demanda química de oxígeno (**DQO**), la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte.

Esta prueba mide indirectamente la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica por medio de un agente químico oxidante en una solución ácida y convertirla en dióxido de carbono y agua. El valor de la **DQO** es siempre superior al de la DBO por que muchas sustancias orgánicas pueden oxidarse químicamente, pero no biológicamente (Seoánez, 1995).

Principio: Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>). Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotométricamente para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-030-SCFI-2001).

#### 1.6.4. Nitrógeno

Los compuestos nitrogenados se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza. Las fuentes de nitrógeno incluyen además de la degradación natural de la materia orgánica, fertilizantes, productos de limpieza y tratamiento de aguas potables Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-026-SCFI-2001).

Los dos nutrientes de importancia en agua natural y agua residual son el nitrógeno (N) y el fósforo (P). Ambos son esenciales para el crecimiento de las plantas y organismos, aunque en exceso pueden ser no deseables, conduciendo a menudo a la eutrofización.

El nitrógeno N es uno de los componentes básicos de las proteínas y en el agua lo usan los productores primarios en la producción de células. En el ciclo del nitrógeno las formas claves de interés son:  $N_2$ ,  $NH_3$ , y  $NO_3^-$ . Las formas inorgánicas son:  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ . Algunas plantas tienen la capacidad para fijar el N y convertirlo a nitratos  $NO_3^-$ .

Los animales consumen el nitrógeno de forma inorgánica. La conversión del nitrógeno  $N_2$  a  $NH_3$ , tiene lugar cuando el hidrógeno se combina con el nitrógeno. El amonio ( $NH_4^+$ ) se emplea para obtener fertilizantes y como nitrato amoniacal, sulfato amónico, urea y fosfato amónico. En un medio acuoso, el nitrógeno disuelto en agua puede fijarse mediante cianobacterias. El nitrógeno puede también introducirse en las aguas superficiales o subterráneas mediante las aguas residuales fecales o industriales. Si se emplea la oxidación parcial, un efluente de aguas fecales contiene nitrógeno amoniacal y si se emplea la oxidación obteniendo nitratos. Las grandes concentraciones de nitrógeno orgánico son indicativas de contaminación orgánica en aguas superficiales, de manera que los límites típicos se establecen alrededor de  $1 \text{ mg N}_{\text{org}} \text{ L}^{-1}$  para los ríos de buena calidad.

Los nitratos son una de las diferentes formas de nitrógeno más frecuentes en aguas superficiales y son importantes para el equilibrio con la atmósfera. Son la especie química del nitrógeno más abundante, su concentración es baja, raramente excede a  $10 \text{ mg L}^{-1}$  y en forma más frecuente es de  $1 \text{ mg L}^{-1}$ . Mayores niveles de  $20 \text{ mg L}^{-1}$  pueden ser perjudiciales para la vida acuática (Holdren *et al.*, 2001).

Se entiende como la suma de nitratos y nitritos al nitrógeno total oxidado, estos compuestos pueden originar problemas como el crecimiento de plantas acuáticas, propiciando una eutrofización acelerada (Jiménez, 2001).

#### 1.6.5. Fósforo.

El fósforo generalmente se encuentra en aguas naturales, residuales y residuales tratadas como fosfatos. Éstos se clasifican como ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos organofosfatados. Estas formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como productos de

limpieza, fertilizantes, procesos biológicos, etc. Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-029-SCFI-2001).

El fósforo es esencial para el crecimiento de organismos en el agua, sin embargo, cuando se encuentra en cantidades muy altas propicia la estimulación de micro y macro organismos fotosintéticos provocando problemas de eutrofización (Holdren *et al.*, 2001).

El fósforo es un compuesto característico de los organismos vivos y es liberado por la descomposición de las células, de manera que los residuos humanos, animales y de aguas residuales procedentes de industrias que procesan materiales biológicos, como la industria alimenticia, constituyen otras fuentes principales de los compuestos de fósforo.

El fósforo es un factor limitante de la eutrofización. Se introdujo en los detergentes (desde, 1935) y también es un fertilizante clave para cultivos. Se encuentra en todos los organismos vivos y es importante para la actividad celular. Alrededor del 80% de la producción de fosfato son fertilizantes y otras sustancias químicas: jabones, detergentes, pesticidas, aleaciones, suplementos de comida para animales, catalizadores, lubricantes e inhibidores de la corrosión. Los fosfatos están presentes en las aguas de superficie como resultado de la meteorización y de la lixiviación de las rocas portadoras de fósforo, procedentes de la erosión del suelo, de aguas fecales municipales, de efluentes de aguas residuales industriales, de las escorrentías agrícolas y de la precipitación atmosférica (Holdren *et al.*, 2001).

#### **1.6.6. Metales.**

Los efectos de los metales que se encuentran en las aguas naturales, potables y residuales sobre la salud humana, pueden ir desde el intervalo de benéficos, causantes de problemas tóxicos, esto es dependiendo de su concentración, por lo que su cuantificación en cuerpos de agua es importante (Martínez, 2000).

La contaminación por metales en el agua, suelo y aire constituyen un gran problema para la salud ya que alcanza en algunos casos niveles tóxicos, estos son incrementados por desechos industriales y domésticos. Los ambientes contaminados por metales son zonas de alto riesgo ecológico (Timberley y Pepper, 2001). Algunos ejemplos de metales contaminantes son el cobre (Cu) y el zinc (Zn) ya que son utilizados en plaguicidas en campo agrícolas, el plomo (Pb), por ejemplo, es utilizado en la producción de baterías, envolturas y en aleaciones (Martínez, 2000).

Los metales en ambiente acuáticos se les puede encontrar de diferente forma por ejemplo como precipitados de alto peso molecular, absorbidos o mezclados en los sedimentos o incorporado dentro de la biomasa de organismos vivos, el metal particulado llega rápidamente incorporándose a la materia particulada suspendida en la columna de agua (Demanyo, 1978 y Lara, 2003). Algunos de estos elementos son micronutrientes necesarios para la vida como el hierro que puede ser tóxico pero afortunadamente se encuentran en formas químicas no solubles y es difícil de que los seres vivos lo asimilen (Kamal *et al.*, 2004) el

cobre y el zinc; otros elementos como el cromo, plomo y cadmio no tienen una función conocida y son tóxicos (Martínez, 2000).

El problema radica en que los metales difícilmente pueden ser degradados mediante procesos naturales, consecuentemente son difíciles de remover del medio ambiente. Otro problema es que las concentraciones de metales totales en el ambiente no necesariamente reflejan el grado de toxicidad de cada uno de ellos (Timberley y Pepper, 2000).

Los metales se han dividido en tres clases: metales, metaloides y metales pesados. Los metales en general son una clase de elementos químicos que son buenos conductores de electricidad y calor. Sin embargo hay excepciones como el mercurio que se presenta de forma líquida (APHA, 1998).

Como resultado de la complejidad química para clasificar a los metales, estos han sido clasificados según sus efectos y funciones biológicas en: (APHA, 1998).

#### **1.6.6.1. Metales esenciales:**

Dentro de los metales que tienen funciones biológicas en los microorganismos están: el sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), vanadio (V), manganeso (Mn), hierro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), y el zinc (Zn), donde el sodio (Na), potasio (k), magnesio (Mg) y el calcio (Ca) son requeridos por los organismos. En general, estos metales son requeridos en la catálisis de enzimas, transporte molecular, estructuras proteicas y el control en la presión osmótica. Cabe resaltar que aun cuando, estos metales son esenciales para los organismos, en altas concentraciones pueden llegar a ser tóxicos, tal es el caso del cobre (Cu).

#### **1.6.6.2. Metales tóxicos:**

Los metales tóxicos son aquellos que no tienen funciones biológicas, incluyen a la plata (Ag), cadmio (Cd), estaño (Sn), oro (Au), mercurio (Hg), plomo (Pb), aluminio (Al), y los metaloides germanio (Ge), arsénico (As), antimonio (Sb), y selenio (Se), por su diferencia química con los metales, los metaloides tienen en el organismo efectos tóxicos diferentes.

Los metales se encuentran presentes como especies catiónicas, mientras que los metaloides se encuentran en especie aniónica.

#### **1.6.6.3. Metales no esenciales:**

Los metales no esenciales incluyen a rubidio (Rb), cesio (Cs), estroncio (Sr), y el titanio (Ti), estos metales algunas veces se encuentran acumulados en las células como resultado de secuestro y transportes no especificados, sin embargo estos no parecen tener efecto alguno en las células.

Metales tales como el aluminio (Al), antimonio (Sb), arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg), y la plata (Ag), pueden generar, hipofosfatemia, problemas cardiacos, cáncer, enfermedades neurológicas y cardiovasculares,

encefalopatía y problemas en el sistema nervioso central (Timberley y Pepper, 2001).

### **1.7. Efectos tóxicos de los metales en la célula microbiológica.**

Por la naturaleza iónica de los metales tóxicos, pueden pegarse a diferentes ligaduras celulares, desplazando a los metales esenciales de su sitio original en las células, por ejemplo el argón (Ar) puede reemplazar al fosfato en la célula.

Los metales también pueden romper proteínas, originando un cambio en la composición, función y conformación del ADN, el cadmio (Cd) compite con el zinc (Zn) natural en las células. Los metales pueden afectar la fosforilización oxidativa afectando también la permeabilidad de la membrana, específicamente el mercurio (Hg) y el vanadio (V) (Timberley y Pepper, 2001).

### **1.8. Parámetros biológicos.**

La presencia y extensión de contaminación fecal es un factor importante en la determinación de la calidad de un cuerpo de agua. Las heces contienen una variedad de microorganismos y formas de resistencia de los mismos, involucrando organismos patógenos, los cuales son un riesgo para la salud pública al estar en contacto con el ser humano. El examen de muestras de agua para determinar la presencia de microorganismos del grupo coliforme que habitan normalmente en el intestino humano y de otros animales de sangre caliente, da una indicación sensible de dicho tipo de contaminación fecal. Dada la limitada capacidad de algunos miembros del grupo de organismos coliformes para sobrevivir en agua; sus números también pueden emplearse para estimar el grado de contaminación fecal Norma Técnica Mexicana (NMX-AA-042-SCFI-2005).

Los métodos biológicos muestran el grado de desbalance ecológico que ha sido causado. Aunque las evidencias físicas y químicas del agua hayan desaparecido pueden persistir las biológicas, ya que es posible encontrar diferentes tipos de organismos en el ambiente debido a las condiciones que prevalecen. Los indicadores biológicos son organismos que por su sola presencia, reflejan las características ambientales en el que se encuentran.

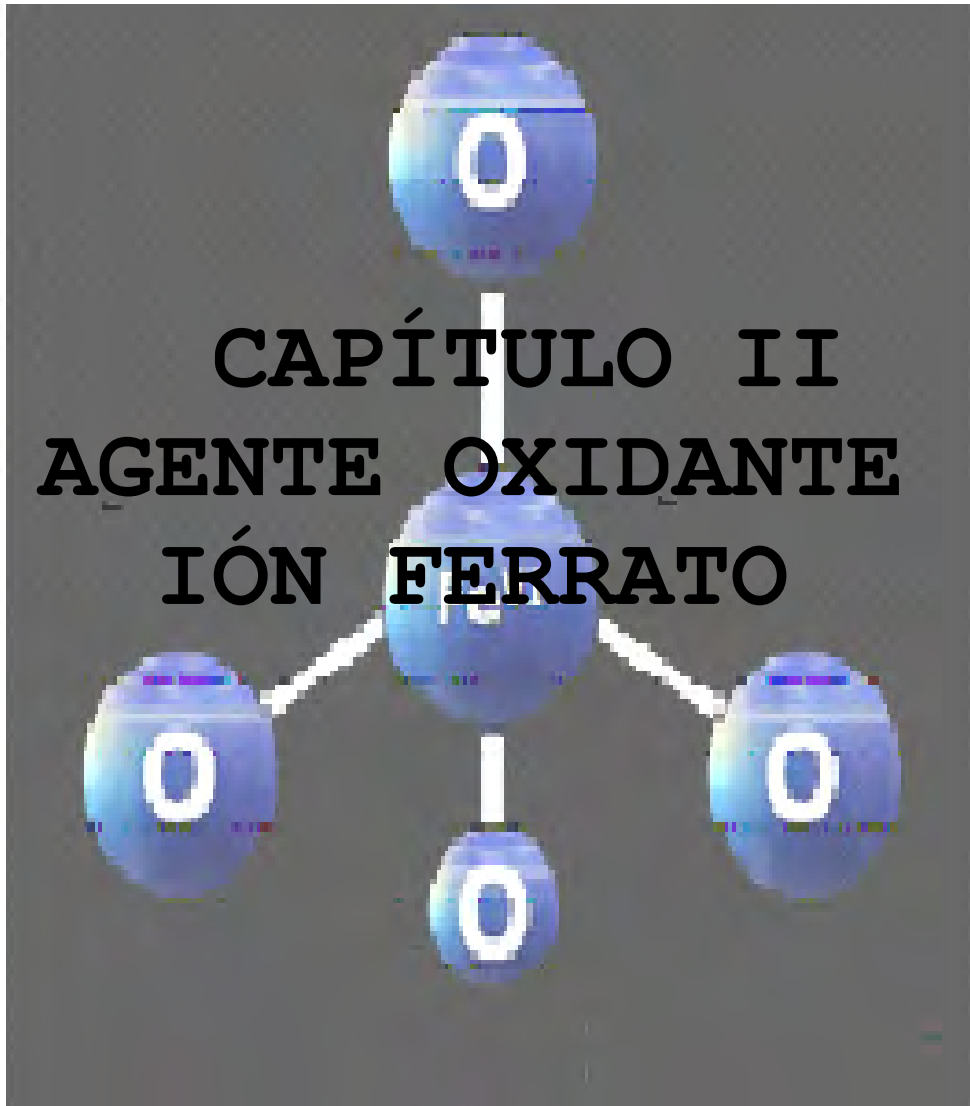
Por estas razones las evaluaciones de la calidad de agua deben incluir un análisis biológico ya que aportan una información importante sobre las condiciones de la calidad del agua (SARH, 1983).

Los coliformes totales y fecales fueron uno de los primeros microorganismos indicadores de contaminación utilizados y hasta el presente, continúan siendo los indicadores de la calidad sanitaria de las aguas (Hunter *et al.*, 2000).

---

---

**CAPÍTULO II**  
**AGENTE OXIDANTE**  
**IÓN FERRATO**



---

---

## 2.1. El Ión Ferrato, (FeO<sub>4</sub><sup>-2</sup>)

### 2.2. Historia del ión ferrato.

En el año de 1702 el Químico Alemán George Ernest Stahl reporta una masa fundida de color púrpura que se obtenía como resultado de la reacción de una mezcla de sales y limaduras férricas, las cuales se disuelve en el agua (White y Franklin, 1998).

En 1834 Eckeberg y Bequerel observaron un color similar cuando calentaban mezclas rojas de potasio y sales minerales de hierro. Bequerel reporta que mientras ocurría la reacción de descomposición se desprendía oxígeno.

Posteriormente Smith en 1843 y Mollins en 1871 permitieron determinar la presencia de hierro hexavalente en ferrato de potasio (K<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) y ferrato de bario (Ba<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub><sup>-2</sup>).

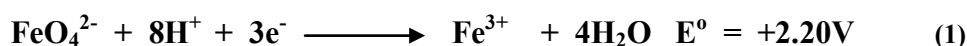
### 2.3. Características del ión ferrato.

El hierro (Fe) es el tercer elemento más común en la tierra, el Fe (III) se encuentra en el cuerpo humano, en todas las plantas superiores y en la vida animal. De hecho, los médicos suelen prescribir hierro para la anemia e Incluso el pan y los cereales son fortificados con Fe (III) (tomado de ferratetreatment.com/htm).

El desarrollo de nuevas formas de combatir la contaminación de aguas con mayor eficiencia, es el propuesto por Murmann y Robinson usando el ión ferrato, el cual es un proceso químico, basado en la oxidación, coagulación/floculación y desinfección de aguas. Este oxidante reduce la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), el carbón orgánico total (COT) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

El ión ferrato, Fe (VI), (FeO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) es uno fuerte agentes oxidante químico con capacidad de oxidar numerosos contaminantes orgánicos; benceno, fenol, Naftaleno, ácido nitriloacético etc. e inorgánicos; amoniaco, cianuro, etc. y la contaminación biodegradable (Sharma, 2002). El ión ferrato tiene un amplio potencial de reacciones en soluciones ácidas y básicas (reacción 1 y 2). (Sharma, 1998)

Reacción del ión ferrato en medio ácido.



Reacción del ión ferrato en medio básico.





El ión ferrato debido a sus múltiples estudios en tratamiento y purificación de aguas es un agente químico amigable al ambiente (reacción 3) o Química Verde dado a que al reaccionar con el medio acuático, este no produce residuo dañino al medio (Jiang y Lloyd, 2002).

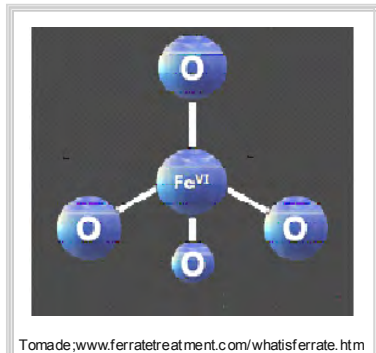
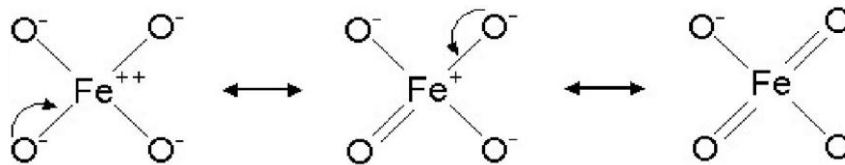


Figura 6. - Estructura molecular del ión ferrato

En estudios que se han realizado del ión ferrato en estado sólido, presenta un arreglo espacial de cuatro átomos de oxígeno unidos al átomo de hierro (enlaces covalentes) y en la molécula el átomo de Fe, en una oxidación de 6+ (Goof y Murman, *et al.*, 1989; Lee *et al.*, 2003).



El ión ferrato presenta tres estados de oxidación en solución acuosa (Figura 7).

Figura 7.- Estructura híbrida de resonancia del ión Fe(VI) en solución acuosa

### 2.3.2. Potencial de reacción.

El potencial de reacción (Figura 8) del ión ferrato esta reportado entre rangos de pH ácidos de 2.20 V y en pH básicos de 0.57 V (Word, 1958).

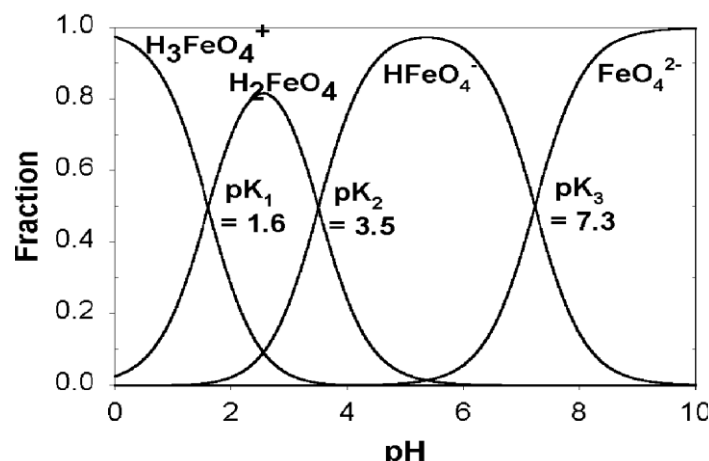


Figura 8. Distribución de especies de Ferrato en solución acuosa (Lee, 2004).

### 2.3.3. Propiedades físicas y químicas (estado sólido).

El ión ferrato como se ha explicado anteriormente, se puede sintetizar por el método electroquímico y su resultado es una sal (estado sólido), pero también se ha logrado sintetizar en estado líquido bajo ciertas condiciones de laboratorio. El precursor de la molécula es el átomo de Fe(VI).

Estado físico: en estado sólido, presenta un color púrpura casi negro.

Estado líquido: presenta un color púrpura casi negro.

Peso molecular: 198 mg/g mol.

Punto de fusión: 400 °C.

$\Delta H$  °f: - 115+- 1 kcal/mol.

Entropía: 9+-4 e.u.

Energía libre de formación: -77+-2 k cal/mol.

Contribución del peso molecular del hierro en la molécula: 28.2 %

Contribución del peso molecular del oxígeno en la molécula: 32.315 %

Contribución del peso molecular del potasio en la molécula: 39.485 %.

(Wood, 1958)

### 2.4. Campos de aplicaciones del ión ferrato.

Como ya se ha mencionado el ión ferrato posee propiedades muy particulares como reactivo químico por lo que, sus campos de aplicaciones son variados en el campo de tratamientos de aguas residuales (Jiang y Lloyd, 2002; Sharma *et al.*, 2005), reduce la turbidez y color (Jiang y Wang, 2003) y la remueve la contaminantes orgánicos e inorgánicos (De Luca, 2003).

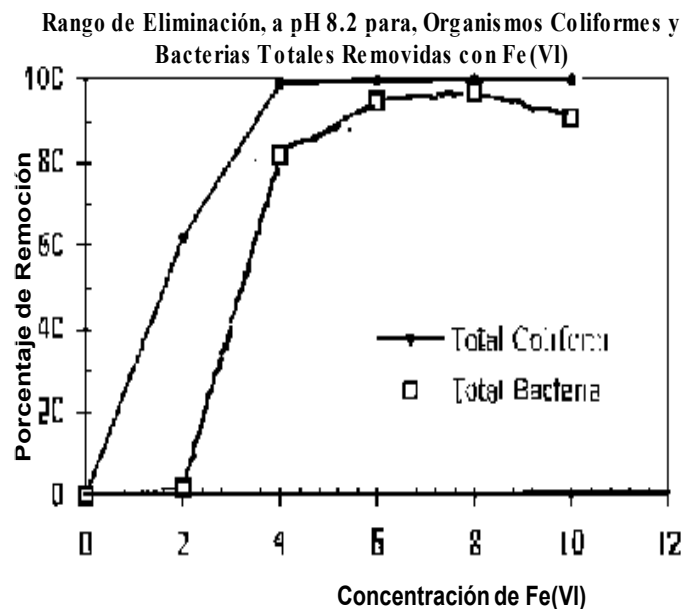
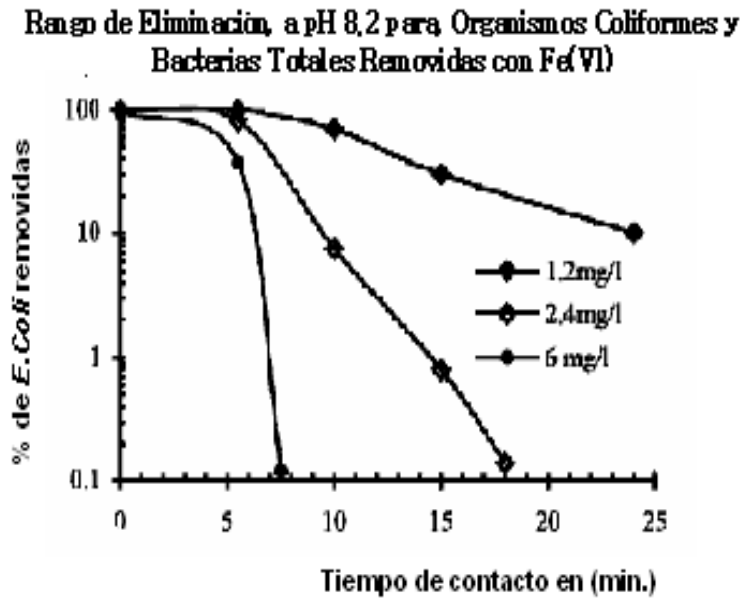
#### 2.4.1. Como desinfectante y sustituyente del cloro.

