



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
(QUÍMICA ACUÁTICA)**

**“APLICACIÓN DE UN SUPEROXIDANTE PARA EL
MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS
CANALES DE XOCHIMILCO, MÉXICO, DF.”**

**TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA:

Q.F.B. JOEL ARIEL VALENCIA FLORES

**TUTOR PRINCIPAL
FELIPE VÁZQUEZ GUTIÉRREZ, ICMYL, C.U.**

**COMITÉ TUTOR:
DRA. NORAH BARBA BEHRENS, FACULTAD DE QUÍMICA.
DR. VICTOR MANUEL LUNA PABELLO, FACULTAD DE QUÍMICA.
M. EN C. SANTIAGO CAPELLA VIZCAÍNO, FACULTAD DE QUÍMICA
(UNIDAD ACADÉMICA DE LA UNAM EN SISAL).
DR. MARTÍN MERINO IBARRA, ICMYL, C. U.
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ FES IZTACALA.**

MÉXICO, D. F., ABRIL DEL 2014.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	Dra. Norah Barba Behrens
Secretario:	Dr. Víctor Manuel Luna Pabello
Vocal:	M. en C Santiago Capella Vizcaíno
1 ^{er} . Suplente:	Dr. Martín Merino Ibarra
2 ^{do} . Suplente:	Dr. Alfonso Lugo Vázquez
Asesora Externa:	Dra. Georgina Fernández Villagómez

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA
LABORATORIO DE FISICOQUIMICA UNAM.

SUSTENTANTE

Q.F.B JOEL ARIEL VALENCIA FLORES

SECRETARIO

DR. VICTOR MANUEL LUNA PABELLO

A la Universidad Nacional Autónoma de México

Al Laboratorio de Fisicoquímica Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología del cual fui parte.

Deseo reconocer el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de maestría con número 297094/226152.

Se agradece el apoyo del proyecto ICyTDF-47-2010 financiado por el Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal

Agradezco a la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México por el apoyo otorgado como becario del proyecto FQ-10-006.

*Al Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez †
por haberme brindado la oportunidad de colaborar en un equipo de trabajo
tan importante como lo fue el laboratorio de Fisicoquímica Marina.
Gracias Doctor.*

*A la Dra. Georgina Fernández Villagómez y al Dr. Victor Manuel Luna Pabello
por encontrar en ustedes el apoyo tanto académico como personal para concluir este
proceso tan importante en mí vida profesional.*

*Al M. en C Héctor Alexander Valdés y al Biólogo Antonio Fraustro
Por todas las experiencias compartidas en el ámbito laboral y del quehacer cotidiano.*

*Al Dr. Martín Merino Ibarra por las aportaciones realizadas a este trabajo y que
enriquecerán al proyecto ICTyTDF-47-2010.*

*A mis sinodales la Dra. Norah Barba Benhrens, M. en C Santiago Capella Vizcaíno y Dr.
Alfonso Lugo Vázquez por su revisión y comentarios al escrito final.*

A Joaquín...
Niño que tu amor me cobije.
Lámpara como copa o como fuente
sea tu corazón:
alumbra el camino del hombre
y el de la justicia. Calma esta sed
que todos padecemos.
Regálanos tu amor, tu deseo de vivir,
tu estatura pequeña, o tu corazón lleno
de sentir.
Álzate, niño
demuestra que no sólo estás vivo.
Que tienes esperanzas y que darás la vida por lograrla
Abre siempre los ojos.
Por ti, que estás vivo; por mí
por todos los que apenas vivieron
por todos los que no han tenido esperanza.
Guárdate el corazón para el momento preciso.
Y que mientras tanto, te crezca también.
Crece, mi amor,
pero despierta y échales tu corazón.
Crece mi niño, crece;
crece, mi amor
que tu corazón sea la casa del bien y la compañía
lucha Joaquín y que tus obras sean la medida de tu generosidad.
Hijo: que el amor y la libertad sea siempre contigo...

*Vives en mí papá.
Te amo madre.
A mis hermanos.
A ti Ale y a toda mi historia...*

Lista de Tablas y Figuras.

Tablas

Tabla 1.1 Macronutrientes y Micronutrientes necesarios para el crecimiento de organismos fotosintéticos

Tabla 1.2 Valores referentes a un sistema eutrofizado.

Tabla 1.3 Clasificación de aguas contaminadas en base a la DBO₅ y DQO.

Tabla 1.4 Metales producidos por actividades antropogénicas que están clasificados como contaminantes prioritarios.

Tabla.2.1 Potenciales redox de los oxido/desinfectantes usados en el tratamiento de agua.

Tabla 2.2 Compuestos que son oxidados por el ferrato de potasio.

Tabla 2.3 Disruptores endocrinos y antibióticos que son oxidados por la sal ferrato de potasio.

Tabla 3.1 Parámetros determinados en la investigación.

Tabla 4.1. Plantas de tratamiento y volúmenes de agua residual que se aportan a los canales de la zona lacustre de Xochimilco.

Tabla 5.1. Resultados obtenidos experimentalmente de Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Tabla 5.2 Resultados obtenidos de amonio, fosfatos, nitritos y nitratos.

Tabla 5.3 Concentración de metales y metaloides en los canales.

Tabla 5.4 Concentración de aluminio y zinc en los canales.

Tabla 5.5 Límites máximos permisibles de metales pesados para agua tratada.

Tabla 5.6 Concentración de clorofila "a", bacterias fecales y totales en los canales.

Tabla 5.7 Concentración de bacterias fecales y totales en los canales.

Tabla 5.8 Límites máximos permisibles de coliformes fecales y DBO₅ para agua tratada.



Tabla 5.9 Parámetros físico-químicos medidos en los sitios de muestreo.

Tabla 5.10 pH determinado en los sitios de muestreo.

Tabla 5.11 Porcentajes de remoción calculados al aplicar la sal en distintas concentraciones.

Tabla 5.12 Porcentajes de remoción calculados al aplicar la sal para nitritos y fosfatos.

Tabla 5.13 Porcentajes de remoción calculados al aplicar la sal para turbidez, sólidos suspendidos y clorofila "a".

Tabla 5.14 Concentración de arsénico al agregar la sal.

Tabla 5.15. Concentración de aluminio obtenida al agregar la sal.

Tabla 5.16 Concentración de plomo obtenida al agregar la sal.

Tabla 5.17 Concentración de zinc obtenida al agregar la sal.

Tabla 5.18 Concentración de cromo obtenida al agregar la sal

Tabla 5.19 Concentración de sólidos sedimentables obtenida al agregar la sal.

Tabla 5.20 Lecturas del pH registradas al agregar la sal en distintas concentraciones.

Tabla 5.21 Lecturas de conductividad registradas al agregar la sal en distintas concentraciones.

Tabla 5.22 Resultados obtenidos para determinación de nitritos.

Tabla 5.23 Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en una dosis de 10 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .

Tabla 5.24 Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en una dosis de 15 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .

Tabla 5.25 Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en una dosis de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .

Tabla 5.26 Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en distintas dosis de Fe en K_2FeO_4



Tabla 5.27 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del oxígeno disuelto.

Tabla 5.28 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento de la DBO₅.

Tabla 5.29 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento de la DQO.

Tabla 5.30 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del amonio al agregar la sal.

Tabla 5.31 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del nitrito al agregar la sal.

Tabla 5.32 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del fosfato al agregar la sal.

Tabla 5.33 Resultados máximos y mínimos de amonio, nitritos, fosfatos, DQO, OD y pH obtenidos en éste estudio y su comparación con la norma europea de protección de vida acuática.

Tabla 5.34 Resultados máximos y mínimos de los parámetros estudiados y su comportamiento al agregar dosis distintas de la sal.

Figuras

Figura 1.1 Interacciones orgánicas e inorgánicas en un lago eutrófico.

Figura 1.2 Intervalos de concentración para determinar si un sistema esta eutrofizado.

Figura 2.1 Arreglo estructural del ión ferrato (FeO_4^{-2}).

Figura. 2.2 Influencia del pH en la descomposición de la sal K_2FeO_4 .

Figura 2.3 Equilibrios de disociación ácido-base. Variación de Fe(VI) con distintos valores de pH.

Figura 2.4 Degradación del K_2FeO_4 al coexistir con distintas sales en solución.

Figura 2.5 Ferrato de potasio vs. Hipoclorito de sodio con sulfato férrico.

Figura 2.6 Mecanismo de oxidación total del bisfenol A.



Figura 2.7 Planta piloto para pruebas de agua contaminadas por materia orgánica y otros factores.

Figura 2.8 K_2FeO_4 sintetizado y guardado en frasco color ámbar.

Figura 3.1 Sal sintetizada.

Figura 3.2. Sal sintetizada y estabilizada para su aplicación.

Figura 3.3 Toma de muestras.

Figura 3.4. Parámetros in situ.

Figura 3.5 Equipo de Jarras utilizado en el experimento..

Figura 3.6. Formación de floculos.

Figura 3.7. Conos Imhoff para la determinación de sólidos sedimentables.

Figura 3.8 Incubación de DBO_5 .

Figura 3.9 Lectura de bacterias fecales.

Figura 3.10 Diagrama que describe la metodología de trabajo.

Figura 4.1. Valle de México y sus lagos en el periodo precolombino.

Figura 4.2. Imagen satelital del primer punto de muestreo “parque ecológico de Cuemanco”.

Figura 4.3. Embarcadero “Fernando Celada”.

Figura 4.4. Punto de muestreo “el Japón”.

Figura 5.1. Variaciones estacionales en la concentración de Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) de las muestras recolectadas en los tres canales.

Figura 5.2 Variaciones estacionales en la concentración de Amonio, Fosfatos, Nitratos y Nitritos de las muestras recolectadas en los tres canales.

Figura 5.3. Variaciones estacionales en la concentración de Aluminio (Al) y Zinc (Zn) de las muestras recolectadas en los tres canales.

Figura 5.4. Variaciones estacionales en la concentración de Plomo (Pb), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Níquel (Ni) y Arsénico (As) en las muestras recolectadas de los tres canales.

Figura 5.5. Variaciones estacionales en la concentración de clorofila “a” en las muestras recolectadas de los tres canales.

Figura 5.6. Variaciones estacionales en la concentración de bacterias coliformes fecales y totales en las muestras recolectadas de los tres canales.

Figura 5.7 Porcentajes de remoción de la DBO₅ y DQO al agregar la sal.

Figura 5.8. Porcentajes de remoción de nutrientes al agregar la sal en distintas concentraciones.

Figura 5.9 Porcentajes de remoción de parámetro físico-químicos al agregar la sal.

Figura 5.10. Eliminación de coliformes fecales al agregar la sal.

Figura 5.11. Eliminación de coliformes totales al agregar la sal.

Figura 5.12. Comportamiento del arsénico al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.13. Comportamiento del aluminio al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.14. Comportamiento del plomo al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.15. Comportamiento del zinc al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.16. Comportamiento del cromo al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.17. Comportamiento del níquel al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.18 Comportamiento de los sólidos sedimentables al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.19. Comportamiento del pH al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.20 Comportamiento de la conductividad al agregar la sal en distintas dosis.

Figura 5.21. Curva de Calibración para determinación de nitritos



Figura 5.22 Ecuaciones de recta determinadas para la degradación de nitritos al agregar la sal de ferrato de potasio en distintas concentraciones con respecto al tiempo.

Figura 5.23. Comportamiento del oxígeno disuelto en el diseño de experimento (periodo de secas).

Figura 5.24 Comportamiento del oxígeno disuelto en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

Figura 5.25. Comportamiento de la DBO_5 en el diseño de experimento (periodo de secas).

Figuras 5.26 Comportamiento de la DBO_5 en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

Figuras 5.27 Comportamiento de la DQO en el diseño de experimento (periodo de secas).

Figuras 5.28 Comportamiento de la DQO en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

Figuras 5.29. Comportamiento del ión amonio en el diseño de experimento (periodo de secas).

Figuras 5.30 Comportamiento del ión amonio en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

Figuras 5.31 Comportamiento del nitrito en el diseño de experimento (periodo de secas).

Figuras 5.32 Comportamiento del nitrito en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

Figuras 5.33 Comportamiento del fosfato en el diseño de experimento (periodo de secas).

Figuras 5.34 Comportamiento del fosfato en el diseño de experimento (periodo de lluvias).



Resumen.....	1
Capítulo 1	
Planteamiento del problema.....	2
Objetivos generales.....	4
Objetivos particulares.....	4
Alcances.....	4
Introducción.....	5
Marco teórico.....	8
1.1 Eutrofización.....	8
1.2 Parámetros de calidad de agua.....	10
1.3 Nutrientes limitantes.....	10
1.3.1 Fosfatos.....	10
1.3.2 Compuestos nitrogenados.....	10
1.3.3 Amoniaco.....	11
1.3.4 Nitratos y nitritos.....	12
1.4 Clorofila a.....	12
1.5 Oxígeno disuelto.....	13
1.6 DBO ₅ y DQO.....	13
1.7 Metales.....	14
1.8 Microorganismos.....	14
1.9 pH.....	15
1.10 Características físicas.....	16
1.10.1 Sólidos sedimentables y sólidos suspendidos.....	16
1.10.2 Turbiedad.....	16
1.10.3 Conductividad.....	16
1.10.4 Temperatura.....	17
1.11 Control de la eutrofización.....	17
Capítulo 2	
2.1 Ferrato de potasio.....	18
2.1.1 Historia del ferrato de potasio.....	18
2.1.2 Métodos de preparación.....	18
2.1.3 Propiedades fisicoquímicas del ferrato de potasio.....	19
2.2 Factores que afectan la descomposición del ferrato de potasio en disolución acuosa.....	20
2.2.1 Efecto de pH.....	20



2.2.2 Efecto de la concentración inicial.....	21
2.2.3 Efecto de la temperatura.....	22
2.3 Características del ferrato de potasio para el tratamiento de aguas.....	22
2.3.1 La necesidad de alternativas de desinfección.....	23
2.3.2 Ensayos de toxicidad del ferrato de potasio en el tratamiento de aguas	24
2.3.3. Desinfección de aguas contaminadas con el ferrato de potasio.....	24
2.3.4. Coagulación de ferrato de potasio.....	25
2.3.5. Ferrato de potasio como superoxidante.....	26
2.3.6. Remoción de nutrientes con ferrato de potasio.....	30
2.3.7. Usos del ferrato de potasio en el tratamiento de ríos y lagos contaminados.....	31
2.3.8 Proceso experimental para la síntesis de la sal ferrato de potasio.....	31
2.3.8.1 Determinación del grado de pureza.....	32

Capítulo 3

3.1 Metodología.....	34
3.2. Etapa 1.....	34
3.3 Etapa 2.....	34
3.3.1 Síntesis de la sal ferrato de potasio.....	34
3.3.2 Pureza de la sal ferrato de potasio sintetizada.....	35
3.3.3 Aplicación de la sal	35
3.3.4 Puntos de muestreo.....	36
3.3.5.Tratamiento de las muestras recolectadas con la sal K_2FeO_4	37
3.3.6 Determinación de la cinética de oxidación de N- NO_2 vs Ferrato de potasio.....	39
3.4 Etapa 3.....	41
3.4.1 Prueba de Hipótesis.....	41

Capítulo 4

4.1 Área de estudio.....	44
4.2 Historia ambiental de Xochimilco.....	44
4.3 Parque ecológico de Cuemanco.....	47
4.4 Embarcadero Fernando Celada.....	48
4.3.3 Canal “El Japón”.....	49

Capítulo 5

5.1 Resultados.....	50
5.1.1 Síntesis de la sal.....	50
5.1.2 Evaluación del sitio de muestreo.....	50
5.1.3 Porcentajes de remoción.....	58



5.1.4 Determinación de cinética química.....	73
5.1.5 Ecuación de la recta.....	74
5.1.6 Resultados obtenidos para determinar la cinética de oxidación N-NO ₂ ⁻ vs. Ferrato de potasio.....	74
5.1.7 Resultados obtenidos para las ecuaciones de las rectas.....	76
5.2 Análisis de varianza (ANOVA).....	78
5.2.1 Oxígeno Disuelto (OD).....	78
5.2.2 DBO ₅	80
5.3 Nutrientes.....	83
5.3.1 Amonio.....	83
5.3.2 Nitritos.....	84
5.3.3 Fosfatos.....	86
5.4 Evaluación de resultados.....	88
Conclusiones y perspectivas.....	91
Referencias.....	93
Anexo1.....	101



Summary

In recent years, potassium ferrate (K_2FeO_4) has been researched and used as a treatment for oxidation and coagulation of different organic and inorganic compounds as well to remove pathogen organisms into water contaminated. Due its high potential redox, this salt shows unique properties that when it is applied, it forms ferric coagulant species, and those are friendly to environment because of their entry to natural biogeochemistry cycles of sulfur and phosphorus.

In this study, it developed a physical-chemistry and biological characterization of water collected from three Xochimilco's channels; according the results, there is an important level of organic and inorganic contamination, pathogen organisms, nutrients, suspended solids and, metals; these are present in high concentration and are affecting the quality of water in the zone and consequently, is accelerating the loss of channels, those have an ecological interest as well also historic, economic, cultural and, social for the basin Mexico's Valley.

Potassium ferrate can use successfully when it is trying to reduce this contamination. The results show that when it is applied this salt to water samples collected and characterized, there is an effective decreasing in relevant parameters as turbidity, suspended solids, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), inorganic contaminants as phosphates and nitrogen compounds (ammonia and nitrites), furthermore removes the fecal and total bacteria.

The optimal treatment with potassium ferrate is 20 mg per liter of Fe into K_2FeO_4 ; with this concentration, the composition and the quality of the water from the samples treated is considerably improving.

According the results it is demonstrated there is a change among the statistical average before and after the treatment realized with this salt and a level strong of organic material affected for oxidation when is added iron VI, moreover some inorganic contaminants (as phosphates) are removed up 34 % due physical procedures of precipitation because of salt formation when there is iron present from treatment.

This research concludes that the potassium ferrate could be a treatment method effectively to decrease different parameters indicatives from high contamination into the water, without creation harmful subproducts to environment.



Resumen

En los últimos años, el ferrato de potasio (K_2FeO_4) ha sido investigado y empleado como un novedoso tratamiento para la oxidación y coagulación de diversos compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en aguas contaminadas; además de eliminar organismos patógenos. Esta sal de hierro muestra propiedades únicas dado a su alto potencial redox y que al ser aplicada, forma especies férrico-coagulantes, las cuales son amigables al ambiente, ya que entran en ciclos biogeoquímicos naturales del azufre y fósforo.

En el presente estudio, se desarrolló una caracterización físico-química y biológica de muestras de agua recolectadas en tres canales de Xochimilco, los resultados demuestran que existe una contaminación importante de materia orgánica e inorgánica, nutrientes, organismos patógenos, sólidos suspendidos y metales, que están presentes en las muestras extraídas y que se encuentran en alta concentración, afectando la calidad del agua de la zona y por consiguiente acelerando la pérdida de los canales, los cuales, no solo tienen un interés ecológico, sino también, histórico, económico, cultural y social para toda la cuenca del valle de México.

El ferrato de potasio puede utilizarse con éxito tratando de mitigar esta contaminación. Los resultados obtenidos en este trabajo demuestran, que al aplicar la sal a las muestras de agua recolectadas y caracterizadas, existe una remoción eficaz de parámetros relevantes tales como turbidez, sólidos suspendidos, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), contaminantes inorgánicos como fosfatos y compuestos nitrogenados (amonio y nitritos), además de una eliminación total de bacterias fecales y totales. El tratamiento con ferrato de potasio es óptimo en concentraciones de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 ya que la composición y características de la calidad del agua, en las muestras tratadas, es mejorada considerablemente.

Una parte importante de este trabajo es la evaluación estadística de los resultados obtenidos experimentalmente a lo largo de la investigación. En el diseño experimental utilizado se demostró que existe un cambio en las medias estadísticas antes y después del tratamiento hecho con la sal. Los resultados reflejan una fuerte carga de materia orgánica que es afectada por oxidación al agregar el hierro VI, además que algunos contaminantes inorgánicos (como los fosfatos) son removidos hasta en un 34 % debido a procesos físicos de precipitación que se dan al formarse sales, con el hierro presente del tratamiento.

La presente investigación concluye que el ferrato de potasio podría ser un método de tratamiento eficaz, dirigido a disminuir distintos parámetros que indican una fuerte contaminación en la calidad del agua, sin la creación de subproductos nocivos al ambiente.

Planteamiento del Problema.

El desarrollo y la expansión de la ciudad de México en los últimos cincuenta años han dado como resultado la extinción de innumerables sistemas acuáticos y el deterioro al grado de pérdida de los aun existentes.

Para nadie es un secreto que los lagos de Xochimilco resguardan un paisaje que alguna vez predominó en la amplia llanura lacustre que cubre el fondo de la ciudad. Este paisaje convierte a la zona lacustre de Xochimilco en un ecosistema en el que se concentra no sólo el pasado del Valle de México y de sus lagos, sino probablemente su futuro.

En el pasado, el sistema acuático de Xochimilco era alimentado por innumerables manantiales y ríos que se originaban en las sierras aledañas a la zona; en la actualidad, el remanente del lago y sus canales son nutridos casi en su totalidad por aguas residuales sin tratar o semitratadas que si bien, dan solución inmediata al problema de desabasto en la zona lacustre, terminarán afectando aún más al ya deteriorado ecosistema acuático.

Desde hace muchos años las evaluaciones de calidad de agua en los canales reportan un alto contenido de sustancias nocivas, tales como nutrientes (principalmente fosfatos originados del uso de detergentes), metales pesados, organismos patógenos, disruptores endócrinos, antibióticos, (por mencionar algunos), los cuales no son eliminados efectivamente en las plantas de tratamiento que alimentan al lago.

La eutrofización antropogénica es un problema relacionado directamente con estos factores, un incremento de sustancias provenientes de aguas residuales sin tratar o semitratadas que inciden sobre los ciclos biogeoquímicos existentes, dando como resultado una mala calidad del agua, acelerando la pérdida de estos ecosistemas los cuales tienen un interés no solo económico, sino histórico, ecológico, cultural y social.

Debido a la creciente contaminación de sustancias cada vez más resistentes a los tratamientos convencionales, la química verde ha desarrollado compuestos químicos que han dado respuesta a este problema y que además, son amigables al ambiente.

En los últimos años, las sales de hierro con alto número de oxidación (Fe (VI)) han tomado importancia en el tratamiento de aguas contaminadas por diversos factores. Estas sales superoxidantes al ser aplicadas, presentan características simultaneas de oxidación, desinfección y coagulación que no muestra ningún otro oxidante y que permiten, incrementar las aplicaciones del agua reciclada, ya que tendrá una mejor calidad.



El siguiente trabajo propone aplicar, en condiciones de laboratorio la sal superoxidante ferrato de potasio (K_2FeO_4) a muestras de agua recolectadas de tres canales de Xochimilco (El Japón, Cuemanco y Fernando Celada) y mediante el análisis de parámetros fisicoquímico-biológicos, evaluar si la sal remueve sustancias que están presente en los canales pese a los tratamientos convencionales aplicados en las plantas del Cerro de la Estrella, San Luis Tlaxialtemalco y San Lorenzo, las cuales alimentan al remanente del lago y sus canales con aguas tratadas.

Objetivo General.

- Evaluar la aplicación de un superoxidante para el mejoramiento de la calidad del agua de los canales de Xochimilco, México D.F, a nivel laboratorio.

Objetivos particulares.

- Determinar la concentración óptima del superoxidante que se aplicará a las muestras de agua procedentes de Xochimilco utilizando probadores de Jarras.
- Evaluar la capacidad del superoxidante para la remoción de contaminantes y el mejoramiento de los parámetros fisicoquímicos y biológicos en muestras de agua procedentes de tres canales de Xochimilco.
- Proponer una constante cinética de los cambios de los nitritos presentes en un agua residual sintética a través de mediciones en el tiempo y de agregar un superoxidante

Alcances

- El superoxidante será la sal ferrato de potasio (K_2FeO_4).
- Se aplicará en muestras de agua procedentes de tres canales de Xochimilco: Parque ecológico de Cuemanco, Embarcadero “Fernando Celada” y Canal “El Japón”.
- Se utilizarán los probadores de Jarras en volúmenes de 600 ml.
- Se utilizará un diseño estadístico experimental (ANOVA) empleando el programa STATISTICA 6.

Introducción.

El sistema lacustre de Xochimilco constituye un complejo ecológico, histórico, cultural y económico en el que se concentra el pasado y tal vez el futuro de los lagos del Valle de México. Estos hechos tienden a subrayar la importancia de conservar su medio ambiente, no como un simple anhelo nostálgico por un tiempo que ya no es, sino de reconocer que en estos lagos y canales del sur del Valle de México tienen lugar ciclos ecológicos que se relacionan con la actividad humana y que han sido importantes para toda la cuenca.

La zona lacustre de Xochimilco es el remanente de dos grandes lagos (lago de Xochimilco y lago de Chalco) que eran alimentados por una red de ríos y manantiales que se desprendían de las montañas, además de yacimientos acuíferos subterráneos. La riqueza acuática de esta zona se ha visto alterada debido a dos factores íntimamente relacionados: el primero y más importante es la expansión urbana de la ciudad, y el segundo es la explotación acuífera a que ha estado sujeta la zona durante los últimos 50 años. Esto trajo como resultado que en la actualidad, el agua que alimenta al último vestigio del lago provenga de tres plantas de tratamiento de aguas residuales: la primera y más importante es la del Cerro de la Estrella seguida por la de San Luis Tlaxialtemalco y al último la de San Lorenzo; estas plantas arrojan agua tratada a los canales, la cual contiene una elevada carga de nutrientes (fosfatos principalmente), metales pesados (plomo, arsénico, cadmio, cromo) y compuestos químicos que provienen de asentamientos humanos, de la industria y que no son removidos eficazmente por los tratamientos físico-químico-biológicos utilizados en estas plantas. Sumado a esto, la carencia de redes de drenaje en la zona chinampera genera un aporte de aguas residuales que va directamente a los canales. Estos problemas han repercutido en la cantidad y calidad de agua, teniendo como resultados inmediatos la pérdida acelerada de canales, una disminución de la producción agrícola de la zona chinampera, la pérdida de innumerables especies biológicas y el deterioro al grado de pérdida de los lagos y lagunas aun existentes, además, se ha observado que el agua tratada que alimenta a los canales de Xochimilco, promueve el crecimiento de las comunidades algales y de lirio acuático evidenciando un alto contenido de material orgánico y de nutrimentos inorgánicos disueltos, que le confieren el alto grado de eutrofización a la zona (De la Lanza y Hernández 2007).

Si bien, el agua tratada generada en la plantas del Cerro de la Estrella, San Luis Tlaxialtemalco y San Lorenzo da solución inmediata al problema de desabasto de agua en la zona chinampera y si no se hubiese tomado esta medida, los lagos y canales de Xochimilco estuvieran extintos en la actualidad, la cloración utilizada como desinfectante en el tratamiento genera subproductos (trihalometanos (TMHs)) los cuales tienen efectos negativos para la salud humana y de los ecosistemas acuáticos a largo plazo y que poco se han estudiado sus efectos en la zona, además los biosólidos resultado del tratamiento secundario hecho en estas plantas generan un problema debido a la búsqueda de espacios para su disposición final (Li et al., 2005).



De ahí que la química ambiental tiene un papel sumamente trascendente a desempeñar en la protección del medio ambiente, ya que si bien, es importante detectar los problemas ambientales y explicar sus fenómenos, de igual manera lo es dar soluciones posibles de remediación a tales problemas.

Una nueva área relacionada con la química ambiental se ha estado desarrollando, la cual se dedica a disminuir los efectos adversos de la actividad antropogénica, ésta área de desarrollo es la química verde, que se define como la aplicación de la ciencia y la manufactura química de una manera sostenible o sustentable, segura, no contaminante y que consume cantidades mínimas de materiales y energía mientras se produce poco o ningún material de desecho (Manahan 2007).

Uno de los objetivos principales de la química verde es la reducción de contaminantes tanto como sea posible o incluso de eliminarlos, de ahí la importancia del “ferrato de potasio” como “tecnología verde,” ya que ha mostrado características que pocos compuestos tienen en el tratamiento de aguas contaminadas por diversos factores; Esta sal de hierro es un excelente oxidante de compuestos orgánicos e inorgánicos, remueve sustancias húmicas, fósforo, azufre, disminuye metales pesados que están biodisponibles, es excelente desinfectante inhibiendo virus, bacterias, hongos, algas y protozoos, además que como coagulante reduce la turbidez y flocula la materia suspendida de aguas contaminadas (Sharma 2011).

En el ión ferrato (FeO_4^{-2}) el hierro se encuentra en un elevado estado de oxidación 6+. En este estado el hierro es inestable por lo tanto se reducirá a Fe^{3+} (hidróxido de hierro) el cual es un producto que no tiene ningún efecto tóxico al medio ambiente ya que entra en ciclos biogeoquímicos naturales del fósforo y azufre (Lee et al., 2009).

En la siguiente investigación se realizó una descripción físico química y biológica de muestras de agua recolectadas en tres canales de Xochimilco (“El Japón”, Cuemanco y Fernando Celada) analizando que parámetros están en alta concentración y una vez identificados aplicar la sal Ferrato de potasio en distintas dosis, evaluando, a partir de porcentajes de remoción, la capacidad de oxidación, coagulación y desinfección de esta sal.

Si bien el desarrollo de estas tecnologías no es nada sencilla y se necesita una estrategia de planeación a corto, mediano y largo plazo, el propósito de este trabajo está basado en la necesidad de desarrollar tratamientos terciarios avanzados encaminados a dar una respuesta eficaz a un problema tan complejo como lo es la contaminación de un sistema acuático afectado por diversos factores debido a la actividad antropogénica.

Es importante resaltar el trabajo desarrollado por el Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez † en este diseño del proyecto, el cual contemplaba tres etapas, involucrando distintos grupos de investigación. Este trabajo pertenece a la primera etapa.



La segunda etapa de esta investigación era caracterizar por métodos analíticos (HPLC y cromatografía de gases) compuestos como disruptores endocrinos y antibióticos, los cuales son muy persistentes en aguas tratadas y que no son eliminados por tratamientos convencionales. Esta sal puede dar una respuesta efectiva al remover algunos de estos contaminantes.

Ligado a estas etapas, existe una investigación paralela que tiene como propósito producir la sal a bajo costo, optimizando los porcentajes de pureza del producto obtenido por un método nuevo y que está en registro de patente para su posterior aplicación.

En conjunto, el proyecto va enfocado al desarrollo y aplicación de agentes químicos amigables al ambiente y que den solución a la contaminación de cuerpos de agua afectados por distintos factores, permitiendo, a largo plazo, disminuir los costos de operación de los tratamientos utilizados convencionales.

Marco Teórico:

1.1 Eutrofización.

El término **eutrofización**, derivado del griego que significa “bien nutrido”, describe una condición de los lagos o depósitos de agua que involucra el crecimiento en exceso de algas. Aunque una cierta productividad de algas es necesaria para sostener la cadena alimenticia en un ecosistema acuático, el crecimiento en exceso bajo condiciones eutróficas puede eventualmente llevar a un severo deterioro del reservorio o cuerpo de agua. El primer paso en la eutrofización de un sistema acuoso es una entrada de nutrientes para las especies vegetales, ya sea por escorrentía de la cuenca, alcantarillado o por el aporte de aguas semitratadas (**Tabla 1.1**). El reservorio de agua rica en nutrientes produce entonces gran cantidad de biomasa de plantas fotosintéticas, junto con una cantidad menor de biomasa animal. La biomasa muerta se acumula en el fondo del lago, donde se descompone parcialmente, reciclando nutrientes como el dióxido de carbono, fósforo, nitrógeno y potasio, si el lago no es muy profundo (como es el caso de Xochimilco) las plantas con raíces comienzan a crecer, acelerando la acumulación de material sólido en el embalse. Eventualmente se forma un pantano que se llena para producir una pradera o un bosque, perdiéndose el lago (Manahan 2007).

Tabla 1.1 Macronutrientes y Micronutrientes necesarios para el crecimiento de organismos fotosintéticos (Manahan 2007).

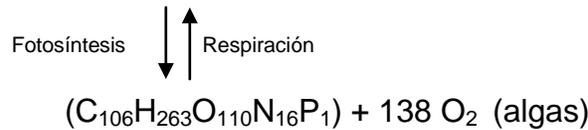
<i>Nutriente</i>	<i>Fuente</i>	<i>Función</i>
Carbono(CO ₂)	Atmósfera, descomposición	Constituyente de la biomasa.
Hidrógeno	Agua	Constituyente de la biomasa
Oxígeno	Agua	Constituyente de la biomasa
Nitrógeno(NO ₃ ⁻)	Descomposición, contaminantes, atmósfera(organismos fijadores de nitrógeno)	Constituyente de las proteínas.
Fósforo	Descomposición, contaminantes minerales (fosfatos).	Constituyentes de ADN, ARN.
Potasio	Minerales, contaminantes	Función metabólica
Azufre (sulfato)	Minerales	Proteínas, enzimas
Magnesio	Minerales	Función metabólica
Calcio	Minerales	Función metabólica
Micronutrientes.		
<i>Nutriente</i>	<i>Fuente</i>	<i>Función</i>
B,Cl,Co,Cu,Fe, Mn,Mo,Na,Sí,V,Zn	Minerales, contaminantes	Función metabólica y/o constituyente de enzimas.

Si bien la eutrofización es a menudo un fenómeno natural responsable de la formación de enormes depósitos de carbón y de turba, la actividad antropogénica acelera enormemente este proceso que tiene como resultado final la pérdida del lago o depósito de agua.

La mayoría de los nutrientes requeridos para la productividad primaria están disponibles en cantidades adecuadas a partir de fuentes naturales. Las aguas residuales domésticas e industriales así como las de escorrentías provenientes de los campos fertilizados proveen fuentes de nitrógeno, fósforo y potasio al lago o cuerpo de agua, este exceso de nutrientes rompe el delicado balance entre fotosíntesis, respiración y producción de materia orgánica e inorgánica (Wetzel 1981).

La fotosíntesis implica la creación de materia orgánica a partir de materiales inorgánicos y por lo tanto, la producción de cantidades de sustancias orgánicas donde antes sólo existían unas pocas. Cuando los organismos fotosintéticos mueren, sus componentes se convierten en nutrientes orgánicos ejerciendo una demanda de oxígeno sobre la corriente acuática (Winkler 1994) además existe una sedimentación de materia orgánica como resultado de una excesiva descomposición de organismos fotosintéticos (Wetzel 1981).

En un cuerpo de agua, la energía recircula en C, N, P, S y otros elementos en aproximadamente la siguiente proporción (Werner 1981).



Cuando existe un desbalance de esta ecuación, el exceso de compuestos orgánicos e inorgánicos entran en el metabolismo del fitoplancton, dando una alta productividad de estos organismos, generando lagos eutrificados. **Figura 1.1** (Wetzel 1981).

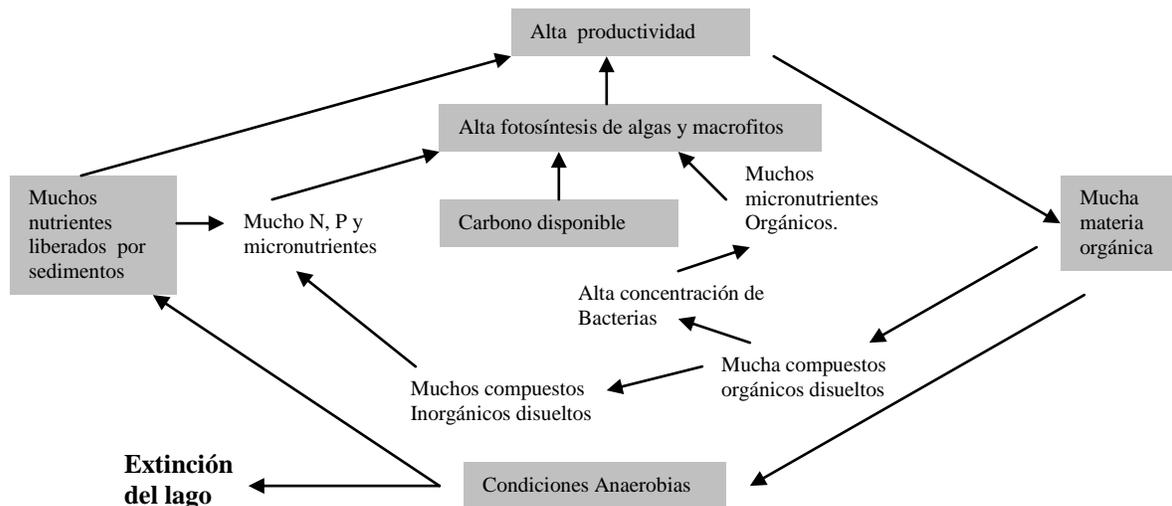


Figura 1.1 Interacciones orgánicas e inorgánicas en un lago eutrificado (Modificación de Wetzel 1981).

1.2 Parámetros de calidad de agua.

La eutrofización involucra cambios físicos, químicos y biológicos en las aguas afectadas por este proceso, los cuales son observables con técnicas analíticas.

Estos parámetros aplicados a la calidad del agua, nos permiten entender el proceso de la eutrofización, sus causas y efectos cuantitativamente, además del impacto en el ecosistema o su posible efecto en el hombre.

1.3 Nutrientes limitantes

1.3.1 Fósforo.

En la mayoría de los casos de eutrofización en agua dulce, el fósforo juega un papel determinante y generalmente se señala como culpable de la eutrofización excesiva. Los detergentes domésticos son fuente habitual de fósforo en las aguas residuales y el control de la eutrofización se debe concentrar en la eliminación de los fosfatos, provenientes de aguas contaminadas (Manahan 2007).

Las únicas formas significativas de fósforo inorgánico en sistemas acuáticos son el ortofosfato (PO_4^{-3}) y los polifosfatos (principalmente originados de detergentes sintéticos). Una proporción elevada del fósforo en lagos está unida a materia orgánica formando fosfatos orgánicos y constituyentes celulares en la materia particulada viva, la otra forma se encuentra asociada en varias formas a materiales inorgánicos y materia orgánica particulada muerta.

Se sabe que concentraciones por arriba de los $10\mu\text{g/L}$ de fosfatos, promueve el crecimiento no deseado de algas (Harper 1992).

1.3.2 Compuestos nitrogenados

Por otro lado, los compuestos nitrogenados tienen efecto de contaminantes estimulando la eutrofización. Las fuentes de contaminación nitrogenada en cuerpos de agua naturales están ampliamente extendidas. Los compuestos orgánicos nitrogenados están presentes en los desechos domésticos, desechos industriales y fertilizantes agrícolas. El amoníaco es un producto característico de la descomposición de la materia orgánica y se puede oxidar microbiológicamente a nitritos y nitratos. Este proceso ocurre con bastante naturalidad en las corrientes de agua y constituye una importante contribución a los procesos de autopurificación. Sin embargo niveles alrededor de $300\mu\text{g/L}$ de nitrógeno inorgánico juegan un rol importante en la eutrofización de un cuerpo de agua (Harper 1992).

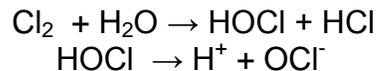
1.3.3 Amoniaco.

Los niveles excesivos de nitrógeno amoniacal causan problemas en la calidad del agua. El amoníaco es el producto inicial de la descomposición de los residuos nitrogenados orgánicos además que es un producto industrial clave.

El amoniaco en solución acuosa es tóxico para la fauna acuática a concentraciones en el agua de unas cuantas partes por millón. La exacta concentración depende del pH y la temperatura del agua. La proporción de amoniaco libre aumenta con el aumento del pH y la temperatura. La fauna acuática expuesta a niveles de amoniaco en concentraciones de partes por millón (mg/L) en el agua se pueden sofocar como resultado de una significativa reducción de la capacidad de combinación del oxígeno en la sangre.



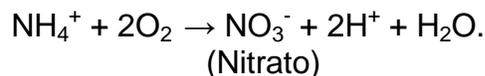
El amoniaco reduce la efectividad de la cloración en el tratamiento de aguas residuales. La actividad desinfectante de la cloración resulta del ácido hipocloroso no ionizado HOCl, formado por la reacción del cloro con el agua, y en mucho menor grado de los iones de hipoclorito, OCl⁻:



El ácido hipocloroso reacciona con el amoniaco para formar cloraminas, que son mucho menos efectivas a los desinfectantes. Se puede decir que el amoniaco ejerce una demanda de cloro en un proceso de cloración (Winkler 1992).



El otro problema principal del amoniaco como un contaminante es el que ejerce una demanda muy alta de oxígeno, requiriendo más de 4.5 veces su propio peso de oxígeno para su completa oxidación, de ahí la importancia de su eliminación.



1.3.4 Nitratos y nitritos.

El agua que contiene altas concentraciones de nitratos y que se usa en la alimentación de los infantes de aproximadamente seis meses, puede ser causa de una condición conocida como “metahemoglobinemia” o el síndrome del “mal azul”. Los infantes por debajo de dicha edad no han desarrollado ácido clorhídrico en sus jugos gástricos. El pH en sus conductos alimentarios es entonces suficientemente alcalino y permite que las bacterias reductoras de nitratos, reduzcan a nitritos los nitratos ingeridos. Los nitritos convierten entonces la hemoglobina de la sangre en metahemoglobina, produciendo una condición conocida como “cianosis”, la que, a menudo es fatal. Esto se debe a que la metahemoglobina es incapaz de conducir oxígeno, produciendo la sofocación e impartiendo un tinte azulado a la piel (Manahan 2007).

Cuando el agua usada para preparar alimentos contenga nitritos, se corre el riesgo de que se pueda formar sustancias carcinogénicas llamadas nitrosaminas, por combinación con los compuestos de nitrógeno orgánico que se forma a su vez por la descomposición de la proteína presente en los alimentos (Manahan 2007).

1.4 Clorofila “a”.

El alto contenido de clorofila “a” es probablemente el predictor más exacto de la biomasa en un cuerpo de agua y puede ser tomado como un indicador de eutrofización (Figura 1.2).

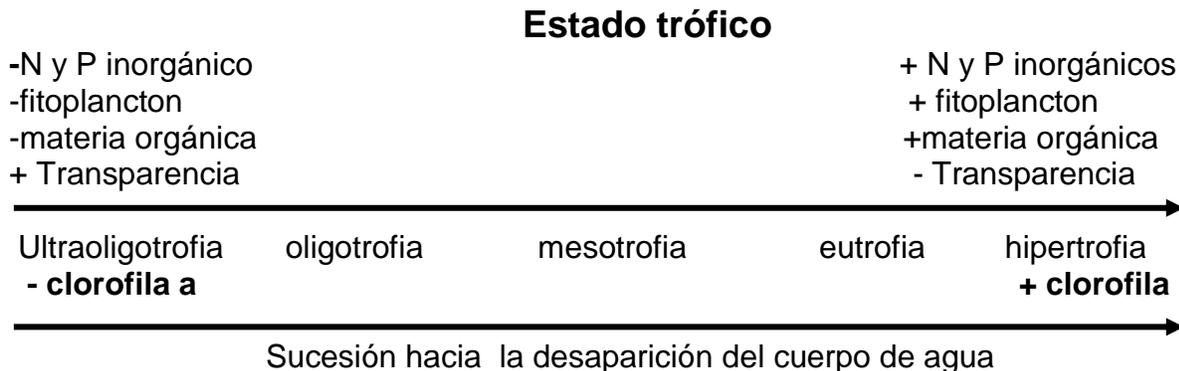


Figura 1.2 Intervalos de concentración para determinar si un sistema esta eutrofizado.

Tabla 1.2 Valores referentes a un sistema eutrofizado (Modificación de Harper 1992).

Nivel productividad	Media anual de la concentración de clorofila a en las aguas superficiales (µg/L).	Pico máximo anual de concentración de clorofila a en las aguas superficiales (µg /L).	Nivel de fósforo total (µg/L).	Nitrógeno total (µg/L).
Eutrófico	8 - 25	25 - 75	35-100	>40

En la **Tabla 1.2** se muestran algunos valores referentes a un sistema eutrofizado, como lo son clorofila “a”, fósforo total y nitrógeno total.

1.5 Oxígeno disuelto.

Es un parámetro vital para la vida acuática. El crecimiento descontrolado de algas y plantas sumado a la alta concentración de materia orgánica afecta sus niveles. Se sabe que por debajo de 5.0 mg/L la vida acuática corre riesgo y al llegar a niveles menores a 2 mg/L, peces y muchos de los invertebrados sufrirán grandes mortalidades al punto de alcanzar condiciones de anoxia en un cuerpo de agua (Sánchez 2007).

1.6 DBO₅ y DQO.

Son una medida de la materia orgánica. La DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aerobios.

La DQO es la cantidad de oxígeno necesario para descomponer químicamente la materia orgánica e inorgánica. Se determina para medir la cantidad total de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales y superficiales (Sánchez 2007).

Se recuerda además que la especie fundamental que determina los procesos biológicos y químicos en el agua es el oxígeno disuelto, en un sistema eutrofizado existe una alta demanda bioquímica de oxígeno disuelto (DBO) debido a la alta cantidad de materia orgánica que es oxidada.

La DBO y DQO se mide generalmente en mg/L. Los valores de la DBO y DQO pueden interpretarse en la información de la **Tabla 1.3** (modificación CNA 2005).

Tabla 1.3 Clasificación de aguas contaminadas en base a la DBO₅ y DQO. (Modificación CNA 2005).

Parámetro	Límite	Nivel de contaminación	Descripción
DBO ₅	Mayor de 30 mg/L Menor o igual a 120 mg/L	Contaminada	Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal.
DQO	Mayor de 40 mg/L menor o igual a 200 mg/L.	Contaminada	Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal.

1.7 Metales.

La cantidad de metales traza presentes en un cuerpo de agua constituye un parámetro que describe su calidad ambiental, algunos metales de importancia son el plomo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni) y zinc (Zn) por mencionar algunos. Muchos de estos metales están catalogados como contaminantes prioritarios, (**Tabla 1.4**) debido a su toxicidad, la presencia de cualquiera de ellos en cantidades excesivas interferirá en el uso del agua reciclada. Es por ello que, a menudo, resulta conveniente medir y controlar las concentraciones de dichas sustancias. Las cantidades de estos metales pueden determinarse, a concentraciones muy bajas, empleando métodos instrumentales entre los que cabe destacar la polarografía, espectroscopía de absorción atómica y espectroscopía de emisión atómica por plasma (Metcalf y Eddy 1997).

1.8 Microorganismo

Los principales grupos de organismos presentes tanto en aguas residuales como superficiales se clasifican en organismos procariontes (bacterias) y eucariontes (algas, hongos y protozoos). Los virus, también presentes en aguas residuales y superficiales, se clasifican en función del sujeto infectado.

Las capas algáceas depositadas en los márgenes de un río o depósito de agua, mueren y se pudren, produciendo condiciones para el crecimiento de bacterias, protozoos, helmintos y virus altamente patógenos para humanos y animales. Un ejemplo de esto son el crecimiento en exceso de cianobacterias consecuencia de condiciones eutróficas, estos organismos producen toxinas como las microcistinas, las cuales son estructura heptapeptídicas que dan lugar a alteraciones gastrointestinales, reacciones alérgicas o irritación presentando un peligro para la salud humana y animal que utiliza estos cuerpos de agua. Otro ejemplo importante lo da la bacteria anaerobia obligada *Clostridium botulinum*, muy peligrosa ya que sus toxinas matan peces y animales de cuerpos de agua eutrofizados (Winkler 1994).

Algunos organismos como las bacterias coliformes (géneros *Escherichia* y *Aerobacter*) se emplean como organismos indicadores, puesto que su presencia puede estar relacionada con organismos patógenos y la ausencia de estos es un indicador de que las aguas están libres de organismos que pueden causar enfermedades (Metcalf y Eddy 1997).

1.9 pH.

Un intervalo de pH que va de 6.0 a 9.0 parece brindar protección a la vida acuática. Las variaciones de pH hacia la alcalinidad (valores mayores de 8.5) se deben a organismos fotosintéticos que intervienen en el ciclo del CO₂. En los pH bajos (menores a 7) se relacionan íntimamente a procesos de descomposición de materia orgánica. Los valores cercanos a 5 frecuentemente son asociados a desechos provenientes de actividades industriales. Los valores bajos de pH son asociados también a áreas anóxicas (Sánchez 2007).

Tabla 1.4 Metales producidos por actividades antropogénicas que están clasificados como contaminantes prioritarios. (Modificación Metcalf y Eddy 1997).

Nombre	Uso	Problemas asociados.
<i>No Metales</i>		
Arsénico (As)	<i>Aditivo para la aleación de metales, especialmente el plomo y el cobre en sondas, mallas y recubrimiento de cables, calderería. Alto grado de pureza (Semiconductor).</i>	<i>Carcinógeno y mutagénico. A largo plazo en ocasiones puede provocar fatiga y falta de energía; Dermatitis</i>
<i>Metales</i>		
Cromo (Cr)	<i>Elemento de aleación y recubrimiento para substratos metálicos y plásticos para aumentar la resistencia a la corrosión, aceros inoxidables y aceros cromados, baños de protección para accesorios y equipos de automoción, investigación nuclear y alta temperatura constituyente de pigmentos inorgánicos.</i>	<i>Los compuestos de Cromo hexavalente son carcinógenos y corrosivos para los tejidos. A largo plazo- Daño a los riñones y sensibilidad en la piel.</i>
Plomo (Pb)	<i>Pilas de almacenamiento de energía, aditivos para gasolinas, revestimiento de cables, municiones, conducciones, tanques, aleaciones para soldaduras y fusiones, amortiguación de vibraciones en construcción pesada, chapas reducción de rozamiento y otras aleaciones.</i>	<i>Tóxico por ingestión o inhalación de polvo o vapor. A largo plazo- daños en el cerebro y a los riñones; defectos en el nacimiento.</i>
Mercurio (Hg)	<i>Amalgamas, aparatos eléctricos de catálisis, cátodos para la producción de sosa cáustica y cloro, instrumentos lámparas de arco, calderas.</i>	<i>Altamente Tóxico por adsorción cutánea y por inhalación de polvo o vapor. A largo plazo- tóxico para el Sistema Nervioso Central; puede causar defectos en el nacimiento.</i>

1.10 Características físicas.

Las características físicas más importantes de aguas contaminadas son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Otras características físicas importantes son la temperatura, conductividad, olor, color y turbiedad

1.10.1 Sólidos sedimentables y sólidos suspendidos.

Se definen como aquellos que sedimentan en el fondo de un recipiente de forma cónica (cono de Imhoff) en el transcurso de un periodo de 60 minutos. Los sólidos sedimentables, expresados en mL/L es una aproximación de la cantidad de material sedimentable que se obtendrá después de una decantación primaria.

Los sólidos suspendidos son la fracción que queda en un filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/C), con un tamaño nominal de poro de 1,2 micrómetros. (Metcalf y Eddy 1997) y describe los sólidos en suspensión presentes en una muestra de agua.

1.10.2 Turbiedad.

La turbidez (o turbiedad) es una medida del grado en el cual el agua pierde su transparencia debido a la presencia de partículas en suspensión. Las partículas en suspensión dispersan la luz, lo que provoca una disminución de la actividad fotosintética en plantas y algas, que trae como consecuencia una baja en la concentración de oxígeno.

La turbidez se mide en unidades nefelométricas de turbidez (NTU). El instrumento usado para la medición es el nefelómetro o turbidímetro que mide la intensidad de la luz dispersada, a 90 grados, cuando un rayo de luz pasa a través de una muestra de agua (Sánchez 2007).

1.10.3 Conductividad.

La conductividad eléctrica es la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica. Mientras mayor sea el valor de la conductividad eléctrica (medida con conductímetro), mayor será la cantidad de sales disueltas en agua. La conductividad eléctrica se puede expresar en diferentes unidades, pero la unidad más común es $\mu\text{s}/\text{cm}$ (microsiemens/centímetro). De tal manera que se equiparan 30 $\mu\text{s}/\text{cm}$ de conductividad a 1 mg/L de sales disueltas. La segunda medida más usada es milimhos por centímetro (mmhos/cm), donde 1 mmhos/cm es igual a 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

La temperatura del agua afectará a la conductividad eléctrica, de tal forma que su valor aumenta de 2 a 3% por cada grado Celsius de incremento (Sánchez 2007).

1.10.4 Temperatura.

La temperatura afecta directamente mucho de los procesos biológicos y fisicoquímicos, incluyendo a los nutrientes que se encuentran en el agua. En especial afecta la solubilidad de muchos elementos y principalmente el oxígeno disuelto. En condiciones normales, a medida que aumenta la temperatura, la solubilidad del oxígeno es menor (Chapman 1992).

1.11 Control de la eutrofización

El impacto que ha tenido la actividad humana en los ecosistemas acuáticos es enorme. Es necesario implementar políticas de restauración que desarrollen estrategias para aminorar los efectos negativos que ha tenido la eutrofización en los cuerpos de agua. Las estrategias para el control deben estar centradas en la reducción de la concentración de nutrientes, particularmente de fosfatos, además de compuestos químicos tanto orgánicos como inorgánicos y así, minimizar al máximo los efectos tanto físicos, químicos y biológicos que estos producen en ríos lagos y cuerpos de agua (Manahan 2007).

2.1 Ferrato de Potasio (K_2FeO_4).

El ferrato de potasio ha mostrado características químicas que pocos compuestos tienen en el tratamiento de aguas contaminadas por diversos factores. Esta sal, es un sólido cristalino color negro mate y, contiene un átomo de hierro en estado de oxidación (VI). En este estado, el hierro es un catión inestable, dando como resultado un potente oxidante que al ser reducido a hierro (III) actúa simultáneamente como coagulante en forma de hidróxido de hierro $Fe(OH)_3$ cuando se encuentra en disolución con otras sustancias orgánicas e inorgánicas. Estas características le confieren propiedades únicas, ya que la coagulación y oxido/desinfección son procesos importantes para el tratamiento de aguas afectadas por distintos contaminantes.

2.1.1 Historia del ferrato de potasio.

La historia del ferrato potasio no es nueva, hay que remontarse hasta el año de 1702, cuando el químico y físico alemán Geog Stahl observando masa fundida de la mezcla de salitre y limaduras de hierro disuelto en agua menciona que aparece un compuesto inestable de color púrpura que presumiblemente era esta sal.

En 1834 dos químicos ingleses Eckerberg y Becquerel calentaron una mezcla de potasa y sales de hierro observaron la misma sal color púrpura pero no fue sino hasta 1897 cuando describen detalladamente la preparación de ferrato de potasio, calentando sales de potasio y hierro.

Moecer escribe una descripción detallada de los ferratos y su química en 1897, describiendo tres tipos de síntesis de ferrato de potasio, una vía seca una vía electroquímica y una vía húmeda. (Wood 1958).

2.1.2 Métodos de preparación.

Método Electroquímico. Es un método con una eficiencia mayor al 73.2% y una pureza de la sal 95.3%-98% se usa una barra con 0.08% C, 0.05% Si, 0.35% Mn, 0.045% P, 0.05% S y el sobrante del ánodo es hierro, utilizando como electrolito KOH/NaOH y temperaturas mayores de 50°C.

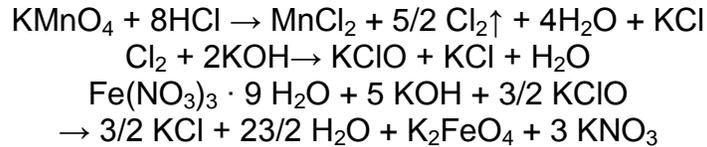
La reacción es la siguiente (Alsheyab et al., 2010):



Método Seco. Se usan varias sales que contengan óxidos de hierro calentándolas en condiciones alcalinas con flujo de oxígeno.

Método Húmedo. Se utiliza cloro gaseoso y el Fe (III) es llevado a Fe (VI) con una base fuerte. Este método se describirá a continuación.

Thompson et al., 1951 (Li et al., 2005). Describe la preparación de este método donde el ferrato de potasio es sintetizado de acuerdo a la siguiente reacción.



Este método da un rendimiento del 70% y una pureza reportada del 99%. El K_2FeO_4 es preparado por la oxidación del nitrato férrico con hipoclorito, los principales reactivos químicos utilizados son: nitrato férrico como reactivo limitante, hidróxido de potasio y permanganato de potasio. Las soluciones son preparadas con agua previamente destilada y pasada en un sistema purificador 18 MΩ Mili-Q.

2.1.3 Propiedades fisicoquímicas del ferrato de potasio.

Formula química: K_2FeO_4

Estado físico: sal de color negra sólida.

Peso molecular: 198 g/mol

Punto de fusión: 400 ° C

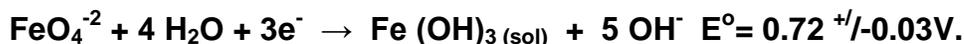
Energía libre de formación: -77 +/- 2 Kcal/mol

Entropía: 9 +/- 4 e.u

$\Delta H_f^\circ = -115 +/- 1 \text{Kcal/mol}$

Potenciales de reducción.

Sol. básica



Sol. ácida.



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

Contribución del peso molecular del oxígeno en la molécula: 32.31 %.

Contribución del peso molecular del Potasio en la molécula: 39.48 %..

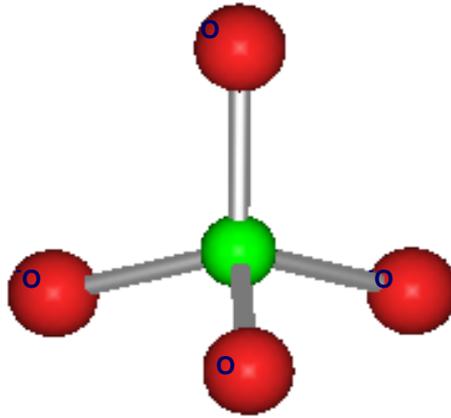


Figura 2.1 Arreglo estructural del ión ferrato (FeO_4^{2-})

2.2 Factores que afectan la descomposición del ferrato de potasio en disolución acuosa.

La descomposición de ferrato de potasio en agua se describe en la siguiente ecuación: (Wood 1958).



La descomposición del ferrato de potasio depende de tres factores principales: pH, temperatura y concentración.

2.2.1 Efecto del pH.

El pH es una variable importante en la estabilidad de la sal, se observa que el ión es más estable a pH alcalino en un rango de 9.2 a 10 (**Figura 2.2**). Visualmente la descomposición del ferrato es acompañada por un marcado cambio de coloración en la solución que va de un color púrpura a un color amarillento y después café (Li et al., 2005).

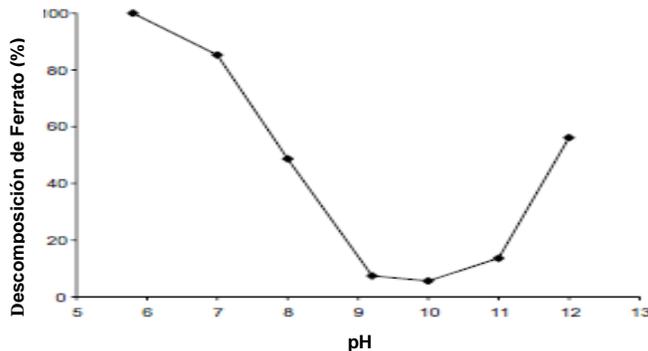


Figura. 2.2
Influencia del pH en la descomposición de la sal K_2FeO_4

En condiciones ácidas el ferrato de potasio tiene un potencial de oxidación alto para reducirse de Fe (VI) a Fe (III). A pH>10 el ferrato sigue diferentes pasos de reducción formando las especies aniónicas: Fe (OH)⁻₄ y Fe (OH)⁻₆ hasta Fe (OH)₃ sólido.

En las siguientes ecuaciones se muestra los equilibrios de disociación ácido-base que sufre la sal en solución acuosa (Li et al., 2005).

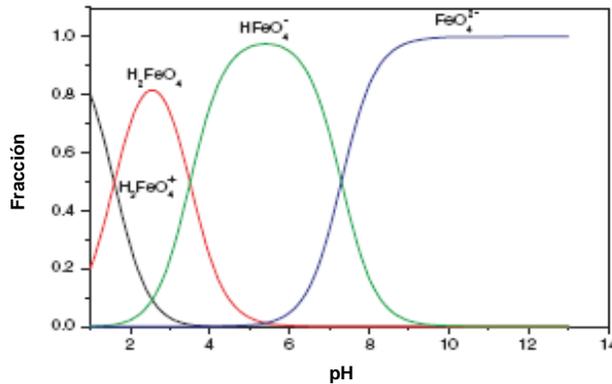
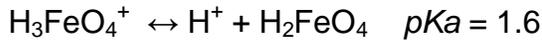
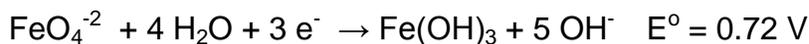


Figura 2.3 Equilibrios de disociación ácido-base. Variación de Fe (VI) con distintos valores de pH.

Por consiguiente la especie dominante en condiciones alcalinas es el ión FeO₄⁻², mientras que en condiciones neutras a ácidas es HFeO₄⁻(Figura 2.3). Esto se debe a que el ión ferrato tiene un alto potencial de oxidación en condiciones ácidas mientras que en condiciones alcalinas el potencial de oxidación es bajo dando estabilidad a la sal (Wood 1958).



2.2.2 Efecto de la concentración inicial.

Otro factor para la estabilidad de la sal (K₂FeO₄) es la concentración de los iones con los que coexiste en solución.

Un ejemplo de esto se muestra en la Figura 2.4, en donde una solución 0.5 M de K₂FeO₄ ha sido expuesta a una concentración de 0.5 M de distintas sales: nitrato de potasio, cloruro de potasio, cloruro de sodio, hidróxido de hierro III.

En dicha figura se observa que el cloruro de sodio y el nitrato de potasio aceleran una descomposición inicial del K_2FeO_4 en solución. Se describe que las soluciones diluidas de ferrato son más estables que soluciones donde está presente en mayor concentración (Jia et al., 2002).

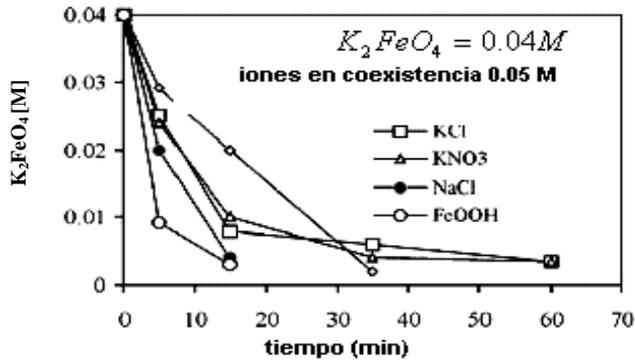


Figura 2.4
Degradación del K_2FeO_4 al coexistir con distintas sales en solución.

2.2.3 Efecto de la temperatura.

La temperatura es otro factor que influye en la estabilidad del ferrato de potasio. Investigaciones muestran que una solución de 0.01M de la sal decaía en un 10% a una temperatura constante de 25°C. Mientras una solución con la misma concentración a una temperatura de 0.5°C no tuvo cambio (Wagner et al., 1952).

2.3 Características del ferrato de potasio para el tratamiento de agua.

La coagulación, la oxidación y desinfección son procesos importantes utilizados para el tratamiento de aguas contaminadas por distintos factores. La coagulación implica la reducción de las repulsiones electrostáticas de la materia orgánica suspendida favoreciendo así su agregación en partículas coloidales. La óxido/desinfección tiene como objetivo el matar organismos (virus, bacterias, algas, hongos y protozoos) los cuales generan enfermedades y olores fétidos a los cuerpos de agua. Los coagulantes más utilizados para el tratamiento de aguas son el sulfato de aluminio y algunas sales de hierro, mientras que los oxidantes/desinfectantes usados son el cloro, hipoclorito de sodio, perclorato, dióxido de cloro y ozono. Un agente químico ideal para el tratamiento de agua sería el que eliminara a organismos patógenos, oxidara una amplia gama de materia orgánica e inorgánica, removiera metales pesados y partículas suspendidas. El ferrato de potasio ha mostrado estas características, además de tener un potencial de oxidación en condiciones ácidas ($^{\circ}E FeO_4^{-2} / Fe III = 2.2v$) que es mayor que el de los óxido/desinfectantes utilizados comúnmente para el tratamiento de aguas contaminadas, y como se muestra en la **Tabla 2.1** (Jia et al., 2002).

Tabla.2.1 Potenciales redox de los oxido/desinfectantes usados en el tratamiento de agua (Jia Qian *et al.*, 2002).

Desinfectante/oxidante	Reacción	E°. V
Cloro	$Cl_2(g) + 2e \leftrightarrow 2Cl^-$	1.358
	$ClO^- + H_2O + 2e \leftrightarrow Cl^- + 2OH^-$	0.841
Hipoclorito	$HClO + H^+ + 2e \leftrightarrow Cl^- + H_2O$	1.482
Dióxido de cloro	$ClO_2(aq) + e \leftrightarrow ClO_2^-$	0.954
Perclorato	$ClO_4^- + 8H^+ + 8e \leftrightarrow Cl^- + 4H_2O$	1.398
Ozono	$O_3 + 2H^+ + 2e \leftrightarrow O_2 + H_2O$	2.076
Peróxido de hidrógeno	$H_2O_2 + 2H^+ + 2e \leftrightarrow 2H_2O$	1.776
Oxígeno disuelto	$O_2 + 4H^+ + 4e \leftrightarrow 2H_2O$	1.229
Permanganato	$MnO_4^- + 4H^+ + 3e \leftrightarrow MnO_2 + 2H_2O$	1.679
	$MnO_4^- + 8H^+ + 5e \leftrightarrow Mn^{2+} + 4H_2O$	1.507
	$FeO_4^{2-} + 8H^+ + 3e \leftrightarrow Fe^{3+} + 4H_2O$	2.20

El uso de la sal ferrato de potasio como tratamiento terciario para aguas contaminadas tiene por consiguiente varias funciones, por un lado es un excelente oxidante de materia orgánica e inorgánica, es desinfectante inhibiendo virus, bacterias hongos y protozoos, además coagula y floclula metales pesados, sedimenta sólidos suspendidos y, por consiguiente, disminuye la turbidez (Sharma 2011).

2.3.1 La necesidad de alternativas de desinfección.

La cloración es la tecnología de desinfección más utilizada para el tratamiento de aguas residuales y de consumo humano. Hace treinta años, aproximadamente, se descubrió que los sub-productos generados por la cloración de aguas, (SPC) son principalmente trihalometanos (TMH₃), los cuales tienen efectos negativos para la salud y la vida acuática a largo plazo. A raíz de ello, se intensificó el uso de desinfectantes alternativos, como el yodo, el bromo y el ozono, aunque también generan subproductos tóxicos (Li *et al.*, 2005).