Por ser un fuerte agente oxidante el ión ferrato ha sido utilizado como un desinfectante alternativo de aguas, efluentes y lodos, para el control de olores en medio líquido, para precipitación de hierro (Fe) y manganeso (Mn), así como un sustituto del cloro y para desinfección de efluentes industriales mixtos. (Figura 9 y10) La desinfección elimina bacterias como la *Escherichia-coli* y el virus *f2 Coligafos* (Murmman y Robinson, 1974; Jiang y Kim, 2002).

La cloración, es el proceso más común de desinfección en el tratamiento de potabilización de aguas. Después de descubrir que producen efectos negativos, como la formación de sub-productos Clorados (CBP) y los Trialometanos (THMs) (Rook, 1974).

Por esta razón el ión ferrato puede sustituir a otros procesos de desinfección para aguas (bromuro, yoduro, dióxido de cloro y ozono) y es una alternativa de tratamiento y potabilización de aguas. La desinfección que proporciona el ión ferrato fue observado por Murmman y Robinson cuando realizaron un experimento con dos bacterias cultivadas en laboratorio (*No-rencombinantes* y recombinantes de *Pseudomonas*) con una rango de dosis de 0.50 ppm de  $\text{FeO}_4^{-2}$  y con el resultado de la eliminación del 100 % de las bacterias (Murmman y Robinson, 1974).

Estudios posteriores (Gilbert, 1976) con ión ferrato demuestran la capacidad de eliminar la *Escherichia coli* (*E-coli*) a un pH de 8.2 y una dosis de 6 mg/L de ión ferrato. El porcentaje de eliminación de *E-coli* fue de 99.9 % con un tiempo de contacto de 7 minutos. Su acción desinfectante ocurre por la oxidación de la molécula de agua generando radicales peróxidos, electrones hidratados e hidroxilos, las cuales son altamente oxidantes (Waite, 1979).



Figuras. 9 y 10.- Eliminación de coliformes con ion ferrato: Tomado de waite, 1979.

## 2.4.2. Poderoso oxidante.

para  
ntes

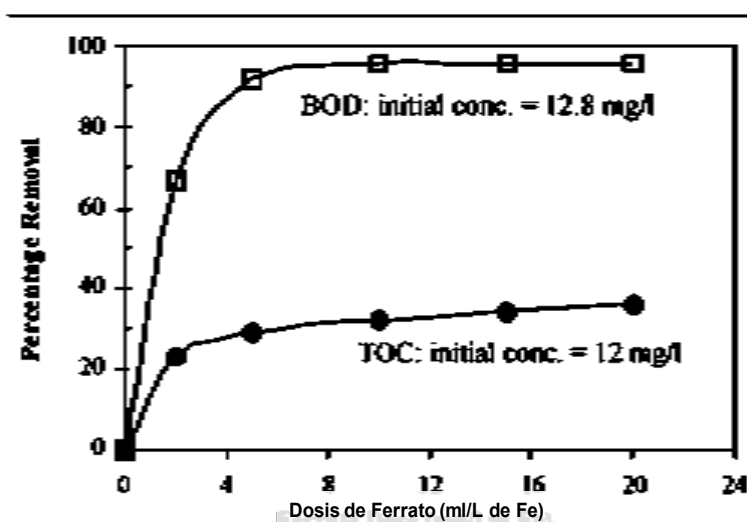


Figura 11. Acción de ferrato con COT y DBO. Tomado de Waite, 1984.

arios  
988,  
ude,  
1996 y Sharma, 1992), aminoácidos (Bielski, 1994), fenol (Rush, 1995), dioles (Rao, 1991), compuestos nitrogenados orgánicos (Carr, 1988), ácido sulfhídrico, (Sharma, 1997), compuestos de nitrosamidas, tiosulfatos (Bartzatt, 1991) y compuestos de hidracina, la oxidación de contaminantes inorgánicos como el ión cianuro (Sharma, 1997, 1998) y el amoniaco (Sharma, 1995, 1998), que pueden ser oxidados, cumpliendo con ciertas condiciones específicas de aplicación.

La materia orgánica biodegradable de efluentes domésticos es oxidada con dosis pequeñas de ión ferrato (Waite, 1978), reduciendo el Carbón Orgánico Total (COT) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) (Figura 11).

Desde hace tres décadas se ha prestado atención y preocupación por los sub-productos persistente derivados del tratamiento de aguas con Cloro (Rook, 1974 y 1976), sub-productos clorados (CBP) y los trialometanos (THMs) los cuales son removidos con ión ferrato.

## 2.4.3. Alguicida.

El crecimiento masivo de algas es la causa de la eutrofización en lagos así como la presencia de otros productos químicos como los sulfatos (fertilizantes) favorecen a este problema, el cual se ha venido acelerando desde hace más de 80 años (Fitzgerald, 1964; Elder y Horne, 1978;) y acrecentando la problemática en el tratamiento de aguas.

El ión ferrato es un excelente floculante (Waite, 1983) y requiere de tiempos de contacto cortos, así como concentraciones pequeñas (figura 12), para remover algas, en el proceso de tratamiento (De Luca y Chao, 1983).

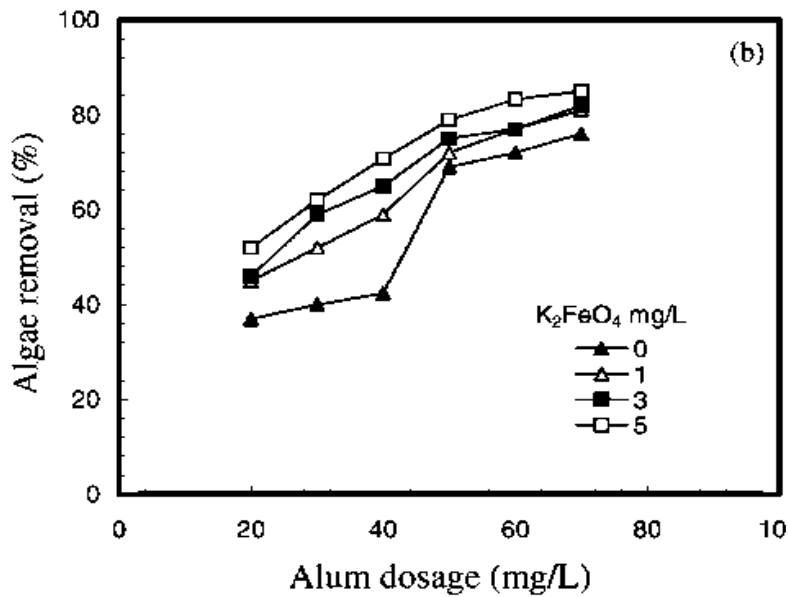


Figura 12.- Tomado de Waite, (1983).

La reacción del agente y las algas comienza con la desestabilización de las cargas negativas en la fase coloidal de la superficie (Ives, 1956), el hierro (Fe) reacciona en la fase de coagulante, existiendo una mutua atracción y neutralización de las cargas. El agente coagulante reacciona primeramente con los ácidos húmicos y fúlvicos del medio, la dosis del coagulante entra en un estado de electro-neutralización y reducción de la materia orgánica, lo que da como resultado la eliminación de algas (Narkis y Rebhun, 1975; Ma y Liu, 1997).

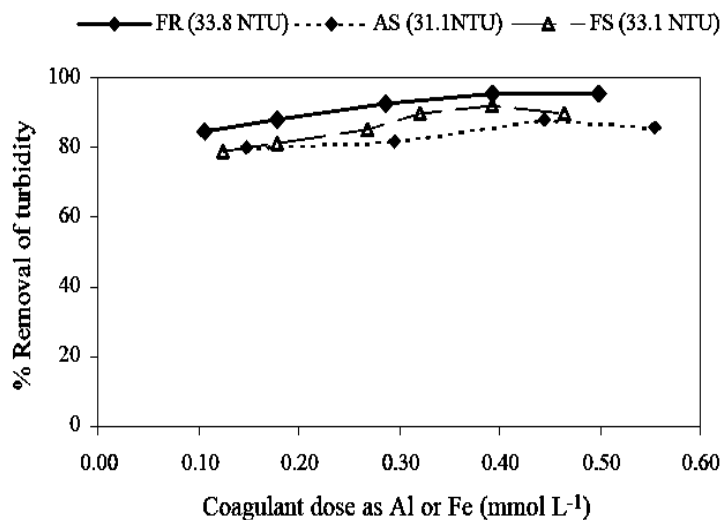


Figura.13.-Remocion de turbidez, Jiang et al. (2006)

#### 2.4.4. Coagulante.

La coagulación y la desinfección con el ión ferrato son dos procesos simultáneos que se dan en el momento de la aplicación del agente oxidante. El ión ferrato se reduce a hierro (III) e hidróxido de hierro los cuales, en combinación generan un coagulante en una misma dosificación (Jiang y Lloyd, 2002), en el proceso de coagulación el ión ferrato desestabiliza la parte coloidal y partículas suspendidas (sólidos suspendidos y totales) formando agregados de materia orgánica los cuales son removidos por procesos de sedimentación o filtración (Figura 13).

La remoción por la reacción del ión ferrato, da como resultado la disminución de un conjunto de parámetros de calidad como la eliminación de la turbidez, color, DQO, COT y COD (Jiang *et al.*, 2006).

#### 2.4.5. Nuevo campo de aplicación (electroquímica de energía).

Actualmente el ión ferrato tiene una nueva aplicación, en el campo electroquímico de energía se usa la sal para fabricar pilas ecológicas “**baterías de súper hierro**” utilizando la sal de ión ferrato como: material catódico, por su alta capacidad y eficiencia, proporciona mayor energía comparándolas con las pilas convencionales alcalinas (Licht *et al.*, 2001, 2002).

### 2.5. Factores que afectan la estabilidad del ión ferrato.

#### 2.5.1. pH.

En general la descomposición del ión ferrato depende en gran medida de la concentración de los iones  $[\text{FeO}_4^{2-}]$ , del pH y la temperatura (Jiang y Lloyd, 2002). La estabilidad del ión ferrato es alta, dependiendo del pH (Figura 14) se observa que su estabilidad óptima se encuentra entre pH 9-10.

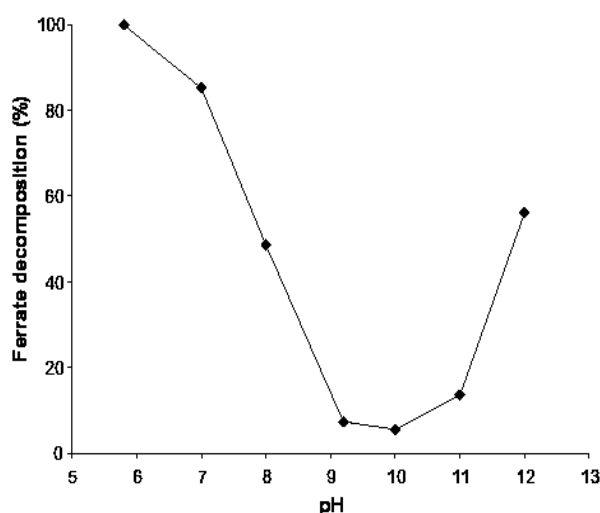


Figura 14. - Efecto del pH en la descomposición del ferrato (Graham *et al.*, 2004).

### **2.5.2. Temperatura.**

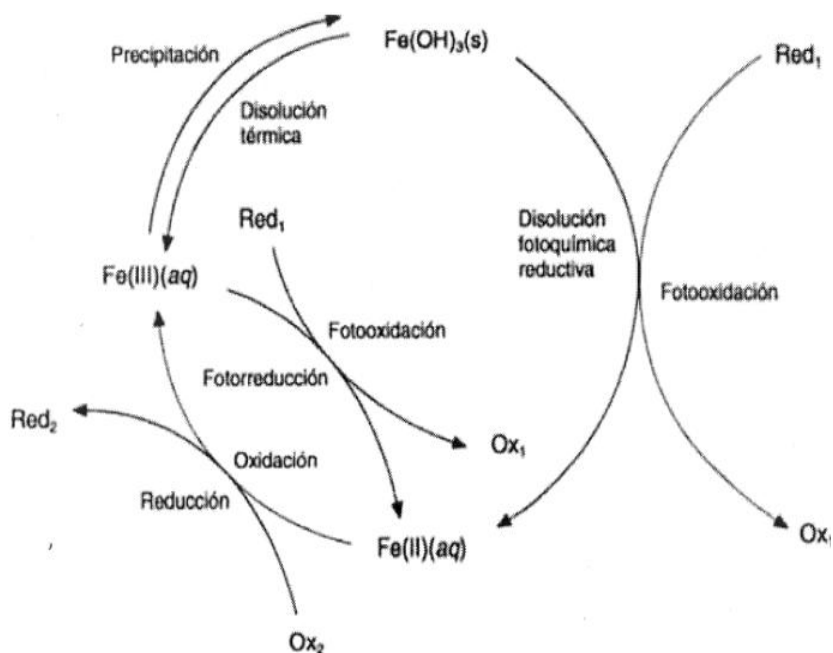
Estudios preliminares han demostrado que la temperatura influye en la estabilidad del ión ferrato, ejemplo; una solución de ferrato sintetiza a dos distintas temperaturas de 25 y 0.5 °C, dan como resultado una disminución en la solución del 10 % en la solución expuesta a 25 °C en dos horas, mientras que la de temperatura de 0.5 °C permanecía relativamente estable con una ligera variación y una pérdidas del 2 % al mismo tiempo (Wagner *et al.*, 1952).

### **2.5.3. Concentración.**

La concertación del ión ferrato afecta su estabilidad, ya que en la síntesis de la formación de iones  $[\text{FeO}_4^{-2}]$  se forma un ambiente alcalino debido a la presencia radicales hidróxido  $[\text{HO}^\cdot]$ , cuando se usan dos concentraciones diferentes de hidróxido y se refrigeran a -20 °C. Se observa variación del 5 % en un periodo de 2 horas en concentraciones bajas 29.3 % de pérdidas, En conclusión la concentración más altas son menos estables que las concentraciones bajas de hidróxido (Wagner *et al.*, 1952).

### **2.6. Dinámica del hierro en ecosistemas acuáticos.**

En un cuerpo de agua, las concentraciones del iones férricos son escasas. La mayor parte del ión férrico se encuentra en los sedimentos en forma de hidróxidos férricos  $[\text{Fe}(\text{OH}^-)_3]$ , fosfato férrico  $[\text{FePO}_4]$  y en ocasiones como silicato férrico  $[\text{FeSiO}]$  y carbonato férrico  $[\text{Fe}_2(\text{CO}_3)_3]$ . Las cuales forman una capa oxidada que inmoviliza los nutrientes antes mencionados en los sedimentos, evitando que la mayor parte pueda difundirse a la columna de agua. La condición de oligotrofia perdurará mientras se mantengan constantes las condiciones de oxigenación, pH, POR y la entrada de nutrientes (Massol y Fuentes, 2007).



**Figura 15.- Representación del ciclo del hierro en sistemas acuáticos Tomado de (Rodríguez y Marín, 1999).**

### 2.6.1. Ciclo del hierro en la superficie del agua.

La generación fotoquímica de  $\text{Fe}^{2+}$  en la superficie es especial para la dinámica ecológica de los sistemas hídricos se lleva a través de dos rutas (Figura 15).

- a) *disolución fotoquímica reductiva de oxihidróxidos férricos*
- b) *fotólisis de compuestos férricos de coordinación disueltos.*

El  $\text{Fe}^{3+}$  disuelto en aguas tiene dos connotaciones; en primer lugar actúa como intermedio en la hidrólisis oxidativa del  $\text{Fe}^{2+}$ , y en segundo lugar se forma mediante disolución térmica no reductiva de oxihidroxidos férricos en una reacción catalizada por  $\text{Fe}^{2+}$ . Así pues la formación de  $\text{Fe}^{2+}$  puede ocurrir como un proceso autocatalítico, lo cual, podría indicar el proceso de oxidación de compuestos ferrosos.

En este sentido, la oxidación de  $\text{Fe}^{2+}$  mediante oxígeno se favorece al ión ferroso el cual se encuentra absorbido en una superficie mineral o biológica (Rodríguez y Marín, 1999).



# CAPÍTULO III EL "LAGO DE XOCHIMILCO"



---

---

### 3.1. Antecedentes históricos del Lago de Xochimilco.

El lago de Xochimilco, es el último remanente de agua del extinta cuenca del valle de México, el cual se formó por las torrenciales lluvias y la unión de los cinco lagos: Xaltocan, Zumpango, Texcoco, Chalco y Xochimilco. Este último se distinguió de los demás por la buena calidad de agua, debido a que era alimentado, por numerosos manantiales de agua cristalina así como escorrentías de la Sierra del Chichinautzin (Acevedo, 1972; Gurria, 1978). Antiguamente los recursos naturales de esta región eran importantes, se podía vivir de la caza, pesca, siembra y recolección; además del clima benevolente y el aire transparente.

Figura 16. Antiguos Lagos de la Cuenca del Valle de México.



Tomado de: López, (2000)  
La Cuenca de México.

#### 3.1.1. Época Prehispánica.

Históricamente los lagos mexicanos han estado asociados al desarrollo de culturas prehispánicas importantes, hacia el año de 1254 a.c., en los alrededores de Santa Cruz Acapulca se asentó la primera tribu Xochimilca, que llegó al Valle de México, provenientes de Aztlán, aquellos pobladores dedicados a la agricultura se dispusieron a intensificar el cultivo, introduciendo un nuevo sistema de cultivo en subsuelos inundados llamadas: "Las Chinampas" (Gurria, 1978; DDF, 1996), con el fin de abastecer de alimento a la entonces población de la ciudad de México.

### **3.1.2. Época Colonial.**

En esta época la metrópoli sufre un cambio en su cultura, especialmente religioso pero, conserva su tradicional sistema productivo Chinampero, mantenido su relación con el entonces centro de la ciudad.

En este periodo inician los proyectos de desagüe artificial de la cuenca con la obras Huehuetocan-Nochistongo para verter sus aguas al río Tula (Lara, 1988) y evitar las inundaciones continuas (primera inundación en 1553 seguidas de nuevas inundaciones en los periodos de 1580, 1604, 1629) (Catala, 1986). El inicio de la descarga de los lagos y la deforestación que dio pasó a la expansión de la ciudad así como de zonas de agricultura y de pastoreo: dando como resultado el incremento del deterioro ambiental (Trabulse, 1983).

### **3.1.3. El Período de Independencia (1810-1821).**

En el periodo que comprende la guerra de independencia (1810-1821) se produjeron pocos cambios en la fisonomía general de la ciudad (González y Terán, 1976).

No fue sino hasta el gobierno de Maximiliano donde la obras de drenaje del canal Huehuetocan se ampliaron y se empezaron a preocupar por la desecación de los lagos y los primeros estragos se hacen notar con la presencia de sales (salitre) en la superficie de los suelos (Sierra, 1984).

### **3.1.4. La Revolución (1910-1920).**

En 1906 comienzan la construcción del acueducto que transportaría agua de los manantiales de Xochimilco a la ciudad de México (Vela, 2005).

### **3.1.5. Siglo XX.**

En 1927 inician las obras de excavación de pozos y la extracción de agua con bombas en los manantiales de San Luis Tlaxialtemalco (Vela, 2005).

### **3.1.6. Época Actual**

Actualmente la zona lacustre de Xochimilco, es un importante centro de producción agrícola, presenta un conflicto al rebasar los criterios establecidos en cuanto a concentración de contaminantes se refiere, afectando tanto a la agricultura como a la energía de la región, al no ser óptima la calidad de agua para riego, así como para la protección de la vida acuática y la salud pública. Además de cumplir funciones ambientales insustituibles para el equilibrio ecológico del Valle de México y porque el riesgo inminente de perder su estatus de Patrimonio de la Humanidad obliga a tomar acciones de cooperación, que garanticen su preservación (Larregui, 2004).

### **3.2. Contaminación del Lago de Xochimilco.**

El lago de Xochimilco presenta actualmente características muy peculiares en relación con el recurso agua, debido a la modificación drástica del entorno físico y ecológico realizado por el hombre en la zona de captación que incide sobre el lago.

En general los problemas de transformación que alteran el funcionamiento hídrico del lago son: la extracción excesiva del agua subterránea que ha llevado a la eliminación de las fuentes y que alimentaban al lago a través de los manantiales, así como el aporte a través de aguas residuales y semi-tratadas (aporte continuo, intermitente y de aporte de la red de alcantarillado), debido al incremento de la población de la zona urbana producto principalmente de los asentamientos irregulares e industriales, así como de algunas actividades productivas como la ganadería de tras patio y el empleo de fertilizantes químicos en la agricultura en las inmediaciones de las zonas del Lago de Xochimilco.

Por otro lado, la mayor parte del agua tratada proviene de la planta de Cerro del la Estrella, que ha alimentado desde el 1953 de forma artificial la zona lacustre bajo los criterios de calidad de Norma Oficial Mexicanas para uso agrícola (Proyecto UNESCO-Xochimilco, 2005).

El agua contaminada provoca alteraciones en la productividad agrícola y es un serio riesgo para la salud. El agua contaminada provoca alteraciones en la productividad agrícola. La importancia de la calidad del agua radica en que su uso local cubre todos los usos previstos en su aprovechamiento como: el riego, mantenimiento de la biota, navegación y de recreación, siendo los dos primeros los más importantes (Herrera, 1997).