Por ello, una de las ventajas del uso de ferrato de potasio es la posibilidad de reducir significativamente la generación de SPC, por estas razones la sal ferrato de potasio ha sido investigada y propuesta como una alternativa a la cloración en los procesos de oxidación-desinfección para el tratamiento de agua potable y aguas residuales (Jia 2007).

2.3.2 Ensayos de toxicidad del ferrato de potasio en el tratamiento de aguas.

Existen estudios donde se determinó que los productos de la oxidación de materia orgánica e inorgánica con ferrato de potasio no producen daños tóxicos a la salud humana y la vida acuática.

La prueba de AMES es un ensayo biológico para evaluar el potencial mutagénico de compuestos químicos. Esta prueba se utilizó al ión ferrato en el tratamiento de agua, la cual demostró resultados negativos, sugiriendo que el ión no produce productos mutagénicos. Esto es consistente con que los productos finales de oxidación son Fe^{3+} y Fe^{2+} , que son inofensivos para la vida acuática (Deluca et al., 1983).

2.3.3 Desinfección de aguas contaminadas con ferrato de potasio.

Como se ha mencionado, el ferrato de potasio es un compuesto que tiene excelentes propiedades desinfectantes inhibiendo virus, bacterias, algas, hongos y protozoos, un parámetro importante a reducir en cuerpos de agua eutrofizados.

Estudios (Boa et al., 2002) mencionan que el ferrato de potasio no sólo remueve la carga de cianobacterias responsables de eutrofización sino las toxinas que éstas generan como lo son las microcistinas.

Otras investigaciones comparan esta sal de hierro con otros óxido/desinfectantes utilizados comúnmente en el tratamiento de agua como hipoclorito de sodio (NaOCl) y sulfato férrico, siendo el ferrato de potasio más efectivo que esta combinación de sales para inactivar bacterias como *Escheria coliform* (Jia et al., 2007).

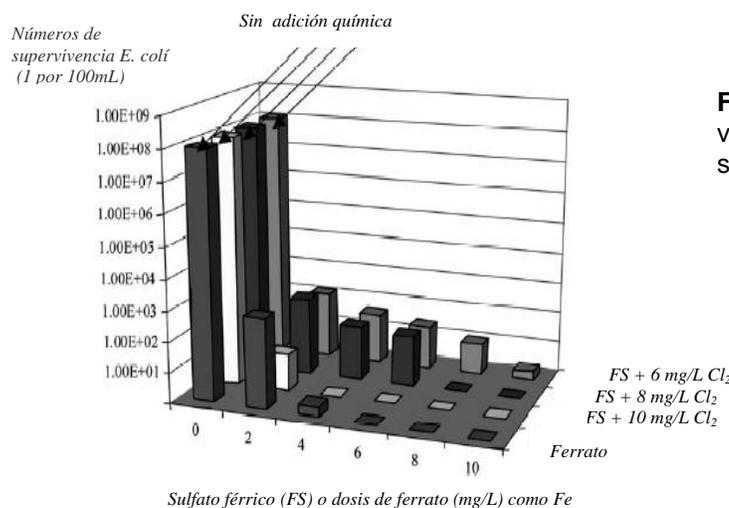


Figura 2.5 Ferrato de potasio vs. Hipoclorito de sodio con sulfato férrico.

En la **Figura 2.5** se muestra la capacidad del ferrato de potasio como desinfectante versus hipoclorito de sodio con sulfato férrico, teniendo el ferrato de potasio mejores resultados en la inhibición de esta bacteria en muestras biológicas, bastando 7 minutos y una concentración de 6 mg/L de Fe(VI) para inactivar el 99.9 % de bacterias coliformes (Jia et al., 2007).

Otra aplicación que recientemente se le ha dado a esta sal es la inhibición de organismos patógenos que atacan al cultivo de peces de ornato en la industria acuícola y que genera enormes pérdidas económicas.

En dosis de 4.8 mg/L de ferrato de potasio con una DL_{50} (dosis letal 50) de 1.71 mg/L inhibe el patógeno *Ichthyophthirius multifiliis* causante de la enfermedad del “punto blanco” en peces como el dorado (Ling et al., 2010)

2.3.4 Coagulación con ferrato de potasio.

En la oxidación de materia orgánica/inorgánica y microorganismos por medio de ferrato de potasio (K_2FeO_4) el hierro (VI) es reducido hasta hierro (III) o hidróxido de hierro, generando simultáneamente procesos de coagulación. Este proceso reduce las repulsiones electrostáticas y permite la precipitación de partículas en suspensión, sedimentando agregados coloidales, formando sedimento en el fondo y la clarificación del agua turbia.

Muchas investigaciones se han hecho con respecto a la capacidad que tiene esta sal para remover materia orgánica e inorgánica que está en suspensión. A partir de la modificación de parámetros como: carbono orgánico total, determinación de sustancias húmicas, turbidez, sólidos suspendidos, demanda de oxígeno disuelto y DQO, se ha evaluado que el ferrato de potasio es muy eficaz para disminuir estas variables que miden indirectamente la materia orgánica en el agua de lagos y ríos contaminados (Jun et al., 2001; Jun et al., 2002; Jia et al., 2006; Jia, 2007; Mihee et al., 2010; Jiang et al., 2009; Ciabatti et al., 2010; Ramseier et al., 2011).

Uno de los problemas en cuerpos de agua eutrofizados es el crecimiento excesivo de algas, lo que produce una reducción de la luz disponible, de ahí que el ferrato de potasio pueda ser una solución a este problema (Jun et al., 2001; Jun et al., 2002; Lei et al., 2009).

Otra característica importante es que el ferrato de potasio puede remover metales como Mn, Cu y Zn y otros altamente tóxicos (Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Hg^{2+}) además de metaloides como el arsénico que están en solución en aguas contaminadas (Sharma et al., 2005; Jain et al., 2009; Mihee et al., 2010).

2.3.5 Ferrato de potasio como superoxidante.

La propiedad más importante del ferrato de potasio (K_2FeO_4) es que es un poderoso agente oxidante, ya que en esta sal, el hierro tiene un estado de oxidación +6, en este estado el hierro es inestable y buscará estados de oxidación más estables como son +2 y +3 por consiguiente, cederá este exceso de electrones a lo que tenga alrededor, el estado de oxidación final del hierro dependerá del oxígeno presente, el Fe^{6+} casi siempre se reduce hasta Fe^{3+} .

Esta característica ha permitido que el ferrato de potasio se utilice como un efectivo oxidante de una gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en aguas contaminadas. Algunos de los cuales son, aldehídos, cetonas, esteroides, aminas alifáticas y aromáticas, alcoholes primarios y secundarios, anilinas y fenoles (Graham et al., 2004; Lee et al., 2008; Sharma 2008; Xu et al., 2009; Alsheyab et al., 2009; Yang et al., 2011; Ramseier et al., 2011; Sharma 2011).

La **Tabla 2.2** (Sharma 2002) muestra la mayoría de los compuestos orgánicos e inorgánicos que son oxidados por esta sal a una temperatura constante de 25°C.

Entre la gran cantidad de sustancias químicas que se vierten a ríos y lagos, recientemente se ha reconocido un grupo de compuestos denominados disruptores endocrinos (DE's), los cuales provienen de productos tales como: medicamentos hormonales, píldoras anticonceptivas, envases para alimentos y bebidas, recubrimientos de productos enlatados, productos para la higiene personal como champú, jabones, pastas dentales, desodorantes, cosméticos, productos para limpieza del hogar como limpia pisos, limpiadores de vidrios, suavizantes de ropa y detergentes entre otros. (Itria 2002; Gibson et al., 2007). Estas sustancias químicas son sumamente peligrosas para la vida acuática, ya que se comportan como hormonas, alterando el sistema endocrino de muchos organismos.

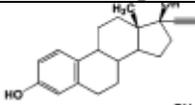
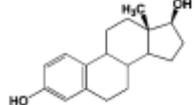
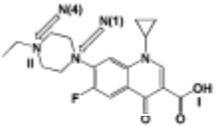
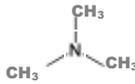
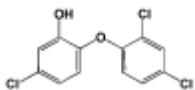
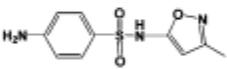
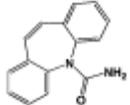
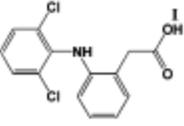
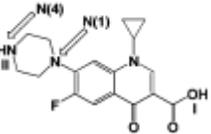
El ferrato de potasio oxida algunas de estas sustancias persistentes en aguas residuales tratadas y sin tratar, mostradas en la **Tabla 2.3**. (Li et al., 2008; Yunhu et al., 2009). Además en la **Figura 2.6** se propone el mecanismo de oxidación total del bisfenol A, (solubilidad en agua 120 mg/L) de ahí, la importancia de esta tecnología.

Tabla 2.2 Compuestos que son oxidados por el ferrato de potasio (modificado de Sharma 2002).

<i>Contaminante</i>	<i>pH</i>	<i>Contaminante</i>	<i>pH</i>
Sulfuro de Hidrogeno	9.0	Ácido <i>p</i> -Aminobenzoico	9.0
<i>p</i> - Hidroquinona	9.0	Metilamina	8.0
Ácido 2-Mercaptoetanosulfónico	9.0	<i>p</i> -Nitroanilina	9.0
Ácido 3-Mercaptopropiónico	9.0	Cloral	8.0
Metilhidrazina	9.0	Glicoraldehído	8.0
Anilina	9.0	Dimetilglicina	8.0
Hidrazina	9.0	Trimetilaldehído	8.0
Tioacetamina	9.0	Ácido Nitroacético	8.0
Ferrocianuro	9.0	Ácido <i>N</i> -metiliminodiacético	8.0
Tiourea	9.0	Dimetilsulfoxido	8.0
<i>p</i> -Toloidina	9.0	Dietilamina	8.0
Cisteina	12.4	Formaldehído	8.0
Tiosulfato	9.0	Acetaldehído	8.0
Ácido glioxílico	9.0	Ácido Fórmico	8.0
Cianuro	9.0	Ácido Glicólico	8.0
Glioxal	8.0	Amoniaco	9.0
Dimetilamina	8.0	Ácido Oxálico	8.0
Bencenosulfonato	9.0	Alcohol Neopentil	8.0
Metionina	9.0	Alcohol Etilico	8.0
Cistina	9.0	Alcohol Isopropílico	8.0
Sarcosina	8.0	Etilenglicol	8.0
Ácido Iminodiacético	8.0	Alcohol Metílico	8.0
Glicina	8.0	Ácido <i>p</i> -Aminobenzoico	9.0
Dietilsulfito	8.0	Fenol	9.0
Tiodietiletanol	8.0		

Otros compuestos químicos altamente persistentes en agua contaminada son los antibióticos, produciendo problemas ecotóxicos en los ambientes acuáticos. Existen estudios que demuestran que esta sal remueve algunos de esos compuestos. (Sharma et al., 2006; Yunhu et al., 2009).

Tabla 2.3 Disruptores endocrinos y antibióticos que son oxidados por la sal ferrato de potasio (Modificación Yunho Lee et al., 2009).

<i>Compuesto</i>	<i>Formula química</i>	<i>Compuesto</i>	<i>Formula química</i>
<i>17α-etinilestradiol</i>		<i>Dimetilamina</i>	
<i>17α-estradiol</i>		<i>Endofloxacin</i>	
<i>Bisfenol-A</i>		<i>Trimetilamina</i>	
<i>Triclosan</i>		<i>Sulfametoxazol</i>	
<i>4-Metilfenol</i>		<i>Anilina</i>	
<i>Carbamazepina</i>		<i>Diclofenaco</i>	
<i>3-Butenol</i>			
<i>Ciprofloxacino</i>			

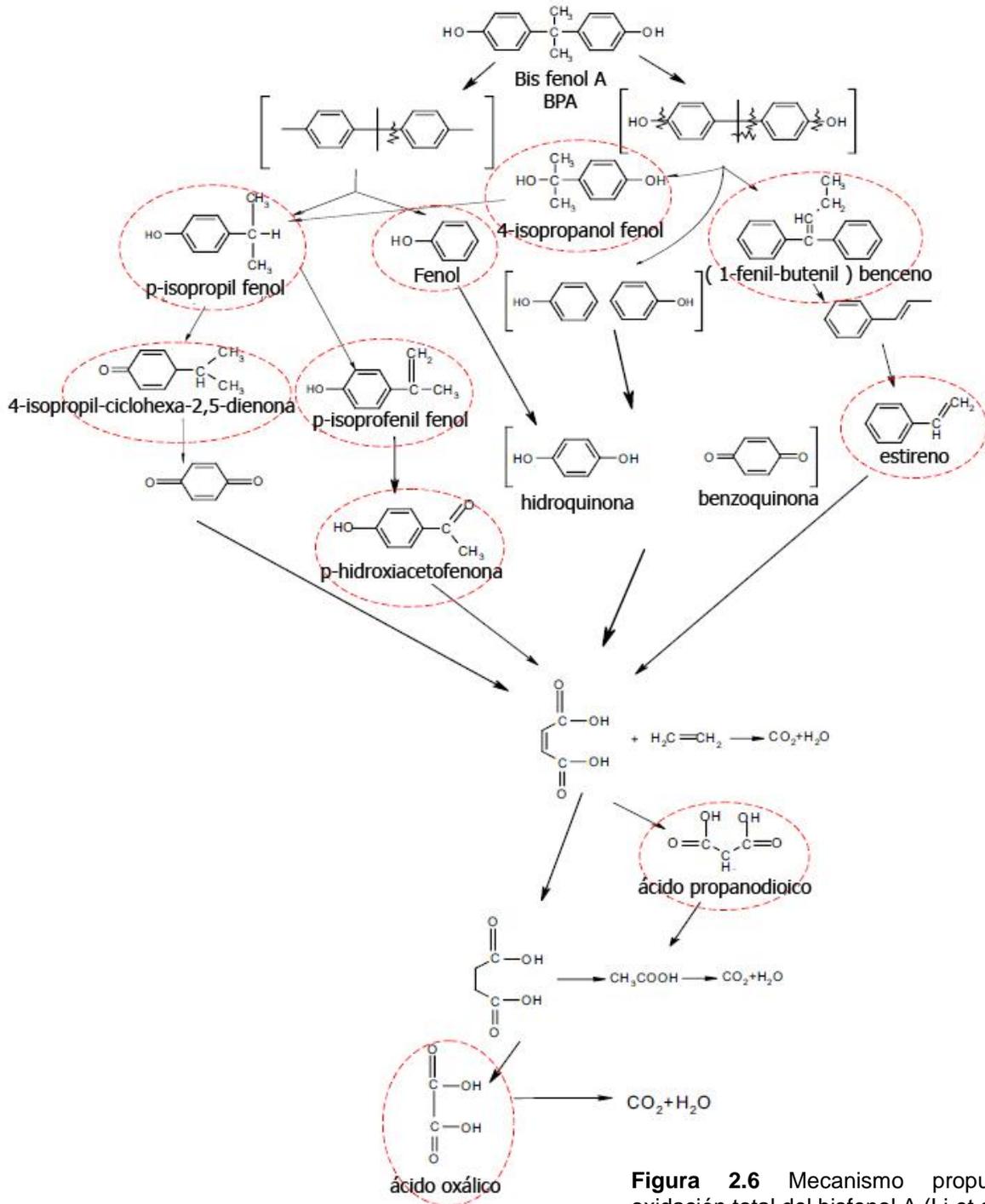


Figura 2.6 Mecanismo propuesto de oxidación total del bisfenol A (Li et al., 2008).

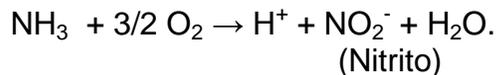
2.3.6 Remoción de nutrientes con ferrato de potasio.

Como se ha descrito, la eutrofización de ríos, lagos y cuerpos de agua es causada principalmente por compuestos que contienen fósforo y nitrógeno, ya que estos dos elementos son nutrientes que permiten el crecimiento excesivo de las algas.

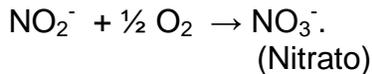
Las aguas residuales y de escorrentía son la principal fuente antrópica de estos compuestos. Además, las aguas tratadas contienen una fuerte carga debido a que los tratamientos convencionales no los remueven eficazmente.

El amoníaco es la principal especie química del nitrógeno producido por la mayoría de los procesos en tratamientos biológicos de aguas residuales. La nitrificación-desnitrificación se aplica como tratamiento avanzado de aguas residuales que involucra la conversión de nitrógeno amoniacal a nitrato hecho por bacterias bajo condiciones aerobias (Manahan 2007).

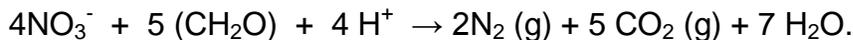
La nitrificación se cataliza por dos grupos de bacterias. *Nitrosomas* y *Nitrobacter*. Las bacterias *Nitrosomas* provocan la transición de amoníaco a nitrito.



Mientras que las *Nitrobacter* producen la oxidación de nitrito a nitrato.

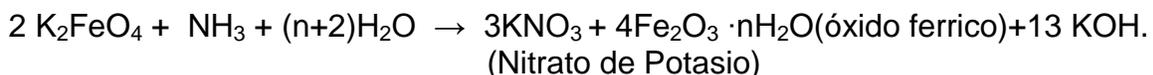
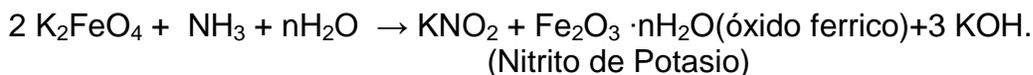


Esto es seguido por la producción de nitrógeno elemental (desnitrificación) por bacterias desnitrificantes.

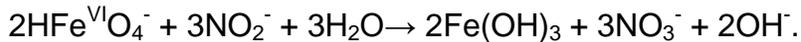


Existen trabajos donde el ferrato de potasio ha sido utilizado para oxidar contaminantes inorgánicos que contienen nitrógeno como el amonio y el nitrito. (Svanks 1976; Sharma et al., 1998; Sharma 2011).

Los equilibrios son los siguientes:



Oxidación de nitrito (NO_2^-) en medio alcalino. (Sharma, 2011)



Una de las fuentes (si no la mayor) causante de la eutrofización son los fosfatos provenientes de aguas residuales. El ferrato de potasio ha mostrado características para eliminar estos nutrientes al precipitarlos como fosfato férrico (FePO_4) (Yunho et al., 2009).

Por todo lo descrito, esta sal sería una alternativa eficaz para la eliminación de nutrientes inorgánicos responsables de la eutrofización en sistemas acuáticos.

2.3.7 Usos del ferrato de potasio en el tratamiento de ríos y lagos contaminados.

Investigaciones han aplicado esta sal como una fase de preoxidación en el tratamiento de materia orgánica en agua procedente de lagos chinos, calculando previamente la cantidad de solución de ferrato de potasio a emplear. En la **Figura 2.7** se describe a grandes rasgos la planta piloto para pruebas de agua contaminadas por materia orgánica y otros factores. (Wei y Young 2004)

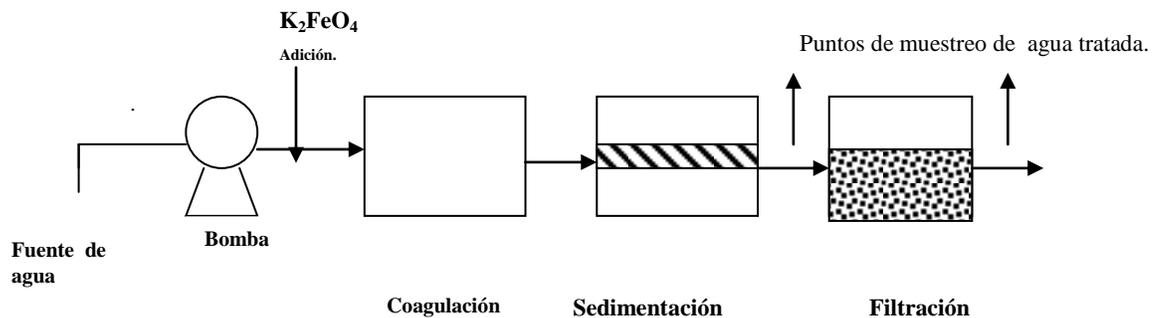


Figura 2.7 Planta piloto para pruebas de agua contaminadas por materia orgánica y otros factores.

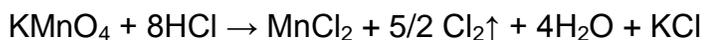
En México existe un trabajo previo (Sánchez y Hernández 2010) donde se aplicó la sal a agua procedente del canal Japón (Xochimilco) obteniendo buenos resultados a nivel laboratorio.

2.3.8. Proceso experimental para la síntesis de la sal. (Método utilizado variación de Thompson).

85 mililitros de ácido clorhídrico al 37% se hace reaccionar agregándole muy lentamente 13.5 gramos de permanganato de potasio (KMnO_4) para producir Cloro ($\text{Cl}_2 \uparrow$).

El cloro es atrapado en una solución preenfriada de KOH (30 gramos de KOH en 50 mililitros de agua 18 MΩ) agitando esta solución por más de dos horas para

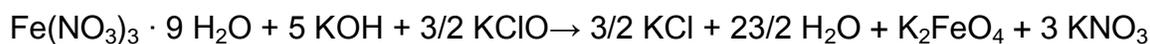
que todo el cloro que se desprende de la reacción de permanganato de potasio con HCl sea atrapado en la solución de KOH.



El precipitado de esta reacción es KCl el cual es removido por filtración al vacío usando un papel prefiltro GF/C, obteniendo una solución de color verde amarillenta altamente alcalina de hipoclorito de potasio.



Esta solución va a ser mantenida en baño de hielo ($\leq 5^\circ \text{C}$) y agitación constante durante una hora mientras se le agrega 18.5 gramos de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$ previamente pulverizado.



En estas condiciones el ión Fe (III) se oxida rápidamente oxidado a ión Fe (VI) dando una solución de color negro púrpura, se adicionan en las mismas condiciones de temperatura 15 gramos de KOH durante 20 minutos de agitación, la solución se mantiene durante cuarenta minutos en reposo sin variar las condiciones de temperatura.

Después de los cuarenta minutos esta solución se decanta en un filtro de vidrio (P-O) donde el filtrado se descarta y el precipitado se lava seis veces con 25 mililitros de una solución acuosa de KOH 1 molar fría.

El filtrado de los lavados será recolectado y se le adicionará una solución de KOH saturada de dejando esta mezcla en reposo durante unos minutos a una temperatura $\geq 5^\circ \text{C}$. La solución será decantada inicialmente en un filtro de vidrio (P-3) seguida de un doble filtrado. El precipitado se lavará con n-hexano, n-pentano, metanol, y éter di etílico (dos veces $\times 10$ mililitros). El producto final es el ferrato de potasio, esta sal reacciona rápidamente con la humedad del ambiente por eso es importante que después de su obtención sea recolectada en un desecador con vacío y guardada en un envase hermético color ámbar.

2.3.8.1 Determinación del grado de pureza.

Se prepara (por duplicado) una solución de ferrato de potasio 0.25 mM. en un matraz aforado de un litro.

Procedimiento: $0.25 \text{ mmol/L} * 198.05 \text{ mg K}_2\text{FeO}_4 / \text{mmol} = 49.51 \text{ mg K}_2\text{FeO}_4 / \text{L}$

Entonces se pesan 49.50 mg de ferrato y se llevan al aforo en matraz aforado de un litro con buffer de boratos con pH=9

El espectrofotómetro se lleva a una longitud de onda de 510 nm. El blanco será el buffer de boratos con pH = 9, ya que la solución acuosa de ferrato ha sido caracterizada por su color rojo-violeta, el cual corresponde al intervalo de absorción del espectro electromagnético visible e infrarrojo cercano, que está entre los 500 y 800 nm. El espectro de absorción del ferrato de potasio confirma que muestra una máxima absorbancia a los 510 nm en donde el coeficiente de absortividad molar para esta longitud de onda es de $1150 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (Jia et al., 2002)

Posteriormente se realiza las lecturas para cada solución 0.25 mM de K_2FeO_4 preparada. Los resultados de la concentración de K_2FeO_4 se obtuvieron con la ecuación de Lambert y Beer.

$$A = \epsilon l c \text{ donde } \epsilon = 1150 \text{ L}(\text{mol} \cdot \text{cm})^{-1} \text{ y } l = 1 \text{ cm}$$

Esto es importante para determinar el grado de pureza obtenido en la sal sintetizada en el laboratorio.

3.1 Metodología.

En la presente investigación, se realizó una evaluación para aplicar esta sal en condiciones de laboratorio a muestras de agua recolectadas en tres canales del área lacustre de Xochimilco y observar las variaciones de diversos parámetros químicos y biológicos al agregar la sal en distintas concentraciones.

La metodología experimental seguida en este trabajo se describe a continuación:

3.2 Etapa 1.

Se llevó a cabo una búsqueda y recopilación de información bibliográfica referente a trabajos realizados con el ión ferrato y su aplicación en el tratamiento de aguas contaminadas por distintos parámetros y, a partir de esta recopilación, se desarrolló un marco teórico para esta investigación, definiendo así los alcances, metas, objetivos e hipótesis de este trabajo.

3.3 Etapa 2.

Una parte importante de este proyecto es el manejo adecuado de la metodología experimental para sintetizar la sal K_2FeO_4 (Thomson et al., 1951) ya que, como se describió en el marco teórico, es una sal inestable y esto se ve reflejado en su obtención. Si la síntesis de la sal no es llevada adecuadamente, la pureza y el porcentaje de rendimiento obtenidos son bajos. Por eso es necesario una vez sintetizada, determinar el grado de pureza obtenido del ión ferrato.

3.3.1 Síntesis de la sal.

El trabajo experimental comienza desde la obtención de la sal, la síntesis es una modificación del método de Thomson et al., 1951, descrito en el capítulo dos de este trabajo.

Ya obtenido el producto es importante guardarlo y contenerlo en un desecador ya que la sal es inestable y el hierro se reduce rápidamente de un estado de oxidación Fe^{6+} a Fe^{3+} . Esto se ve reflejado en la coloración de la sal que va de un color negro-púrpura observable en la **Figura 3.1**, a un color café cuando la sal se convierte a óxido de hierro.



Figura 3.1 Sal sintetizada.

Después de terminar la síntesis es necesario sacar el rendimiento y el porcentaje de pureza de la sal obtenida.

La sal se estabiliza en un buffer el cual se prepara con 3.8 gramos de borato de sodio en un litro de agua tipo 1.

3.3.2 Pureza de la sal.

El método utilizado en la síntesis de la sal reporta una pureza del 98%. Se determina la pureza de la sal sintetizada en el laboratorio por espectrofotometría preparando una solución al 0.25 mM de K_2FeO_4 , el espectro se llevó a una longitud de onda de 510 nm, el blanco es el buffer de boratos, posteriormente se llevan las lecturas de la sal sintetizada en el laboratorio. (Li et al., 2005)

Los resultados de la concentración de K_2FeO_4 se obtuvieron a partir de la ecuación de Beer- Lambert ($A = \epsilon b c$) donde A es absorbancia, c concentración, la longitud del trayecto óptico es b y la absortividad molar es ϵ con un valor igual $1150 L (mol/cm^{-1})$ por lo tanto $c = A / \epsilon b$

3.3.3 Aplicación de la sal.

Para aplicar la sal tenemos que saber la concentración real de Fe (VI) que se está dosificando a las muestras. Trabajando con una concentración de 0.9M de K_2FeO_4 en solución de buffer de boratos para estabilizarla (**Figura 3.2**).

Esta concentración la preparamos en un matraz volumétrico de 10 mL. Se hacen los cálculos teóricos.

$$0.9 \text{ mol/Litro} * 198 \text{ g/mol} = 178.2 \text{ gramos de } K_2FeO_4 / \text{Litro.}$$

$$178.2 \text{ gramos de } K_2FeO_4 / \text{Litro} * 0.01 \text{ Litros} = 1.782 \text{ gramos de sal para 10 mililitros.}$$

Lo que nos interesa es el Fe(VI) que dosificamos en las muestra por consiguiente:

$$1.782 \text{ gramos de } K_2FeO_4 * \left[\frac{28.2 \text{ gramos son de Fe}}{100 \text{ gramos de } K_2FeO_4} \right] = 0.5025 \text{ gramos de Fe}$$

$$\begin{array}{l} 502.5 \text{ mg de Fe} \text{ ————— } 10,000 \mu\text{L} \\ 20 \text{ mg de Fe} \text{ ————— } 398.00 \mu\text{L} \text{ que son aproximadamente } 400 \mu\text{L.} \end{array}$$

$$\begin{array}{l} 502.5 \text{ mg de Fe} \text{ ————— } 10,000 \mu\text{L} \\ 15 \text{ mg de Fe} \text{ ————— } 298.5 \mu\text{L} \text{ que son aproximadamente } 300 \mu\text{L.} \end{array}$$

$$\begin{array}{l} 502.5 \text{ mg de Fe} \text{ ————— } 10,000 \mu\text{L} \\ 10 \text{ mg de Fe} \text{ ————— } 199.00 \mu\text{L} \text{ que son aproximadamente } 200 \mu\text{L.} \end{array}$$



La dosificación se da con pipeta automática.

Casi siempre la pureza de la sal sintetizada es del 92% por consiguiente:

$$\frac{178.2 \text{ gramos de analito}}{\text{Litro}} * \left[\frac{100 \text{ gramos de sal contaminada}}{92 \text{ gramos analito}} \right] * 0.01 \text{ Litros} = 1.94 \text{ g. de sal sintetizada.}$$



Figura 3.2
Sal sintetizada y estabilizada para su aplicación.

3.3.4 Puntos de muestreo

Se tomaron muestras de agua de tres lugares distintos en la zona lacustre de Xochimilco: Cuemanco, el Japón y Fernando Celada. Estos tres canales tienen usos alternos que van desde reserva ecológica, recreación deportiva, uso ganadero y riego agrícola, además de la importancia económica debido al turismo. Ninguno de los tres canales excede los 2m de profundidad.

Se realizaron dos muestreos estacionales (lluvias finales de Septiembre de 2009 y secas finales de Marzo del 2010.). Se propusieron estos muestreos para observar la variabilidad de los parámetros fisicoquímico-biológicos estacionalmente. Las muestras de agua recolectadas superficialmente fueron tomadas en bidones de plástico de 20 litros previamente lavados y enjuagados con agua destilada tipo 1 (**Figura 3.3**), se determinaron parámetros *in situ* como lo muestra la **Figura 3.4**. Estas muestras recolectadas se trataron con la sal ferrato de potasio previamente sintetizada en un período no mayor a las 24 horas, los parámetros de calidad se determinaron siguiendo las normas y protocolos descritos en la **Tabla 3.1**.

3.3.5 Tratamiento de las muestras recolectadas con la sal K_2FeO_4 .

El tratamiento con la sal se llevó a cabo en un equipo de Jarras de seis compartimentos, (**Figura 3.5**) en cada compartimento se agregaron 600 mL de agua recolectada, en el primer compartimento no se agregó dosis de ferrato de potasio y este sirvió para la caracterización inicial de las muestras. A partir del segundo compartimento se agregaron dosis de 10 mg/L de Fe en K_2FeO_4 , 15 mg/L de Fe en K_2FeO_4 y 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 . Es importante señalar que los cálculos teóricos descritos más adelante están basados en la concentración de Fe (VI) agregado, ya que la concentración del catión en la sal dosificada es lo significativo. Lo antes descrito se realizó para cada muestra de agua recolectada en cada canal y muestreo estacional.

La coagulación y la floculación son dos procesos importantes en el tratamiento de aguas contaminadas. La primera implica la reducción de repulsiones electrostáticas de manera tal que favorece la agregación de partículas coloidales de materiales idénticos. Mientras que la floculación usa compuestos “puente” los cuales forman enlaces químicos entre las partículas coloidales y enmallan las partículas en masas relativamente grandes llamadas “redes de floculos” (Manahan 2007).

Después de agregar la sal en distintas concentraciones a las muestras de agua colocadas en los compartimentos del equipo Jarras, se mantuvo una agitación constante de 80 rpm durante 5 minutos y una agitación lenta de 30 rpm durante 15 minutos para la formación de floculos los cuales se observan en la **Figura 3.6**. Enseguida se midieron los primeros parámetros (temperatura, conductividad, sólidos suspendidos, turbidez y pH). Después se midieron los sólidos sedimentables (**Figura 3.7**) y a partir de estos, se tomaron y fijaron las muestras para caracterizar los parámetros restantes. Se recuerda que el material sedimentado en los conos Imhoff, es resultado de los procesos de oxidación/coagulación de la sal. Este material no fue analizado.



Figura 3.3 Toma de muestras.



Figura 3.4. Parámetros *in situ*.

Tabla 3.1 Parámetros determinados en la investigación.

Método	Norma	Método Instrumental
Parámetros Físicos		
Turbiedad	Norma Mexicana NMX-AA-038-SCFI-2001.	Turbidímetro
Temperatura	Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2000.	Termómetro
Sólidos sedimentables	Norma Mexicana NMX-AA-004-SCFI-2000.	Cono Imhoff
Sólidos suspendidos	Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001	Gavimétrico
Conductividad	Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000.	Potenciómetro.
Parámetros Químicos		
Potencial de hidrógeno (pH)	NMX-AA-008-SFCI-2000.	Potenciómetro
Metales	NMX-AA-051-SCFI-2001.	Espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer
Oxígeno disuelto	Método Winkler	Micropipetas; Bureta Metrohm.
DBO ₅ .	NMX-AA-028-SCFI-2001.	Método de incubación por dilución
DQO.	NMX-AA-030-SCFI-2001.	Reflujo cerrado dicromato método titulométrico
Nitratos.	NMX-AA-079-SCFI-2001.	Método de reducción por columna de Cd.
Nitritos	NMX-AA-099-2006.	Método espectrofotométrico UV/VIS
Sólidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2000.	Gavimétrico
Amonio	NMX-AA-026-2001	Método de Berthelot
Fosfatos	NOM-AA-029-2001	Método espectrofotométrico UV/VIS
Parámetros Biológicos		
Clorofilas a	Jeffey S 1975, Markey A 1980.	Método espectrofotométrico UV/VIS
Determinación de organismos Coliformes fecales y totales	NOM-181-SSA1-1998	Sustrato cromogenico

Algunos parámetros como los nutrientes (nitritos, nitratos, amoníaco, fosfatos) y la materia orgánica determinada en DBO₅ (**Figura 3.8**) y DQO fueron realizados por triplicado para desarrollar un análisis estadístico en un diseño experimental que se propuso. Se determinaron parámetros biológicos como coliformes fecales y totales (**Figura 3.9**).

Ya caracterizadas las muestras de agua, se realizó el cálculo de eficiencia de remoción, al aplicar la sal, conforme a la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Remoción} = \left[\frac{\text{Valor medio Inicial} - \text{Valor medio final}}{\text{Valor medio Inicial}} \right] * 100$$

(Navarro, 2008)





Figura 3.5 Equipo Jarras utilizado en el experimento.

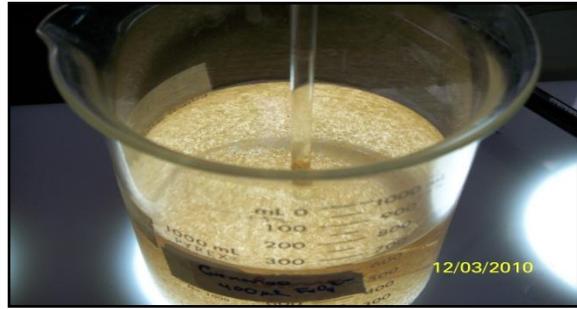


Figura 3.6. Formación de floculos.



Figura 3.7 Conos Imhoff para determinación de sólidos sedimentables.



Figura 3.8. Incubación DBO₅

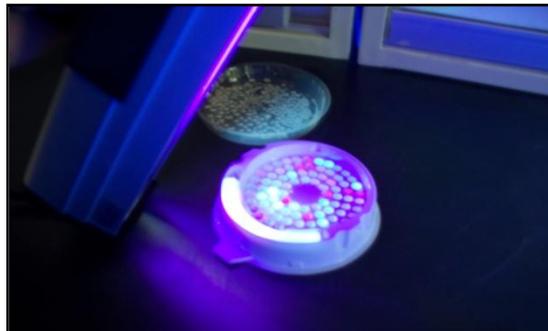


Figura 3.9. Lectura bacterias fecales.

3.3.6 Determinación de la cinética de oxidación N-NO₂⁻ vs. Ferrato de potasio.

Se planteo una cinética de degradación, conociendo la concentración óptima de FeO₄²⁻ en la cual disminuyen la concentración de nitritos con respecto al tiempo.

El procedimiento se describe a continuación:

Se prepararon los siguientes reactivos para la determinación de nitritos.

Reactivo 1: solución sulfanilamida más ácido clorhídrico.

Reactivo 2: solución N-1 naftiletanodiamina.

Se preparó un estándar de NaNO_2 en concentración de 1000 mg/L en un matraz volumétrico de 100 mL. A partir de este, se desarrollaron los cálculos para realizar una curva de calibración en las siguientes concentraciones:

0.000 mg/L
0.002 mg/L
0.004 mg/L
0.006 mg/L
0.010 mg/L
0.020 mg/L
0.030 mg/L

La preparación de la curva de calibración se determinó utilizando la siguiente ecuación:

$$C_1V_1=C_2V_2$$

Se preparó una solución inicial de 1000 mg/L (partes por millón) de nitrito de sodio NaNO_2 , pesando 0.4928 gramos previamente secado y aforado en 100 mL. Enseguida, se realizaron disoluciones en material volumétrico aforado, previamente lavado, para tener las concentraciones requeridas en la curva de calibración.

Se determinó la absorbancia a una longitud de onda de 543 nm.

Ya teniendo la curva de calibración, se agregó en un matraz aforado de un litro, 2mL del estándar de 10 mg/L preparado para la curva de calibración para tener una concentración teórica inicial de 0.02 mg/L de nitritos. Después esta solución se vertió en dos vasos de precipitados de 1000mL. (500 mL en cada vaso).

Se colocaron en dos compartimentos del equipo de Jarras.

En uno se le agregó ferrato de potasio y el otro fue el control para determinar la pérdida de nitritos por el procedimiento experimental.

Se determinó la concentración inicial de la solución en cada vaso, tomando 30 mililitros (antes de agregar la sal) en jeringas de 50 mL.

En un vaso se agregaron distintas concentraciones de la sal, se extrajeron 30 mL en lapsos de 2 minutos hasta completar 12 minutos.

Se trabajó en agitación constante a 60 rpm (revoluciones por minuto).

Las muestras recolectadas se pasaron por un filtro para nutrientes de 0.45 μm .



Cuando el exceso de hierro intervino en las lecturas, se realizaron diluciones 1/50 mL.

Se les agregaron los reactivos para determinación de nitritos.

Se obtuvieron lecturas a 543 nm.

El método utilizado para la síntesis de ferrato fue la modificación de Thomson et al. , 1951 descrita en el capítulo 2.

Los intervalos de temperatura con que se trabajó fueron de 17 ° C a 20° C. El intervalo de pH fue de 7.8 a 9.2.

Se desarrollaron tres corridas con distintas dosis de sal. En la primera corrida, la dosis agregada fue de 10 mg/L de Fe en K_2FeO_4 , en la segunda corrida fue de 15 mg/L de Fe en K_2FeO_4 y en la tercera de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .

3.4 Etapa 3.

Los datos obtenidos se trataron con análisis de varianza (ANOVA) utilizando el programa STATISTICA 6.0. Este análisis es multifactorial teniendo dos variables independientes (estación y dosis de la sal aplicada) y una dependiente (parámetro a medir). Se abordará y discutirá con detalle en la parte de resultados del presente trabajo.

3.4.1 Prueba de hipótesis.

El objetivo principal de esta investigación es evaluar la aplicación del ferrato de potasio para mejorar parámetros de calidad de agua en muestras recolectadas de sistemas eutrofizados como lo son los canales de Xochimilco. En el marco teórico, la eutrofización de un cuerpo de agua se da principalmente por concentraciones altas de nutrientes (nitritos, amonio y fosfatos) además de la materia orgánica que es medible a partir de la DBO_5 y DQO.

El diseño experimental se basó en mostrar la disminución de estos cuatro parámetros (además del oxígeno disuelto) al agregar la sal a las muestras de agua recolectadas.

Se sabe que la hipótesis nula (H_0) es un enunciado formal redactado para el contraste de hipótesis con métodos estadísticos. La hipótesis nula propuesta en esta investigación es que no existe efecto de la sal en las muestras de agua tratadas, por consiguiente las medias estadísticas de las muestras, antes y después de tratamiento son iguales.

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

Si los valores de las medias son diferentes, son afectadas por el ferrato de potasio, entonces se rechaza la hipótesis nula y se toma en cuenta la hipótesis alternativa.

$$H_1 = \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$$

El modelo ajustado es multifactorial; se tienen dos variables independientes (estación y dosis de la sal aplicada) y una dependiente (parámetro a medir) Las observaciones pueden describirse mediante el modelo estadístico lineal siguiente: (Montgomery 1991).

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

y_{ijk} : Es la respuesta observada cuando el factor A (dosis de ferrato) se encuentra en la i-ésimo nivel.

μ : Es el factor medio general.

τ_i : Es el efecto de i-ésimo nivel del factor A (dosis de ferrato).

β_j : Es el efecto del j-ésimo nivel del factor B (punto de muestreo).

$(\tau\beta)_{ij}$: Es el efecto de la interacción entre τ_i y β_j .

ε_{ijk} : Es el componente del error aleatorio.

El valor de p ó significancia estadística es una medida cuantitativa de que la hipótesis nula sea cierta. En la mayoría de los estudios experimentales, el nivel de significancia estadística es del 95% como α 0.05. Por consiguiente el rechazo o no de la hipótesis nula dependerá de este valor. Se rechaza la hipótesis nula si el valor de p asociado al resultado observado es igual o menor que el valor de significancia estadística establecido.

En la **Figura 3.10** se describe el resumen de la metodología realizada.

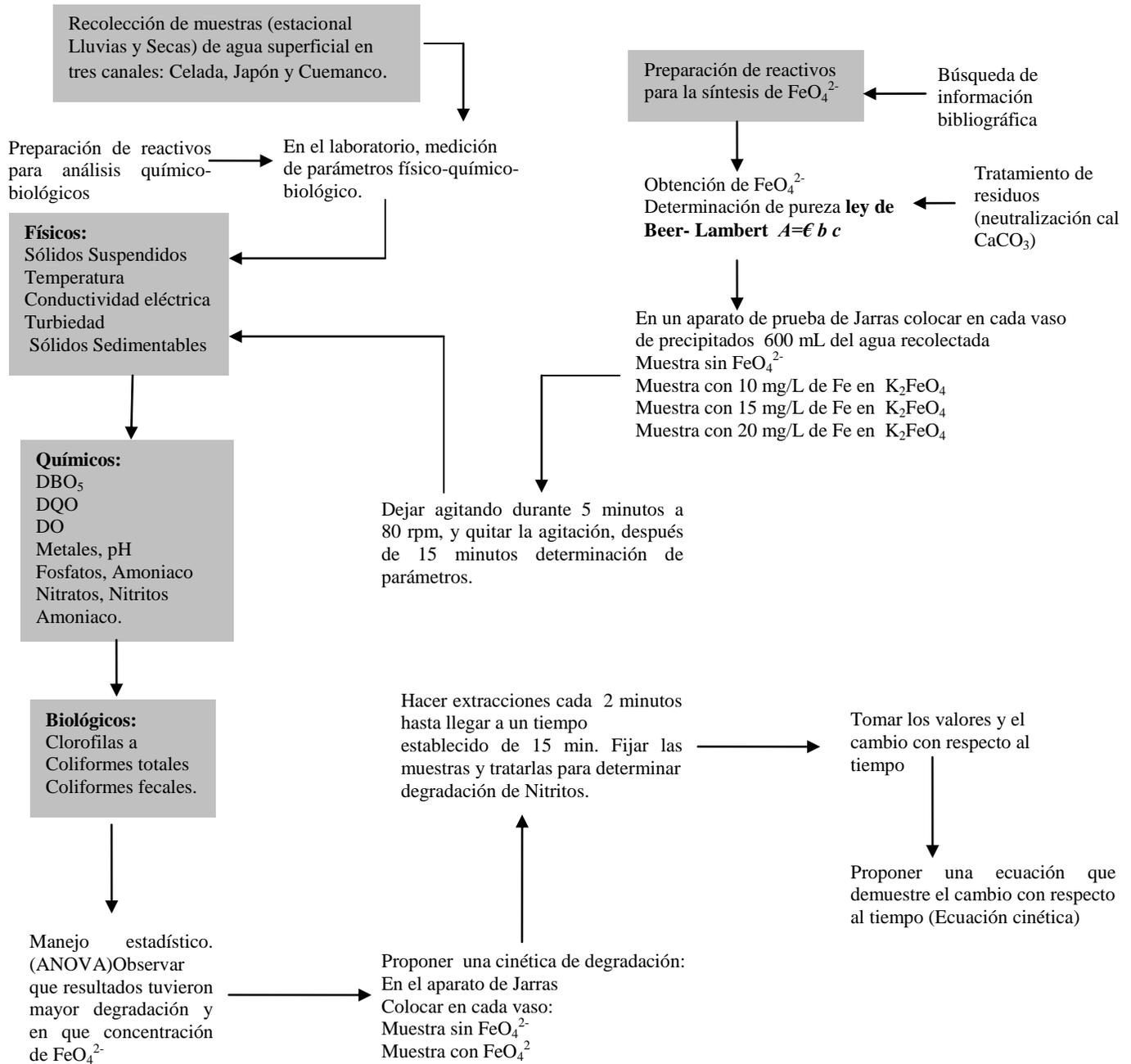


Figura 3.10 Diagrama que describe la metodología de trabajo.

4.1 Área de estudio

La zona lacustre de Xochimilco se localiza al sur la ciudad de México entre las coordenadas 19°09' y 19°19' de latitud norte y 98°58' y 99°10' longitud oeste, con una superficie aproximada de 38 Km² presenta una forma más o menos elíptica, la longitud total de los canales es de 189 Km, con un ancho que va de 1 a 65 m y una profundidad que oscila entre 50 cm a dos metros. (Rojas y Jiménez 1995)

El clima predominante es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 16°C y una precipitación entre 700 y 900 mm al año, principalmente entre los meses de Junio a Septiembre. Se distinguen dos estaciones climáticas bien definidas, una estación seca que va de Noviembre a Abril y una húmeda de Mayo a Octubre. (Jáuregui 1987)

4.2 Historia ambiental de Xochimilco.

Xochimilco fue producto de una intensa actividad tectónica del terciario y del pleistoceno; lava, fumarolas y manantiales sulfurosos, conformaron los complejos microclimas de esta cuenca endorreica. Era parte de un sistema compuesto por seis subcuencas, con cuerpos de agua someros, con secciones pantanosas y lagunetas que ocupaban entre 800 y 1000 Km². Estos seis lagos adquirieron los nombres de las poblaciones vecinas más importantes (Texcoco, Lago de México, Xaltocan, Zumpango, Chalco y Xochimilco **Figura 4.1.**) Estos últimos (Chalco y Xochimilco) eran los lagos de agua dulce, importantes en su rica vida silvestre. Se alimentaban de manantiales y ríos originados en la Sierra Nevada, la Sierra del Ajusto y la Sierra de Cuauhtzin. (Tamayo y West 1971)

Entre los ríos que alimentaban Xochimilco estaban: El San Buenaventura, San Lucas, San Gregorio y San Juan de Dios. Entre los manantiales que existían se pueden mencionar: Santiago Tulyahualo, Acuezcómac de San Luis Tlaxialtemalco, Toljomolco, el Quelzalapa, Niño de Jesús en Xatocan, La Noria Tzonmolco, San María Tepepan, Oztotenco, Teoloztitlan, San Juan y San Diego. (CONACULTA 2001)

Todos estos ríos y manantiales están extintos y en la actualidad, el abastecimiento de agua del remanente del lago de Xochimilco se realiza a través de aguas residuales tratadas en tres plantas, así como las descargas urbanas directas y agua de lluvia.

Como se ha mencionado, el 90% del aporte de agua en Xochimilco proviene de las plantas de tratamientos de aguas residuales (PTAR) del Cerro de la Estrella, San Luis Tlaxialtemalco y San Lorenzo. (**Tabla 4.1**). Un aspecto importante de señalar es que las aguas residuales semitratadas tienen usos alternos relacionados con el riego de áreas verdes, usos industriales, deportivos, resguardo de vida silvestre y riego agrícola. (Breña 2005)

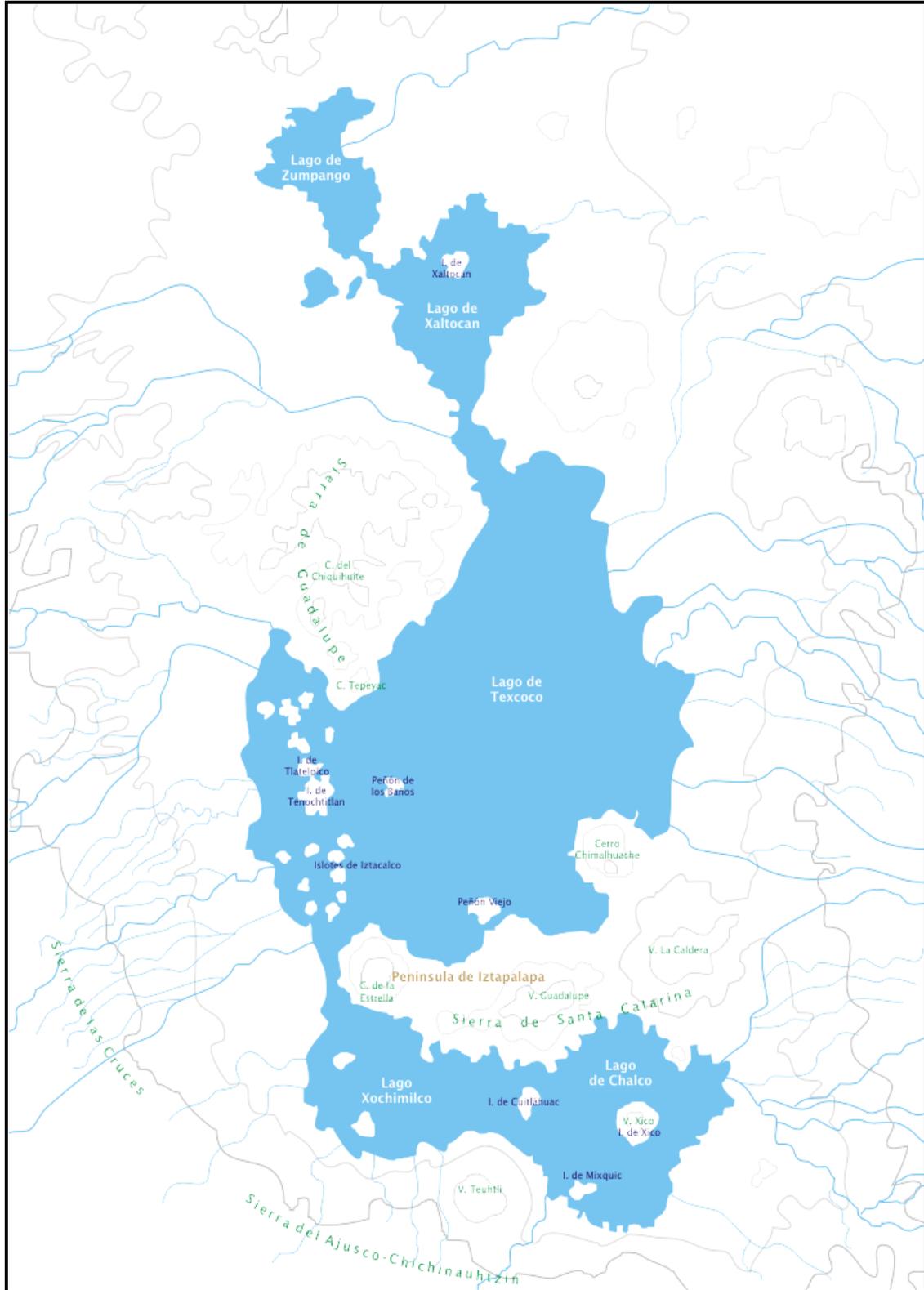


Figura 4.1. Valle de México y sus lagos en el periodo precolombino. (Fuente <http://www.mexicodesconocido.com.mx/valle-de-mexico>).

Las aguas semitratadas de esta planta se transportan a través de un sistema de drenaje a los canales de Xochimilco con un flujo de suroeste a noroeste. (Aguilar et al., 2006)

El proceso aplicado es el siguiente:

- * Un pretratamiento.
- * Tres fases: primaria, secundaria y desinfección.

En el pretratamiento las aguas residuales son conducidas por medio de una red de alcantarillado hasta la PTAR en la cual se eliminan los sólidos de mayor tamaño a través de la retención en rejillas; posteriormente el agua es conducida a un compartimento en el cual los sólidos de menor tamaño son depositados en el fondo por acción de la gravedad para pasar a el tratamiento primario o físico donde una decantación facilitada por un flujo de baja velocidad de circulación del agua elimina los sólidos de menor tamaño; la limpieza de espumas se realiza mediante brazos radiales que barren la superficie del agua.

En el tratamiento secundario o biológico, el agua decantada pasa a un recinto amplio y poco profundo conocido como de lodos activados, donde es sometida a la acción de microorganismos principalmente bacterias y protozoarios aerobios que se alimentan de las sustancias orgánicas disueltas en el agua residual; la aportación de oxígeno en esta fase es para favorecer la productividad microbiana e incrementar el consumo de materia orgánica. En este proceso se forman lodos debido al crecimiento en masa de microorganismos que son separados por medio de un decantador, donde el agua superficial más clarificada es vertida a otro compartimento.

En la fase de desinfección se aplica un proceso de cloración ya sea con hipoclorito de sodio, peróxido de cloro o gas cloro a concentraciones de 0.2 ppm, para la eliminación microbiana.

Tabla 4.1. Plantas de tratamiento que alimentan a los canales de la zona lacustre de Xochimilco. Fuente: GDF., SACM, 2005.

<i>Planta de tratamiento (Delegación)</i>	<i>Nivel de tratamiento</i>
<i>Cerro de la Estrella (Iztapalapa)</i>	<i>terciario</i>
<i>San Luis Tlaxialtemalco (Xochimilco)</i>	<i>terciario</i>
<i>San Lorenzo (Tláhuac)</i>	<i>terciario</i>

La zona lacustre de Xochimilco, que durante siglos se alimentó de manantiales y ríos, hoy se encuentra muy deteriorada por el impacto de las aguas residuales.

Desde hace muchos años las evaluaciones de calidad de agua reportaron un sistema de canales eutróficos y en algunos otros condiciones de hipertrófia. En general, se ha observado que el agua tratada que alimenta a los canales de Xochimilco promueve el crecimiento de las comunidades algales y de lirio acuático evidenciando un alto contenido de materia orgánica y de nutrientes inorgánicos disueltos, que le confieren un alto grado de eutrofización (De la Lanza Espino 2007). De ahí la necesidad de empezar a desarrollar tratamientos terciarios avanzados que puedan ayudar a solucionar la problemática ecológica tan compleja que vive la zona lacustre de Xochimilco.

4.3. Parque ecológico de Cuemanco.

En 1995 fue creado el lago artificial de nombre Huetzalin, como parte del parque ecológico de Xochimilco. Se alimenta con aguas tratadas del Cerro de la estrella y está conectado al sistema de canales de Xochimilco a través del canal de Cuemanco. (Figura 4.2)

Sus coordenadas son de 19° 17' 10.19" N 99° 06' 05.49" O con una elevación de 2239 m. Este sitio tiene una gran importancia ecológica ya que en él, arriban un sin número de aves migratorias además de las especies endémicas. Cerca de este lago se encuentra la laguna del Toro. (Terrones 2004).

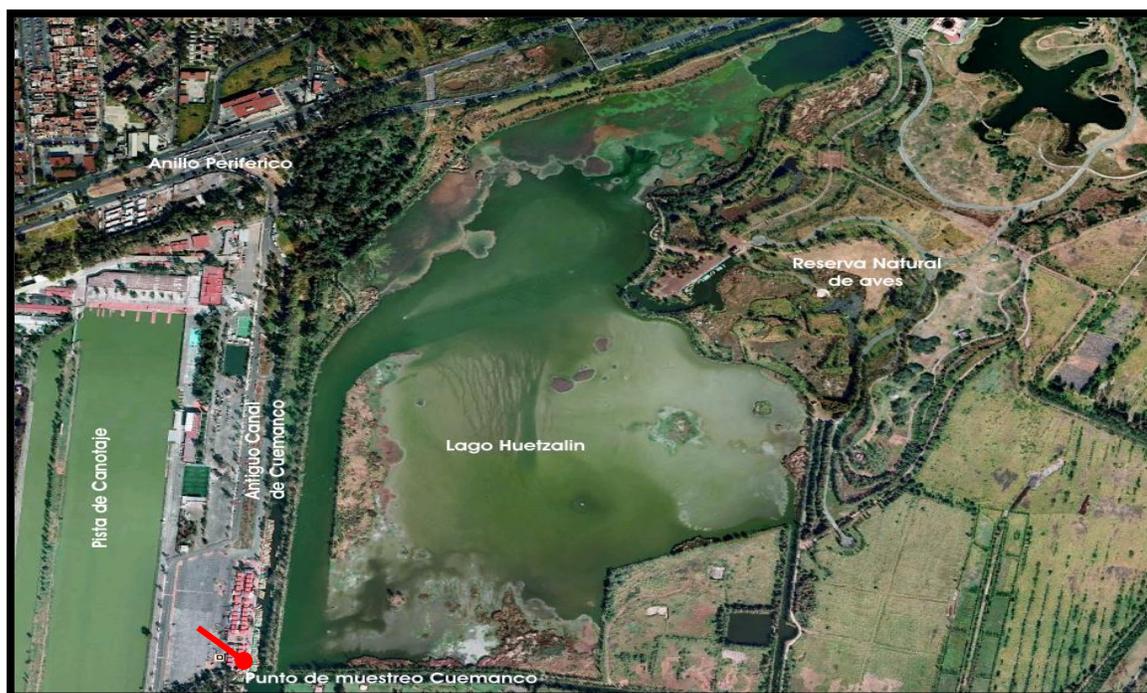


Figura 4.2. Imagen satelital del primer punto de muestreo “parque Ecológico de Cuemanco (Fuente de <http://www.google.com/earth>).

4.3. Embarcadero “Fernando Celada”.

Este sitio de muestreo está inmerso en la zona urbana de Xochimilco, muchos puntos del alcantarillado doméstico son vertidos directamente a este canal pese a que tiene una gran importancia turística para la zona. Esta conectada a la laguna del Toro y sus coordenadas son $19^{\circ} 15' 53.21''$ N $99^{\circ} 06' 28.94''$ O con una elevación de 2241m. (Figura 4.3)

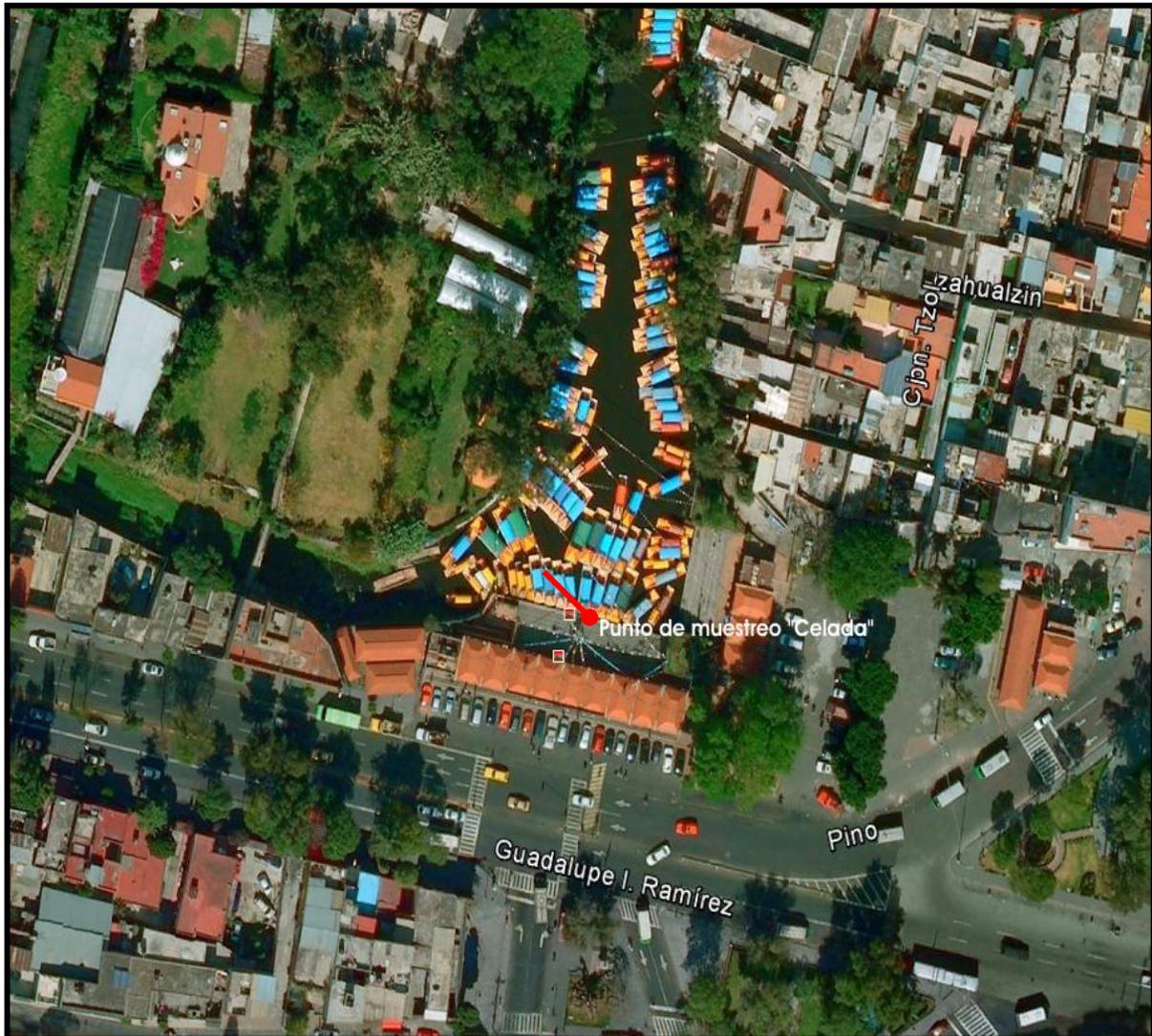


Figura 4.3. Embarcadero “Fernando Celada” (Fuente <http://www.google.com/earth>)

4.4 Canal "El Japón".

Sus coordenadas son $19^{\circ} 17' 00.07''$ N $99^{\circ} 04' 12.36''$ O con una elevación de 2237m. Existe una intensa actividad agrícola y ganadera que rodea al canal.

Además que se encuentra cerca de la delegación Tláhuac. Es el tercer punto de muestreo. (Figura 4.4)



Figura 4.4. Punto de muestreo el Japón (Fuente <http://www.google.com/earth>)

5.1 Resultados

5.1.1 Síntesis de la sal.

Los resultados de pureza en la sal sintetizada muestran un porcentaje mayor al 90 % aunque no se llegó al reportado que es del 98% (Li et al., 2005).

A partir de la Absorba

0.250 mM.....100% de Pureza
0.230 mM..... X.

Concentración	Absorbancia	% Pureza
0.265	0.230	92%
0.274	0.238	95.%
0.266	0.231	92.%

5.1.2 Evaluación del sitio de muestreo.

El primer paso en esta investigación fue la evaluación de los parámetros fisicoquímicos biológicos, antes del tratamiento con la sal de hierro (VI), de las muestras recolectadas en los tres sitios de muestreo y en distintos periodos estacionales.

Se utilizaron los métodos investigados y que son descritos en el capítulo 3 (estrategias de trabajo). Todos los resultados obtenidos son mostrados en el anexo 1 de este reporte. En la **Figura 5.1** se observan las variaciones estacionales entre los periodos de secas y lluvias, además de la variación entre los canales de tres parámetros como Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). Los resultados se muestran en la **Tabla 5.1**

Si bien, todos los sitios de muestreo son canales abiertos en los que las características fisicoquímicas medidas en las muestras de agua recolectadas pueden cambiar de un momento a otro debido a distintos factores que están fuera del alcance de este trabajo, se observa que la materia orgánica medida por la determinación de DBO₅ y DQO es mayor en la estación de lluvias que en secas, resultado posiblemente a la carga de materia orgánica que lleva el agua de escorrentía y que termina en los canales. Los valores de Oxígeno Disuelto en el canal Fernando Celada son muy bajos sin embargo, existen estudios donde han encontrado condiciones similares en el área debido muy probablemente a la gran cantidad de materia orgánica en descomposición que proviene del agua de escorrentía y de alcantarillado que llega a la zona, consumiendo este parámetro (Luna et al., 2004).



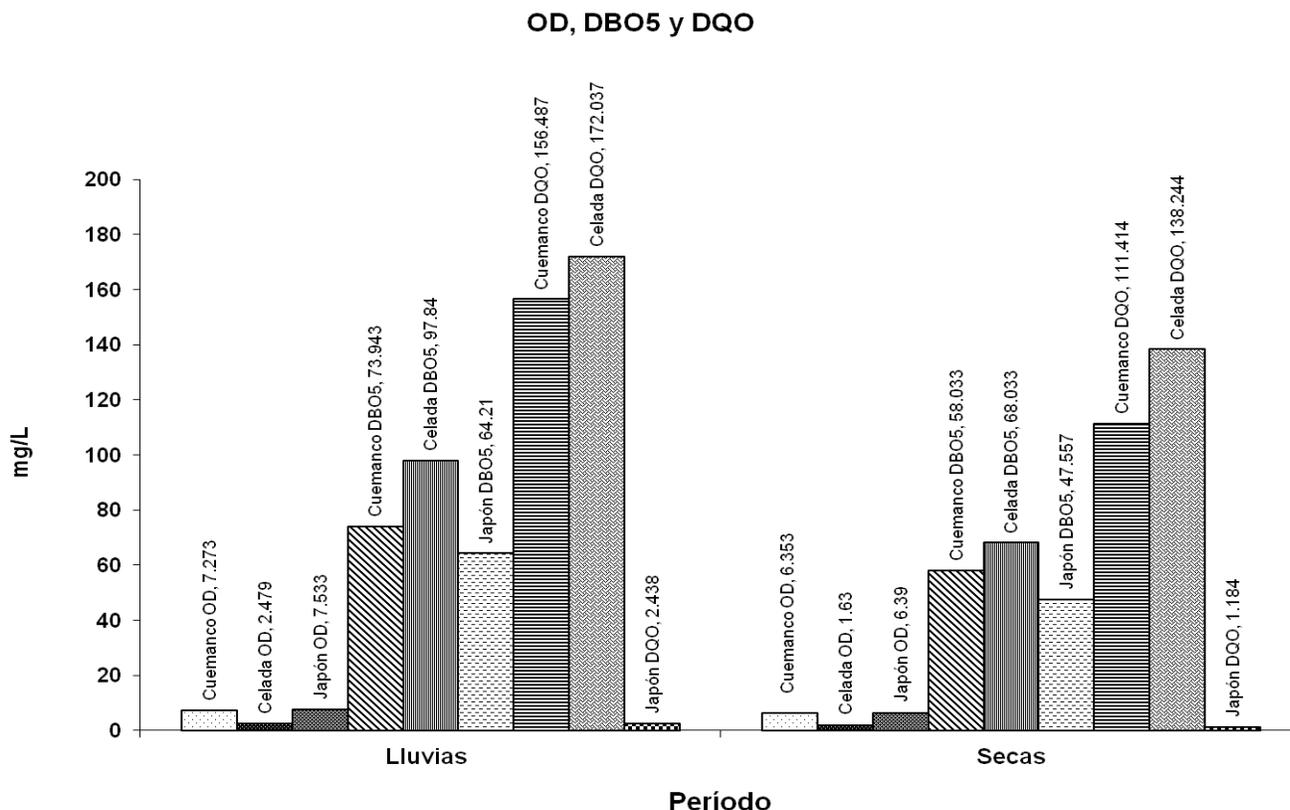


Figura 5.1. Variaciones estacionales en la concentración de Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) de las muestras recolectadas en los tres canales.