#### **3.2.1. Calidad del agua en los canales de Xochimilco.**

En el lago de Xochimilco sea observado que el agua tratada que alimenta a los canales, promueve el crecimiento de las comunidades algales, evidenciando su alto contenido de materia orgánica y de nutrimentos inorgánicos disueltos, que les confieren el alto grado de eutrofización provocando el crecimiento masivo de algas como: Cyanoprocaryotas, Diatomeas y Clorofitas, características de aguas de mala calidad. Así como *Microcystis aeruginosa* ya que suele ser molesta desde un punto de vista estético, e incluso tóxica ya que potencialmente puede sintetizar la toxina *microcystina* que llega a causar irritación de la piel e intoxicación sub-letal en el hombre así como tumoraciones en animales y vegetales Por otro lado, la calidad sanitaria del agua, rebasa los límites propuestos por las Normas Oficiales Mexicanas, por lo que esta agua no debe usarse para fines agrícolas, pesqueros y/o recreativos(López et al., 2004).

### 3.2.2. Importancia de la zona Chinampera.

En la antigüedad y hasta nuestros días Xochimilco ha jugado un papel muy importancia por los aportes de productos vegetales cultivados, provenientes de la zona Chinampera.

Las primeras chinampas consistían en islas rectangulares como especie de balsas de lodo y ramas, las cuales flotaban libremente en el Lago, en estas se depositan fango negro de pudrición, carrizo, ramas y raíces, para allí establecer sus sembradíos de verduras, flores de ornato y plantas medicinales.

Hay que resaltar que antes de cada siembra la superficie de la chinampa era recubierta por suelo nuevo extraído del fondo del canal, el cual esta compuesto básicamente por sedimento orgánico. Por lo que esta técnica de cultivo no implica el requerimiento de maquinaria, arado, rotación de cultivo, o fertilizantes artificiales, ya que los cultivos son abundantes y continuos e intensivos.

Las plantas crecen constantemente en las chinampas y no hay necesidad de dejar descansar el suelo, con frecuencia las plantas jóvenes ya están sembradas cuando se cosechan las maduras. No se usa fertilizante artificial, los campos se abonan de vez en cuando con fango del mismo canal (Rojas, 1993).

Actualmente en las chinampas de Xochimilco podemos observar nuevas condiciones ecológicas y de cultivos hortícola entre las que se destacan la verdolaga, romerito, epazote las cuales son resistentes a la salinidad y a la contaminación de agua.

### 3.2.3. Microbiología del agua de los canales.

Los canales de Xochimilco reciben el aporte de agua de forma natural proveniente del agua de lluvia y de forma artificial de cuatro plantas de tratamiento, operadas por el sistema de agua del Gobierno del Distrito Federal (Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxiátemalco) y por la Delegación Xochimilco (Planta de Xochimilco, Planta de San Lorenzo Tézonco) (Delegación Xochimilco, 2004) así como una serie de descargas de aguas residuales de origen doméstico, pecuario e industrial.

En estudio realizado (Mazarí-Hiriart *et al.*, 2002) determinaron microbiológicamente que las agua de los canales presentan coliformes totales, coliformes fecales, *Enterococcus sp.* y *Vibrio sp.*, mayor al límite permisible para agua utilizada para riego agrícola, NOM-001- ECOL-1997 (1000 UFC/100 mL) rebasando los límites en un 74% y en un 55% en época de secas y lluvias, respectivamente, lo que representa un aporte importante de contaminación fecal humana y un peligro de enfermedades gastrointestinales, ya que esta agua es usada para el riego de vegetales para el consumo de la población. Lo que puede producir un factor de riesgo asociado con la presencia de *E. coli* (Aguilar- Medina y Mazarí-Hiriart, 2003).

Mazarí-Hiriart *et al.* 2001a, b, sugieren que el agua de los canales de Xochimilco usada para irrigación puede jugar un papel importante como vehículo de transmisión y de infección de enfermedades gastrointestinales.

#### **3.2.4. Importancia ecológica de Xochimilco.**

En el sistema podemos encontrar vertebrados acuáticos importantes como los peces, el pez amarillo (*Girardhynichtys viviparus*), y el ajolote (*Ambystoma mexicanum*). Pero también hay especies introducidas, como la carpa y la tilapia (carnívoras) otros peces de ornato, que muestran la perturbación y los grandes cambios en la red trófica (Zambrano *et al.*, 1999).

#### **3.2.5. Vegetación terrestre y acuática del lago.**

Según estudios sobre flora y la vegetación acuática Novelo y Gallegos (1988). Mencionan que la contaminación, perturbación de los canales, la extracción desmedida de las aguas que alimentan a los canales y a la urbanización de las áreas de cultivo, han ocasionado:

- La extinción de gran cantidad de especies vegetales acuáticas, y la reducción de sus áreas.
- La sustitución de varias plantas acuáticas nativas por especies malezoides.
- La reducción de la diversidad de plantas acuáticas en toda la región de estudio.

Novelo y Gallegos (1988) mencionan que 26 especies de plantas acuáticas (De un total de 67) estaban extintas en la región chinampera y 8 especies tenían altas posibilidades de extinguirse en pocos años.

Actualmente existe un interés en Xochimilco, por su recuperación debido a que se considera un símbolo prehispánico (Rojas, 1990). Xochimilco es un lugar histórico, de tradición y es una región que explica las condiciones actuales por la que atraviesan las cuencas hidrológicas del país, como la insuficiencia, la sobreexplotación y el impacto ambiental que se le ha ocasionado al medio ambiente (Pérez-Fons, 1993).



# CAPÍTULO IV

## ZONA DE ESTUDIO



“Canal el Japón”

L. Xochimilco



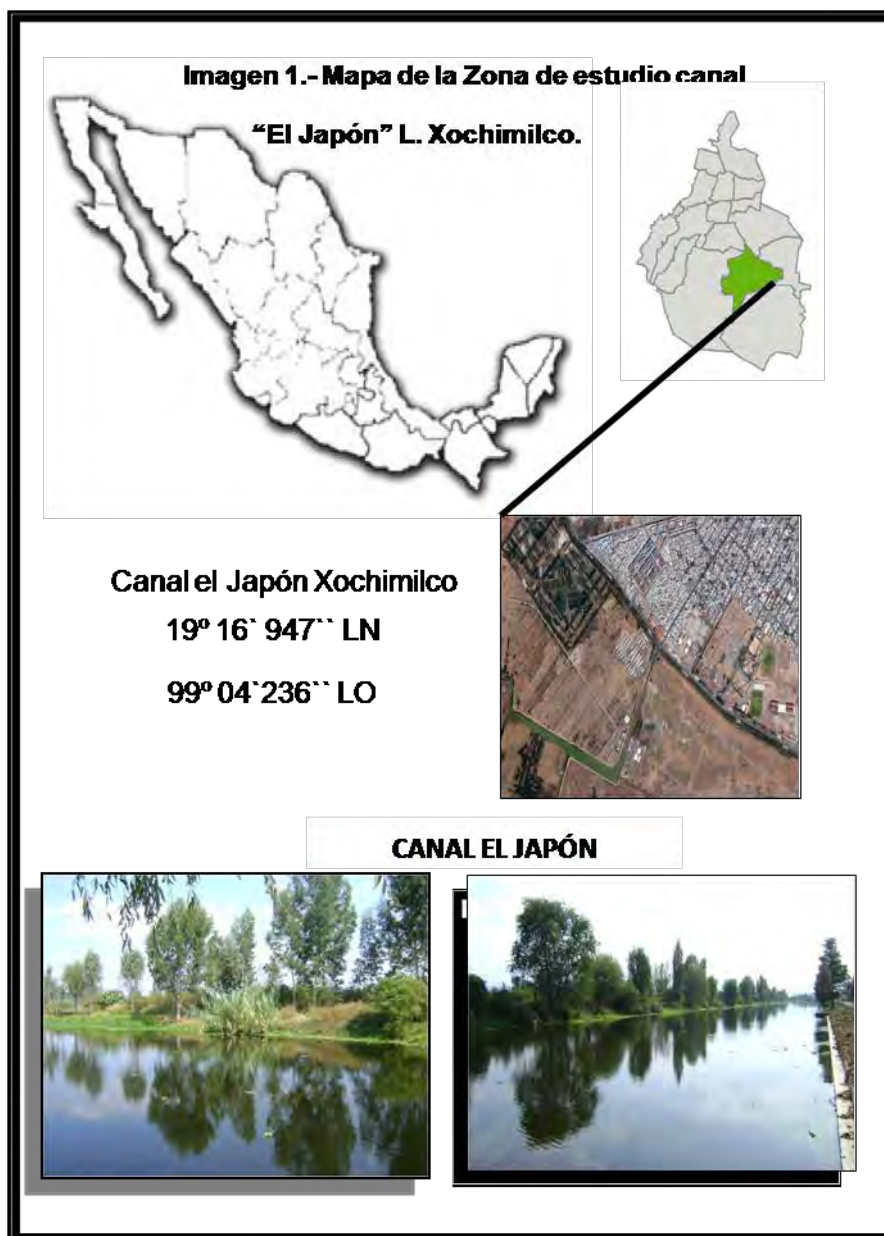
---

---

## IV. ZONA DE ESTUDIO

### "Lago de Xochimilco"

La Delegación Xochimilco se sitúa geográficamente entre los 88° 09` 04" y 99° 00` 02" de longitud oeste y en los paralelos 19° 17` 35" y 19° 08` 57" de latitud norte (Imagen 1), a una altura aproximada de 2240 msnm. Sus límites son al norte y oeste con la Delegación de Tlalpan, al sur con la Delegación Milpa Alta y al Este con la Delegación Tláhuac. La Delegación Xochimilco tiene una extensión territorial de 134.6 Km<sup>2</sup>, y el 67.3 % es considerada como área de conservación ecológica, e incluye áreas montañosas y zona de chinampas; esta área se encuentra amenazada por la mancha urbana (INEGI, 2000).





---

---

## **OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la eficiencia del agente oxidante ión ferrato a través de las pruebas de tratabilidad del agua del canal “El Japón”, lago de Xochimilco, mediante los parámetros de calidad de agua en el nivel de laboratorio, para favorecer la calidad del agua del canal.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- ◆ Proponer al ión ferrato como un tratamiento físico-químico avanzado de oxidación.
- ◆ Evaluar física, química y biológicamente el canal “El Japón”, mediante las normativas y criterios de calidad del agua que se mencionan en la Norma Oficial Mexicana (**NOM-001-SEMARNAT-1997**) y sus límites permisibles de calidad de aguas, Así mismo la Demanda Química de Oxígeno (DQO) (CNA, 2007).
- ◆ Mediante las pruebas de calidad y criterios de aguas, evaluar el sistema (canal el Japón L Xochimilco).
- ◆ Establecer las condiciones de aplicación y las dosis óptimas mediante la prueba de jarras de floculación.
- ◆ Analizar la calidad del agua sometida a tratamiento con el agente oxidante con el fin de mejorar la calidad del agua.

---

---

## **HIPÓTESIS.**

Con base en las propiedades del ión ferrato de ser un fuerte oxidante, coagulante/floculante y desinfectante químico se propone la siguiente hipótesis.

El ión ferrato es conocido por sus propiedades, y sus múltiples aplicaciones en los procesos de tratamientos de aguas, (proceso fisicoquímico), por lo que se espera que al realizar los ensayos de aplicación del agente oxidante en el equipo de Jarras para floculación con agua del canal "El Japón" Xochimilco, estos deberán presentar unas disminuciones significativas en cuanto a carga de materia orgánica y en su calidad a fin de disminuir sus características de eutroficación.

---

---

## DISEÑO EXPERIMENTAL Y MÉTODO

En este estudio se determinó la eficiencia del ión ferrato adicionando dosis a muestras de aguas provenientes del canal “El Japón” Lago de Xochimilco, las cuales presentan problemas de eutrofización.

El trabajo se dividió en tres fases:

### 1.- Fase de gabinete

En esta etapa se llevó a cabo la recopilación bibliográfica, necesaria para el desarrollo de la presente investigación, así como el montaje de técnicas y el manejo del equipo necesario.

En una segunda fase al término de la parte experimental, los resultados obtenidos en la determinación de parámetros físicos, químicos y biológicos fueron sometidos al análisis estadístico utilizando la varianza ANDEVA mediante el programa STATISTICA (versión, 7), para confirmar la eficiencia en cuanto a los tratamientos. Así como la elaboración de las conclusiones y la redacción del escrito final.

### 2.- Fase de campo.

Comprendió tres salidas al campo para la toma de muestras, de acuerdo con lo especificado en la literatura (APHA, 1999; NOM-001-SEMARNAT-1997; Comisión Nacional del Agua, 2007).

La toma de muestras fue en el nivel superficial del canal, se midieron los parámetros físicos *in situ*, con ayuda del aparato “Hidrolab Multisensor” modelo **DATASONDE**, así como la colectas de muestras para coliformes totales y fecales y muestras de nutrientes ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^-$ ), clorofilas y muestras de agua para determinación de metales, las muestras se fijaron para su preservación (cuadro 3).

A su vez se tomaron muestras de agua en bidones de 20 litros (previamente lavados con extrán (detergente libre de fosfatos) y agua tipo I (desmineralizada) para realizar las pruebas en el laboratorio de dosificación, en el equipo de jarras para floculación.

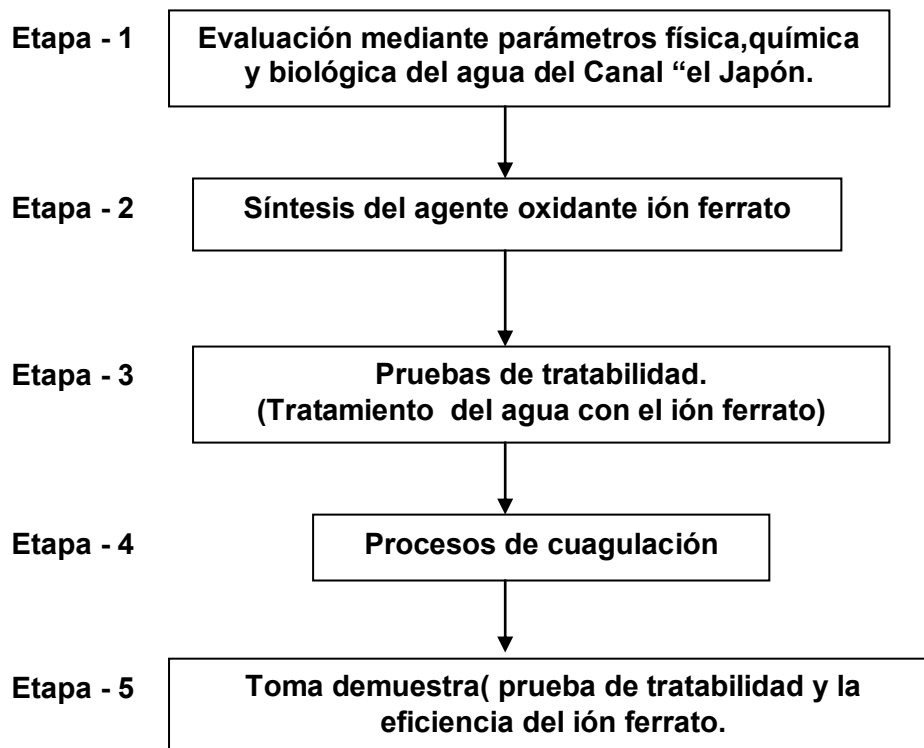
**Cuadro 2.- PARÁMETROS DETERMINADOS EN CAMPO Y LABORATORIO EN MUESTRAS DE AGUA Y TRATADAS CON IÓN FERRATO.**

<b>Norma Técnica Mexicana (NMX)</b>	<b>Parámetro determinado</b>	<b>Método instrumental</b>
<b>NOM-AA-007-2000</b>	<b>Temperatura</b>	<b>Multisensor modelo DATASONDE de la marca Hidrolab.</b>
<b>NOM-AA-008-2000</b>	<b>pH</b>	<b>Multisensor modelo DATASONDE de la marca Hidrolab.</b>
<b>NOM-AA-012-2001</b>	<b>Oxígeno Disuelto</b>	<b>Multisensor modelo DATASONDE de la marca Hidrolab.</b>
<b>NOM-AA-038-2001</b>	<b>Turbiedad (UTM)*</b>	<b>Multisensor modelo DATASONDE de la marca Hidrolab.</b>

Técnicas empleadas en campo (APHA, 1999; NOM-001-SEMARNAT-1997; CONAGUA, 2007).

**3.- Fase de laboratorio.**

**Diagrama. 1.- Etapas de laboratorio.**



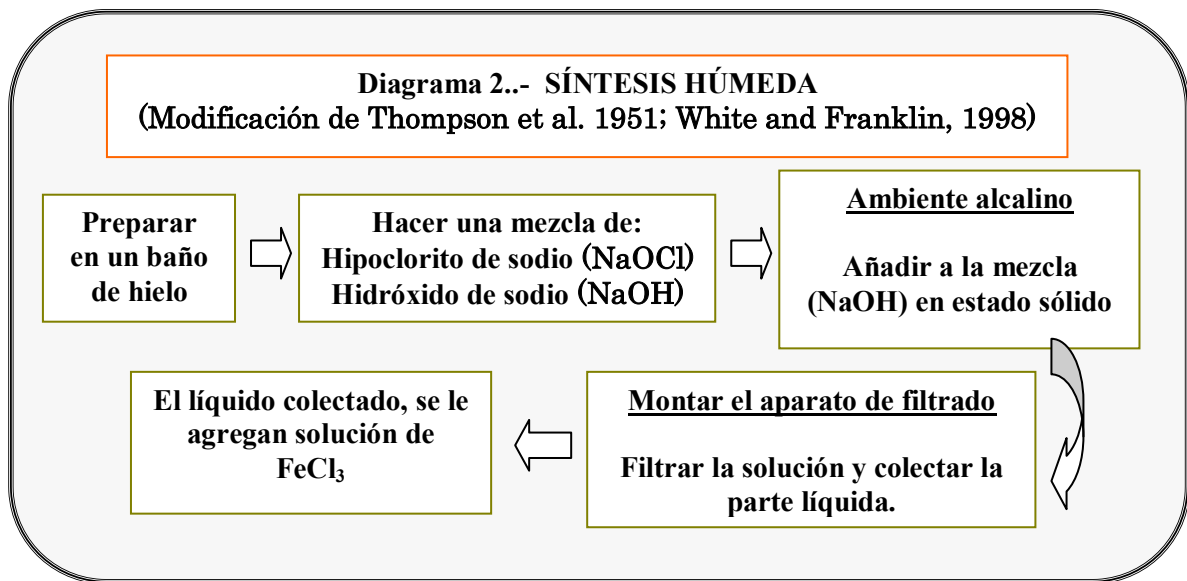
**Cuadro 3.- ETAPA 1: EVALUACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL AGUA DEL CANAL “EL JAPÓN” LAGO DE XOCHIMILCO.**

<b>Norma Técnica Mexicana (NMX)</b>	<b>Parámetro</b>	<b>Método instrumental</b>
NOM-AA-004-2000	Sólidos sedimentables	Cono Imhooff
NOM-AA-026-2001	Determinación de amonio (NH <sub>4</sub> )	Berteloth
NOM-AA-029-2001	Determinación de fósforo (PO <sub>4</sub> )	Espectroscopia UV/VIS
NOM-AA-030-2001	Determinación de DQO	Reflujo cerrado del dicromato
NOM-AA-034-2001	Determinación de sólidos suspendidos	Gravimétrico
NOM-AA-038-2001	Determinación de turbiedad (UTM)*	Turbidimétero
NOM-AA-045-2001	Color	Escala Pt-Co
NOM-AA-079-2001	Determinación de nitratos (NO <sub>2</sub> )	Reducción por columna de cadmio.
NOM-AA-099-2006	Determinación de nitritos (NO <sub>3</sub> )	Espectroscopia UV/VIS
NOM-181-SSA1 1998	Determinación bacterias coliformes totales y fecales	Sustrato Cromogénico
	Determinación de clorofilas	(Jeffrey S. 1975; Marker A. 1980)

Técnicas empleadas en laboratorio (APHA, 1995., NOM-001-SEMARNAT-1997, CONAGUA, 2007).

**Etapa 2: Síntesis del agente oxidante ión ferrato.**

La síntesis del ión ferrato se realizó bajo la síntesis húmeda modificación de Thompson *et al.* 1951; White y Franklin, 1998 (Diagrama 2).



**Etapas 3 y 4: Pruebas de tratabilidad (tratamiento del agua con agente oxidante, ión ferrato y formación de flóculos).**

Las condiciones experimentales fueron fijadas con base en la búsqueda bibliográfica y las modificaciones pertinentes para dicho estudios.

La técnica experimental fue la siguiente:

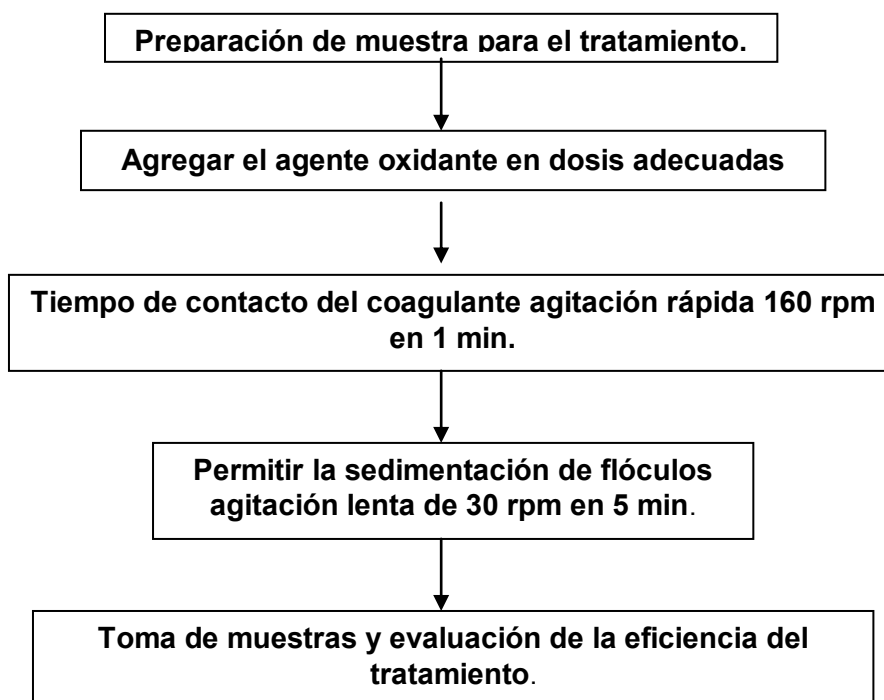
En esta etapa se preparó el equipo de jarras para floculación con seis jarras y seis paletas de agitación de vidrio. En vasos de precipitados de (1 L) se llenaron con un litro de agua de Xochimilco (agua a tratar) y se preparó una serie de vasos con el mismo volumen de la muestra y se adicionó volúmenes del agente oxidante (ferrato) a diferentes dosis (100 a 300  $\mu\text{L}$ ), estos son montados en el aparato de jarras bajo agitación a condiciones rápidas de 160 revoluciones por minuto (1min.) y después de un tiempo de contacto se bajaron las revoluciones para formar los flóculos 30 rpm, esto se dejaron en reposo para provocar la sedimentación por gravedad de los flóculos por 1 hora.