Tabla 5.1. Resultados obtenidos experimentalmente de Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Medias Estática Parámetro	Lluvias	Secas
OD mg/L		
Cuemanco	7.273	6.353
Celada	2.479	1.630
Japón	7.533	6.390
DBO₅ mg/L		
Cuemanco	73.943	58.033
Celada	97.840	68.033
Japón	64.210	47.557
DQO mg/L		
Cuemanco	156.487	111.414
Celada	172.037	138.244
Japón	157.573	124.320



En la determinación de los nutrientes, las variaciones estacionales no son tan marcadas, sin embargo se observa que las concentraciones de nitratos y amonio son mayores en época de secas que en lluvias (Tabla 5.2). Esto se debe posiblemente a que el volumen del caudal de agua en los sitios de muestreo es menor en época de secas, por consiguiente la dilución de los iones presentes en la muestra son menores, reflejándose en una mayor concentración de estos contaminantes inorgánicos en las muestras de agua recolectadas. **Figura 5.2.**

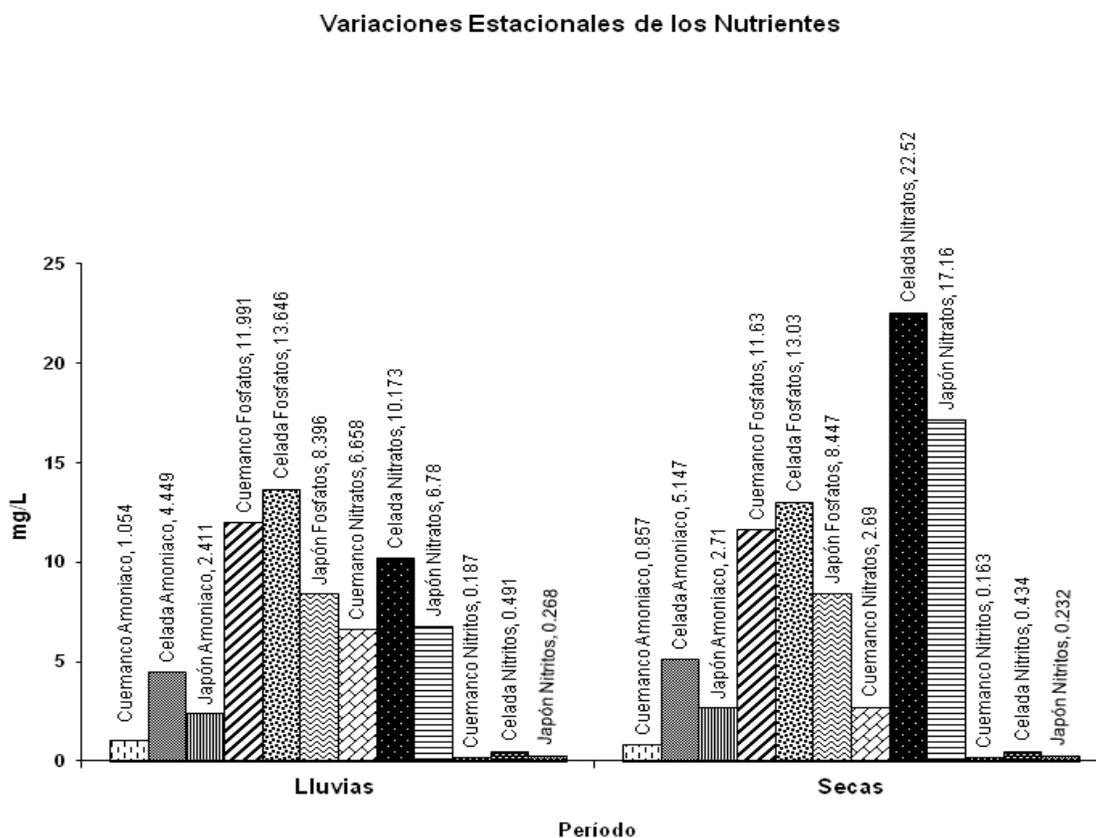


Figura 5.2. Variaciones estacionales en la concentración de Amonio, Fosfatos, Nitratos y Nitritos de las muestras recolectadas en los tres canales.

Tabla 5.2 Resultados obtenidos de amonio, fosfatos, nitritos y nitratos.

Medias Estadísticas					
Parámetro	Lluvias	Secas	Parámetro	Lluvias	Secas
Amonio			Nitratos		
Cuemanco	1.054	0.857	Cuemanco	6.658	2.690
Celada	4.449	5.147	Celada	10.173	22.52
Japón	2.411	2.710	Japón	6.780	17.16
Fosfatos			Nitritos		
Cuemanco	11.991	11.630	Cuemanco	0.187	0.163
Celada	13.646	13.030	Celada	0.491	0.434
Japón	8.396	8.447	Japón	0.268	0.232

Las variaciones estacionales y de sitio de muestreo en metales y metaloides son mostrados en la **Tablas 5.3 y 5.4**. Se observa una concentración elevada en aluminio lo cual refleja el aporte de las plantas de tratamiento, ya que algunas sales de este metal son utilizadas como floculante. (**Figura 5.3**).

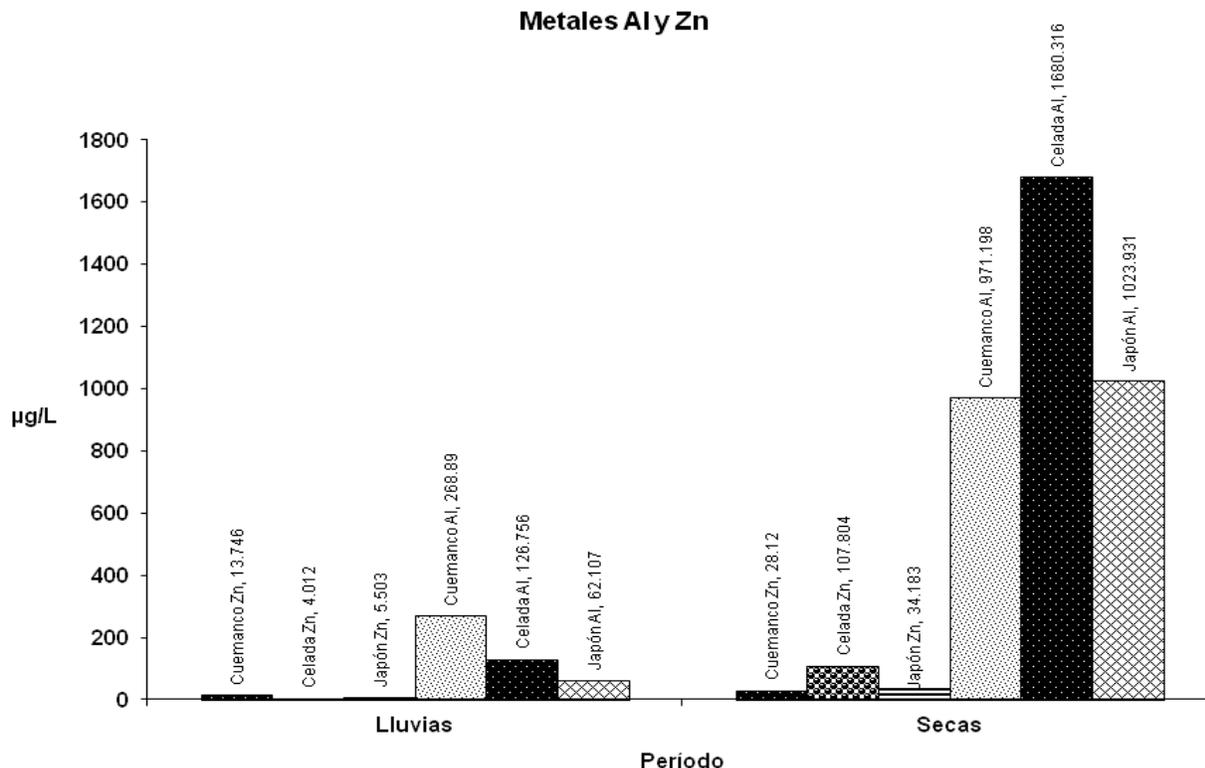


Figura 5.3. Variaciones estacionales en la concentración de Aluminio (Al) y Zinc (Zn) de las muestras recolectadas en los tres canales.

Tabla 5.3 Concentración de metales y metaloides en los canales.

	µg/L	Lluvias	Secas
Plomo			
Cuemanco		1.983	0.976
Celada		2.705	7.659
Japón		1.084	0.698
Cobalto			
Cuemanco		0.950	0.796
Celada		0.523	0.734
Japón		13.746	0.855
Cromo			
Cuemanco		4.379	2.025
Celada		4.194	3.378
Japón		4.032	2.617
Níquel			
Cuemanco		13.746	9.938
Celada		4.012	8.350
Japón		5.503	9.326
Arsénico			
Cuemanco		7.765	1.700
Celada		6.426	1.450
Japón		6.834	1.165

Tabla 5.4 Concentración de Aluminio y Zinc en los canales.

(µg/L)	Lluvias	Secas
Zinc		
Cuemanco	13.746	28.120
Celada	4.012	107.804
Japón	5.503	34.183
Aluminio		
Cuemanco	268.890	971.198
Celada	126.756	1680.316
Japón	62.107	1023.931

En el presente estudio se reportan concentraciones de metales pesados por debajo de la norma (NOM-001-SEMARNAT-1996) la cual plantea los límites máximos permisibles de contaminantes para agua residual tratada que se reúsan en servicios públicos. (Tabla 5.5). Las variaciones de concentración de metales y metaloides estacional y de sitio de muestreo se observan en la Figura 5.4.

Tabla 5.5 Límites máximos permisibles de metales pesados para agua tratada (Información tomada NOM-001-SEMARNAT-1996).

mg/L	Embalses Naturales y Artificiales		Humedales Naturales
	Uso en riego agrícola	Uso Público Urbano	
Arsénico	0.4	0.2	0.2
Cromo	1.0	0.5	1.0
Níquel	2.0	2.0	4.0
Plomo	0.5	0.2	0.4
Zinc	10	10	20

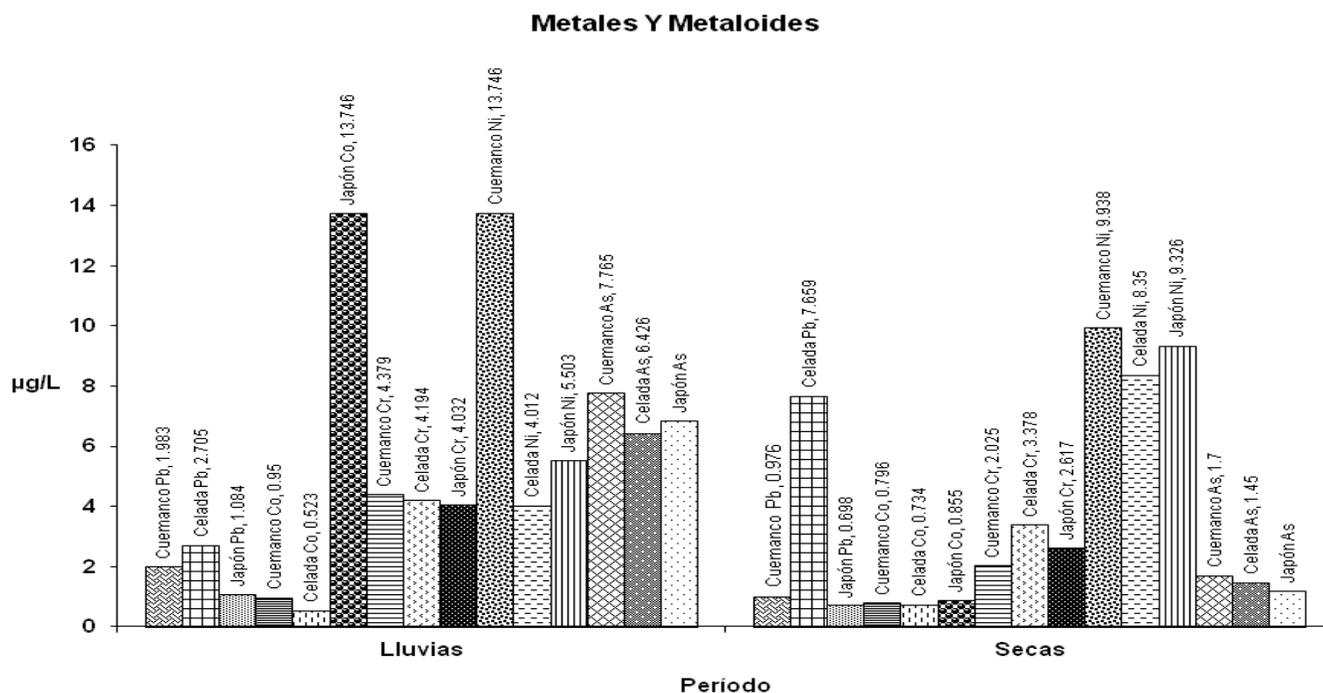


Figura 5.4. Variaciones estacionales en la concentración de Plomo (Pb), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Níquel (Ni) y Arsénico (As) en las muestras recolectadas de los tres canales.



El canal Fernando Celada muestra las mayores concentraciones de plomo y cromo de los tres canales y ésta se da en época de secas. Se recuerda que este sitio de muestreo está inmerso en la zona urbana de Xochimilco recibiendo descargas de aguas residuales directas debido a la carencia de drenaje de algunas viviendas en la zona (**Figura 5.4**).

Sin embargo, las concentraciones más altas de cobalto y níquel se dan en época de lluvias ligado posiblemente al volumen de agua residual tratada que reciben los canales la cual es mayor en esta época del año y que trae una carga considerable de estos metales (**Figura 5.4**).

Los valores de clorofila “a” son mostrados en la **Figura 5.5** y **Tabla 5.6**. Se observa que estos son ligeramente superiores en el periodo de secas (excepto en el canal de Cuemanco).

Los resultados de coliformes totales y fecales son expuestos en la **Figura 5.6** y **Tabla 5.7**. Las concentraciones están muy por encima de las normas de calidad para reuso de agua en servicios al público (NOM 003-SEMARNAT-1997), (**Tabla 5.8**) observándose el aporte de aguas domesticas residuales vertidas directamente al sistema lacustre.

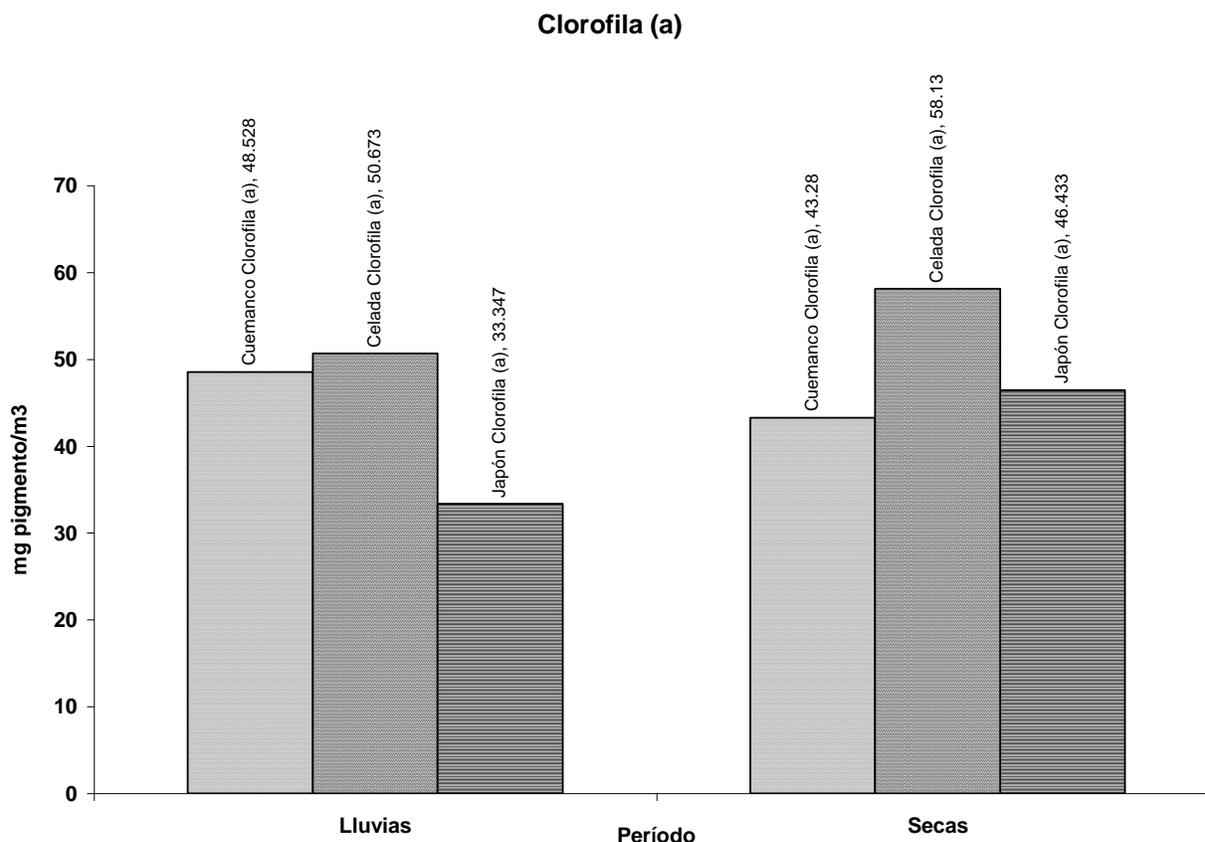


Figura 5.5. Variaciones estacionales en la concentración de clorofila (a) en las muestras recolectadas de los tres canales.



Tabla 5.6 Concentración de clorofila “a” en los canales.

Clorofila (a) mg pigmento/m ³	Lluvias	Secas
Cuemanco	48.528	43.280
Celada	50.673	58.130
Japón	33.347	46.433

Tabla 5.7 Concentración de bacterias fecales y totales en los canales.

Coliformes totales NMP/100mL		
Cuemanco	1800	4322
Celada	3380	4300
Japón	720	650
Coliformes Fecales NMP/100mL		
Cuemanco	110	895
Celada	280	260
Japón	150	360

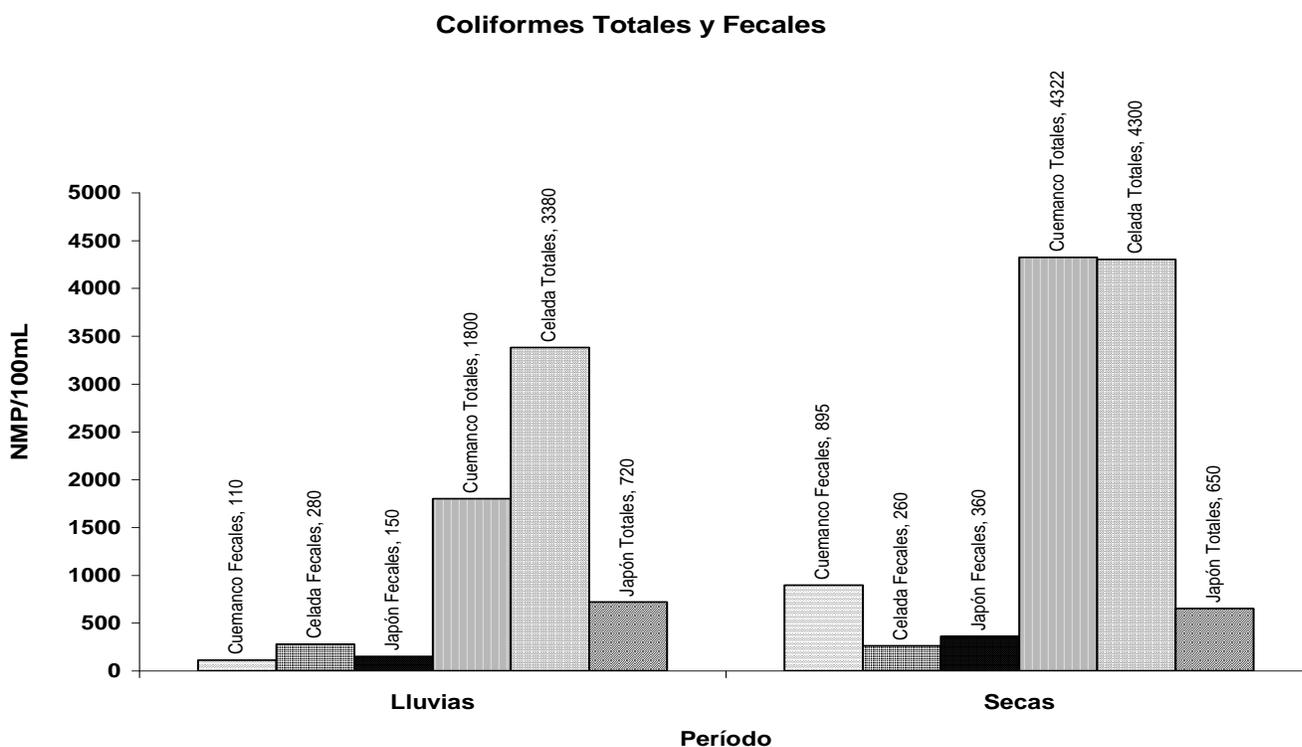


Figura 5.6. Variaciones estacionales en la concentración de bacterias coliformes fecales y totales en las muestras recolectadas de los tres canales.

Tabla 5.8 Límites máximos permisibles de coliformes fecales y DBO₅ para agua tratada (Información tomada NOM-003-SEMARNAT-1997).

Tipo de reuso	Coliformes Fecales NMP/100mL	Huevos de Helmintos	DBO ₅
Servicios al público con contacto directo	240	1	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1	5	30



Los parámetros físico-químicos medidos en las muestras de agua recolectadas se muestran en las **Tablas 5.9 y 5.10**. Se hará un análisis más detallado de estas variables después del proceso de tratamiento con la sal de hierro (VI).

Tabla 5.9 Parámetros físico-químicos medidos en los sitios de muestreo.

Sitio	Parámetro		Lluvias	Secas
Cuemanco	Temperatura	°C	19.0	21.0
	Conductividad	µs/cm	517.0	511.0
	Sólidos	mg/L	50.5	48.5
	Suspendidos			
	Sólidos	mL/h	0.1	0.1
	Sedimentables			
	Turbidez	NTU	15.0	14.0
Celada	Temperatura	°C	19.0	20.0
	Conductividad	µs/cm	996.0	1113.0
	Sólidos	mg/L	670.3	67.3
	Suspendidos			
	Sólidos	mL/h	0.2	0.3
	Sedimentables			
	Turbidez	NTU	6.5	16.5
Japón	Temperatura	°C	18.0	20.0
	Conductividad	µs/cm	607.0	847.0
	Sólidos	mg/L	670.0	43.0
	Suspendidos			
	Sólidos	mL/h	0.1	0.3
	Sedimentables			
	Turbidez	NTU	5.0	5.0

Tabla 5.10 pH determinado en los sitios de muestreo.

pH	Lluvias	Secas
Cuemanco	8.910	8.200
Celada	7.978	7.830
Japón	8.135	7.890
Cuemanco	8.910	8.200
Celada	7.978	7.830

Se sabe que el sistema lacustre de Xochimilco está considerado como un sistema complejo donde existen ciénegas y humedales. La NOM-001-SEMARNAT-1996 indica límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Las muestras recolectadas en los tres canales exceden este valor para la determinación de DBO₅ el cual debe ser menor a 30 mg/L, reflejando que el sistema tiene una contaminación por materia orgánica biodegradable debida a las descargas de aguas residuales crudas y de escorrentía.

Como se ha mencionado, las aguas tratadas que alimentan a los canales de Xochimilco promueven el crecimiento de organismos algares y de lirio acuático.



Esto se debe a que los tratamientos convencionales utilizados no eliminan eficazmente los nutrientes, metales y otros compuestos, de ahí la importancia de este trabajo. (De la Lanza Espino y Hernández 2007).

5.1.3 Porcentaje de Remoción.

Ya caracterizadas las muestras de agua, se realizó el cálculo de eficiencia de remoción al aplicar la sal, conforme a la fórmula descrita en el capítulo 3 de ésta investigación.

La materia orgánica medible en DBO₅ y DQO es removida hasta en un 14% en una dosis de 20 mg/L de hierro en la sal. Esto se debe a los procesos de oxidación de materia orgánica presente en la muestra por parte del ferrato de potasio. (Figura 5.7).

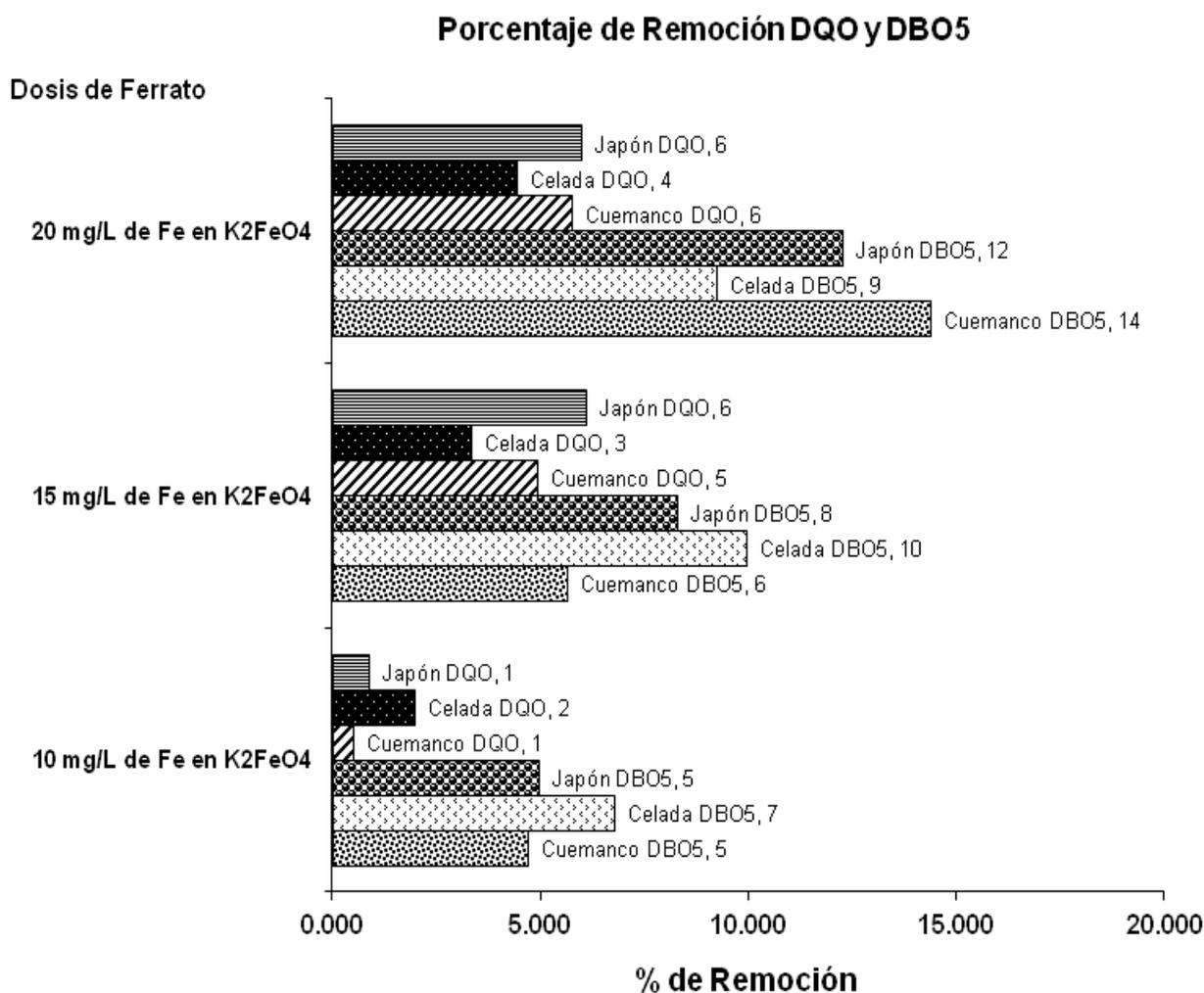


Figura 5.7 Porcentajes de remoción de la DBO₅ y DQO al agregar la sal.

Los porcentajes de remoción de la DBO₅, DQO y nutrientes obtenidos al aplicar la sal en distintas concentraciones se muestran en la **Tabla 5.11** y **5.12**.

Tabla 5.11 Porcentajes de remoción calculados al aplicar la sal en distintas concentraciones.

Sitio	DBO ₅ mg / L	% Remoción	DQO mg / L	% Remoción	Amonio mg / L	% Remoción
Cuemanco						
<i>Inicial</i>	73.943		156.487		0.857	
<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	70.623	8	155.677	1	0.816	5
<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	69.767	6	148.760	5	0.790	8
<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	63.300	14	147.476	6	0.730	15
Celada						
<i>Inicial</i>	97.840		172.037		5.147	
<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	91.203	7	168.647	2	5.100	1
<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	88.087	10	166.283	3	5.120	1
<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	88.810	9	164.377	4	5.097	1
Japón						
<i>Inicial</i>	64.210		157.573		2.710	
<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	61.007	5	156.170	1	2.457	9
<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	58.870	8	147.973	6	2.147	21
<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	56.333	12	148.123	6	2.160	20

Existen innumerables investigaciones en donde se menciona la capacidad que tiene la sal de oxidar amonio a nitrito (Svank 1976; Sharma et al., 1998; Sharma 2011). En esta investigación se logra un porcentaje de remoción del ión amonio de 21% en una dosis de 15 mg/L de Hierro en K₂FeO₄ debida a procesos de oxidación los cuales se analizarán más adelante con mayor detalle (**Figura 5.8**).



Tabla 5.12 Porcentajes de remoción calculados al aplicar la sal para nitritos y fosfatos.

Sitio	Nitritos mg / L	% Remoción	Fosfatos mg / L	% Remoción
Cuemanco				
<i>Inicial</i>	0.163		11.630	
<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.160	2	11.390	2
<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.150	7	10.713	8
<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.150	8	7.620	34
Celada				
<i>Inicial</i>	0.434		13.030	
<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.419	3	11.363	13
<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.406	6	10.417	20
<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.401	8	8.730	33
Japón				
<i>Inicial</i>	0.232		8.447	
<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.217	6	8.183	3
<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.205	12	7.710	9
<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	0.192	17	6.577	22

Los fosfatos son otro nutriente que es removido hasta en un 34%. Esto se debe a un proceso físico de precipitación que se da al formarse la sal de fosfato férrico al agregar el ferrato de potasio en las muestras de agua recolectadas. (Yunho et al., 2009) y que se muestra en la **Figura 5.8**.

Se ha mencionado que uno de los problemas en cuerpos de agua eutrofizados es la suspensión de material particulado.

Los sólidos suspendidos son una medida indirecta de materia orgánica que está en suspensión, la cual, al agregar la sal, es oxidada dando simultáneamente procesos de coagulación ya que se reducen las repulsiones electrostáticas y permite la precipitación de partículas formando sólidos sedimentables en el fondo y por consiguiente disminuye la turbidez de la muestra.



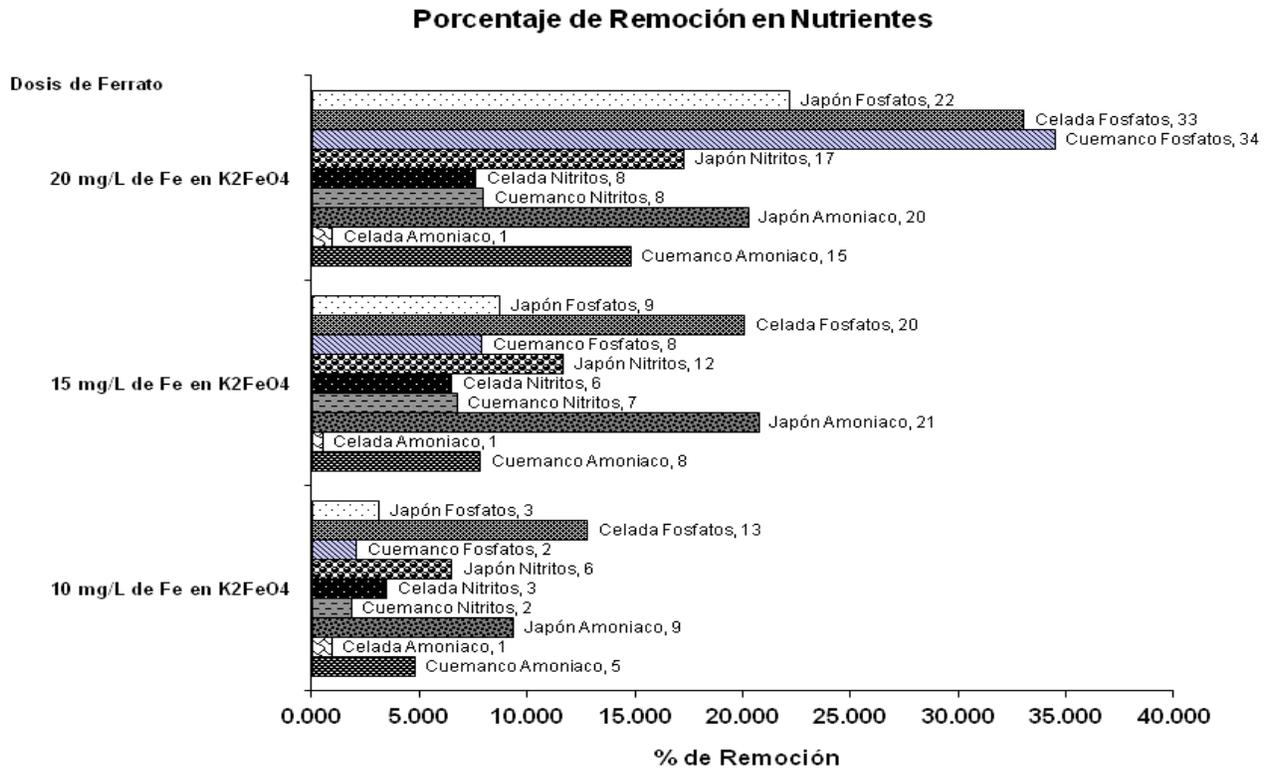


Figura 5.8. Porcentajes de remoción de nutrientes al agregar la sal en distintas concentraciones.

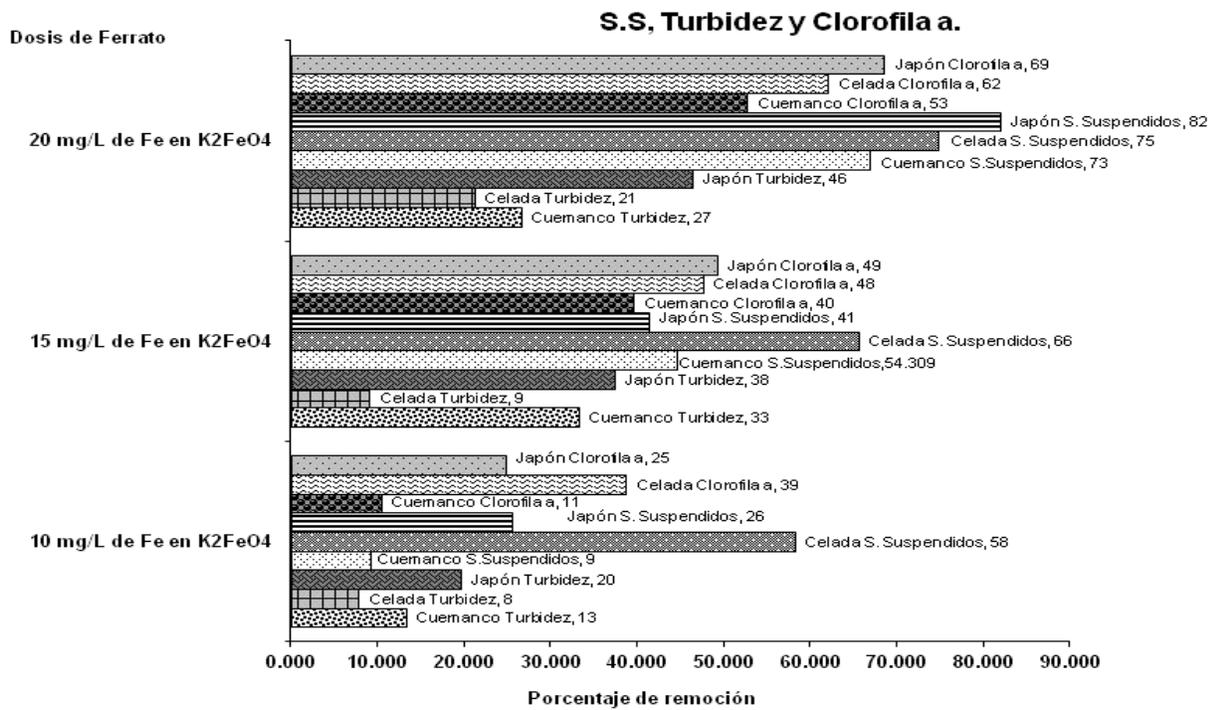


Figura 5.9 Porcentajes de remoción de parámetro físico-químicos al agregar la sal en distintas concentraciones



Los procesos de oxidación/coagulación están relacionados y se reflejan en la **Figura 5.9** donde el hierro hexavalente presente en la sal remueve hasta un 69% de clorofila “a”, un 82% de material suspendido y un 46% de turbidez en las muestras de agua analizada, en una dosis de 20 mg de Fe en K_2FeO_4 .

La concentración de algas medible como clorofila “a” es removida en procesos de oxidación/coagulación de estos organismos (Sharma 2005). Simultáneamente existe una remoción de la turbidez. Los resultados obtenidos se observan en la **Tabla 5.13** y **Figura 5.9**.

Tabla 5.13 Porcentajes de remoción calculados al aplicar la sal para turbidez, sólidos suspendidos y clorofila “a”.

Sitio	Turbidez NTU	% Remoción	Sólidos Suspendidos mg/L	% Remoción	Clorofila a mg pigmento/m ³	% Remoción
Cuemanco						
<i>Inicial</i>	15.00		40.00		43.28	
10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	13.00	13	36.28	9	38.7	11
15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	10.00	33	22.16	45	26.1	40
20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	11.00	27	13.22	67	20.44	53
Celada						
<i>Inicial</i>	16.5		67.3		58.13	
10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15.2	8	28.1	58	35.6	39
15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15.0	9	23.1	66	30.44	48
20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	13.0	21	17	75	22	62
Japón						
<i>Inicial</i>	5.6		43		46.43	
10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	4.5	20	32	26	34.87	25
15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	3.5	38	25.2	41	23.54	49
20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	3.0	46	7.7	82	14.57	69



Los procesos de oxidación hacen que el ferrato de potasio sea un excelente desinfectante, esta característica se ve reflejada en la eliminación total de coliformes totales y fecales a partir de la segunda dosis (Figura 5.10 y 5.11).

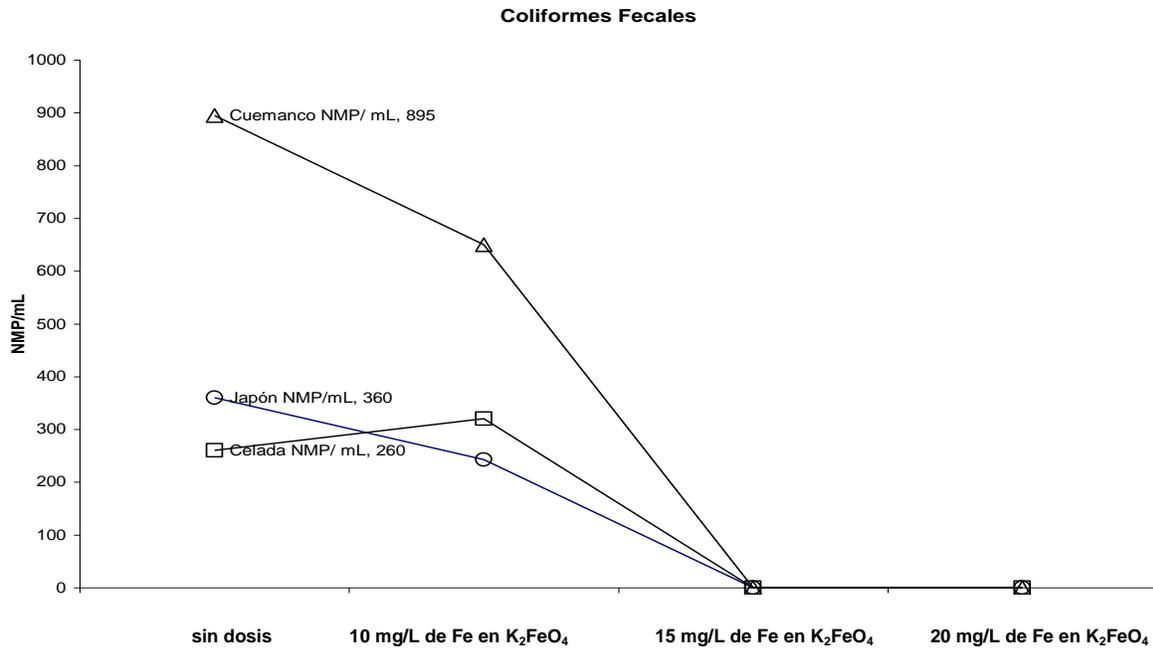


Figura 5.10. Eliminación de coliformes fecales al agregar la sal.

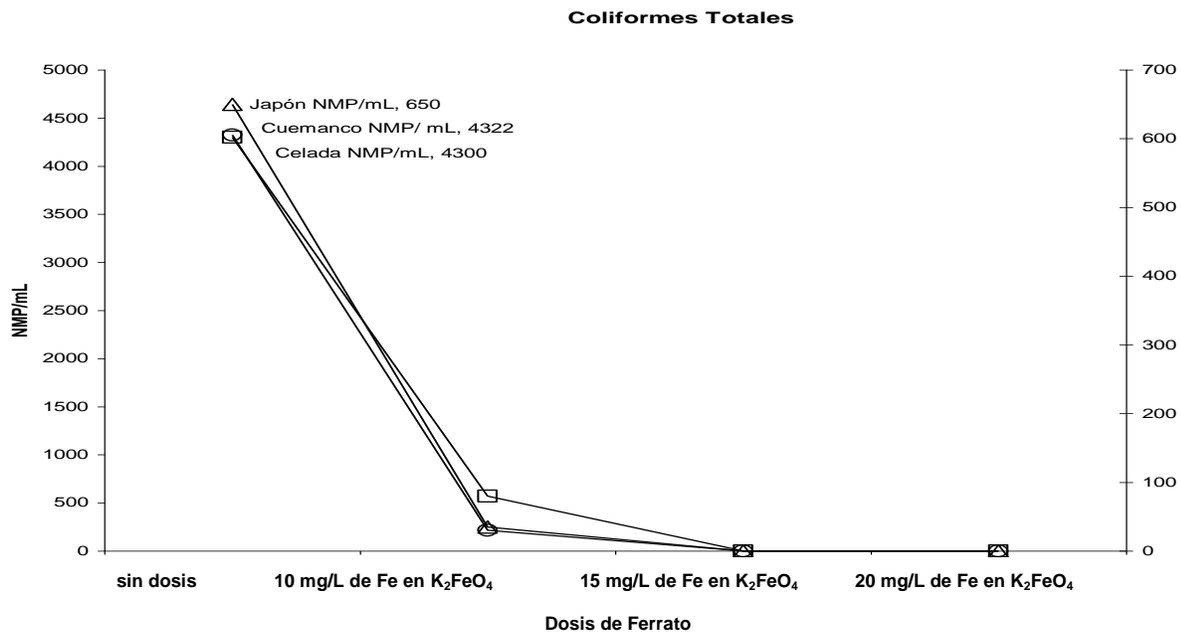


Figura 5.11 Eliminación de coliformes totales al agregar la sal.



Adicionalmente, el ferrato de potasio (K_2FeO_4) también oxida y coagula algunos metales pesados.

En particular, oxida As (III) a As (V) en el siguiente equilibrio (Sharma 2005).



Donde el Fe^{2+} reacciona con AsO_4^{3-} como:



En los resultados obtenidos se observa una disminución del metaloide debida posiblemente a procesos de adsorción que se dan en la muestra al agregar distintas dosis de ferrato. Este comportamiento se describe en la **Figura 5.12** y **Tabla 5.14**.

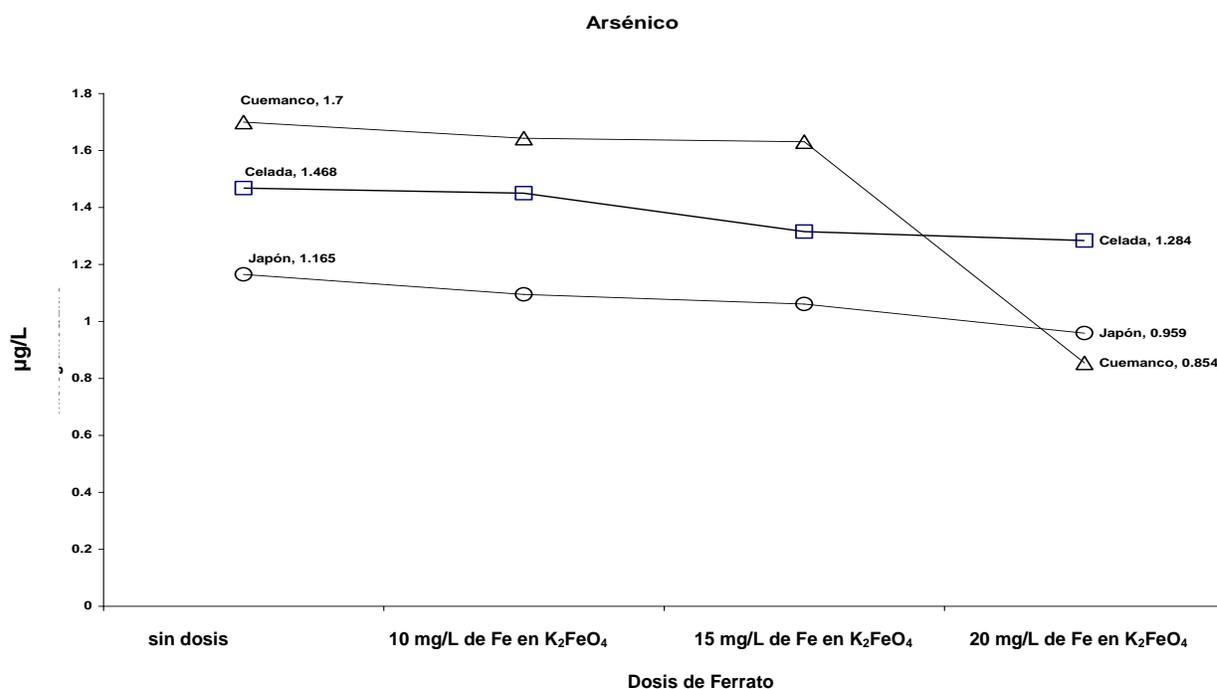


Figura 5.12. Comportamiento del arsénico al agregar la sal en distintas dosis

Tabla 5.14 Concentración de arsénico al agregar la sal.

Metales			
As (Arsénico)	Celada	Cuemanco	Japón
	µg/L		
Sin Ferrato		1.7	1.165
10 mg/L de Fe en K₂FeO₄	1.468	1.643	1.095
15 mg/L de Fe en K₂FeO₄	1.45	1.631	1.061
20 mg/L de Fe en K₂FeO₄	1.315	0.854	0.959
	1.284		

El Fe(OH)₃ resultado de las distintas reacciones de oxidación que produce la sal en las muestras tratadas, remueve metales pesados por adsorción. Esta característica se observa en el comportamiento de aluminio (**Figura 5.13, Tabla 5.15**), plomo (**Figura 5.14, Tabla 5.16**) y zinc (**Figura 5.15, Tabla 5.17**).

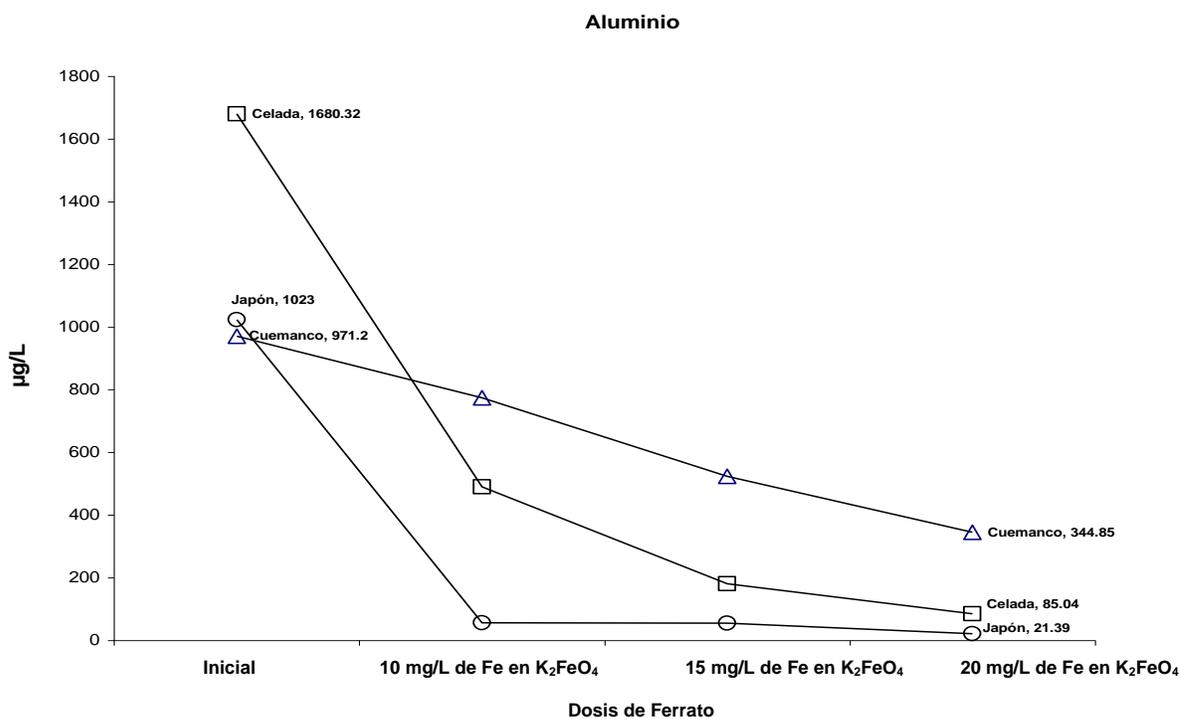


Figura 5.13. Comportamiento del aluminio al agregar la sal en distintas dosis.



Tabla 5.15. Concentración de aluminio obtenida al agregar la sal.

Metal			
Al (Aluminio)	Celada	Cuemanco	Japón
	µg/L		
Sin Ferrato	1680.32	971.2	1023
10 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	489.61	774.38	56.17
15 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	180.97	523.82	55.38
20 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	85.04	344.85	21.39

Plomo

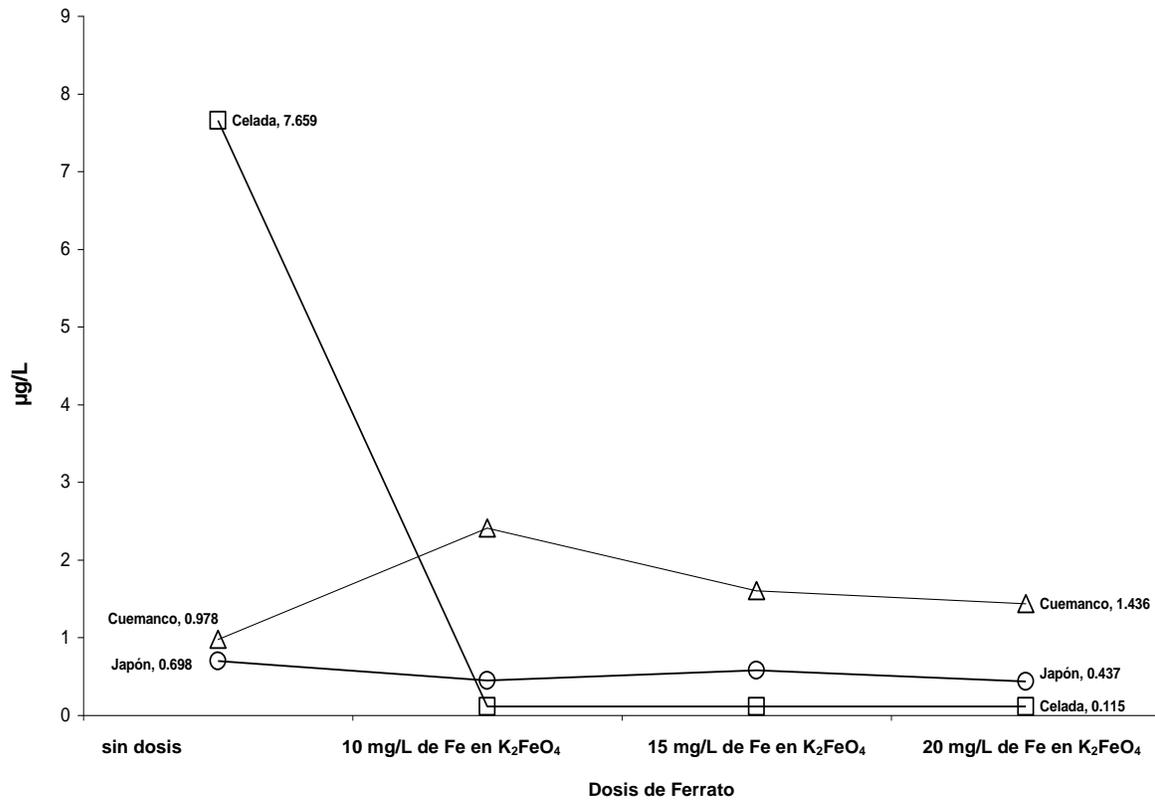


Figura 5.14. Comportamiento del plomo al agregar la sal en distintas dosis



Tabla 5.16. Concentración de plomo obtenida al agregar la sal.

Metal			
Pb (Plomo)	Celada	Cuemanco	Japón
	µg/L		
Sin Ferrato	7.659	0.978	0.698
10 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	0.115	2.413	0.447
15 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	0.115	1.604	0.576
20 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	0.115	1.436	0.437

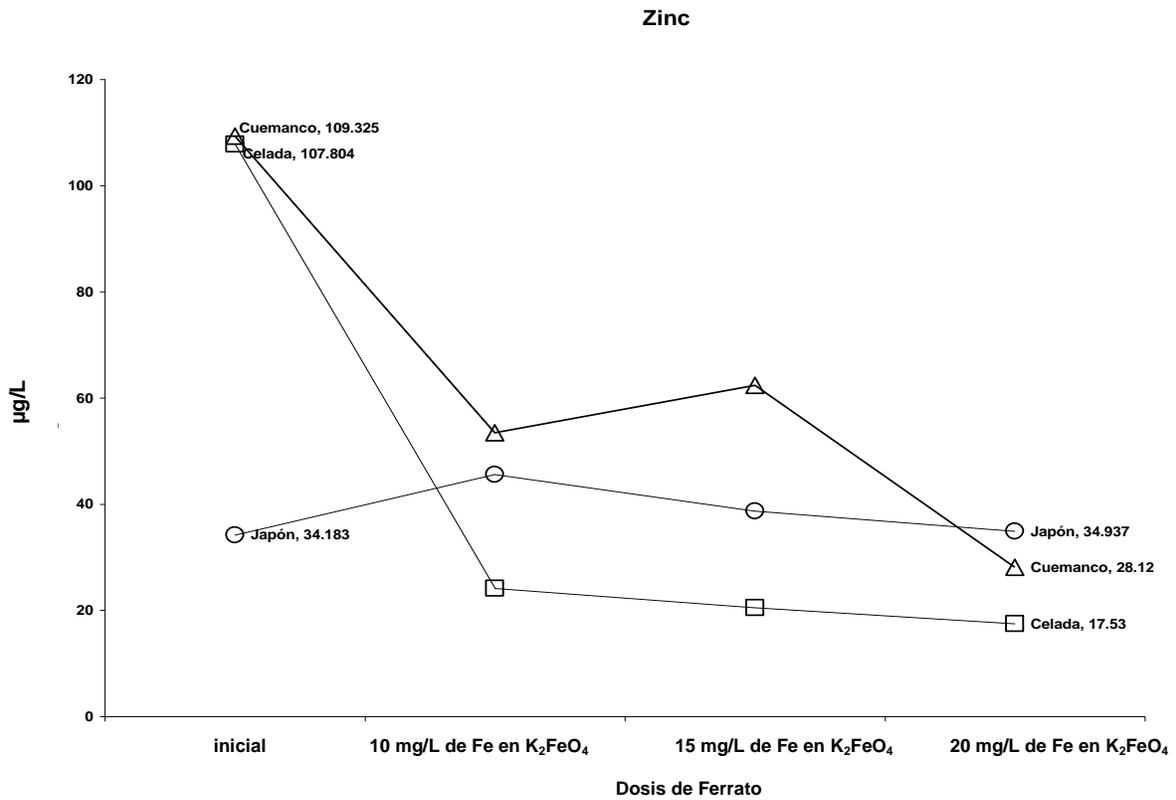


Figura 5.15. Comportamiento del zinc al agregar la sal en distintas dosis

Tabla 5.17. Concentración de zinc obtenida al agregar la sal.

Metal			
Zn (Zinc)	Celada	Cuemanco	Japón
	µg/L		
Sin Ferrato	107.804	109.325	34.183
10 mg/L de Fe en K₂FeO₄	24.162	53.42	45.612
15 mg/L de Fe en K₂FeO₄	20.491	62.36	38.724
20 mg/L de Fe en K₂FeO₄	17.53	28.12	34.937

Cabe señalar que no todos los metales disminuyeron al agregar la sal, este es el caso del cromo (Figura 5.16, Tabla 5.18) y níquel (Figura 5.17). Aunque se necesitan más estudios, esto podría deberse a que fueron liberados de la materia orgánica a la que estaban adsorbidos debido a las variaciones de pH que sufre la muestra al agregar la sal.

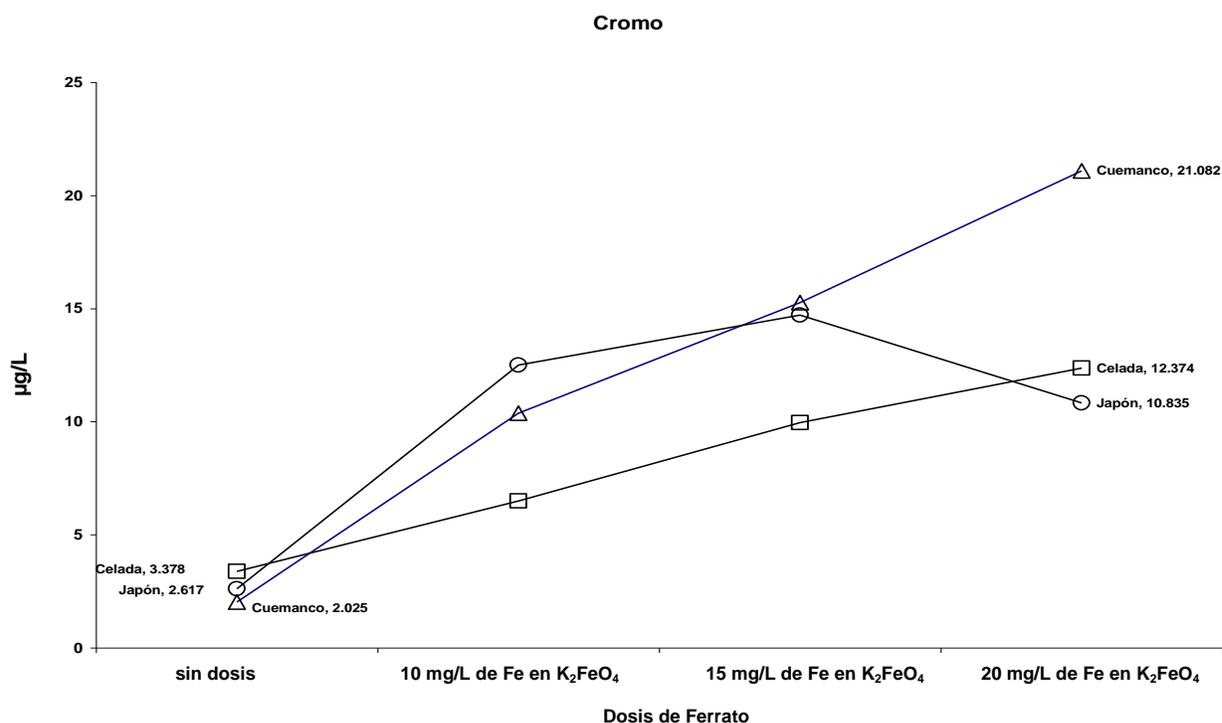


Figura 5.16. Comportamiento del cromo al agregar la sal en distintas dosis.

Tabla 5.18. Concentración de cromo obtenida al agregar la sal.

<i>Metal</i>			
<i>Cr (Cromo)</i>	<i>Celada</i>	<i>Cuemanco</i>	<i>Japón</i>
	$\mu\text{g/L}$		
<i>Sin Ferrato</i>	3.378	2.025	2.617
<i>10 mg/L de Fe en K_2FeO_4</i>	6.493	10.375	12.507
<i>15 mg/L de Fe en K_2FeO_4</i>	9.958	15.264	14.707
<i>20 mg/L de Fe en K_2FeO_4</i>	12.374	21.082	10.835

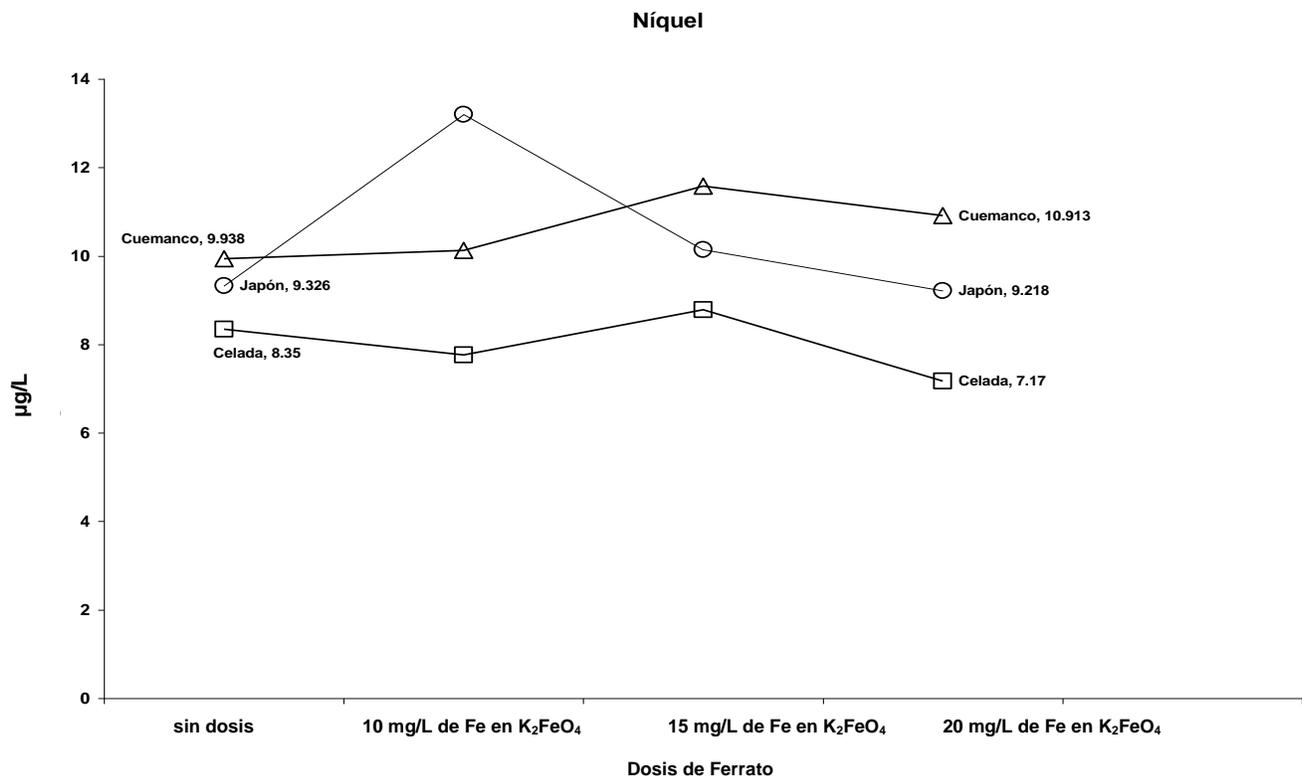


Figura 5.17. Comportamiento del níquel al agregar la sal en distintas dosis.

Los procesos de coagulación/floculación se ven reflejados en el incremento del material sedimentable al realizar la prueba en los conos Imhooff (**Tabla 5.19, Figura 5.18**).