Como nota aclaratoria es importante mencionar que para realizar esta prueba fue necesario determinar la cantidad necesaria de coagulante para lo cual se realizaron pruebas previas a diferentes dosis (100 a 500  $\mu\text{L}$ ) del agente coagulante controlando variables como: pH y pruebas de mezclado.

**Fase 5: Toma de muestras (pruebas de tratabilidad y la eficiencia del agente oxidante ión ferrato).**

En esta etapa con el fin de determinar la eficiencia del agente oxidante, de los vasos sometidos al tratamiento, se realizó una decantación del sobrenadante de las muestras, para analizar los parámetros que se especifican en la **etapa 1**, esto se estableció para evaluar la calidad y la eficiencia del proceso de aplicación, así como comportamiento de las diferentes dosis (Diagrama 3).

**Diagrama 3.- Fase de coagulación.**



**Especificaciones del método para la aplicación del ión ferrato.**

Para el experimento de la evaluación de la solución de ión ferrato, las aplicaciones de las dosis fueron realizadas a temperatura ambiente y por una misma persona, con el objeto de mantener las mismas condiciones en todas las pruebas y el tiempo transcurrido entre la administración del agente, cabe mencionar que las pruebas se realizaron por triplicado.

## RESULTADOS

En los cuadros 4 a 11 se exponen los resultados obtenidos para cada una de las pruebas realizadas tanto en muestras control y con las diferentes dosis experimentales, a través de la media aritmética.

**Cuadro 4.- Valores promedios de los parámetros físicos y químicos, con el tratamiento ión  $\text{FeO}_4^{2-}$  en muestras de agua del Lago de Xochimilco.**

PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS							
TRATAMIENTO	pH	O <sub>2</sub> DIS. mgL <sup>-1</sup>	TURBIDEZ NTU	COLOR ESCALA Pt-Co	SOL.SUSP. mgL <sup>-1</sup>	SOL.SED. mL/h	DQO mgL <sup>-1</sup>
H <sub>2</sub> O sin Ferrato	8.8	5.2	18	66.7	0.3	0.5	1.60E+02
Dosis 100 µL	9.1	3.4	3.5	60	0.3	0.2	1.40E+02
Dosis 200 µL	8.9	3	3.6	50	0.2	0.4	1.50E+02
Dosis 300 µL	9.2	2.6	3.6	50	0.2	0.6	1.30E+02

**Cuadro 5.- Concentración promedio de los nutrientes antes y después del tratamiento con ión  $\text{FeO}_4^{2-}$  en muestras de agua del Lago de Xochimilco.**

NUTRIENTES (mgL <sup>-1</sup> )				
TRATAMIENTO	FOSFATOS (PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	NITRITOS (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	NITRATOS (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	AMONIO (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )
Factor de dilución	01:50	01:50	01:50	01:50
H <sub>2</sub> O sin Ferrato	3.70E+03	5.40E-03	1.20E+03	1.50E-03
Dosis 100 µL	3.60E+03	5.90E-03	7.20E+02	1.00E-03
Dosis 200 µL	3.20E+03	2.10E-03	6.70E+02	1.40E-03
Dosis 300 µL	1.70E+03	1.30E-03	7.80E+02	1.30E-03



**Cuadro 6.- Concentración de los parámetros biológicos, antes y después del tratamiento con ión  $\text{FeO}_4^{2-}$  en muestras de agua del Lago de Xochimilco.**

PARÁMETROS BIOLÓGICOS			
TRATAMIENTO UNIDADES	CLOROFILA a mg pigmento /m <sup>3</sup>	COL.FEC. (NMP/100mL)	COL.TOT. (NMP/100mL)
H <sub>2</sub> O sin Ferrato	98	11	195
Dosis 100 µL	69	1	7
Dosis 200 µL	79	1	3
Dosis 300 µL	73	0	1

#### Determinación del Porcentaje de Remoción.

Una vez obtenido los valores de las medias aritmeticas de muestra de agua sin ferrato vs. muestras con tratamiento se procedio a realizar el cálculo de la eficiencia de remoción conforme a la fórmula.

#### Formula para determinar el porcentaje de remoción..

$$\% \text{ de Remoción} = \left[ \frac{\text{Valor Medio Inicial} - \text{Valor Medio Final}}{\text{Valor Medio Inicial}} \right] \times 100$$

(Navarro, 2008)

Los resultados de la determinación del porcentaje de remoción (Cuadros 7 al 9).

**Cuadro 7.- Porcentaje de remoción de los parámetros físicos y químicos mediante el tratamiento con ión ferrato.**

PARÁMETROS	DOSIS		
	100 µL	200 µL	300 µL
O <sub>2</sub> DIS.	5.2	3.3	3
pH	8.7	9.4	9.3
TURBIDEZ	81	80	80
COLOR	10	25	25
SOL.SUSP.	13	22	28
SOL.SED.	63	8	32
DQO	13	6	20

**Cuadro 8.- Porcentaje de remoción de los nutrientes mediante el tratamiento con ión ferrato.**

PARÁMETROS	DOSIS		
	100 µL	200 µL	300 µL
FOSFATOS (PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	1	13	52
NITRITOS (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	10	62	76
NITRATOS (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	40	44	35
AMONIO (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	33	3	11

**Cuadro 9.- Porcentaje de remoción de los parámetros biológicos mediante el tratamiento con ión ferrato.**

PARÁMETROS	DOSIS		
	100 µL	200 µL	300 µL
Clorofila- a	30	19	26
COL. FEC.	92	95	100
COL. TOT.	96	98	99

#### Resultados de Metales.

Para la parte analítica que corresponde a los metales se obtuvieron los siguientes resultados (cuadro 10).

**Cuadro 10.- Concentración de metales totales con tratamiento de FeO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en muestras de agua del canal "El Japón" Lago de Xochimilco.**

METALES TOTALES (mgL <sup>-1</sup> )						
TRATAM.	As	Cr	Ni	Pb	Zn	Fe
H <sub>2</sub> O sin Ferrato	7.1E-03	5.6E-03	8.7E-03	4.2E-03	1.0E-01	3.0E-01
Dosis 100 µL	6.8E-03	5.5E-03	7.5E-03	2.9E-03	5.8E-02	4.4E-01
Dosis 200 µL	6.5E-03	6.4E-03	7.1E-03	4.1E-03	7.2E-02	6.4E-01
Dosis 300 µL	6.9E-03	6.9E-03	1.3E-02	6.3E-03	5.7E-02	1.0E+00

**Cuadro 11.- Porcentaje de remoción de metales, mediante el tratamiento con ión ferrato.**

PARÁMETROS	DOSIS		
	100 $\mu$ L	200 $\mu$ L	300 $\mu$ L
As	4	8	2
Cr	2	15	23
Zn	44	29	44
Ni	14	19	50
Pb	32	3	49
Fe	47	112	231

---

---

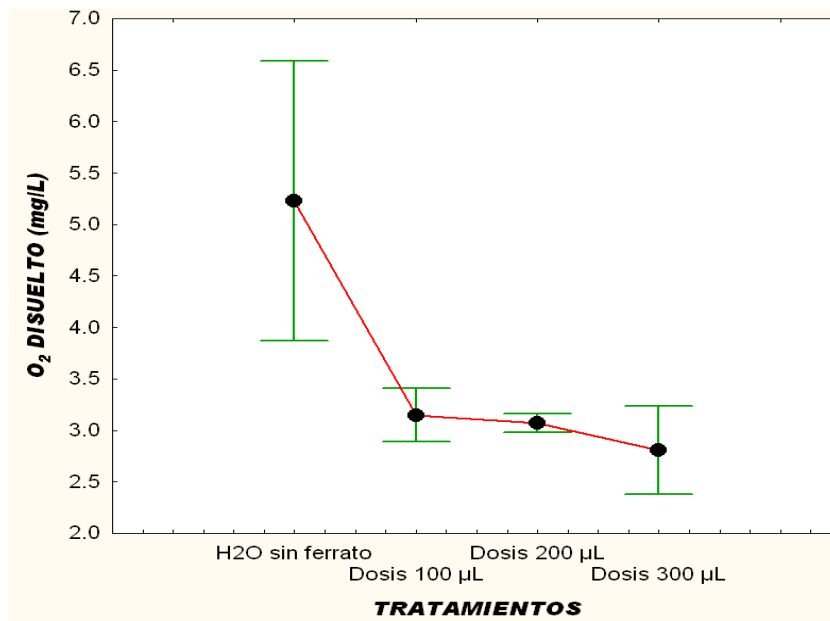
## ANÁLISIS DE RESULTADOS

El tratamiento con ión ferrato obedece a las características de procesos físicos y químicos. Mediante la oxidación directa, la coagulación/floculación favoreciendo la separación de fases, la desinfección y remoción de olores, se da por procesos de oxidación y cambios de pH, promoviendo la desactivación de las fases coloidales (Ibáñez, 1997)

El ión ferrato produce fases como la coagulación y floculación. Jiang y Lloyd (2002) explican que el ión ferrato al realizar la oxidación de la materia orgánica se reduce a Fe (III) y a iones de hidróxido de hierro, los cuales son generadores de un coagulante que desestabiliza la parte coloidal en minutos, formando floculos y arrastra a su paso los contaminantes por efecto del peso de los agregados (sedimentación).

### El Oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno disuelto **OD** promedio reportado para nuestro estudio fue de  $5.2 \text{ mgL}^{-1}$ , según reportes de González y Rosas (2006), la concentración a nivel de superficie es de  $6.53 \text{ mgL}^{-1}$ , los resultados muestran que el comportamiento del sistema es heterogéneo. Este parámetro proporciona información necesaria para evaluar el comportamiento de las reacciones de oxido-reducción (Figura 16). La disminución del **OD** se debe a la oxidación de la materia orgánica (iones nitratos a amonio, sulfatos a sulfitos y al decremento de algas) (Garnier *et al.*, 1999; Schöl *et al.*, 1999).



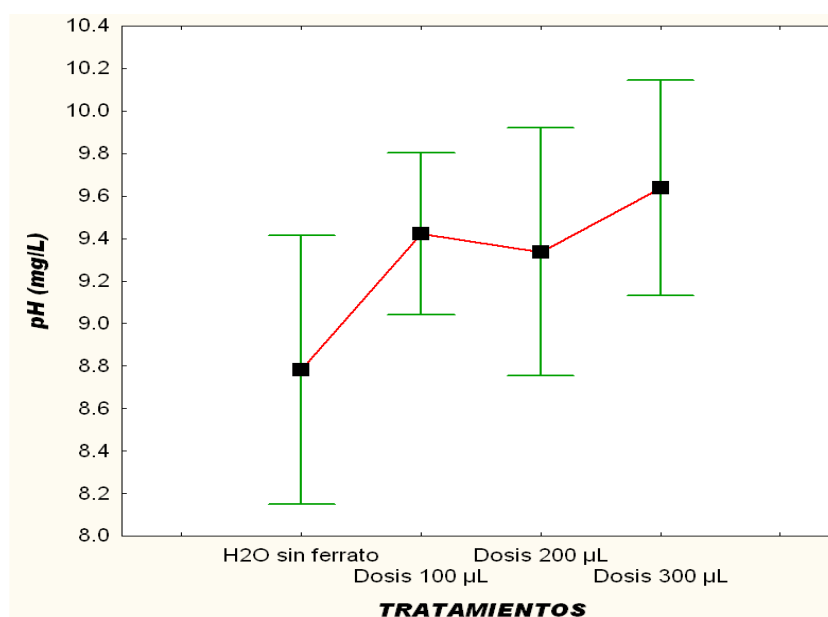
**Figura 16.- Promedio  $\pm$  0.95 intervalo de confianza del OD y ión ferrato.**

El ión ferrato reacciona con la materia orgánica oxidándola, aunado a la variación de pH se forma un cambio de cargas de las partículas coloidales ocasionando la disminución del oxígeno (Romero, 1987).

### Potencial de hidrógeno (pH)

Los valores promedio de pH oscilaron entre 8.8 unidades para la muestra control, lo que indica un pH alcalino en la superficie del lago, estudios realizados por González y Rosas, (2006) reportaron en promedio un pH de 8.36, este fenómeno de homogeneidad se puede atribuir a la poca profundidad, menos de 2m, que alcanzan los canales de lago; los valores básicos reportados son similares a los encontrados por Olvera (2004).

En general, los valores obtenidos tienden hacia la alcalinidad con una capacidad establecida por los bicarbonatos como lo menciona Arcos *et al.* (1995).



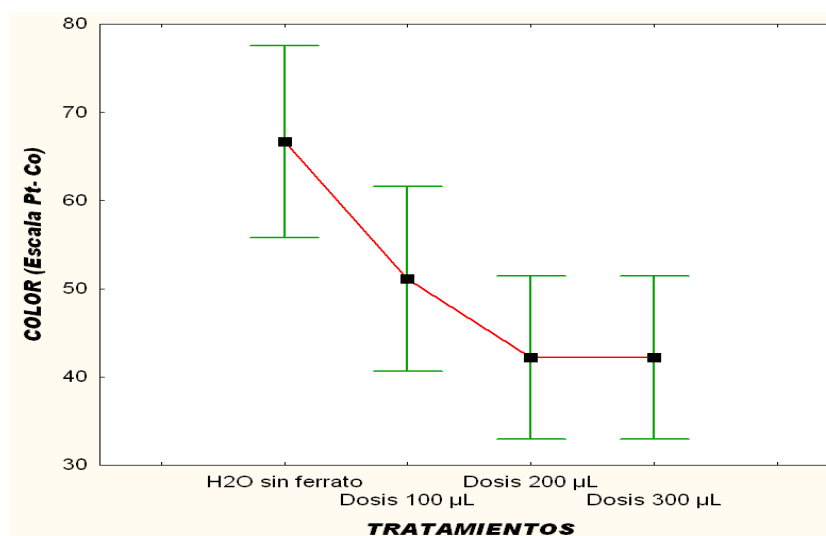
**Figura 17.- Promedio  $\pm$  0.95 Intervalo de confianza del pH el ión ferrato.**

El pH, se ve afectado por los tratamientos físico-químicos de oxidación en la figura 17, se observó que la velocidad de la reacción es más rápida y mayor la remoción a pH básicos (Karagozeler y Erdogdu, 1997).

White y Franklin (1998) mencionan que el pH está relacionado con la eficacia del ión ferrato y este se observa con un cambio de color en el efluente a pH superior a 8 y cambios poco significativos de color a pH de 5.0. Por lo tanto, el ión ferrato parece ser más eficaz a pH básicos.

### Turbidez y color.

En cuanto al parámetro color en la muestra problema se encontró un promedio de 66.7 en la escala Pt-Co, lo cual está motivado por compuestos orgánicos complejos que se originan en los procesos naturales de descomposición de la materia orgánica. Con respecto a las dosis White y Franklin (1998) reportan que el color cambia con dosis pequeñas de ión ferrato (ppm). Los mecanismos de acción dependen de la naturaleza de las sustancias que van a ser coaguladas (coloidales) pueden ser inclusive considerados como sustancias disueltas y se remueven por precipitación (Singley, 2000).



**Figura 18.- Promedio  $\pm$  0.95 Intervalo de confianza del color y ión ferrato.**

El color presentó diferencia estadística significativa (tabla 5) entre el control y las dosis del agente oxidante (ANDEVA,  $F=7.0892$ ,  $p<0.05$ ), estos se observaron en los resultados de eficiencia de remoción de color con las dosis de 200  $\mu\text{L}$  y 300  $\mu\text{L}$  con un 25 % y la de 100  $\mu\text{L}$  registró un 10% (Figura 18).

La turbidez no presentó para este experimento una diferencia estadística significativa entre el control y las diferentes dosis (ANDEVA  $F=1.75832$ ,  $p=0.174965$ ).

En la evaluación de porcentaje de remoción, la eficacia de la dosis de la turbidez fue del 80 % (Figura 19), esta remoción es debido principalmente a los procesos de coagulación/floculación y la precipitación de las partículas coloidales presentes en la materia en suspensión así como de sustancias orgánicas, provocadas por la remoción, relacionando los parámetros color y turbidez.

White y Franklin (1998) demostraron que uso el ión ferrato es adecuado para retirar color y turbidez en el tratamiento del agua.

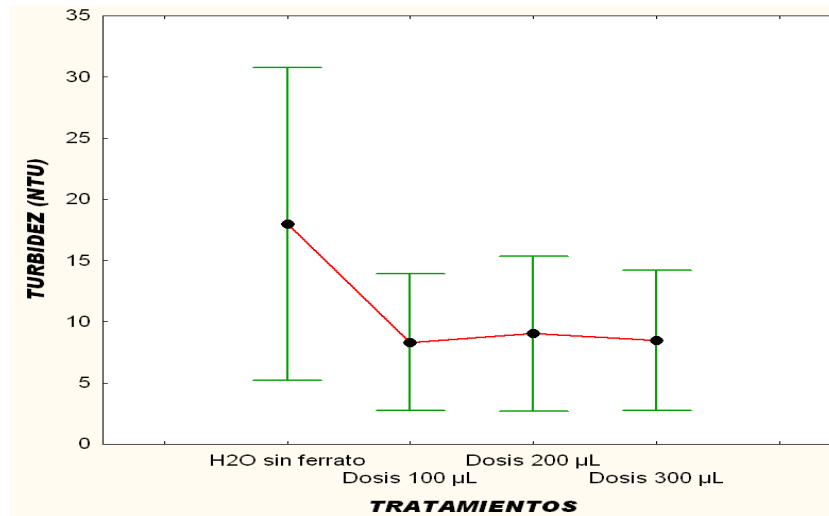


Figura 19.- Promedio  $\pm$  0.95 Intervalo de confianza de la turbidez y ión ferrato.

#### Sólidos sedimentables (Sol.Susp.) y suspendidos (Sol.Sed.)

Los **Sol. Sed.** se encontraron con un promedio máximo de  $0.291 \text{ mgL}^{-1}$ ; de acuerdo a estudios realizados González y Rosas, (2006) la presencia de **Sol. Sed.** en la superficie de lago de Xochimilco, es escasa. Esto es debido a que los partículas del sistema son mayores a 10 micras (Jiménez, 2002).

Los **Sol. Sed.** presentaron diferencia estadísticamente significativa (Tabla 2) entre el control y las tres dosis del agente oxidante (ANDEVA,  $F= 3.549$   $p<0.05$ ). En la prueba de porcentaje de remoción, las diferentes presentaron una remoción del 63 % en la dosis de  $100 \mu\text{L}$ , siendo la más eficaz (Figura 20).

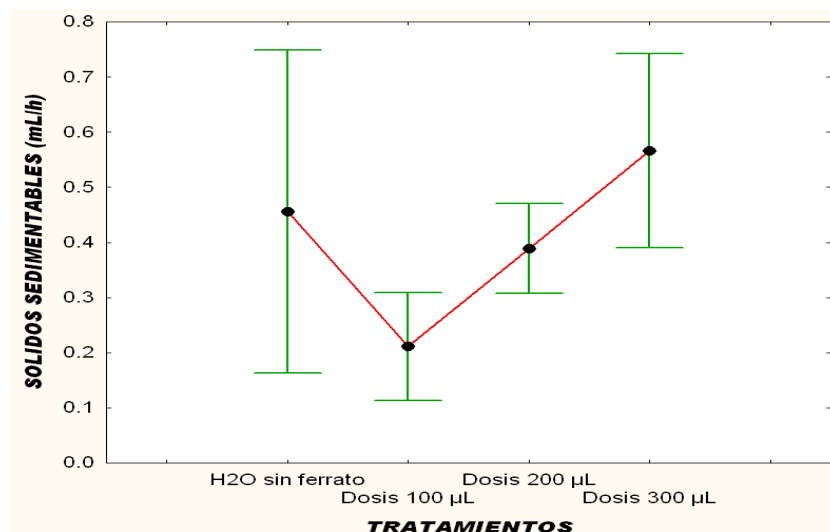


Figura 20.- Comportamiento de los Sol. Sed., promedio  $\pm$  0.95 intervalo de confianza con el ión ferrato

### Sólidos suspendidos. (Sol. Susp.)

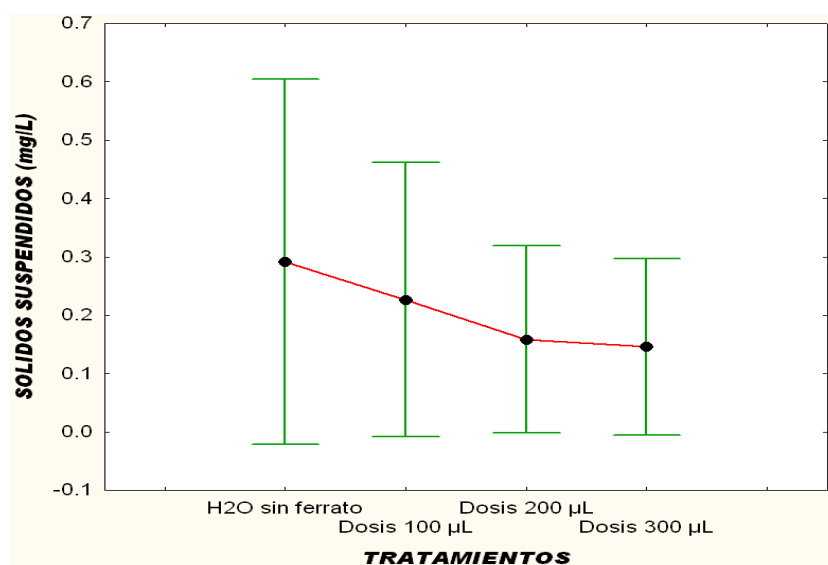
Los **Sol. Susp.** a nivel de superficie presentaron un valor promedio de 0.3 mg/L estos datos indican que la acumulación de materiales biodegradables en estado sólido o en sedimentos (principalmente orgánicos) se forman en el fondo (De la Lanza, 1990), de los cuales un 75% de los sólidos suspendidos son de naturaleza orgánica (Metcalf y Eddy, 1997).

Los resultados de los tratamientos con ANDEVA (anexo I) no registró una diferencia significativa entre el control y las dosis del agente oxidante (ANDEVA,  $F= 0.47618$ .  $p= 0.701076$ ).

En contraste, la prueba de eficiencia de remoción registró un porcentaje de 28 % que corresponde a la dosis de 300  $\mu\text{L}$ . Este fenómeno se comporta de manera heterogénea a los **Sol. Sed.**

De acuerdo con Holmes, (1970) y Tebbutt (1990) los sólidos en suspensión disminuyen la penetración de luz en la columna de agua además de disminuir el oxígeno disuelto entorpeciendo la transferencia en la interfase aire-agua (Rodier, 1990).