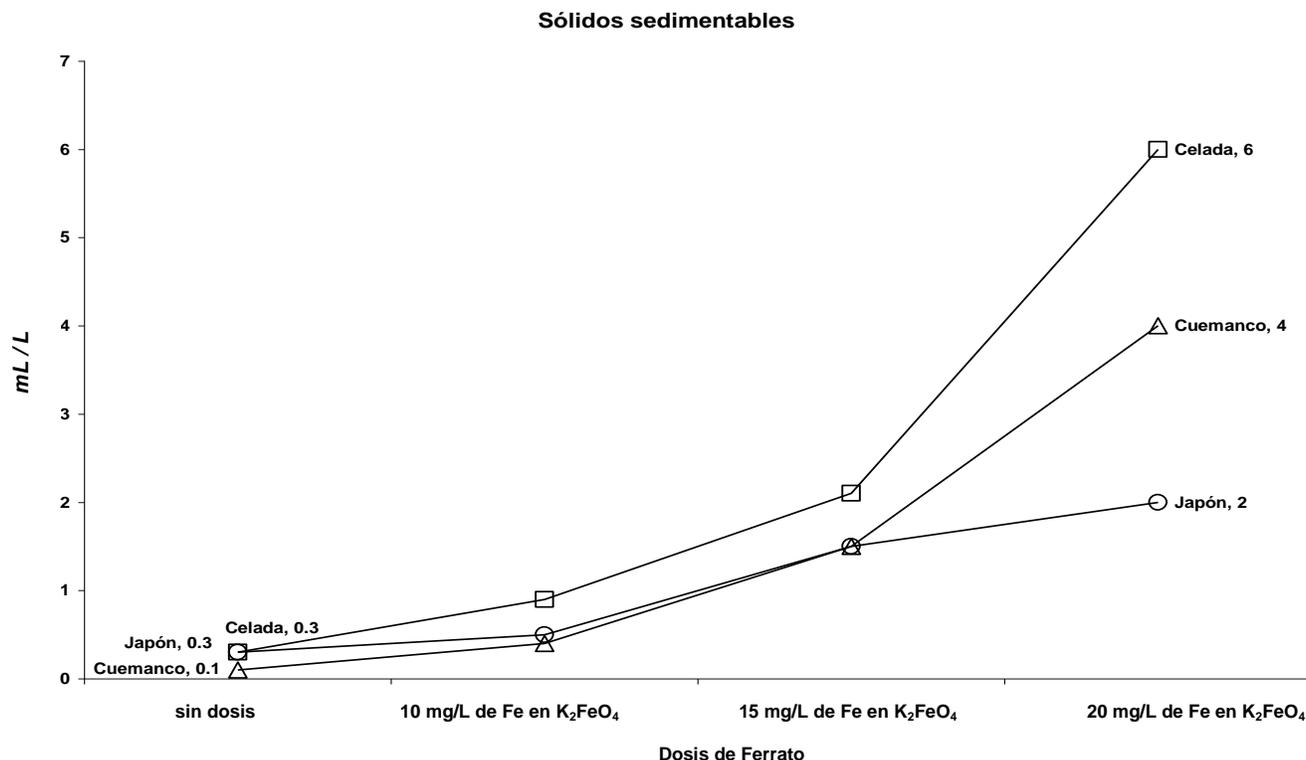


Figura 5.18 Comportamiento de los sólidos sedimentables al agregar la sal en distintas dosis

Tabla 5.19 Concentración de sólidos sedimentables obtenida al agregar la sal.

	Sólidos Sedimentables		
	Celada	Cuernanco	Japón
	mL/ L		
Sin Ferrato	0.3	0.1	0.3
10 mg/L de Fe en K₂FeO₄	0.9	0.4	0.5
15 mg/L de Fe en K₂FeO₄	2.1	1.5	1.5
20 mg/L de Fe en K₂FeO₄	6	4	2

Existen parámetros que no son mejorados después del tratamiento. Los resultados demuestran que la sal utilizada no tiene una pureza del 100%, entre menor sea su pureza, mayor es la concentración de KOH y otras sales en el producto final de la síntesis.



Esto repercute directamente en el incremento del pH después del tratamiento, ya que estas impurezas hacen que el pH aumente. (Figura 5.19, Tabla 5.20). La conductividad aumenta al terminar el tratamiento ya que en el medio existen iones disueltos que no están asociados a materia orgánica. (Figura 5.20, Tabla 5.21).

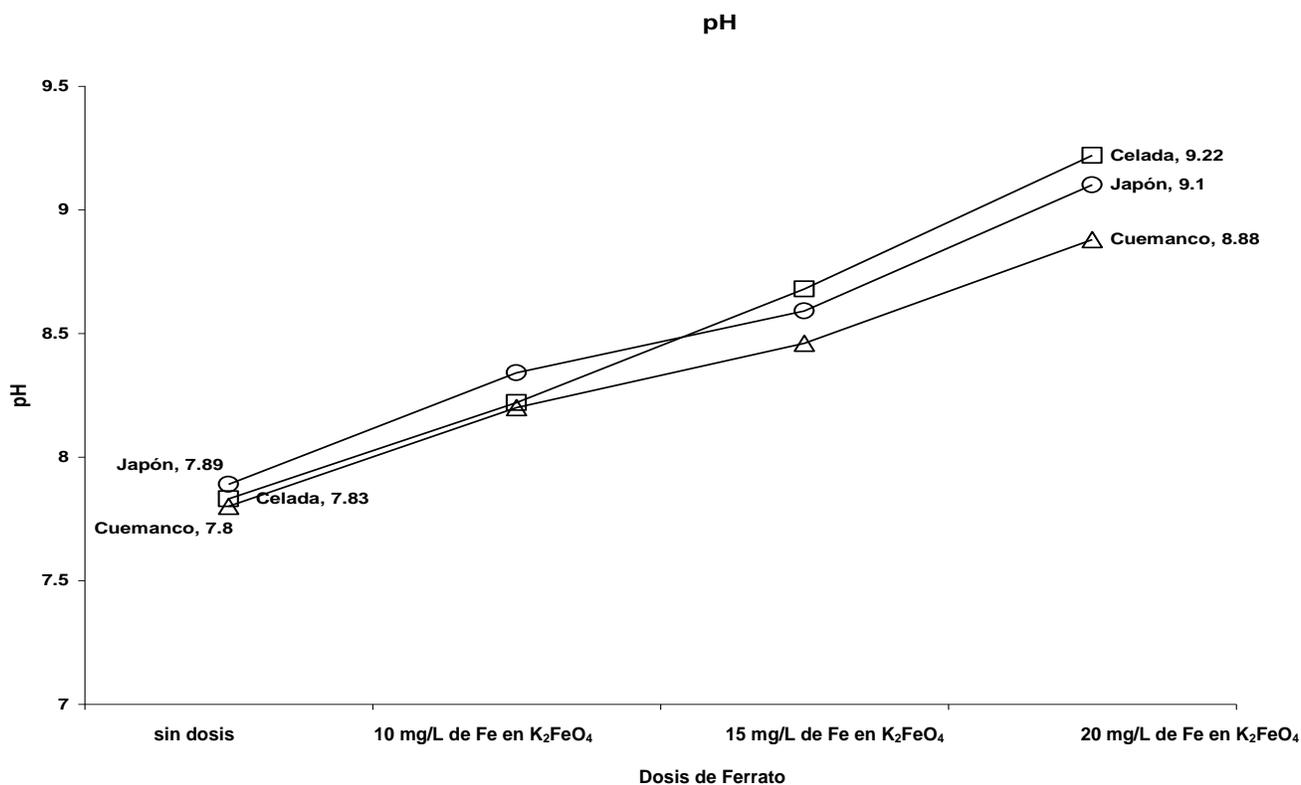


Figura 5.19. Comportamiento del pH al agregar la sal en distintas dosis.

Tabla 5.20 Lecturas del pH registradas al agregar la sal en distintas concentraciones.

	pH		
	Celada	Cuemanco	Japón
Sin Ferrato			
10 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	7.83	7.8	7.89
15 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	8.22	8.2	8.34
20 mg/L de Fe en K ₂ FeO ₄	8.68	8.46	8.59
	9.22	8.88	9.1



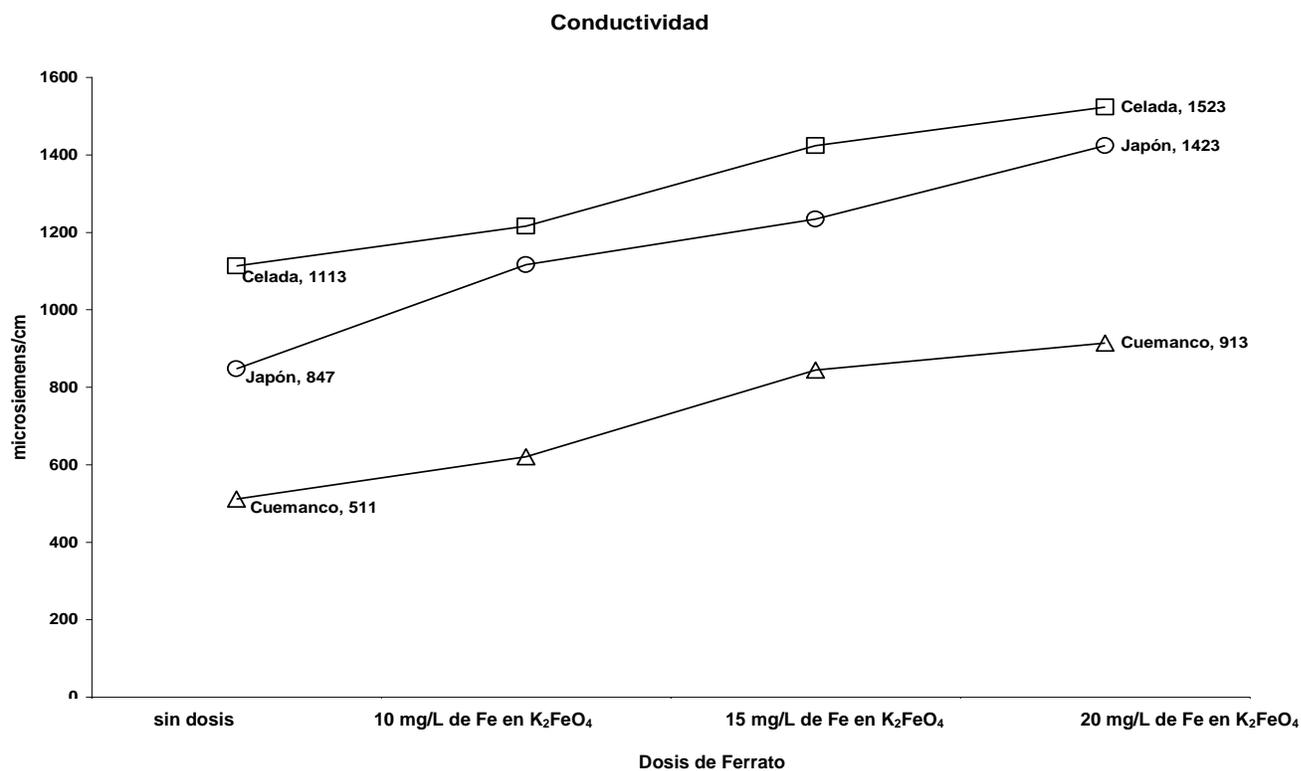


Figura 5.20 Comportamiento de la conductividad al agregar la sal en distintas dosis.

Tabla 5.21 Lecturas de conductividad registradas al agregar la sal en distintas concentraciones.

Conductividad			
	Celada	Cuemanco	Japón
	µs/ cm		
Sin Ferrato	511	1113	847
10 mg/L de Fe en K₂FeO₄	620	1215	1116
15 mg/L de Fe en K₂FeO₄	844	1423	1234
20 mg/L de Fe en K₂FeO₄	913	1532	1423



5.1.4 Determinación de cinética química.

Se prepararon las soluciones para la determinación de nitritos descritas en el capítulo tres de este trabajo.

Se determinó la absorbancia a una longitud de onda de 543 nm. Los resultados se muestran en la **Tabla 5.22**.

Tabla 5.22 Resultados obtenidos para determinación de nitritos.

Concentración	Absorbancia (nm)
0.000 (mg/L)	0.000
0.002 (mg/L)	0.006
0.004 (mg/L)	0.012
0.006 (mg/L)	0.020
0.01 (mg/L)	0.028
0.02 (mg/L)	0.056
0.03 (mg/L)	0.080

Los resultados obtenidos fueron graficados dando una recta que se muestra en la **Figura 5.21**.

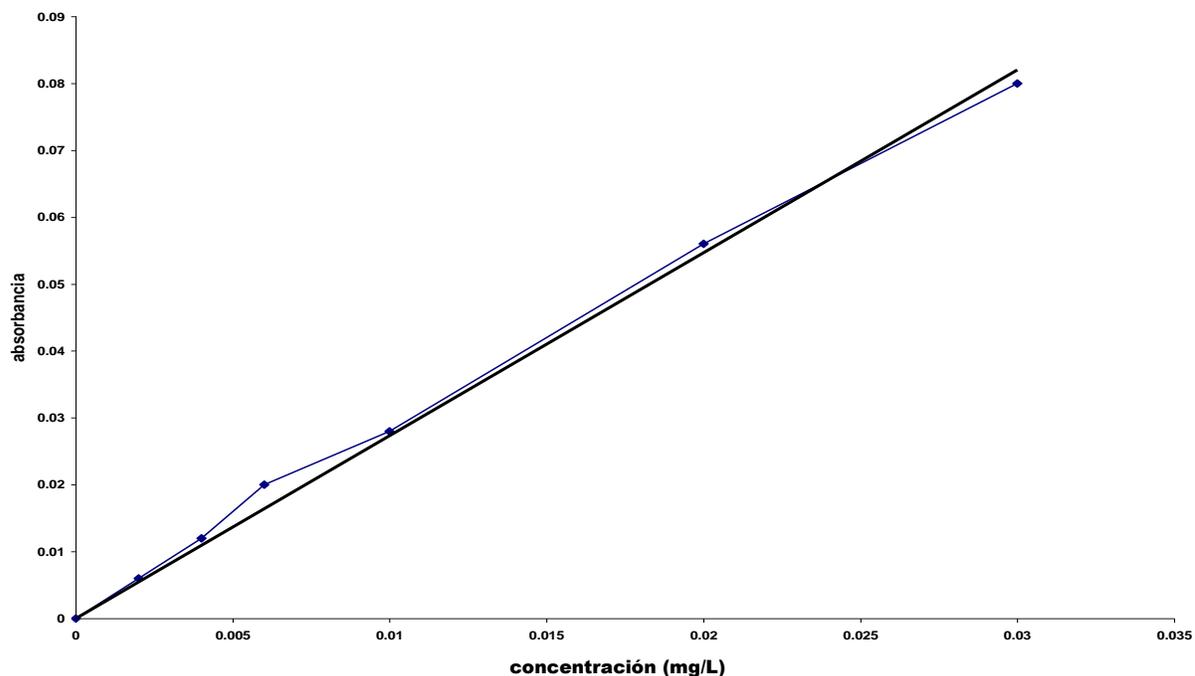


Figura 5.21. Curva de Calibración para determinación de nitritos.

5.1.5 Ecuación de la recta:

La ecuación de la recta obtenida se muestra a continuación:

$$y = 2.6589 x + 0.0015$$

$$R^2 = 0.9975.$$

5.1.6 Resultados obtenidos para determinar la cinética de oxidación N-NO₂⁻ vs. Ferrato de potasio.

La metodología para determinar la cinética de oxidación de nitritos es descrita en el capítulo tres de este documento.

En la primera corrida, la dosis agregada fue de 10 mg/L de Fe en K₂FeO₄. Se obtuvieron los siguientes resultados que se muestran en la **Tabla 5.23**.

Tabla 5.23. Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en una dosis de 10 mg/L de Fe en K₂FeO₄.

Tiempo (minutos)	Concentración sin/FeO ₄ ²⁻	Concentración con /FeO ₄ ²⁻	ln[con/FeO ₄ ²⁻].
0	0.0189	0.0189	-3.9686
2	0.0174	0.0172	-4.0628
4	0.0171	0.0110	-4.5099
6	0.0169	0.0112	-4.4918
8	0.0161	0.0090	-4.7105
10	0.0152	0.0086	-4.7560
12	0.0150	0.0086	-4.7560

Se repitió la metodología añadiendo 15 mg/L de Fe en K₂FeO₄. Los resultados se muestran en la **Tabla 5.24**.

Tabla 5.24 Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en una dosis de 15 mg/L de Fe en K₂FeO₄.

Tiempo (minutos)	Concentración sin/FeO ₄ ²⁻	Concentración con /FeO ₄ ²⁻	ln[con/FeO ₄ ²⁻].
0	0.0174	0.0172	-4.0628
2	0.0168	0.0146	-4.2267
4	0.0171	0.0112	-4.4918
6	0.0169	0.0090	-4.7105
8	0.0165	0.0082	-4.8036
10	0.0162	0.0081	-4.8159
12	0.0162	0.0080	-4.8283

Al agregar 20 mg/L de Fe en K₂FeO₄, los resultados fueron los siguientes (**Tabla 5.25**).



Tabla 5.25 Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en una dosis de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .

Tiempo (minutos)	Concentración sin/ FeO_4^{2-}	Concentración con / FeO_4^{2-}	$\ln[con/FeO_4^{2-}]$.
0	0.0169	0.0168	-4.0864
2	0.0168	0.0141	-4.2616
4	0.0165	0.0081	-4.8159
6	0.0163	0.0069	-4.9762
8	0.0165	0.0068	-4.9908
10	0.0164	0.0066	-5.0207
12	0.0163	0.0065	-5.0360

Todos los datos obtenidos fueron graficados, determinando la ecuación de la recta para cada caso. Esto se muestra en la **Figura 5.22**.

Cinética de Oxidación.

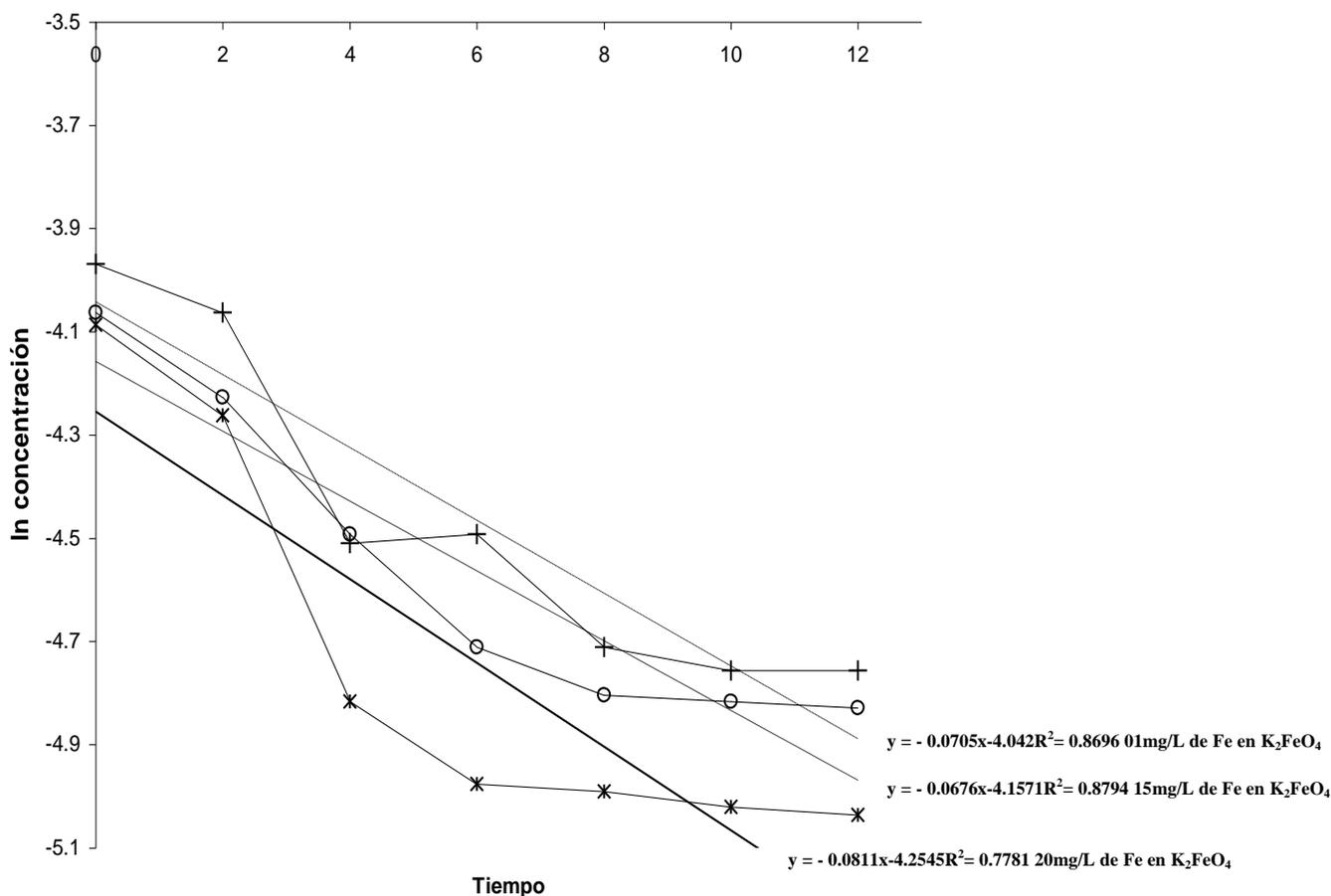


Figura 5.22. Ecuaciones de recta determinadas para la degradación de nitritos al agregar la sal de ferrato de potasio en distintas concentraciones con respecto al tiempo.

5.1.7 Resultados obtenidos para las ecuaciones de las rectas.

Los resultados obtenidos en cada ecuación de la recta linealizada se muestran en la **Tabla 5.26**

Tabla 5.26. Resultados de nitritos obtenidos al agregar la sal en distintas dosis de Fe en K_2FeO_4

Dosis	R^2
10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	0.8696
15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	0.8794
20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	0.7781

Los nitritos son oxidados por la sal ferrato de potasio, dando como resultado la siguiente reacción estequiométrica:



Si bien los resultados se deben ajustar al modelo de reacciones de primer orden para la desaparición de un reactivo A.

$$-\frac{\partial [A]}{\partial t} = K [A]$$

Donde A = es el reactivo que disminuye con respecto al tiempo (NO_2).

t = tiempo

El signo (-) representa la desaparición de concentración en el reactivo A.

Rearreglando términos, es posible integrar la expresión; por tanto:

$$-\frac{\partial [A]}{[A]} = K \partial t$$

Donde los límites superior e inferior para su integración son desde $[A] = 0$ hasta $[A] = t$ para la concentración del reactivo y $t = 0$ hasta $t = 1$ para la constante a través del tiempo:

$$-\int_{[A]=0}^{[A]=t} \frac{\partial [A]}{[A]} = K \int_{t_0}^{t_1} \partial T$$

Al integrar la ecuación, la solución se puede expresar como:

$$- [\ln[A]_t - \ln [A]_0] = K [t - 0]$$

$$- [\ln[A]_t - \ln [A]_0] = Kt$$

$$- [\ln [A]_t / [A]_0] = Kt$$

Despejando los logaritmos tenemos:

$$\ln [A]_t / [A]_0 = -Kt$$

Esta se gráfica y se expresa como la ecuación de una recta:

$$\ln [A]_t - \ln [A]_0 = -Kt \quad ; \quad \ln [A] = \ln [A]_0 - Kt$$

Se obtiene una K para cada evento y el tiempo de vida media para reacciones de primer orden.

$$t_{1/2} = \ln 2 / K$$

La linealidad de las gráficas no es muy buena. Sharma *et al.*, 1998, reporta una cinética de pseudo primer orden para la oxidación de nitritos con la sal.

Se observa que la cinética de degradación que mejor se comporta es en la que se añadió 15 mg/L de Fe en K_2FeO_4 ya que su R^2 es 0.8749.

Teniendo que la pendiente de la ecuación se traduce a la constante $K_{observada}$. Donde $r_{nitritos}$ dando una relación de la concentración con respecto al tiempo.

Donde:

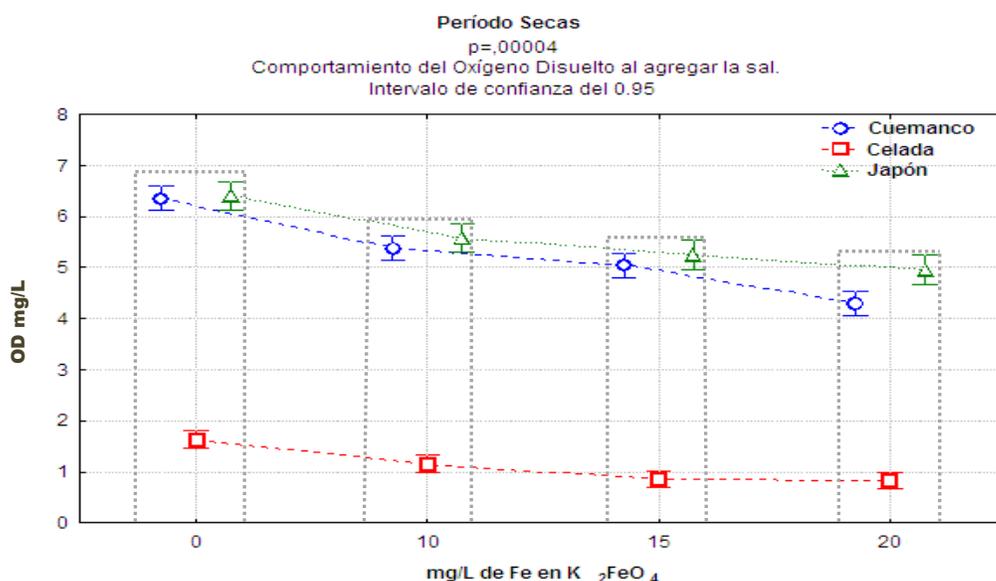
$$-\frac{\partial[A]}{\partial t} = K [A] \quad -d [nitritos] / dt = K [Observada]$$

5.2 Análisis de varianza (ANOVA).

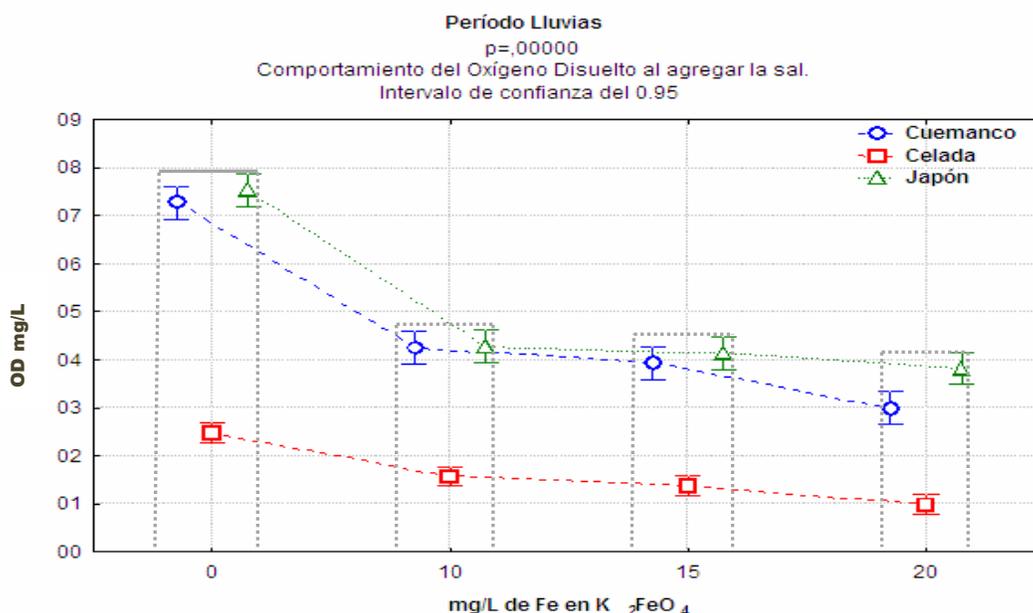
5.2.1 Oxígeno Disuelto (OD).

El análisis de la varianza (ANOVA) permite contrastar las medias poblacionales de los datos obtenidos experimentalmente y describir que hipótesis (nula o alternativa) refleja el comportamiento estadístico en nuestro diseño experimental. Este contraste es fundamental en el análisis de resultados experimentales, en los que interesa comparar los resultados de los tratamientos o factores con respecto a la variable dependiente o de interés.

Los resultados de análisis de varianza (ANOVA) muestran diferencias en las medias estadísticas de los datos obtenidos en la determinación de Oxígeno Disuelto (OD) los cuales se deben a procesos de oxidación de la materia orgánica y a la misma reducción de las sales de hierro VI que se dan en las muestras de agua y consumen el oxígeno disuelto que está presente. Esto se observa en las Figuras 5.23 y 5.24.



Figuras 5.23. Comportamiento del oxígeno disuelto en el diseño de experimento (periodo de secas).



Figuras 5.24 Comportamiento del oxígeno disuelto en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

En la **Tabla 5.27** se muestran los valores obtenidos en el programa, el efecto que tiene la dosis de Fe (VI) aplicada a las muestras de agua da como resultado que las medias estadísticas no sean iguales antes y después del tratamiento. Esto se ve reflejado en el valor de **p**.

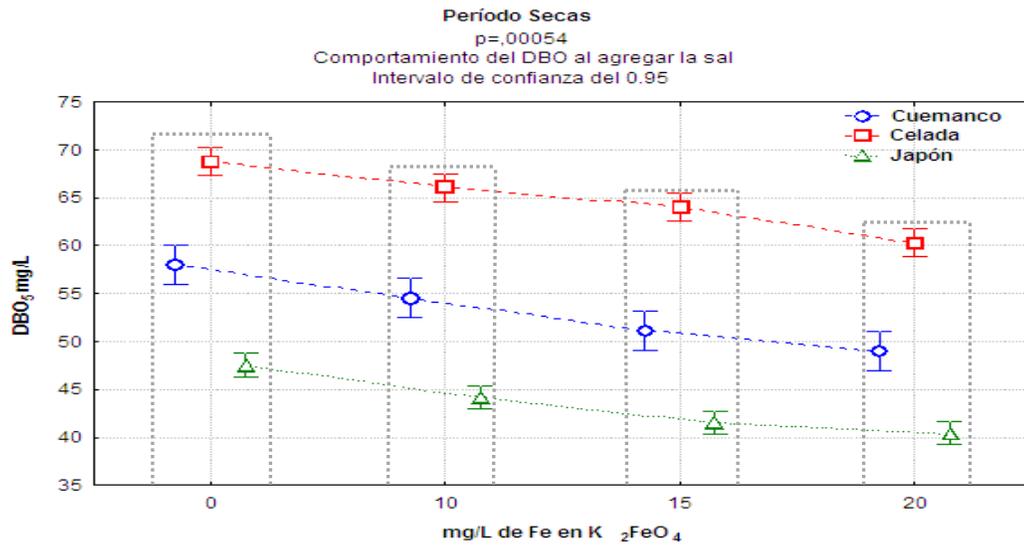
Tabla 5.27 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del oxígeno disuelto.

	Suma de Cuadrados	F_o	P
Oxígeno Disuelto (Secas)			
Efecto			
Dosis de Fe (VI)	10.000	108.000	0.000
Sitio	147.300	2385.000	0.000
Fe (VI)*Sitio	1.200	7.000	0.000
Oxígeno Disuelto (Lluvias)			
Efecto			
Dosis de Fe (VI)	52.790	341.900	0.000
Sitio	81.270	789.400	0.000
Fe (VI)*Sitio	8.790	28.500	0.000

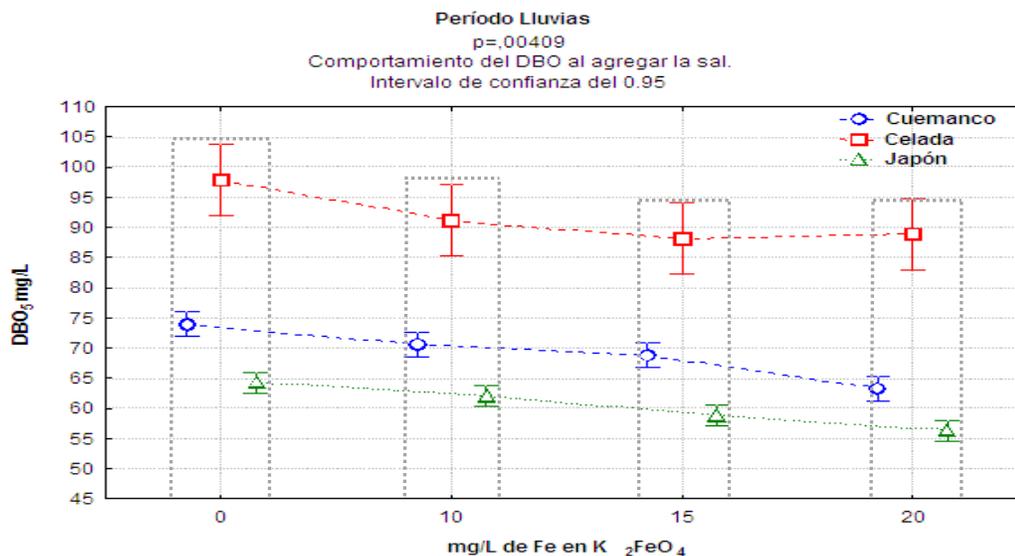


5.2.2 DBO₅.

Como se describió en los resultados, existe una oxidación de la materia orgánica biodegradable que se da en el tratamiento de las muestras de agua al agregar la sal. Esto se observa en las **Figuras 5.25 y 5.26**.



Figuras 5.25. Comportamiento de la DBO₅ en el diseño de experimento (periodo de secas).



Figuras 5.26 Comportamiento de la DBO₅ en el diseño de experimento (periodo de lluvias).