En la (Figura 21), se puede observar que la prueba de eficiencia de mayor remoción para los **Sol. Susp.** la presentó la dosis de 300  $\mu\text{L}$ , esto se atribuye a que al adicionar el agente oxidante Fe (VI) se formaron flóculos ó partículas sólidas que al sedimentar arrastraron consigo una considerable cantidad de material suspendido, el cual en el sistema causa un gran problema de eutrofización.



**Figura 21.-Comportamiento de los Sol. Susp.**  
**Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza, con el ión ferrato**



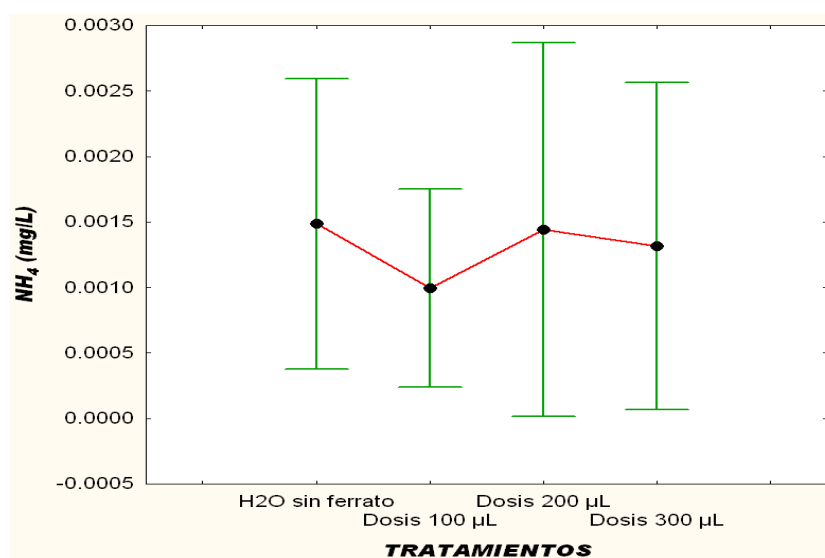
Los nutrientes, amonio ( $\text{N-NH}_4^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4^-$ )

### Amonio ( $\text{N-NH}_4^-$ )

La concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) influyen principalmente en la productividad primaria determinando la distribución o abundancia de diferentes especies de plantas acuáticas (Margalef, 1983).

El amonio es perjudicial para la vida de los peces, no así, para usos agrícolas. Los nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) constituyen el segundo y tercer estado de oxidación del amonio y son menos tóxicos, pero en concentraciones altas representan un peligro de eutrofización (Goldman, 1983).

El resultado promedio del ( $\text{N-NH}_4^-$ ) en muestra control es de  $0.0013 \text{ mgL}^{-1}$  (1:50), que de acuerdo a Ortiz y Ruvalcaba (2005) reportan concentraciones de  $0.028 \text{ mgL}^{-1}$ , que en comparación con los resultados obtenidos las concentración son bajas.



**Figura 22.- Comportamiento del amonio  
Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión ferrato**

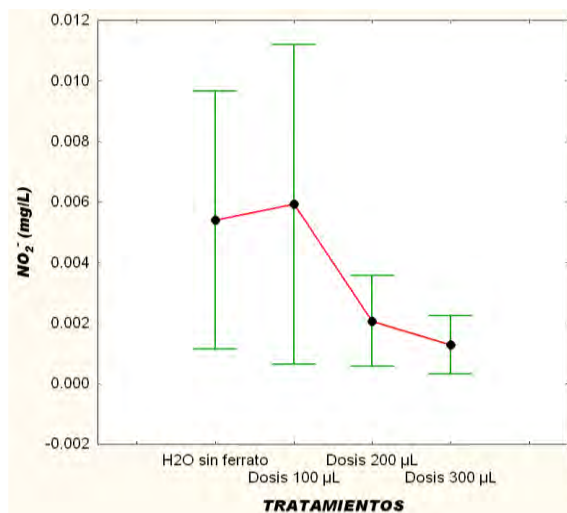
La prueba de ANDEVA nos muestra un comportamiento homogéneo y no registró una diferencia significativa entre el control y las dosis del agente oxidante (ANDEVA,  $F = 0.1911$ ,  $p = 0.901683$ ), pero en la prueba de eficiencia de remoción, esta fue mayor la remoción con la dosis de  $100 \mu\text{L}$  con un 33 %, mientras que la de  $300 \mu\text{L}$  solo removió el 11 % (Figura 22).

### Nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )

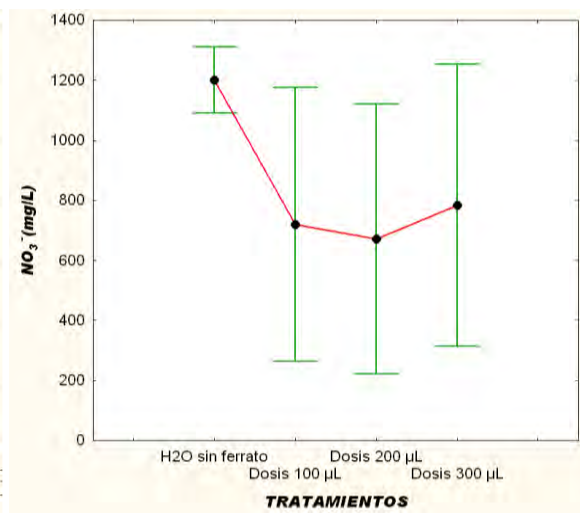
Los  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  son resultado de la reacción de oxidación (nitrificación) y es el camino más importante para la remoción de nitrógeno en medios acuáticos (Faulkner y Richardson, 1989).

La concentración que se encontró para estos nutrientes en muestras control fue de  $5.4\text{E}-03$  y  $1.2\text{E}+3$   $\text{mgL}^{-1}$  respectivamente.

Estadísticamente los  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  no registraron una diferencia significativa entre el control y las dosis del agente oxidante (ANDEVA,  $F= 2.35177$ ,  $p=0.090754$ ) (ANDEVA,  $F=1.93764$ ,  $p=0.143347$ ) respectivamente.



**Figura.23 -Comportamiento de ( $\text{NO}_2^-$ ) Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión ferrato)**



**Figura.24.-Comportamiento de ( $\text{NO}_3^-$ ), Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión ferrato**

La prueba de evaluación de eficiencia de remoción para  $\text{NO}_2^-$  revela que la dosis de  $300 \mu\text{L}$  presentó una reducción del 76 %, (Figura 23) y en  $\text{NO}_3^-$  se encontró un valor de remoción del 44 % para la dosis de  $100 \mu\text{L}$  que corresponde a la (Figura 24).

Mooser *et al.* (1990) reportaron que el amoníaco se oxida a temperatura ambiente y a nitrógeno por el ión ferrato (VI). Halferich y Lang (1950) reportan que el amonio se oxida por la presencia de ión ferrato (VI) a nitrito y nitrato.

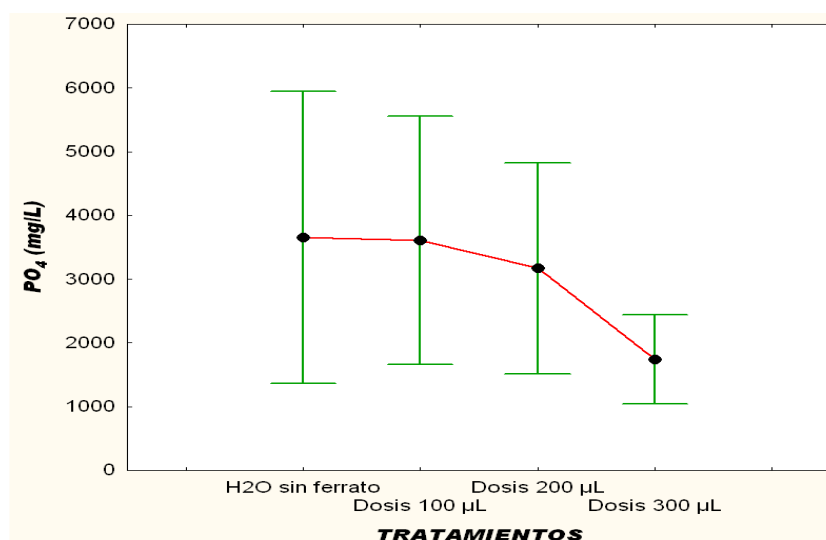
### Los fosfatos ( $\text{PO}_4^-$ )

Los  $\text{PO}_4^-$  en el sistema son necesarios para su desarrollo de comunidades planctónicas, pero en concentraciones excesivas, inducen al crecimiento

masivo, este aporte de nutrientes al sistema, es en parte por los fertilizantes y el ganado de traspatio de los lugareños. (Wetzel, 2001).

Las zonas con actividad agrícola presentan un gran aporte de este nutriente, principalmente por las labores agrícolas de la región (Becher *et al.*, 2000). Cloern (2001) señalan que la producción y uso de fertilizantes acelera las concentraciones de estos nutrimentos.

El promedio encontrado para muestras control de ( $\text{PO}_4^-$ ), es de  $3.7\text{E}+03 \text{ mgL}^{-1}$  (1:50), estudios realizados por Ortiz y Ruvalcaba (2005) reportan  $1016 \text{ mg/L}$ , el fósforo es un nutriente que se encuentra disuelto en un 90% en sistemas produciendo constantes florecimientos de fitoplancton, conduciendo al agotamiento de la oxígeno disuelto, llevando al sistema a la eutrofización (Contreras, 1994). La concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) influye principalmente en la productividad primaria (Margalef, 1983).



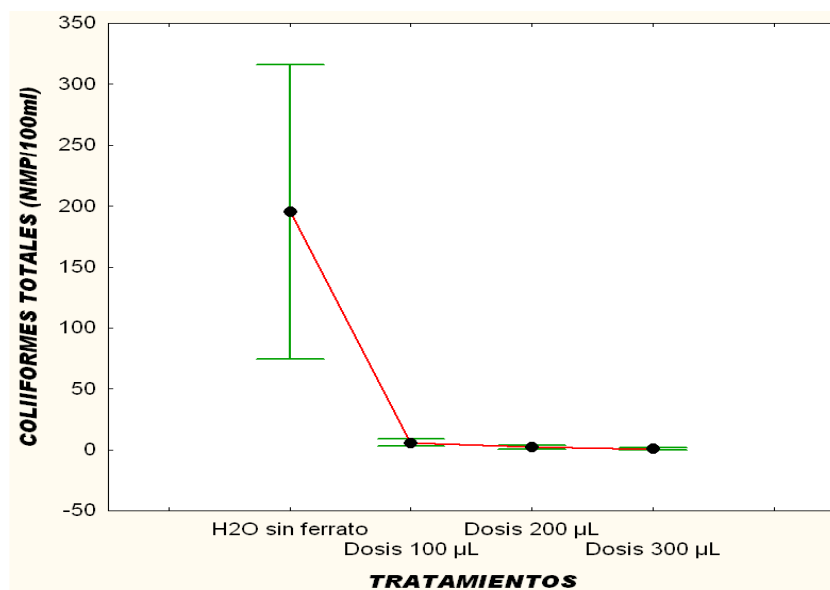
**Figura 25.- Comportamiento de fosfato, Promedio ± 0.95 intervalo confianza con el ión ferrato**

La prueba de ANDEVA, no registró una diferencia significativa entre el control y las dosis del agente oxidante (ANDEVA,  $F=1.39076$ ,  $p=0.263447$ ). A diferencia de la eficiencia de remoción, en donde la dosis de  $300 \mu\text{L}$  obtuvo el 52 %, que resulta ser la más alta en remoción (Figura 25).

#### **Las coliformes totales (CT) y fecales (CF).**

Es preciso mencionar que el canal el Japón recibe las aguas de la planta de tratamiento de San Luis Tlaxiátemalco, por lo que es de esperar resultados bajos de microorganismos. El promedio de coliformes encontrado para el estudio fueron del 195 y 10 NMP/100 mL, para **CT** y **CF** respectivamente. Comparando estos datos con el trabajo de Rodríguez y Urzua, (1998) reportan una presencia de 4 coliformes NMP/100 mL para los canales cercanos a la

planta de tratamiento, esto bajas concentraciones puede deberse a que existe una etapa de cloración provocando la desinfección de las aguas y que conforme al reglamento nacional de los estándares microbiológicos reportan una presencia de menos de 1,000 NMP/100 mL para el agua residual de origen urbano y municipal que es utilizada en el riego de cultivos vegetales de consumo crudo, por lo que podemos decir que el agua analizada es apta para el riego.



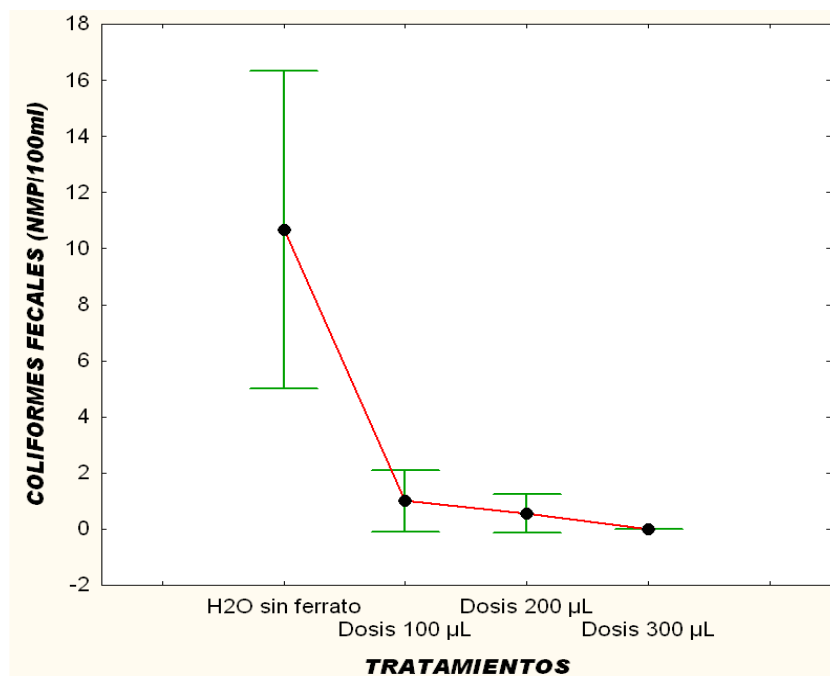
**Figura. 26.- Comportamiento de las CT, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión ferrato.**

Estadísticamente los CT se encontró una diferencia significativa entre el control y las diferentes dosis (ANDEVA  $F= 13.47856$ ,  $p<0.05$ ). Esta diferencia se refleja en la prueba de eficiencia de remoción ya que se obtuvieron porcentajes de remoción altos, desde la primera dosis con un una disminución del 96% y una eliminación del 99% con la dosis de 300 µL (Figura 26).

Con respecto a los CF, estas al igual que las CT, hay diferencia estadística significativa (Tabla 5) entre el control y las dosis (ANDEVA  $F=15.25023$ ,  $p<0.05$ ). Esta diferencia se aprecia en la prueba de remoción ya que, se obtuvieron porcentajes de disminución, del 92 % con la dosis de 100 µL, siguiendo de la 200 µL que obtuvo una disminución del 95 % y un 100 % con la dosis 300 µL (Figura 27).

De acuerdo a Barrenechea y Vargas (2004) la mayoría de las bacterias se pueden remover por procesos de mezcla, coagulación, floculación y sedimentación debido a que los microorganismos son partículas coloidales y se

encuentran sometidos al mismo mecanismo de remoción de los demás coloides, al continuar la aglutinación de partículas, estos son incorporados dentro de los microfloculos.



**Figura 27.- Comportamiento de las CT, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión ferrato**

Las investigaciones han demostrado que el ión ferrato actúa como un desinfectante para diversos tipos de microorganismos presentes en el agua tal como coliformes fecales, *E.-coli*, *Sphaerotilus*, *Streptococos*, *Salmonelas* y *Pseudomonas* (Gilbert *et al.* 1976; Kazama, 1994,1995).

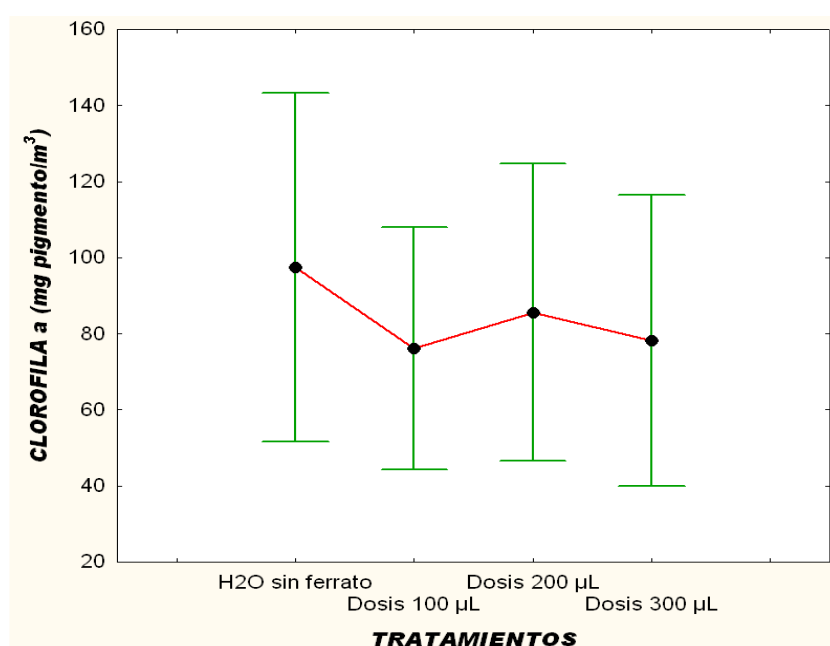
Se ha establecido que el ión ferrato entra en las células de los microorganismos causando la inhibición de la respiración endógena (Kazama, 1995), ya que la acción de agentes oxidantes funciona como un catalizador biológico de oxidación de enzimas esencial, provocando la muerte de las bacterias (Barrenechea y Vargas, 2004).

#### **Clorofila (Cl-a).**

Los valores promedios de concentración de **Cl-a** en el muestro fueron de 97.5 mg pig./m<sup>3</sup> y de acuerdo a lo reportado por Ortiz y Ruvalcaba (2005) las concentraciones van de 101.976 a 110.973 mg pig./m<sup>3</sup>. Los resultados fueron altos, comparados con otros trabajos de eutrofización donde se analiza a la **Cl-a** (Huang *et al.*, 2003; Njiboer y Verdonschot, 2004).

Según Ortiz y Ruvalcaba, (2005) la zona agrícola presenta un área con concentraciones menores de **Cl-a**, en comparación con las zonas de descarga de agua (Cerro de la Estrella) y donde la actividad es más intensiva.

Las concentraciones de **Cl-a** son estimadoras del estado trófico de un lago. Carlson (1977) aseveran que la concentración superior a 154 mg pig./m<sup>3</sup> corresponde a valores de hipertrófico según el Índice del Estado Trófico (IET) concentraciones superiores a 80. mg pig./m<sup>3</sup>. Moore y Thorton (1988), además de Harper (1992) consideran que un IET superior a 70 corresponde a un sistema hipertrófico, Wetzel (2001) considera como hipertróficos a los sistemas que presentan concentraciones de **Cl-a** superiores a los 100 mg pig./ m<sup>3</sup>.



**Figura.28.- Comportamiento de las Cl-a. Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión ferrato**

La prueba de ANDEVA no registró una diferencia significativa entre el control y las dosis del ión ferrato (ANDEVA,  $F= 0.47618$ ,  $p= 0.701076$ ). En contraste la prueba de eficiencia de remoción registró, un 30 % con la dosis de 100 µL, la cual resulta ser las más alta (Figura 28).

Estudio de Liu y Ma (2002), demostraron que la oxidación del ión ferrato causa una reducción notable de la concentración de algas. El efecto del oxidante sobre la célula, ataca los componentes de la estructura molecular colapsando la capa reticular (Sukenic *et al* 1987).

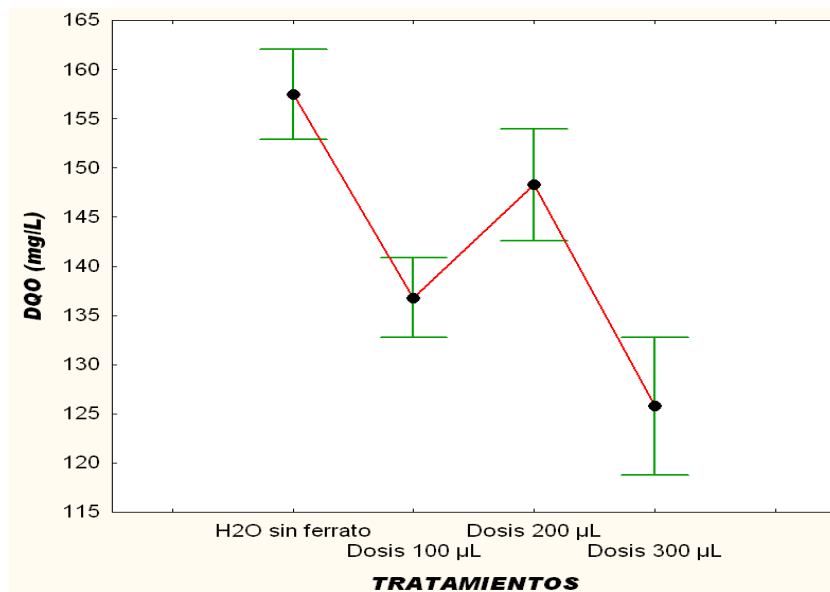
## Índice del Estado Trófico (IET)

Como todo índice de calidad, hay diversos parámetros que involucran la determinación del IET (transparencia, concentración de **P** y la **Cl-a**). En este caso para evaluar el canal del “El Japón” se utilizó el parámetro de la concentración de **Cl-a**, lo cual, la muestra original registró su valor promedio de 97.5 mg pig./m<sup>3</sup> y que de acuerdo a conclusiones de Ortiz y Ruvalcaba (2005) el sistema presentó un estado Hipereutrófico..

## Demanda química de oxígeno (DQO).

La determinación de la **DQO** es una prueba importante debido a que es un indicador del grado de contaminación de un cuerpo acuático, este parámetro mide el contenido de materiales presentes en su totalidad, sean o no biodegradables (Romero, 1999).

El promedio reportado de **DQO** en la muestra control, análisis es de 157 mgL<sup>-1</sup>, el cual coincide con lo reportado por Braulio y Rubalcaba, (2005) en el intervalo de 143.69 y 204.71 mgL<sup>-1</sup> en zonas agrícolas a nivel superficial. Quian (1999) menciona que es uno de los más grandes problemas de los sistemas acuáticos, la concentración de materia orgánica e inorgánica no biodegradable.



**Figura 29.- La DQO, y las dosis de ión ferrato, Promedio ± 0.95 intervalo confianza con el ión ferrato**

La prueba de ANDEVA (Tabla 5) registra una diferencia significativa entre el control y las dosis del agente oxidante (ANDEVA, F=34.03, p<0.05). La prueba de eficiencias de remoción para **DQO** demostró que la dosis de 100 µL registró una remoción del 13%. Así mismo las dosis de 200 y 300 µL registraron una reducción del 6 y 20 %, respectivamente, (Figura 29), El mayor porcentaje de oxidación se presentó con la dosis de 300 µL.

Diversos autores, enuncian que la coagulación con derivados metálicos de hierro, produce remoción de la **DQO**. Los principales mecanismos que constituyen a la remoción de Materia Orgánica consisten en: Co-precipitación por adsorción sobre el hidróxido metálico, precipitando complejos y neutralización de cargas de la M.O coloidal (Gómez, 2005).

#### **Análisis de resultados de metales pesados.**

Las distintas concentraciones de metales pesados (**As, Cr, Ni, Pb, Zn y Fe**) evaluados en el canal el Japón, Lago de Xochimilco, no rebasan los límites máximos permisibles en la **NOM-001-SEMARNAT-1997**, sin embargo cabe la posibilidad de que a corto plazo se han rebasen dichos límites y por acción se acumulen en los suelos, aguas y seres vivos.

El principio de la remoción de metales con el ión ferrato, es una reacción de oxidación. El ión ferrato se descompone espontáneamente al contacto con el agua dando como resultado Oxígeno  $O_2$  (Mol), Fe (III) e hidróxido de hierro  $[Fe(OH)_3]$ , los dos últimos compuestos se combinan para formar un poderoso coagulante de gran alcance, el cual es conveniente para el retiro de metales (Potts y Churchwell 1994; Stupin y Ozernoi 1995; Neveux *et al.* 1999; Jiang y Wang 2003a). La reacción de oxidación de ión ferrato tiene una marcada dependencia con el pH y la concentración (Sharma *et al.* 2002a).

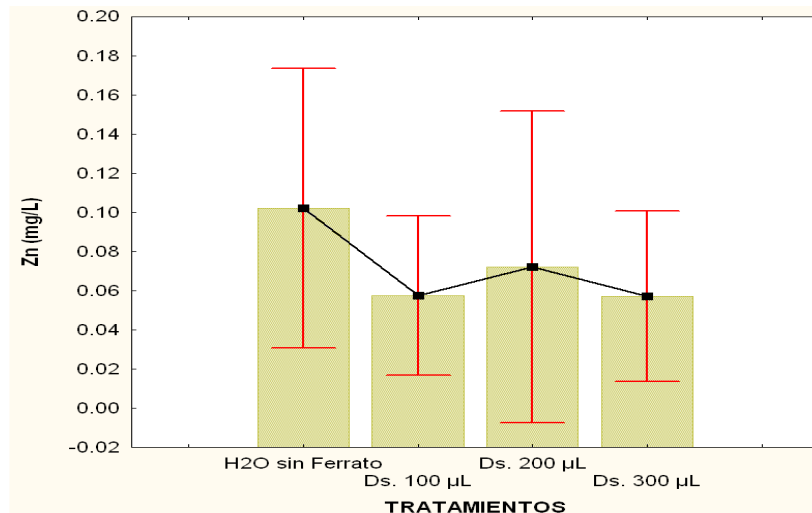
#### **Zinc (Zn).**

La presencia del **Zn**, en la zona es debido a la las actividades agrícolas (fertilizantes) y a efluentes con actividad urbana, aportando fracciones de diferentes componentes orgánicos e inorgánicos, lo cual lo hace biodisponible para los organismos acuáticos siendo este un elemento esencial, por lo que facilita su incorporación a la trama trófica del sistema (Gómez, 2005).

El valor promedio máximo del **Zn** en las muestras control fue de  $1.0E-01 \text{ mgL}^{-1}$  y que de acuerdo a Guerrero y Tapia (2008) este metal registró un comportamiento atribuido a la asociación de la materia orgánica particulada en suspensión y a los óxidos de hierro los cuales tiende a depositarse en los sedimentos (García, 2002).

Con respecto al tratamiento las dosis, que registran el mayor porcentaje de remoción en la dosis de  $100 \mu\text{L}$  con el 44 % de remoción (Figura 30).





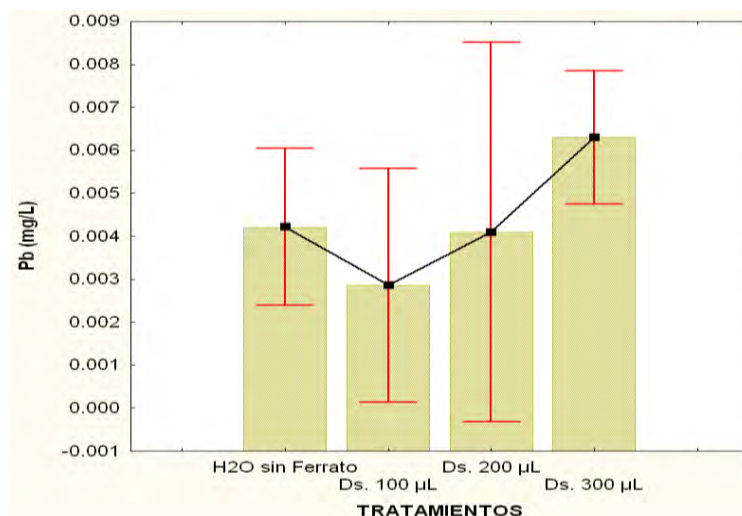
**Figura. 30.- Concentraciones del Zn, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el i3n Fe (VI)**

### Plomo (Pb).

Los factores m1s probables de deposici3n de estos compuestos de **Pb** en el lago de Xochimilco son el empleo de insecticidas en las 1reas de cultivo. La **NOM-001-SEMARNAT-1997** para uso en riego agr3cola en embalses naturales y artificiales registra un LMP de  $(0.5 \text{ mgL}^{-1})$  para este metal.

El valor promedio del **Pb** en las muestras control fue de  $4.2\text{E-}03 \text{ mgL}^{-1}$ , con respecto al tratamiento, el porcentaje de remoci3n m1s eficiente fue la dosis de  $300 \mu\text{L}$  registr3 una reducci3n de 49 %, seguido de la dosis de  $100 \mu\text{L}$ , con un 32 % (Figura 31).

Es uno de los cuatro metales que tienen un mayor efecto da1ino sobre la salud humana, desde hace tiempo se sabe que el plomo es t3xico, tiene negativos para las plantas, plancton y organismos acu1ticos (Gayosso, 2009).

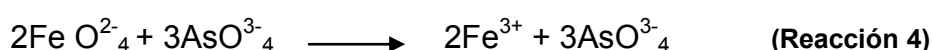


**Figura. 31.- Concentraciones de Pb, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el i3n Fe (VI).**

### Arsénico (As).

La presencia de **As** en la zona se puede explicar por la actividad de siembra en el sitio de estudio, en especial en este canal donde se utilizan plaguicidas y fertilizantes de forma intensiva.

En agua con pH de 8 este metal se encuentra en forma de **As** (III) y **As** (V) siendo el primero el más tóxico y fácil de absorber, el ión ferrato es capaz de oxidar (reacción a), los niveles de **As** (III) a **As** (V) para que este se ha removido con eficiencia (Reacción 4) (Vogels y Johnson 1998; Fan *et al.* 2002; Lee *et al.* 2003a, b).



El **As** en muestras control, se encontraron en 7.1E-03, una vez aplicado el tratamiento la dosis con mayor eficiencia en remoción fue la dosis de 200  $\mu\text{L}$  con un 8 % (Figura 32), la **NOM-001-SEMARNAT-1997** registra un LMP de (0.2  $\text{mgL}^{-1}$ ) para este metal.

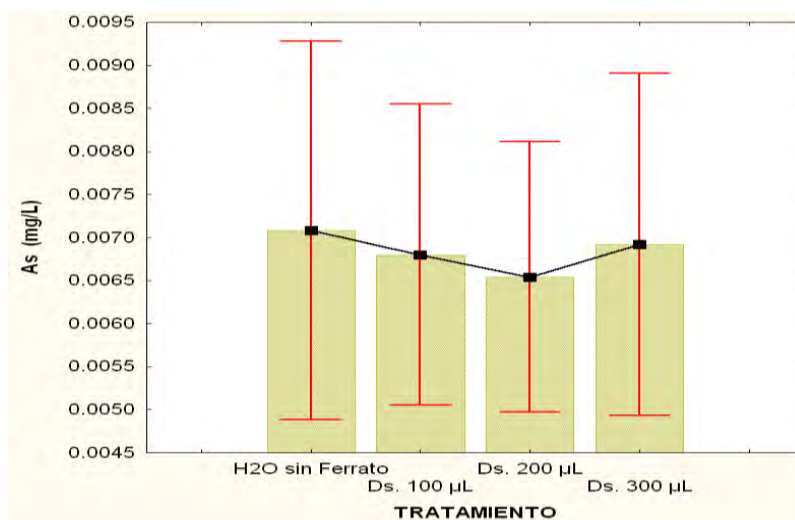
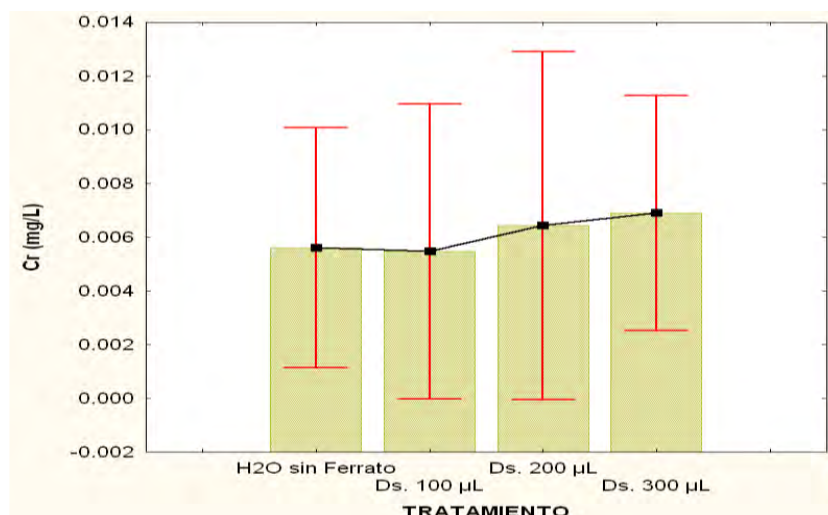


Figura. 32.- Concentraciones de As, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión Fe (VI)

### Cromo (Cr).

Con respecto al **Cr** este, se encuentra asociado al carbón orgánico y a los óxidos de hierro, por lo que en la muestra control presentó concentraciones del 5.6 E-03  $\text{mgL}^{-1}$  y en las dosis con el tratamiento hay un ligero aumento lo cual corresponde a lo citado por González y Rosas (2006) el metal **Cr** es liberado al sistema por condiciones de oxido-reducción (Figura 33).

Este metal en el agua se encuentra en estado de oxidación de  $\text{Cr}^{3+}$  el cual es estable y  $\text{Cr}^{4+}$  este ultimo resulta ser un anión toxico y fácil de absorber, una vez aplicado el ión ferrato, este se oxida de  $\text{Cr}^{4+}$  a  $\text{Cr}^{6+}$ , el cual es más estable en el medio (Murmam y Robinson, 1974; Bartzatt *et al.* 1992).



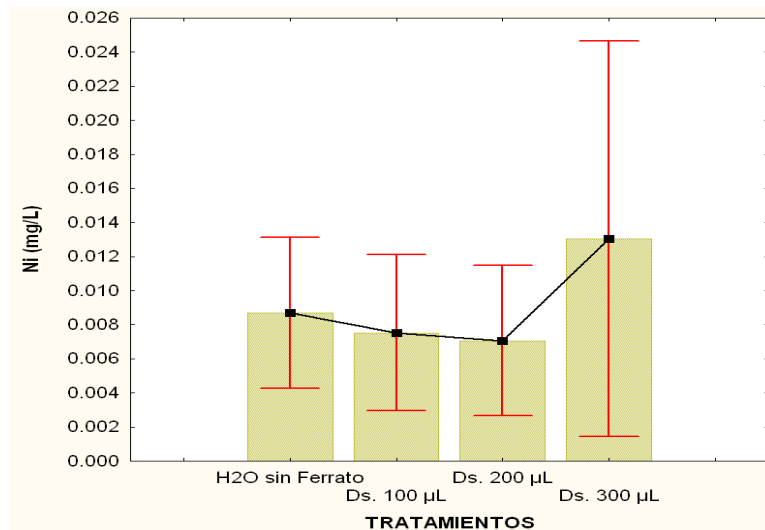
**Figura. 33.- Concentraciones de Cr, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión Fe (VI)**

### Níquel (Ni)

El (Ni) al igual que muchos de los metales es una estructura coloidal, por que su solubilidad esta íntimamente relacionada con el pH. El complejo hidróxido  $[\text{Ni}(\text{OH})^-]$  y los iones  $\text{Ni}^{2+}$ , son las formas principal del Ni en aguas con pH mayores a 8 (Sposito y Page, 1984).

El Ni presentó en la muestra control un  $8.7\text{E}-03 \text{ mgL}^{-1}$ , si bien las dos primeras dosis (100 y 200  $\mu\text{L}$ ) del tratamiento presentaron una ligera disminución, la dosis de 300  $\mu\text{L}$  presentó un aumento (Figura 34). Esto también se puede ver con la prueba de eficiencia de remoción donde las dos primeras dosis presentaron entre un 14 y 19 % de remoción y la tercera reportó un resultado nulo.

Al combinarse el Ni con el ión ferrato y la materia orgánica presentan, una reacción de oxidación, formando complejos orgánicos solubles  $\text{NiCO}_3$ ,  $\text{NiHCO}_3^+$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  y  $\text{NiB}(\text{OH})_4^+$  (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). La norma **NOM-001-SEMARNAT-1997** registra un LMP de (2 mg/L) para el Ni.



**Figura. 34.- Concentraciones de Ni, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión Fe (VI)**

### Hierro (Fe)

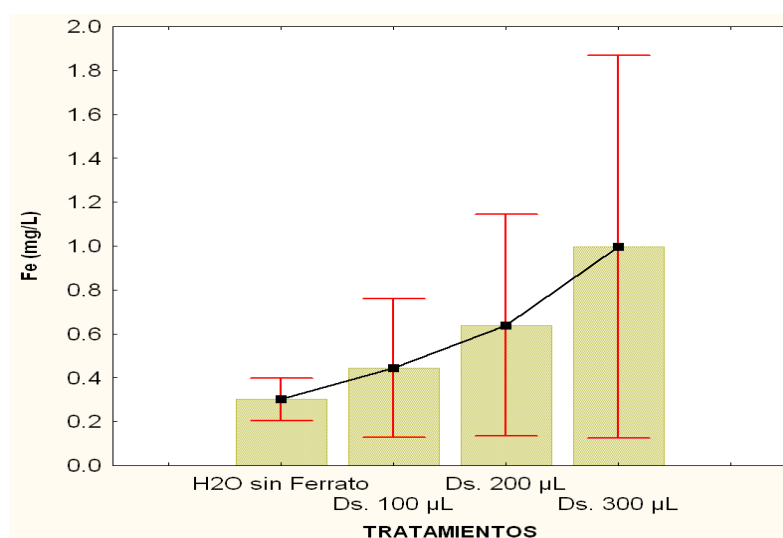
La presencia de este metal en el Lago de Xochimilco lo encontramos preferentemente en forma particulada, situación favorecida por las condiciones anóxicas del sistema y en el pH ligeramente básico del agua.

El comportamiento de **Fe** en los resultados, mostraron un incremento en todas las concentraciones de las dosis.

El incremento del **Fe**, por la adición en los tratamientos, es debido a la producción de  $\text{Fe}^{3+}$  como resultado de la reacción de reducción del  $\text{Fe}^{6+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$ , lo cual aumenta la concentración. El tratamiento de oxidación con ión ferrato, produce una reacción de reducción a hierro férrico en solución acuosa que conduce a la precipitación de hidróxidos de hierro (III) (Figura 35) (Cidu, *et.al* 1997 y Herr y Gray, 1997).

El  $\text{Fe}^{3+}$  en el agua es un elemento de transición que se caracteriza por la relativa facilidad con la que se puede cambiar de estado de oxidación ( $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ ). Tiene una capacidad de formar complejos octaédricos con distintos ligandos (ácidos orgánicos, o fosfatos) el cual le confiere una especie importante en los sistemas redox biológicos, por lo cual lo hace muy importante en el transporte de las microorganismos, plantas y animales, para su metabolismo oxidativo y para la asimilación del metal. Además en un sistema aerobio las partículas de hierro  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ : son muy eficaces para la formación de radicales oxígeno e hidroxilo (Halliwell y Gutteridge, 1986).

La solubilidad del Fe en el agua está fuertemente influenciado por las condiciones del pH y las fuerzas iónicas entre otras (Försther, 1979). La formación de radicales  $[OH\cdot]$  es responsables de la oxidación de los ácidos orgánicos y preventivos de los daños oxidativos por el hierro.



**Figura. 35.- Concentraciones de Fe, Promedio  $\pm$  0.95 intervalo confianza con el ión Fe (VI)**

---

---

## CONCLUSIONES

- El ión ferrato es un compuesto físico-químico capaz de producir cambios en la estructura química de los contaminantes por lo que se puede proponer como una Tecnología Avanzada de Oxidación para aguas eutrofizadas.
- El aporte de aguas provenientes de la planta de tratamiento San Juan Tlaxialtenanco, aunado a la actividades de agricultura y ganadería representa una contaminación directa al canal el Japón del lago de Xochimilco.
- De acuerdo con el Índice de Estado Trófico de Carlson (**IET**) a partir de las concentraciones de **Clorofila a** de **97.5 mg/m<sup>3</sup>**, el canal de el Japón Lago de Xochimilco presenta un grado Hipereutrófico.
- El ión ferrato posee un alto potencial redox, por lo que es capaz de oxidar la materia orgánica presente en el agua. Cinco de los parámetros determinados (oxígeno disuelto, color, sólidos sedimentables, coliformes totales y fecales) presentaron diferencia significativa entre los tratamientos ( $P < 0.05$ , ANDEVA).
- Las condiciones óptimas de aplicación del ión ferrato para el experimento fueron: tiempo de agitación de 160 rpm por 1 minuto seguido de agitación lenta para formar los flóculos 30 rpm por 5 minutos, para una sedimentación por gravedad de los flóculos en una 1 hora y un pH 8.
- Como parte de la evaluación de coagulación/floculación del ión ferrato se observó la remoción de los **sólidos suspendidos** en un **28 %** con la dosis de 300µL (**D3**), **sólidos sedimentables**, hubo un aumento del **28 %** con la dosis de 300µL (**D3**) y **63 % dosis 100µL (D1)**, así mismo la **turbidez** en **80 %** en las tres dosis y el **color** en un **25 %**, **dosis de 100 y 200 µL(D 1,2)**.
- En cuanto a la evaluación de la oxidación se observó que en los nutrientes hubo una remoción de (**PO<sub>4</sub><sup>-</sup>**) del **52 % (D3)**, (**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**) un **33 % (D1)**, en los (**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**) un **40 % (D1)** y un **76 % (D3)**, (**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>**). Así mismo la **DQO** en un **20 % (D3)**, la **Clorofila-a**, con un **30 % (D1)** y la oxidación de metales en **As** del **8 % y Zn 44 %**, con lo que se comprueba que el ión ferrato es capaz de remover metales.

- El poder de desinfección del ión ferrato se observó con la eliminación de las **Coliformes Totales** en un **99 %** y las **Coliformes Fecales 100 %** en la **(D3)**.
- Finalmente la evaluación de la aplicación del ión ferrato en el nivel laboratorio demuestra que las dosis de 100 y 300  $\mu\text{L}$  son las más óptimas, pero para fines biológicos y económicos la dosis de 100  $\mu\text{L}$  resulta ser la que menos impacta al sistema y proporciona mejores resultados.

---

---

## BIBLIOGRAFÍA    CITADA

1. Acevedo, L.S. (1972). Monografía histórica de Xochimilco. Boletín de la Delegación del Distrito Federal. pp 8-15.
2. Aguilar M.J. y Mazari H.M. (2003). *Escherichia coli* virulence factors in water from the Xochimilco área, México City. International Water Association. 4th International Symposium on Wasterwater Reclamation and Reuse. México, D.F.
3. Aldama, R.A.A. (1994). Panorama del agua en México. Reunión Franco Mexicana de Gestión del agua. Com. Nal. Agua, Guadalajara. 6p.
4. APHA (American Public Health Association). (1998). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, Washington D. C., 20 Ed.
5. APHA (American Public Health Association). (1999). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Washington D.C., 20<sup>th</sup> Ed pp 1,134.
6. Arcos R., E. Cabrera., M. Perez., M. Ruíz y S. Soriano (1995) Evaluación de al Calidad de Agua de los Canales Chinamperos de Xochimilco, Posible Alternativas de Usos y Tratamiento. Memorias, II Seminario Internacional de Investigación de Investigadores de Xochimilco., 76-82.
7. Arreguín, C.F.I., Biswas, A.K. y Talavera A.R. (1996). Fortalecimiento de las capacidades institucionales del subsector agua en México. Com. Nal. Agua, Inst. Méx. Technol. Agua, Morelos pp 54.
8. Baptista, L.C.B. (1994). Contaminación de agua y suelos. Instituto de Investigaciones Tecnológicas de São Paulo – IPT p 345.
9. Bartzatt, R., Tabatabai, A., Carr, J. (1985). *Kinetics of oxidation of low molecular weight alcohols by potassium ferrate*. Synth React Inorg Met Org Chem. 15:1171 – 1187.
10. Bartzatt R, Cano M, Johnson L, Nagel D. (1992). Removal of toxic metals and nonmetals from contaminated water. J Toxicol Environ Health;35(4):pp.205–10.
11. Barrenechea, M.A. y De Vargas, L. (2004). Capitulo 10. Desinfección. En: De Vargas L. Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría Tomo II. Lima. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. 153-210 pp.



12. Becher, K.D., D.J. Schnoebelen y K.K.B. Akers. (2000). Nutrients discharged to the Mississippi River from Eastern Iowa watersheds 1996-1997. *J. Am water Resour. Assoc.* 36(1):161-173.
13. Bielski, B.H.J., Sharma, V.K., y Czapski G. (1994). *Reactivity of ferrate(V) with carboxylic acids: a pre-mix pulse radiolysis study*. *Radiat Phys Chem.* 44(5):479 – 484.
14. Carlson, R.E. March (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. And Oceanogr.* 22:361-369.
15. Carlson, R.E. y Simpson (1996). Guía para el coordinador de Métodos de voluntariado de seguimiento del lago. *América del Norte del Lago Sociedad de Gestión.* 96pp.
16. Carpenter, S.R. and Pace M.L. (1997). Dystrophy and eutrophy in lake ecosystems: implications of fluctuating inputs *Oikos* 78:3-14.
17. Catalá S.J., (1986). "La localización de la capital de Nueva España, como problema científico y tecnológico", *Quipu* 3: 279-298.
18. Cidu, R. Caboi, R. Fanfani L. y Frau F. (1997). Acid drainage from sulfides hosting gold mineralization (Furtei, Sardinia). *Environ Geol.* 30, 231-237.
19. Cloem, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series.* 210: 223-253.
20. CONAGUA. (2007). Estadísticas del Agua en México, Comisión Nacional del Agua. Programa Nacional Hídrico (2007-2012) México D. F. pp 50.
21. CONAGUA. (2008). Estadísticas del Agua en México, Comisión Nacional del Agua. Programa Nacional Hídrico (2007-2012) México D. F. pp 50.
22. Contreras, E.F. (1994). Manual de Técnicas Hidrobiológicas. Editorial Trillas, México. 141 p.
23. DDF (1996). Xochimilco 1955-1996. Monografía. Gobierno de la Ciudad de México. 120 p.
24. De Luca M.A., De Luca S.J., y Santana M.A. (2003). Síntesis Electroquímica de Ion Ferrato (VI). *Quim. Nova* 23(3): 420-424.
25. De Luca S.J., Chao, A.C. and Smallwood, C. (1983). Ames test of ferrate treated water. *J. Environ. Engng Div.* 109, 1159-1167.
26. Delaude L, y Laszlo P. (1996). A novel oxidizing reagent based on potassium ferrate(VI). *J. Org. Chem.* 61:6360-70.

27. De la Lanza E. G. (1990). Algunos aspectos sobre la hidrobiología y calidad del agua en la acuacultura en México. Instituto de Biología, UNAM, México 181-199 pps.
28. Delegación Xochimilco, (2004) Diagnostico de la calidad FQB del Sistema de canales de Xochimilco. Sec Gral. de Obras, Depto. Del Distrito Federal. México.
29. Demanyo A. (1978) .Forms of metals in water. 3° Ed. Scientific Series. Ottawa.
30. Elder JF, and Horne AJ.(1978). Coper cycles and copper sulphate algicidal capacity in two Californian lakes. *Envir. Mgmt*; 2:17-30.
31. Fan, M., Brown, R. C. & Huang, C-P. (2002). Preliminary studies of the oxidation of arsenic(III) by potassium ferrate. *Int. J. Environ. Pollut.* 18, 91–96.
32. Faulkner, S.P. and Richardson, C.J. (1989). Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soil; in constructed wetlands for wastewater treatment. Ed. Hammer D.A. Cheisea, Mi. Lewis Publishers. pp 41-72.
33. Fitzgerald GP.(1964). Laboratory evaluation of potassium permanganate as an alguicide for water reservoirs. *J South West Water Works Assn*; 45:16-25.
34. Förstner U. (1979). Metal transfer between solid and fase aqueous phases: En: *Metal Pollution in the Aquatic Enviroment* (U. Förstner y G.T.W. Wittman, Eds.), Springer. Verlang, Berlin, pp.197-270.
35. García, C.J.P. (2002) Estado Actual de la Contaminacion por Metales Pesados y Pesticidas Organoclorados en el Parque Natural de Monfrague Menorias para Doctorado. Universidad de Extremadura, FAC. De Veterinaria Dpto. de Medicina y sanidad Animal. España.
36. Garnier, J. Dunham, K., Robertson, F. and Murphree, M. (1999). An ecologica and sociological survey in the Cabo Delgado Providence; northern Mozambique. Survey report and recommendations for the conservation of terrestrial and marine resources and for community involvement. CDBT/ZSL. Cabo Delgado Biodiversity and Tourism Project, Pmeba, Mozambique. 131 pp.
37. Gayosso, S.F. (2009). Evaluación de metales pesados en acocil y carpa del lago de Xochimilco. Tesis de Licenciatura. Facultad de estudios Superiores Zaragoza. UNAM.
38. Gilbert MB, Waite TD, y Hare C. (1976). Analytical notesFan investigation of the applicability of ferrate ion for disinfection. *J. Am. Water Works Assoc*; 68:495–7.

39. Goff, H. y Murmann R.K. (1971). Studies on the mechanism of isotopic oxygen exchange and education of ferrate(VI) ión ( $\text{FeO}_4^{2-}$ ). J. Am. Chem. Soc. 93:6058-65.
40. Goldman, R.C y A.J. Home, (1983). Limnology. McGraw-Hill Company, Inc. Nueva York. 464 p.
41. González A.J. y Terán T.Y. (1976) *Planos de la Ciudad de México 1785 - 1853 y 1896*, Instituto Nacional de Antropología e Historia, Colección Científica, núm. 50, México, pp.96.
42. Gonzáles J.S. y Rosas I. F. (2006) Evaluación del componente orgánico como factor indicativo del estado trófico del lago de Xochimilco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. México.
43. González, L.M.A. (2000). Estudio del Modelo de Celdillas de Mezclado, para el Análisis de Contaminantes en Presas, Lagos y Embalses. Tesis de licenciatura., Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México. UNAM. Pág. 44.
44. Gómez, PNA (2005). Remoción de Materia Orgánica por Coagulación – Floculación. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química. Facultad de Ingeniería y Arquitectura. Universidad Nacional de Colombia.
45. Guerrero, R.V. y Tapia. F.O. (2008). Evaluación de la concentración de cinco metales pesados en la columna de agua y en tres especies de macrofitas acuáticas: flotantes (*Eichhomia crassipes*, *Pistia stratiotes*) y sumergidas (*Ceratophyllu*, *desmersum*) presentes en el Lago de Xochimilco. Tesis de Licenciatura de Biología. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM.
46. Gurria J. (1978). El desagüe del valle de México durante la época novo hispana. UNAM. México.
47. Halferich, B., and Lang, K., Z. Anorg. Allg. Che. 263. 169 (1950)
48. Halliwell, B.; Gutteridge, J. M. C. (1986). Iron and free radical reactions: two aspects of antioxidant protection. Trends Bioche. Sci. 11:372-375.
49. Harper, D. (1992). Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Chapman and Hall.
50. Herr C. y Gray N.F. (1997). Sampling riverine sediments impacted by acid mine drainage: problems and solutions. Environ. Geol. 29, 37-45.
51. Herrera C. (1997). National Water Master Planning in Mexico. En National Water Master Plans for Developing Countries. Water Resources Management Series. Oxford University Press. India. 270p.

52. Holdren, C., Jones W. y Taggart, M. (2001) Managing lakes and reservoirs, North America Lake manage society and Terrence Institute in coop with Office water.
53. Holmes. R. (1970). The Secchi Disck in Turbid Coastal Waters. *Limno-Oceangr.* 15:688-694.
54. Huang, H.P., L. M Huang y W. Z. Yue.(2003). The Characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China. *Marine Pollution Belletin.* 47:30-36.
55. Hunter. C.; Perfinks, J. Tranter, J. and Hardwick, P. (2000). Fecal bacteria in the waters old and upland area in Derbyshire, England: The influence of agricultural land use. *J. Environ Qual.* 29: 1253-1261.
56. Ibáñez Cornejo J. (1997) Aplicaciones Electroquímicas para el Saneamiento Ambiental. *Educación química.* 8(1).pp.43-35.
57. Ives KJ.(1956). Electrokinetic phenomena of planktonic algae. *Proc Soc Water Treat Exam;* 5:41-53.
58. INEGI. (2000). Cuaderno Estadístico Delegacional, Xochimilco, Distrito Federal. P., 163.
59. Jiang, J.Q. y Wang, S. (2003a). Enhanced coagulation with potassium ferrate (VI) for removing humic substances. *Environ. Engng. Sci.* 20, 727-734.
60. Jiang, J.Q., Wang, S. y Kim, C.G. (2002). Disinfection performance of potassium ferrate. In: *Conference Proceedings: The 3<sup>rd</sup> IWA World Water Congress, Melbourne, Australia.*
61. Jiang, J.Q., y Lloyd, B. (2002). Progress in the development and use of ferrate (VI) salt as an oxidant coagulant for water and wastewater treatment. *Water Res.* 36, 1397–1408.
62. Jiménez, C.B. (2001a) La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México.
63. Jiménez, C.B. (2002b) La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México.
64. Kabata-P. A. y Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants CRC. Press, Florida.
65. Kamal M., Ghalya A.E., Mahmouda N. and Cote R. (2004). Phytoaculation of heavy metals by aquatic plants. *Environmental International* 29: 1029-1034.

66. Karaatli, T. (1998). Disinfection of surface waters by ferrate. MS Thesis, Middle East Technical University Turkey.
67. Karagozeler, A.E and Erdogdu, G. (1997) *Investigation and comparison of the behavior some organic biological molecules conducting polymer electrodes.*, (Inonu. Univ. Fac. Educ, DeptChem, Tr 44069, Tukey). *Talanta*. 44(11), pp.2011-2018, Elsevier Science BV, Amsterdam.
68. Kato, K., Kazama, F. (1983). Biocidal studies on potassium ferrate (VI) .I. The biocidal effects relating to the nature of water samples .*Mizushori Gijutsu Water purification and Liquid Waste Treatment* 25, pp 9-15
69. Kazama, F. (1995). Viral inactivation by potassium ferrate, *Water Sci. Technol.* 31pp. 165-168.
70. Kazama, F. (1994). Inactivation of coliphage Q $\beta$  by potassium ferrate. *FEMS Microbiol. Lett.* 118, 345-350.
71. Korbut, S. (2000). Contaminación en agua. Regulación. Edición Addison Wesley, Madrid.
72. Lara, O. (1988). "El agua en la Ciudad de México", *Gaceta UNAM* 45 (15) 20-22.
73. Lara V. M. A. (2003). Origen cantidad y destino de Metales Pesados en Langostinos del Río Marabasco, México. Tesis Maestría. Universidad de Colima, Facultad de Ciencias. Colima, Col., México.
74. Larregui NE. (2004). Primer periodo ordinario. *Gaceta Parlamentaria* No.74. 2años de ejercicio.
75. Lee, Y., Um, I.-H. & Yoon, J. (2003a). Arsenic(III) oxidation by iron(VI) (ferrate) and subsequent removal of arsenic(V) by iron(III) coagulation. *Environ. Sci. Technol.* 37, 5750–5756.
76. Lee, Y., Um, I.-H. & Yoon, J. (2003b). Ferrate(VI) oxidation of arsenite(III) and subsequent removal of arsenate(V) by iron(II) coagulation. In: *Oxidation Technology Water Wastewater* (Vogelpohl, A. ed.). CUTEC-Series Publication No. 57. Papierflieger Verlag, Clausthal-Zellerfeld, Germany, pp. 572–577.
77. Lee Y.H., Cho M., Kim J.Y. and Yoon, J. (2004). *Chemistry of ferrate (Fe (VI)) in aqueous solution and its applications as a green chemical* *J. Ind. Eng .Chem.* 10 pp. 161-171.
78. Ley Federal de Derechos. Diario Oficial de la Federación (2007) publicada el 24 de Diciembre de. Cap. VIII agua.

79. Licht S., Naschitz V., y Ghosh S. (2002). Silver mediation of Fe(VI) charge transfer: activation of the  $K_2FeO_4$  super-iron cathode. *J. Phys. Chem. B.* 106 pp. 5947-5955.
80. Licht, S., Naschitz, V., Halperin, L., Halperin, N., Lin L., Chen, J.J., Ghosh S., y Liu, B. (2001). Analysis of ferrate (VI) compounds and super-iron Fe(VI) battery cathodes: FTIR, ICP titrimetric, XRD, UV/VIS, and electrochemical characterization, *J. Power Sources* 101 pp. 167-176.
81. López H.M., Ramos G.E. y Figueroa, G.T. (2004). Sistema de microcosmos como herramienta para evaluar la calidad del agua de los canales de Xochimilco (en presa).
82. Ma. J. y Liu W. (2002). Effectiveness of ferrate (VI) preoxidation in enhancing the coagulation of surface waters. *Water Research* 36, 4959-4962.
83. Margalef, L.R. (1983). *Limología*. Ed. Omega Barcelona. 1010p.
84. Margalef, L.R. (1977). *Ecología*. Omega 2ª. Ed. Barcelona. 951pp.
85. Martínez C. A. (2000). Determinación de metales pesados del canal de Cuemanco, Xochimilco por espectrofotometría de absorción atómica. Tesis de licenciatura UAM.
86. Mason, C.F. (2000). Water pollution biology. In: *Pollution; Causes. Effects and control*. 3a ed. (Roy M. Harrison) The Royal Society or Chemistry. Pág. 480.
87. Massol A. y Fuentes F. (2007). *Manual de Laboratorio: Ecología de Microorganismos. Tercera Parte Nutrientes y Gases: Hierro*. Universidad de Puerto Rico Recinto de Mayagüez. Facultad de Ciencias y Artes. Puerto Rico. 1-8pp.
88. Mazari-H.; López V.Y.; Calva J.J. y Ponce de León S. (2002). Informe técnico. Calidad microbiológica y química del agua en sistemas acuáticos de la ciudad de México. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México, D. F.
89. Mazari-H.; López V.Y.; Castillo R.G.; Ponce de León S. y Cravioto A. (2001 a y b) *Helocobacter pylori* and other enteric bacteria in freshwater environments in México City. *Archives of Medical Research* 32:458-467.
90. Moore, L. y K. Thornton (1988). *Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual* USEPA>EPA 440/5-88-002. (Disponible en línea: <http://WWW.pca.state.mn.us/water/lakeacro.html>).
91. Mooser, F, O. Séller, E., Gonzalez, F. Valencia (1990). El Subsuelo de la cuenca del Valle de México y su Relación con la Ingeniería de

- Cimentaciones a Cinco Años del Sismo. Ed. Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos, A.C. México D.F.: 29-59.
92. Metcalf y Eddy (1997). Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales 2ª edición. Ed Labor, Barcelona, España.:237-253.
  93. Murmann, R.K. Robinson, P.R. (1974). Experiments utilizing  $FeO_4^{2-}$  for purifying water. *Water Res*; 8:543–7.
  94. Narkis N. and Rebhun M. (1975). The mechanism of flocculation processes in the presence of humic substances. *J Am Water Works Assoc*; 67:101-8.
  95. Nebel, B.J. y Wright R.T. (1996). *Environmental Science: The Way the World Works*. 5ª Edition, Prentice Hall E.U.A.
  96. Neveux, N., Kanari, N., Aubertin, N. y Evrard, O. (1999). Synthesis of stabilized potassium ferrate and its applications in water treatment. *EPD Congress 1999 Proceedings of Session Symposium*, February 28–March 4, 1999, San Diego, California, pp. 215–224.
  97. Nijboer, R.C. y Verdonchot P.F.M. (2004). Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecol. Model.* 177: 17-39.
  98. NMX-AA-004-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  99. NMX-AA-007-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  100. NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación del pH, Método de prueba.
  101. NMX-AA-012-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  102. NMX-AA-026-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de Nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  103. NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de aguas. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  104. NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de aguas. Determinación de demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  105. NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
  106. NMX-AA-038-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

107. NMX-AA-042-SCFI-2005. Calidad del agua. Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia-coli*.
108. NMX-AA-045-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de color Platino cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
109. NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua . Determinación de Metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.
110. NMX-AA-099-SCFI-2006. Análisis de agua. Determinación de Nitrógeno de Nitritos en aguas naturales y residuales.
111. NOM-001-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
112. Norcross BE, Lewis WC, Gai H, Noureldin NA, Lee DG, (1997). The oxidation of secondary alcohols by potassium tetraoxoferrate(VI). Can J Chem; 75:1 29–39.
113. Novelo, R.A. y Gallegos M.M. (1988). Estudio de la flora y vegetación Acuática Relacionada con el sistema de Chinampas en el Sureste del Valle de México, Biótica. 13(2):121-129.
114. Olvera, B.Y. (2004). Aspectos Poblaciones de *Chirostoma jordani* (Woolman) (PISCES; Atherinidae) en el Sistema Lacustre de Xochimilco, Mexico, D.F. Tesis de Maestría en Ciencias; Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 115 p.
115. Ortiz, J.R. y Ruvalcaba, A.G. (2005). Evaluación del Estado Trófico del Lago de Xochimilco, Méx. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
116. Owen, J. (2004). Contaminación de aguas Municipalidad de Rawson Secretaria de Producción Sub-área Protección Ambiental. Argentina. p.7.
117. Pérez F.R (1993). Xochimilco: Rescate de un pueblo y de un paisaje. Tiempo. México. pp. 6-13.
118. Pérez, C. (1999). Modelación de calidad de aguas del lago Villarrica y aproximación al problema hidrodinámico. Informe de Memoria de Título para al Título de Ingeniero Civil. Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Concepción Chile.
119. Pérez, C. (2001). Tratamiento avanzado de aguas residuales para riego mediante oxidación con ozono: una alternativa ecológica. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible 17pp.



120. Programa Nacional Hídrico. (2007–2012). Comisión Nacional del Agua (CNA) - SEMARNAT, México. Pp. 13-14.
121. Proyecto Xochimilco. UNESCO. (2005). “Proyecto para la identificación participativa de un plan de rehabilitación integral del patrimonio cultural de Xochimilco”. Gobierno del Distrito Federal en Xochimilco UNESCO. México D. F. pp.44.
122. Potts, M. E. y Churchwell, D. R. (1994). Removal of radionuclides in wastewaters utilizing potassium ferrate (VI). *Wat. Environ. Res.* 66, pp.107–109.
123. Quian, S.S (1999). ESR 202 Applied environmental studies; Preparation for problem solving. Environmental Sciences and Resources. Portland State University. Portland, Oregon. 65 p.
124. Quipuzco, U.L.E. (2002). Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domesticas.52-57.
125. Rao KLV, Rao MP, Sethuram B., Rao TN. (1991). Oxidation of 1,2-Diols by Fe(VI)Fa kinetic-study. *Abstr Pap Am ChemSoc*; 202:401.
126. Rao KLV, Rao MP, SethuramB, Rao T.N. (1988). Oxidation by Fe(VI) kinetics of Fe(VI) oxidation of alcohols. *Indian J Chem A*; 27:1035–9.
127. Rodríguez, M.J.M. y Marín, G.R. (1999). Físico Química de las aguas ed. México D. F. Págs. 390-394.
128. Rodríguez GP. y Urzua de la cruz MG.(1998). Análisis Bacteriológico de aguas residuales en las plantas de tratamientos de la delegación Xochimilco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlan.
129. Rojas, R.T. (1993). La agricultura chinampera. Compilación histórica, México, Universidad Autónoma de Chapingo. Pág.11.
130. Rojas, T. (1990).La Agricultura en la Época Colonial En: La agricultura en tierras Mexicanas desde sus orígenes hasta nuestros días. Consejo Nacional para la Cultura y las artes. Ed. Grijalva. México.
131. Romero Ávila Margarita (1987). Síntesis y reducción de (-benzoil butirato de etilo, Tesis de Licenciatura de la Facultad de Química, UNAM, pp.25-30.
132. Romero, R.J.A. (1999). Calidad del agua. 2a ed. Ed. Alfaomega. Mexico. 273p.
133. Rook J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treat Exam*; 23:2 34–40.

134. Rook J.J., (1976). Haloforms in drinking water. *J Am Water Works Assoc*; 68:168–75.
135. Rusch J. D. Bielski, B.H.J. (1989). Kinetics of ferrate(V) decay in aqueous solution. A pulse-radiolysis study. *Inorg. Chem.* 33 5499-5502.
136. Rush JD, Cyr JE, Zhao ZW, Bielski BHJ. (1995). The oxidation of phenol by ferrate(VI) and ferrate(V) pulse-radiolysis and stopped-flow study. *Free Radical Res*; 22:349–60.
137. S.A.R.H. (1983). *Microbiología y Aplicaciones en los Procesos Biológicos de Aguas*. 523pp.
138. Schaeffer, D.J., Herricks, E.E. y Kerster, H.W. (1988). Ecosystem Health:I. Measuring ecosystem health, *Environmental Management* 12: 445-455 pp.
139. Schink T. y Waite. (1980). Inactivation of f2 virus with ferrate(VI). *Water. Research.* 14,(12):1705-1717.
140. Schol, A., V. Kirchestch, T. Bergfeld y D. Muller. (1999). Model-Based analysis of oxigen budget and biological processes in the regulated river Moserlle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeder on phytoplankton. *Hydrobiologia.* 410: 167-176.
141. Seoáñez, C. (1995). *Aguas residuales urbanas: Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento.*, M. Ed. Limusa, México 235pp.
142. Sharma V.K. (2002). Potassium ferrate (VI):an environmentally friendly oxidant. *Adv. Environ. Res.* 6, 143- 156.
143. Sharma, V. K. (2002a). Potassium ferrate(VI): an environmentally friendly oxidant. *Adv. Environ. Res.* 6, 143–156.
144. Sharma V.K., Czapski G, Bielski BHJ. (1992). Reactivity of ferrate(VI) and ferrate(V) with carboxylic-acids. *Abstr. Pap AmChem Soc*; 203:765.
145. Sharma V.K., Obrien B, Smith JO. (1997). Removal of cyanide in rinse water by ferrate(VI). *Abstr Pap Am Chem Soc*; 213:238.
146. Sharma V.K., Rivera, W., Jeremy. O., Smith and O'Bren. B. (1998). Ferrate(VI) Oxidation of Aqueous Cyanide. *Environ. Sci.Technol.* Department of Chemistry, Texas AyM University - Corpus Chisti., 32, 2608-2613 pp.
147. Sharma VK, Bloom JT, Joshi VN. (1998). Oxidation of ammonia by ferrate(VI). *J Environ Sci Health, A*; 33:635–50.

148. Sharma VK, Hollyfield S. (1995). Ferrate(VI) oxidation of aniline and substituted anilines. *Abstr Pap Am Chem Soc*; 210:186.
149. Sharma VK, Rivera W, Smith JO, Obrien B. (1998). Ferrate(VI) oxidation of aqueous cyanide. *Environ Sci Technol*; 32:2608–13.
150. Sierra, C.J. (1984). Historia de la navegación en la Ciudad de México, Departamento del Distrito Federal, Colección Distrito Federal, núm. 7, México, pp. 97.
151. Singley J.E. (2000). Revision de la teoría de la coagulación del agua. Florida EE.UU. 18 PAGS. Departamento de ingeniería ambiental.
152. Smith, R.L. y Smith, T.M. (2001). Ecología 4<sup>o</sup> Edición Addison Wesley, Madrid, pp. 639.
153. Sposito, G. and Page AL.(1984). Cycling of metal ions in the soil environment. *Free Radical Res.* pp 287-324.
154. Stupin, D. Y. y Ozernoi, M. I. (1995). Coprecipitation of <sup>152</sup>Eu with iron (III) hydroxide formed upon reduction of sodium ferrate(VI) in aqueous medium. *Radiochem.* 37, pp.329–332.
155. Sukenik, A; Teltch, B; Wachs A.W; Shelef, G; Levanon D. (1987). Effect of oxidants on microalgal flocculation. *Pergamon Journals Great Britain.* 21(5): 533-539.
156. Tebbutt. T. H. Y. (1990). Fundamentos de Control de la Calidad del Agua. Limusa, Noriega Editores. México. 239p.
157. Thompson, M.; Ockerman, L.T.; y Schreyer, J.M. (1951). Preparation and purification of potassium ferrate (VI). *American Chemical Society* 73, 1379-1381.
158. Timberley, M.R. y Pepper, I.L. (2001). Microorganism and metal pollutants, En *Environmental Microbiology*, Academic Press, San Diego Ca., 585pp.
159. Trabulse, E. (1983). *Cartografía mexicana: Tesoros de la Nación, siglos XVI a XIX*, Archivo General de la Nación, México, pp. 193.
160. Tyler, M.G. (1994). Ecología y Medio Ambiente: Introducción a la ciencia ambiental, el desarrollo sustentable y la conciencia de conservación del planeta Tierra. 7<sup>a</sup> Edición, Grupo Editorial Iberoamericana. México, 1994.
161. Vela E. (2005). *Arqueología Mexicana*, ISSN 0188-8218, Vol. 12, No.71 (Enero Febrero), (ejemplar dedicado a pies y manos), Págs. 80-87.

162. Vogel, C. M. y Johnson, M. D. (1998). Arsenic remediation in drinking waters using ferrate and ferrous ions. *WRRl Technical Completion Report No. 307*. Las Cruces, New. México.
163. Wagner, WF, Gum, JR, Hart EN, (1952). Factors affecting the stability of aqueous potassium ferrate(VI) solutions. *Anal. Chem.* 19:1157-1160.
164. Waite T.D. (1979). Feasibility of wastewater treatment with ferrate(VI) J. *Environ. Eng.* 105 pp. 1023-1034.
165. Waite, T. D.y Fagan, J., (1980) In: Carvey, J. (Ed) *Condenser Biofouling Control*, Chapter 30. Ann Arbor Science, M I.
166. Waite TD, Gilbert M. (1978). Oxidative destruction of phenol and other organic water residuals by iron(VI) ferrate. *J Water Pollut Control Fed*; 50:543-51.
167. Wei L. y Yong -Mei L. (2004). Use of ferrate pre-oxidation in enhancing the treatment of NOM-rich lake waters, *Water Science and Technology: Water Supply* 4 (4):121-128.
168. Wetzel, R.G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3<sup>a</sup> ed. Academic Press. California. 1006 p.
169. White D.A.y Franklin G.S. (1998). A preliminary investigation into the use of sodium ferrate in water treatment *Environmental Technology* 19 1157-1160.
170. Wood, R. H. (1958). The heat, free energy and entropy of ferrate(VI) ion *J. Amer. Chem. Soc.*, 80 (9): 2038-2041.
171. Zambrano L.; Reinoso V.H. y Herrera G. (1999). Abundancia y estructura poblacional del Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) en los sistemas dulceacuícolas de Xochimilco y Chalco. Instituto de Biología. UNAM. 35 Págs.
172. <http://www.ferratetreatment.com/whatisferrate.htm> (consultado en la fecha 26 de agosto de 2008).

# ANEXO I

PRUEBAS DE ANOVAS							PRUEBAS DE TUKEY		
PARÁMETRO	Efecto	SS	G,L	MS	F	p		H2O sin Ferrato	x 100µL
<b>O<sub>2</sub> DISUELTO</b>	Intercepción	457.3503	1	457.3503	512.0164	0	H2O sin Ferrato		0.000432
	Tratamiento	33.7761	3	11.2587	12.6044	<b>0.000013 *</b>	Dosis 100µL	0.000432	
	Error	28.5835	32	0.8932			Dosis 200µL	0.000327	0.998271
							Dosis 300µL	0.00019	0.87374
<b>COLOR</b>	Intercepción	92011.11	1	92011.11	545.251	0	H2O sin Ferrato		0.072649
	Tratamiento	3588.89	3	1196.3	7.0892	<b>0.000875 *</b>	Dosis 100µL	0.072649	
	Error	5400	32	168.75			Dosis 200µL	0.002049	0.477785
							Dosis 300µL	0.002049	0.477785
<b>SOL. SED.</b>	Intercepción	5.921111	1	5.921111	105.2642	0	H2O sin Ferrato		0.148842
	Tratamiento	0.598889	3	0.19963	3.549	<b>0.025218*</b>	Dosis 100µL	0.148842	
	Error	1.8	32	0.05625			Dosis 200µL	0.932533	0.398485
							Dosis 300µL	0.754038	0.016443
<b>COL. FEC.</b>	Intercepción	373.7778	1	373.7778	25.22212	0.000019	H2O sin Ferrato		0.000274
	Tratamiento	678	3	226	15.25023	<b>0.000002 *</b>	Dosis 100µL	0.000274	
	Error	474.2222	32	14.8194			Dosis 200µL	0.000181	0.9251
							Dosis 300µL	0.000171	0.795288
<b>COL. TOT.</b>	Intercepción	93330.2	1	93330.25	15.07309	0.000487	H2O sin Ferrato		0.00023
	Tratamiento	250371.6	3	83457.21	13.47856	<b>0.000007 *</b>	Dosis 100µL	0.00023	
	Error	198139.1	32	6191.85			Dosis 200µL	0.000215	0.999807
							Dosis 300µL	0.000209	0.999397

SS = Suma de Cuadrados    G.L = Grados de Libertad    MS = Media Cuadrática    F = Coeficiente de Variación    P = Nivel de Significancia

---

---

## FOTOGRAFÍAS.



**ZONA DE ESTUDIO "CANAL DEL JAPÓN " L. XOCHIMILCO**



**TOMA DE MUESTRA DE AGUA PARA DETERMINACIÓN DE COLIFORMES**





**TOMA DE MUESTRA PARA DIFERENTES PARÁMETROS**



**TOMA DE MUESTRA DE METALES Y PRESERVACIÓN**



**TOMA DE MUESTRA DE NUTRIENTES Y PRESERVACIÓN**



**TOMA DE MUESTRA DE AGUA PARA DETERMINAR NUTRIENTES**

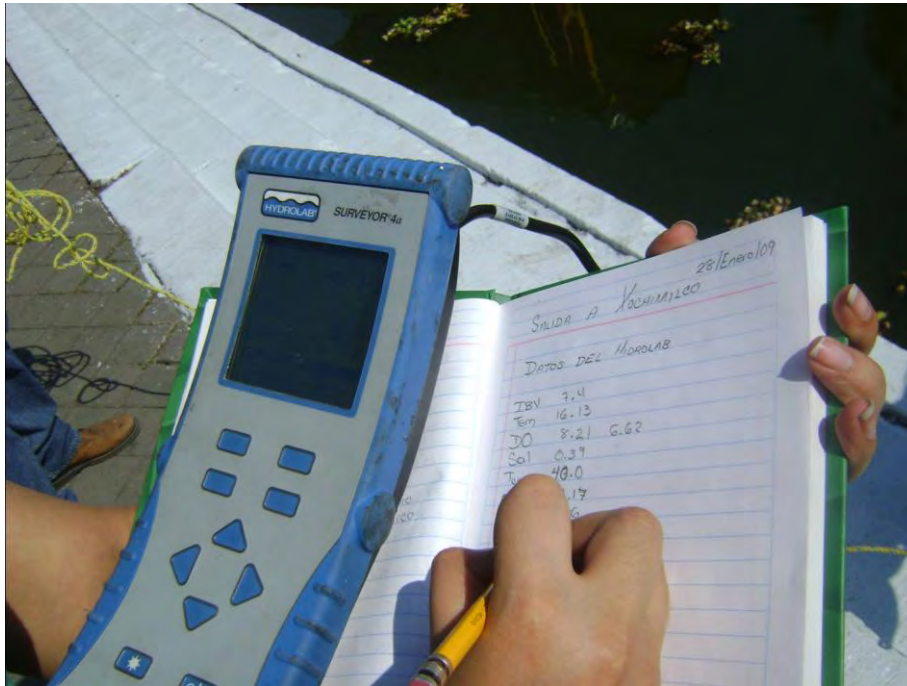




**PRESERVACION DE LAS MUESTRAS A 4 ° C**



**TOMA DE MUESTRAS DE AGUA PARA EL TRATAMIENTO  
CON EL IÓN FERRATO.**

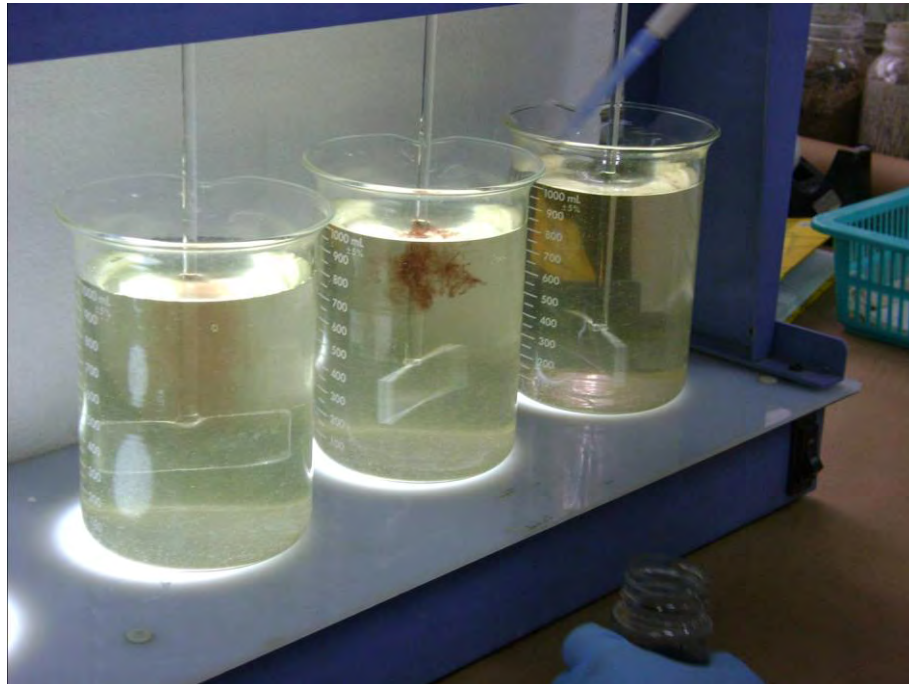


**TOMA DE DATOS DE CAMPO DEL SITO DE ESTUDIO**



**SIEMBRA DE AGUA PARA DETERMINACIÓN DE BACTERIAS COLIFORMES TOTALES Y FECALES.**

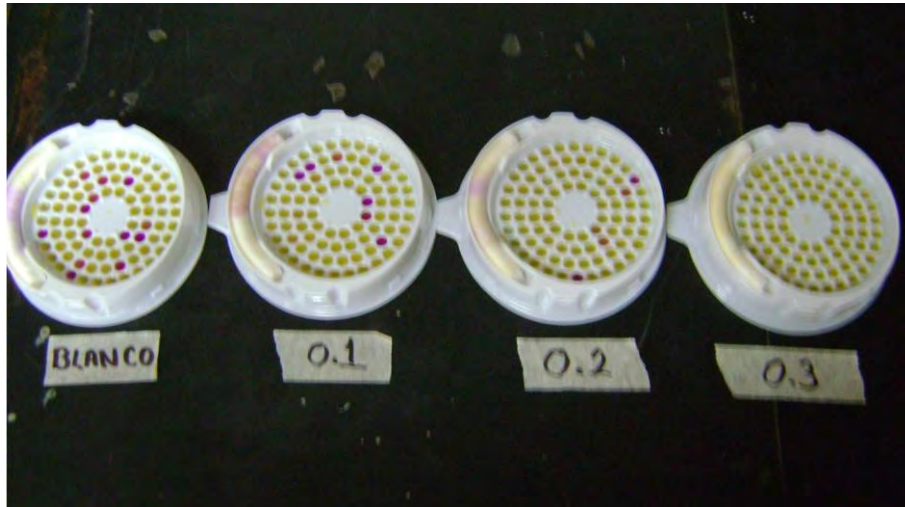




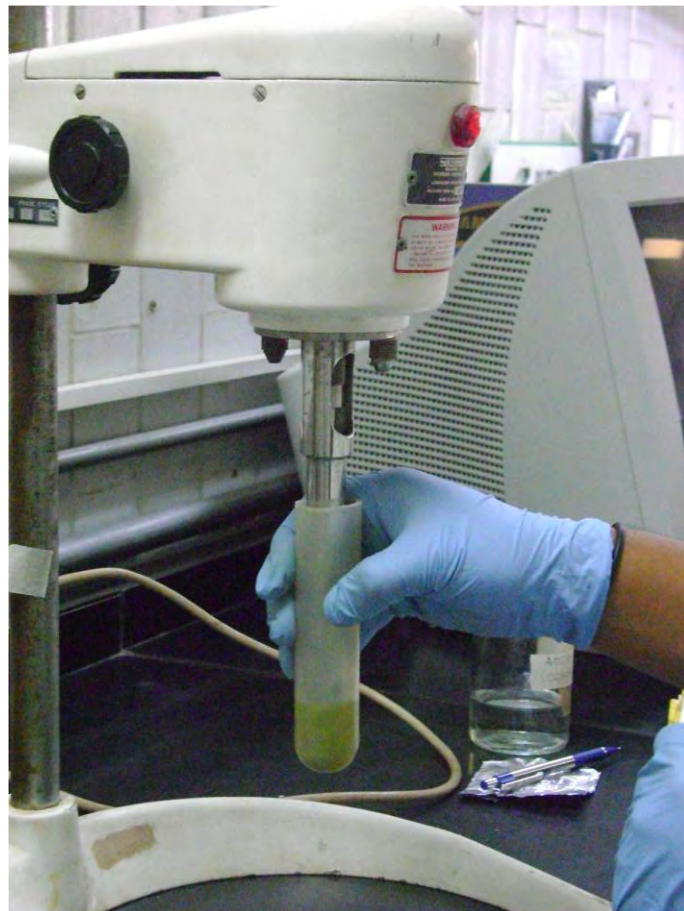
**APLICACIÓN DEL ION FERRATO EN VASOS DEL APARATO DE JARRAS**



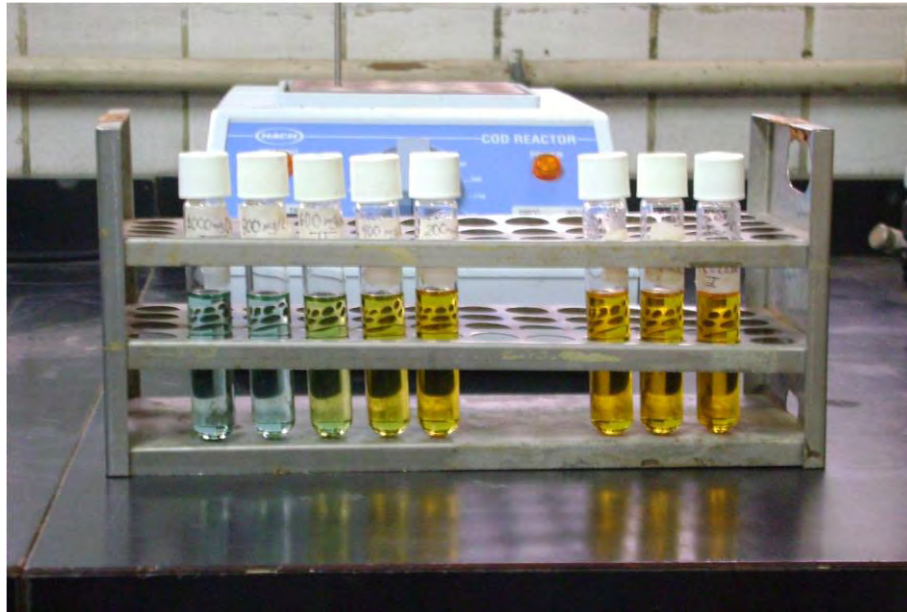
**DETERMINACIÓN DE OXIGENO DISUELTO (WINKLER)**



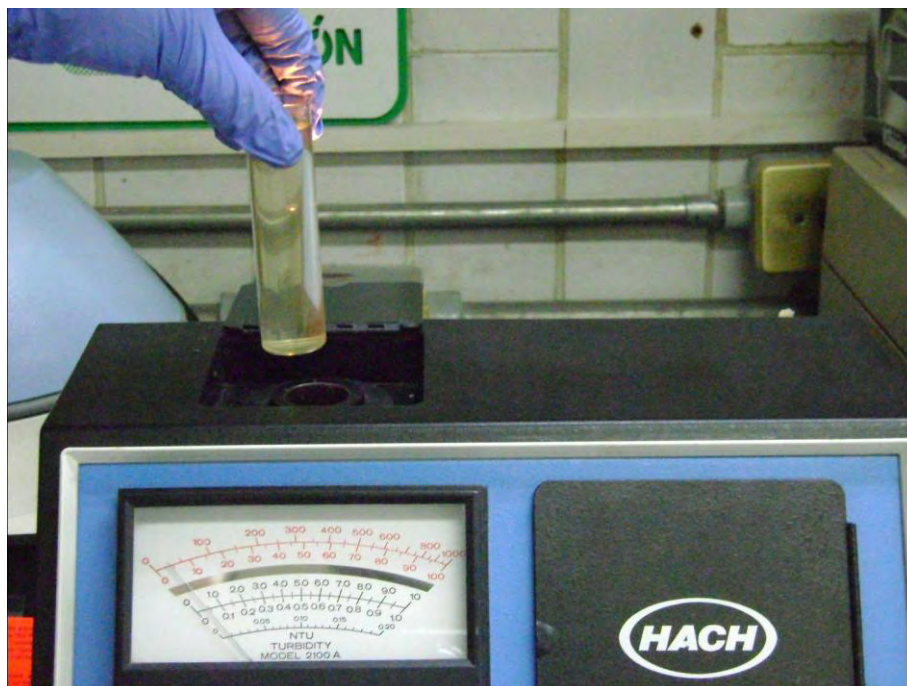
**CONTEO DE BACTERIAS A LAS 24 HORAS DE LA TOMA DE LAS MUESTRAS DE AGUA.**



**DETERMINACIÓN DE CLOROFILAS**



**DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO**



**LECTURA DE LA TURBIDEZ**

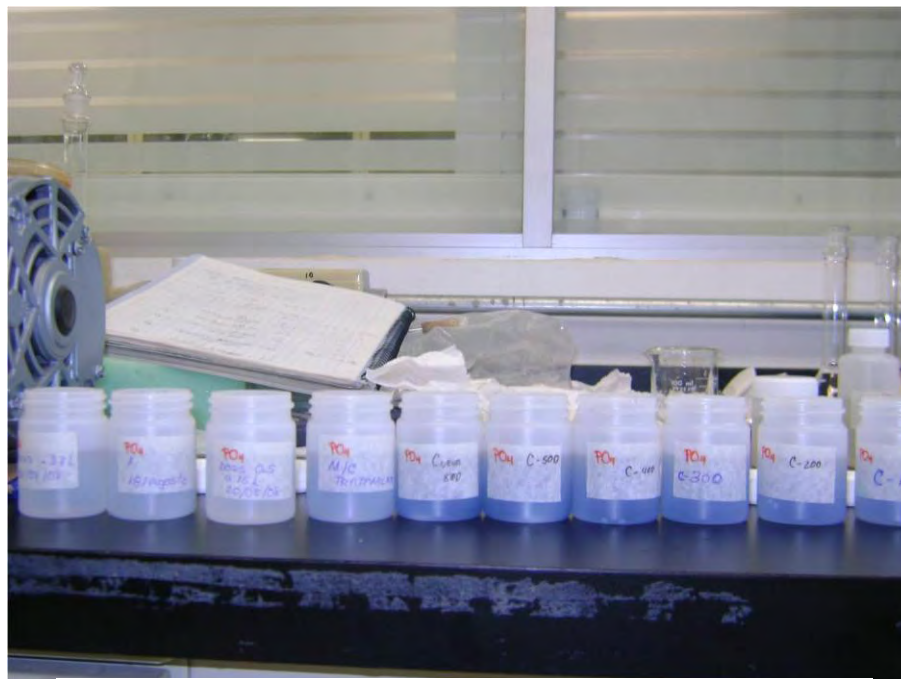




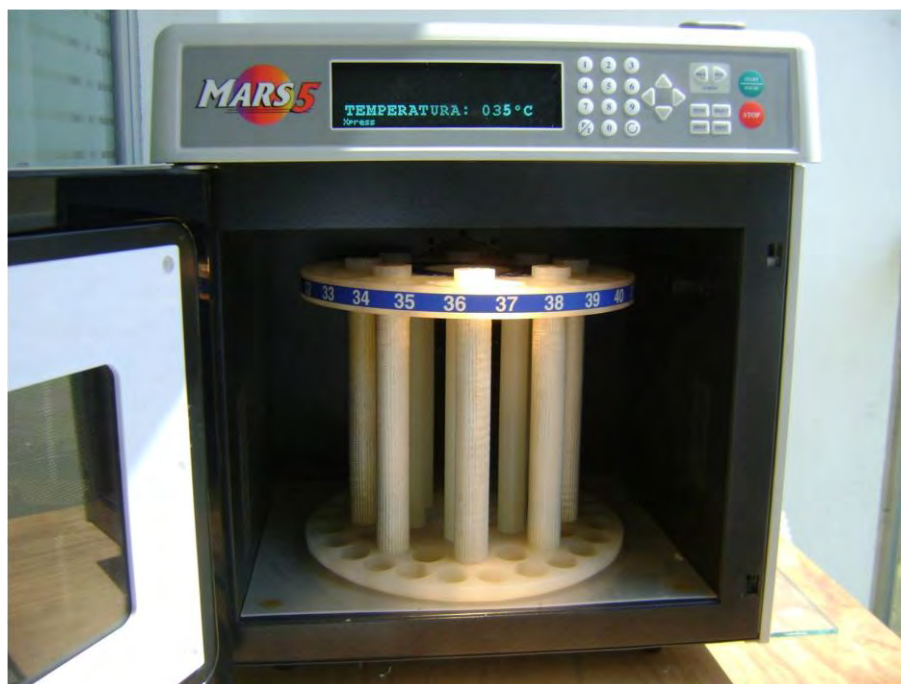
**LECTURA DEL COLOR APARENTE EN MUESTRAS DE AGUA.**



**APARATO PARA DETERMINACIÓN DE NITRATOS**



**DETERMINACIÓN DE FOSFATOS POR U/V VISIBLE**



**DIGESTION DE MUESTRAS DE AGUA PARA LA DETERMINACIÓN DE METALES.**