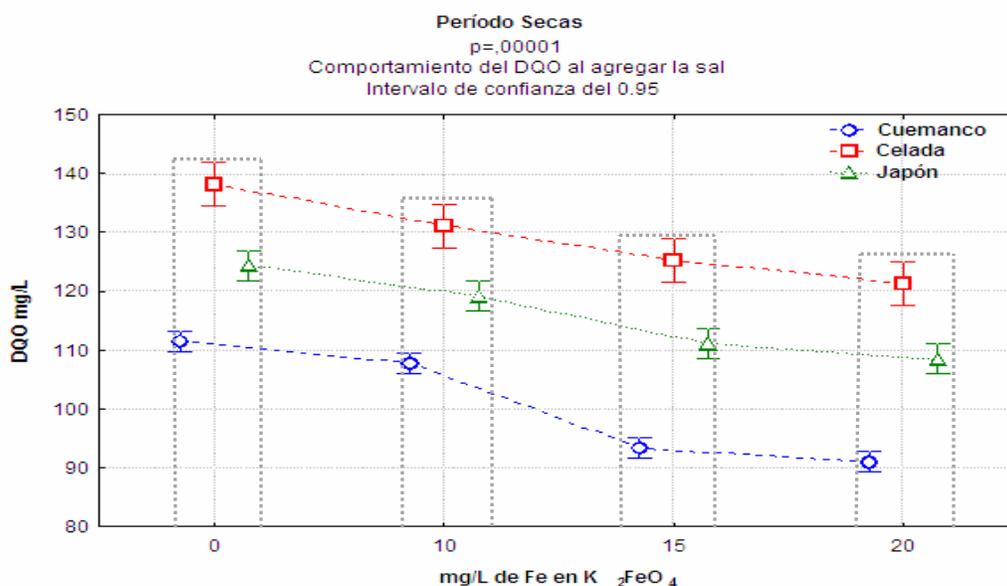
En la **Tabla 5.28** se muestran los valores obtenidos en el programa, el efecto que tiene la dosis de Fe(VI) aplicada a las muestras de agua hacen que el **p valor** sea muy cercano a cero.

Tabla 5.28. Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento de la DBO₅.

	Suma de Cuadrados	F _o	P
DBO₅ (Secas)			
<i>Efecto</i>			
Dosis de Fe (VI)	309.000	13.400	0.000
Sitio	6050.000	392.600	0.000
Fe (VI)*Sitio	34.000	0.700	0.000
DBO₅ (Lluvias)			
<i>Efecto</i>			
Dosis de Fe (VI)	52.000	2.100	0.133
Sitio	3917.000	234.100	0.000
Fe (VI)*Sitio	26.000	0.500	0.004

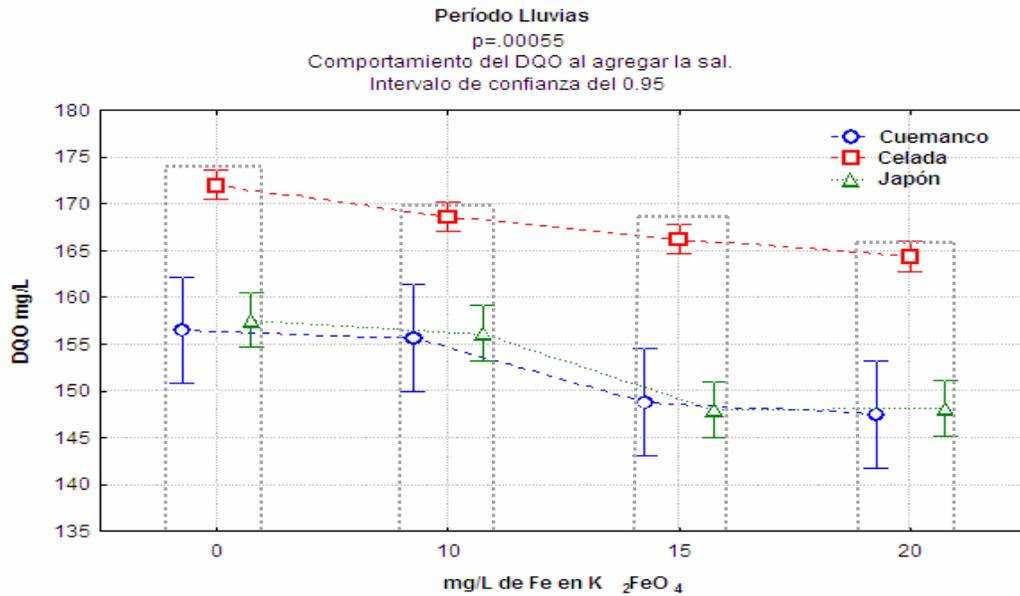
5.2.3 DQO.

Los comportamientos de la DQO que se observan en las **Figuras 5.27 y 5.28** demuestran una variación considerable que se refleja en las medias estadísticas antes y después del tratamiento.



Figuras 5.27 Comportamiento de la DQO en el diseño de experimento (periodo de secas).





Figuras 5.28 Comportamiento de la DQO en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

Los valores mostrados en el **Tabla 5.29** reflejan la variación de la DQO al agregar la sal en las muestras de agua. El **p valor** es de cero.

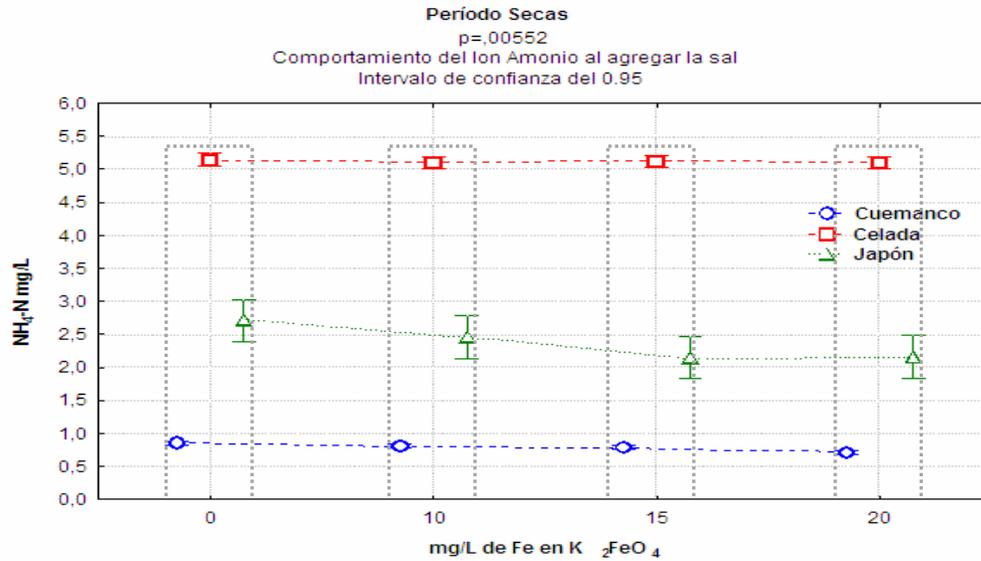
Tabla 5.29. Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del DQO.

	Suma de Cuadrados	F_o	P
DQO (Secas)			
<i>Efecto</i>			
Dosis de Fe (VI)	309.000	13.400	0.000
Sitio	6050.000	392.600	0.000
Fe (VI)*Sitio	34.000	0.700	0.000
DQO (Lluvias)			
<i>Efecto</i>			
Dosis de Fe (VI)	52.000	2.100	0.000
Sitio	3917.000	234.100	0.000
Fe (VI)*Sitio	26.000	0.500	0.001

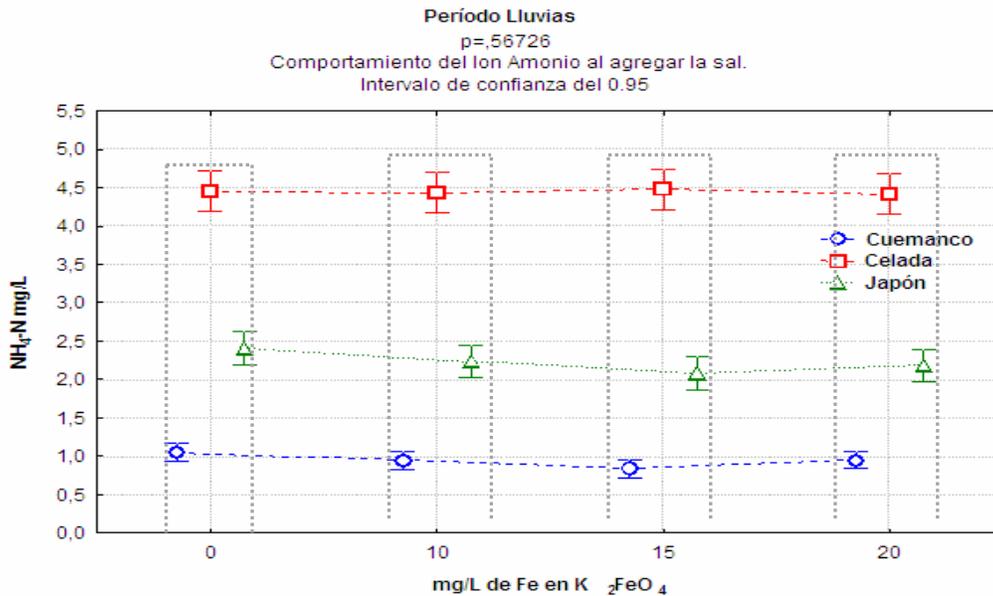
5.3 Nutrientes

5.3.1 Amonio.

Existen trabajos (Sharma et al., 1998; Sharma 2011) donde se describe la oxidación del ión amonio por el ferrato de potasio. Sin embargo el comportamiento que se observa en las **Figuras 5.29 y 5.30**, describen que la disminución de este nutriente no se da en una forma efectiva en esta investigación.



Figuras 5.29 Comportamiento del ión amonio en el diseño de experimento (periodo de secas).



Figuras 5.30 Comportamiento del ión amonio en el diseño de experimento (periodo de lluvias).



Si bien los valores de amoniaco reflejados en las medias antes y después del tratamiento son distintos en el periodo de secas, estadísticamente no ocurre lo mismo en el periodo de lluvias. Esto se observa en el **p valor** el cual es mayor al nivel de significancia.

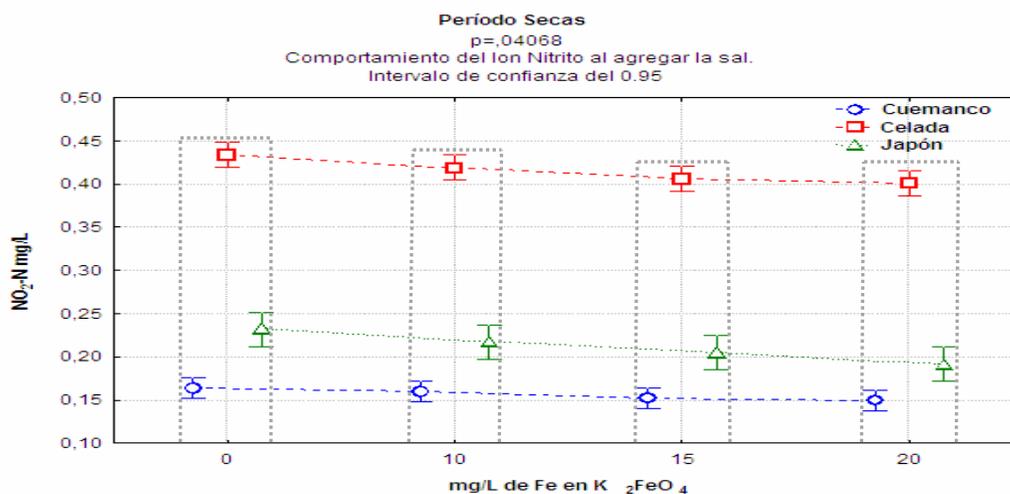
Se recuerda que la carga de materia orgánica en los tres canales es mayor en época de lluvias que en secas, esto se debe posiblemente al aporte de agua de escorrentía que trae consigo una carga fuerte de este parámetro. Por consiguiente la dosis de ferrato administrada en las muestras de agua de los tres canales es consumida en la oxidación de materia orgánica sin llegar a afectar la concentración de ión amonio (**Tabla 5.30**).

Tabla 5.30 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del amonio al agregar la sal.

	Suma de Cuadrados	F _o	P
Amoniaco (Secas)			
Dosis de Fe (VI)	0.300	1.300	0.307
Sitio	117.300	883.600	0.000
Fe (VI)*Sitio	0.100	0.400	0.005
Amoniaco (Lluvias)			
Dosis de Fe (VI)	0.040		0.746
Sitio	75.310	1053.000	0.000
Fe (VI)*Sitio	0.070		0.567

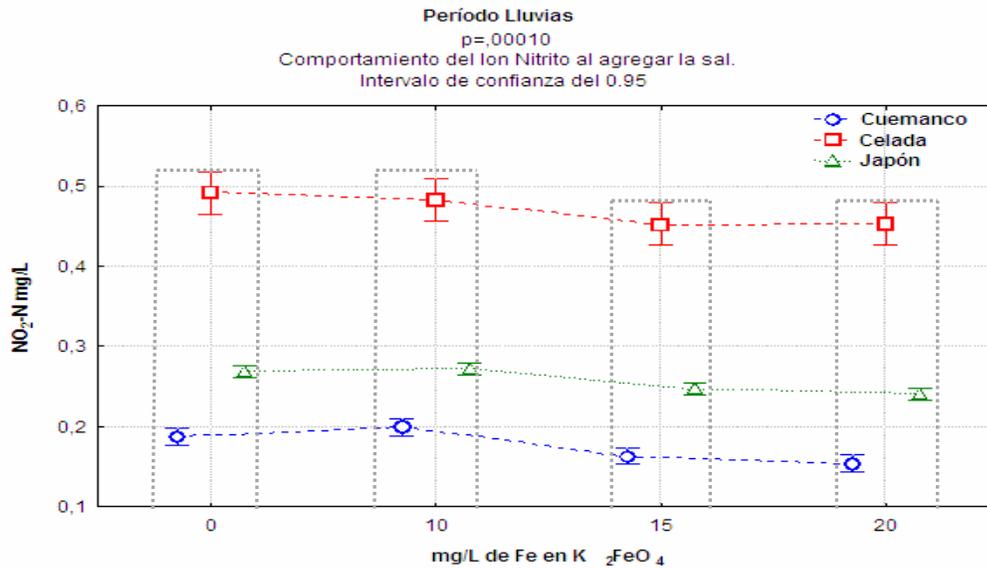
5.3.2 Nitritos.

Los nitritos son oxidados por la sal, esto es observable en las **Figuras 5.31 y 5.32**.



Figuras 5.31 Comportamiento del nitrito en el diseño de experimento (periodo de secas).





Figuras 5.32 Comportamiento del nitrito en el diseño de experimento (periodo de lluvias).

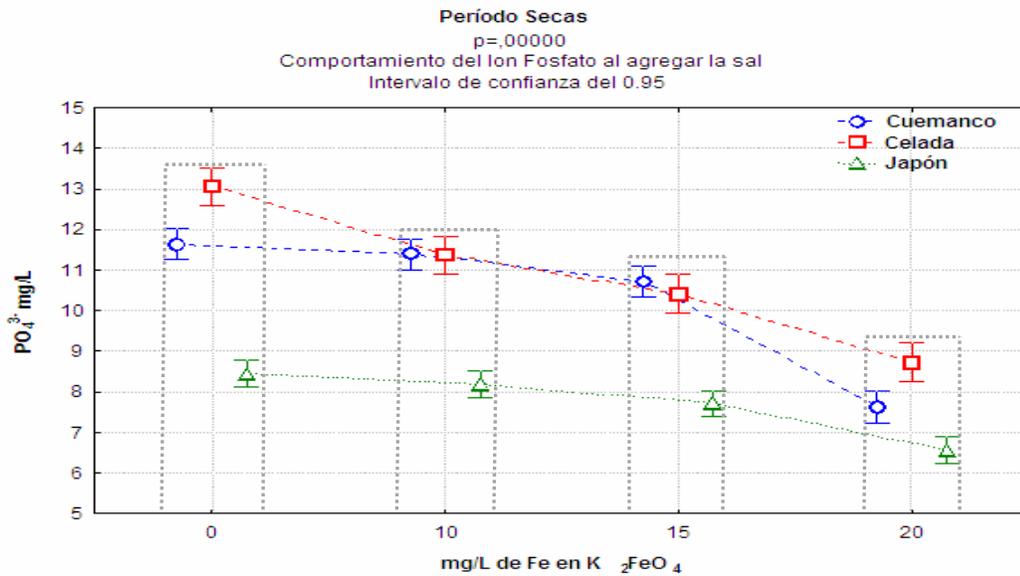
Las medias son distintas, el ferrato de potasio disminuye este contaminante en las muestras recolectadas. El **p valor** es de cero. (Tabla 5.31)

Tabla 5.31 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del nitrito al agregar la sal.

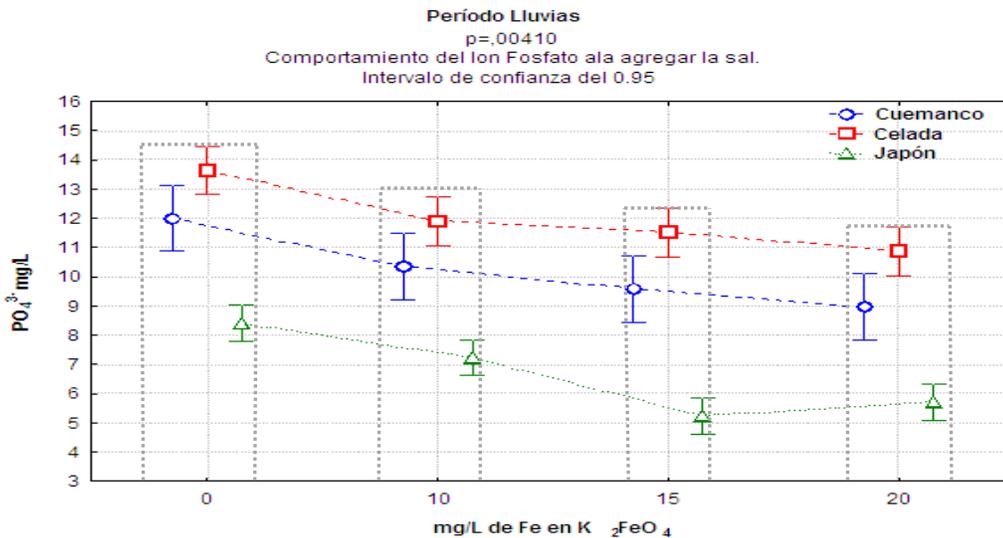
	Suma de Cuadrados	Fo	P
Nitritos (Secas)			
Efecto			
Dosis de Fe (VI)	0.007	13.000	0.000
Sitio	0.459	1329.000	0.000
Fe (VI)*Sitio	0.001	1.000	0.040
Nitritos (Lluvias)			
Efecto			
Dosis de Fe (VI)	0.153	226.400	0.000
Sitio	0.309	689.100	0.000
Fe (VI)*Sitio	0.053	39.400	0.000

5.3.3 Fosfatos.

Se ha comentado que el fosfato en disolución es precipitado en forma de fosfato férrico al agregar ferrato de potasio en las muestras de agua. En las **Figuras 5.33** y **5.34** se observa esta remoción. Los resultados de **p valor** se muestran en la **Tabla 5.32**.



Figuras 5.33 Comportamiento del fosfato en el diseño de experimento (periodo de secas).



Figuras 5.34 Comportamiento del fosfato en el diseño de experimento (periodo de lluvias).



Tabla 5.32 Valores obtenidos en el programa STATISTICA 6.0 para el comportamiento del fosfato al agregar la sal..

	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Fo</i>	<i>P</i>
Fosfatos (Secas)			
Efecto			
<i>Dosis de Fe (VI)</i>	4.500	22.000	0.000
<i>Sitio</i>	162.700	1186.000	0.000
<i>Fe (VI)*Sitio</i>	2.800	7.000	0.000
Fosfatos (Lluvias)			
Efecto			
<i>Dosis de Fe (VI)</i>	79.000	60.700	0.000
<i>Sitio</i>	156.400	180.300	0.000
<i>Fe (VI)*Sitio</i>	2.000	5.000	0.000

Como se pudo observar, los valores de las medias son diferentes siendo afectadas por el ferrato de potasio, todos los resultados de **p** valor son cercanos a cero (excepto en el amonio). La hipótesis alternativa planteada es:

$$H_1 = \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$$

Por consiguiente la hipótesis nula se rechaza y se acepta la hipótesis alternativa.



5.4 Evaluación de resultados.

En base a los resultados obtenidos en este estudio podemos confirmar que el aporte de aguas residuales semitratadas sumado a las actividades ganaderas, agrícolas y turísticas que se desarrollan cerca de los canales, representa una contaminación directa al sistema lacustre de Xochimilco.

Las concentraciones encontradas de materia orgánica (DBO_5) así como de organismos patógenos como coliformes fecales y totales, exceden las normas de calidad para reúso de agua en servicios al público en los tres canales analizados, reflejando que existe un aporte de aguas domésticas residuales y de escorrentía que van directamente al sistema lacustre.

El canal Fenando Celada presenta una elevada concentración de materia orgánica (DQO 172 mg/L) mostrando bajas concentraciones de oxígeno disuelto casi al límite de la anoxia (1.6 -2.5 mg/L) como resultado de los procesos de descomposición orgánica que se dan en este lugar.

Los canales tienen una variación estacional debido a que existe un mayor volumen de agua en la zona en temporada de lluvias. Esto incide directamente en una mayor concentración de materia orgánica depositada en los canales por escorrentía y en una dilución de la concentración de algunos parámetros medidos. Mientras en época de secas pasa lo contrario.

Si bien, la NOM-001-SEMARNAT-1996 no especifica los límites permisibles de amonio, nitritos, fosfatos, Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y pH para la protección de vida acuática, existen normas internacionales (EEA, 2000) que establecen como límites máximos permisibles los siguientes valores: para amonio ($N-NH_4$ menor a 0.5 y mg/L), para fosfatos (PO_4^{3-} entre 0.5 y 1.5 mg/L), para nitritos ($N-NO_2$ menor a 0.05 mg/L), para DQO (menor a 40 mg/L), para OD (mayor a 1 mg/L) mientras que para el pH(entre 6.5- 9). Esto muestra que se deben gestionar nuevas normas de calidad del agua que se adecúen a las necesidades de protección ambiental que imperan en otros países y que en México no se han discutido (**Tabla 5.33**).

Las muestras recolectadas en los tres canales exceden estas concentraciones de calidad del agua para la protección de vida acuática en sobremanera, en un orden que va de 5 a 10 veces arriba de lo que indica la norma europea y que se muestran en la **Tabla 5.33**, revelando una mala calidad del agua, reflejando el enorme deterioro ambiental que sufre la zona lacustre de Xochimilco y sus canales.

En la **Tabla 5.34** se resume los efectos que logra la sal sobre los parámetros analizados. Se observa una disminución en la concentración de materia orgánica resultado de los procesos de oxidación. La DBO_5 es removido hasta en un 14% y la DQO en un 6% a una dosis mínima de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .



Tabla 5.33 . Resultados máximos y mínimos de amonio, nitritos, fosfatos, DQO, OD y pH obtenidos en este estudio y su comparación con la norma europea de protección de vida acuática.

Parámetro	Concentraciones encontradas.(mg/L). mínimas- máximas	NOM-001 SEMARNAT 1996 para la protección de vida acuática	Directiva 78/659/CEE relativa a la calidad de aguas continentales para la vida acuática (Comunidad Económica Europea)
Amonio	0.8-5.1	No especifica*	Menor a 0.5 mg/L
Nitritos	0.1-0.5	No especifica	Menor a 0.05 mg/L
Fosfatos	8-13	No especifica**	De 0.5 mg/L a 1.5 mg/L
DQO	156.4-172.0	No especifica	Menor a 40 mg/L
OD	1.6-7.5	No especifica	Mayor a 1 mg/L
pH	7.8-8.9	No especifica	De 6.5-9.0

*La norma mexicana especifica al nitrógeno como nitrógeno total (NT) y establece el valor límite permisible de 15 mg/L.

** La norma mexicana especifica al fósforo como fósforo total (PT) y establece un límite máximo permisible de 5 mg/L en aguas residuales domésticas tratadas biológicamente. El PO43- es aproximadamente el 80 % del PT.

Los sólidos suspendidos son removidos de la columna de agua hasta en un 82% reflejándose en la disminución de turbidez en un 46 % debido a procesos simultáneos de oxidación/coagulación que se presentan al agregar la sal en las muestras analizadas a una dosis de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 ; relacionado a esto, la sal remueve un 68 % de clorofila “a” a la misma concentración.

El efecto más contundente del ferrato de potasio en ésta investigación es la eliminación total de bacterias coliformes fecales y totales con una concentración de 15 mg/L de Fe en K_2FeO_4 agregada a las muestras. La remoción de fosfatos se da en un 34% como resultado de la precipitación de este compuesto en forma de sal a una dosis de 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 .

Muchos metales disminuyen su concentración posiblemente como resultado de procesos de adsorción, los resultados óptimos se dan en concentraciones de 15 a 20 mg/L de Fe en K_2FeO_4 de la sal dosificados a las muestras de agua recolectadas.

El amoniaco es oxidado por el ferrato de potasio a nitritos removiéndolo en un 20 % sin embargo, cuando hay una concentración elevada de materia orgánica en las muestras de agua, este no es oxidado efectivamente.



Tabla 5.34. Resultados máximos y mínimos de los parámetros estudiados y su comportamiento al agregar dosis distintas de la sal.

Parámetro	Nivel (Variación de unidades)	% remoción	Dosis mínima de Ferrato (mg/L)
DBO ₅	60-98 mg/L	4-14%	20
DQO	140-170 mg/L	4-6%	20
Amonio	0.7-5 mg/L	1-20%	20
Nitrito	0.1 - 0.4 mg/L	7-17%	20
Fosfatos	6.5 – 11.4 mg/L	22-34	20
Sólidos Suspendidos	40-70 mg/L	44-82%	20
Clorofila a (mg/m3)	40-58	40-68%	20
Turbidez	3-15 (NTU)	20-46	20
Coliformes totales (NMP/ml)	600-4300	Eliminación total 100%	15
Coliformes fecales (NMP/ml)	200-900	Eliminación total 100%	15
Metales y metaloides			
Parámetro	Nivel (Variación de unidades)	Comportamiento	Dosis mínima (mg/L)
Arsénico	1.1-1.7 µg/L	Disminuye	15
Aluminio	971-1680.3 µg/L	Disminuye considerable	15
Plomo	0.7-7.7 µg/L	Disminuye	15
Zinc	34-109 µg/L	Disminuye	15
Cromo	2.5-3.0 µg/L	Aumenta	10
Níquel	8-10 µg/L	Constante	10
Otros parámetros			
Sólidos sedimentables (m/L)	0.3-6	Aumenta	10
pH	7.9-9.2	Aumenta	10
Conductividad µs/cm	511-1523	Aumenta	10

La cinética química desarrollada en la presente investigación es ajustada a un modelo de pseudo-primer orden. La oxidación de nitritos por medio del ferrato ha sido investigada ampliamente, los resultados reflejan que la sal de hierro VI es más inestable cuando se encuentra en mayor concentración que cuando está en forma diluida. Se observa que la cinética de degradación que mejor se comporta es en la que se añadió 15 mg/L de Fe en K₂FeO₄ ya que su R² es 0.8749.



Conclusiones

Se puede concluir que se realizó una evaluación satisfactoria de la aplicación del ferrato de potasio en muestras de agua extraídas de tres canales de Xochimilco ya que se calcularon porcentajes de remoción de los parámetros seleccionados, considerando los valores iniciales y finales, encontrando además una disminución de metales en suspensión y una eliminación total de organismos fecales y totales; todos estos resultados fueron obtenidos a nivel laboratorio.

Se determinó la concentración óptima del superoxidante aplicado a las muestras de agua procedentes de Xochimilco, utilizando probadores de Jarras en volúmenes de 600 mililitros, reflejando que a mayor concentración de hierro (VI), los procesos simultáneos de óxido/desinfección y coagulación que desarrolla la sal en las muestras de agua, son mejores.

El efecto más contundente del ferrato de potasio es la eliminación al 100% de bacterias fecales y totales sumado a una mejora de una serie de parámetros estudiados en esta investigación.

Los resultados en metales son una combinación de efectos positivos y otros no deseados. Se necesita integrar otras técnicas analíticas (polarografía por ejemplo) para saber con mayor precisión que está pasando con estos parámetros al agregar la sal.

Si bien el ferrato de potasio disminuye la concentración de muchos parámetros fisicoquímicos y biológicos que indican una mala calidad del agua en una sola dosis, el grave deterioro que sufre la zona de estudio hace que no se logre mitigar las concentraciones de los contaminantes analizados a los límites permisibles que son considerados aptos para la vida acuática.

Se propuso una constante cinética de los cambios de los nitritos presentes en agua residual sintética, realizando mediciones en relación en el tiempo y al agregar el hierro VI, confirmando que la sal es inestable y tiende a reducirse rápidamente a hierro III, cuando se encuentra a mayor concentración.

Cabe señalar que al analizar cada parámetro, antes y después del tratamiento, se observa que prácticamente todas las medias estadísticas son distintas excepto en el comportamiento del ión amonio; por lo tanto se aceptó la hipótesis alternativa planteada en el diseño experimental.

Perspectivas.

Se recuerda que el gas cloro producto de la síntesis desarrollada para la obtención de la sal, es altamente corrosivo para las vías respiratorias, es necesario tomar las medidas preventivas al realizar el trabajo de obtención de la sal.



En algunos casos es necesario trabajar con estándares individuales para tener una idea más acertada de lo que ocurre en los procesos de oxidación y coagulación, al agregar la sal.

Es importante calcular los porcentajes de pureza de la sal sintetizada, para así, desarrollar una evaluación real de los costos/beneficios que puede tener la aplicación del hierro VI en la planeación experimental a corto, mediano y largo plazo, con miras a que el uso, de esta tecnología verde, sea rentable en nuestro país.

Finalmente, este trabajo va encaminado al rescate de la zona lacustre de Xochimilco, sin embargo, es necesario generar estrategias que integren proyectos de tratamientos físicos, químicos y biológicos más amigables al ambiente y que reflejen una disminución de los contaminantes a límites permisibles aptos para la vida acuática. Es importante crear políticas públicas que reglamenten a los asentamientos humanos irregulares ya que generan una enorme carga de aguas residuales que va directamente a la zona, acelerando la pérdida de canales y lagunetas.



Referencias.

- Andrade-Ribeiro A, Pacheco-Ferreira A, Nóbrega da Cunha C. y Mendes, A. (2006). Disruptores Endocrinos: potencial problema para la salud pública y medio ambiente. *Revista de Biomedicina*, 17, 146-150.
- Alsheyab, M., Jiang, J. y Stanforf, C. (2009). On line production of ferrate with and electrochemical method and its potential application for wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 90, 1350-1356.
- Alsheyab M., Jiang, J. y Stanforf, C. (2010). Electrochemical generation of ferrate (VI): Determination of optimum conditions. *Desalination*, 254, 175-178.
- Aguinaga T. (2008). Aplicación de Superoxidante Hierro (VI) para mineralización de hidrocarburos lineales del petróleo. Tesis de Licenciatura, Facultad de Química UNAM México pp. 15-54.
- Aguilar, A., Espinosa, A y Carballo, C. (2006). El Manejo del agua. Tema central en Xochimilco: un proceso de gestión participativa. UNESCO-México. pp. 183-192.
- APHA (American Public Health Association). (1999). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington D.C., 20th Ed. pp 1-134
- Breña A. (2005). Diagnóstico del Recurso Agua en el Sistema Chinampero de Xochimilco. Comité Ambiental-Grupo Agua. México.
- Boa, L.Y., Ju, H.Q. y Ming, L.F. (2002). Removal of cyanobacterial microcystin-LR-by ferrate oxidation-coagulation. *Toxicon*, 40, 1129-1134.
- Boa, L.Y., Xiang-Zhong,L., Graham,N. (2008). Aqueous oxidation of dimethyl phthalate in a Fe(VI)- TiO₂- UV reaction system. *Water research*, 42, 1413-1420.
- Chapman, D. y Kimtash, V. (1992). Selection of water quality variables. Chapman ed. *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization. United Nations Environment. Programme, E.and NF Spon Londres, 59-129.
- Ciabatti, J., Tognotti, F. y Lombardi, L. (2010). Treatment and reuse of dyeing effluents by potassium ferrate. *Desalination*, 250, 222-228.
- Comisión Nacional del Agua. (1998). Definición de Perfiles Generales de Monitoreo Integrados a la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua. Informe Final. Instituto de Biología, México 135 pp.
- Comisión Nacional del Agua. (2005). Estadísticas de Agua 2005. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, México.

Cui, M., Jang, M., Cho, S. y Khim, J. (2010). Kinetic and thermodynamic studies of the adsorption of heavy metals on to a new adsorbent: coal mine drainage sludge. *Environmental Technology*, 31, 1201-1211.

De la Lanza E. y Hernández P. (2007). Las aguas interiores de México conceptos y Casos. AGT editores S.A. México. pp. 100-112

Deluca, J S., Chao, A.C., Smallwood, Jr. (1983). Ames test of ferrate treated water. *Journal Environmental Engineering*, 190, 149-173.

EEA (2000) Nutrients in European ecosystems Environmental Assessment Report No 4. European Environment Agency. Copenhagen Denmark.

Gibson, R., Becerril-Bravo, E., Silva-Castro, V., Jiménez, B. (2007). Determination of acidic pharmaceuticals and potential endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of chromatography*, 43, 31-39.

GDF, SACM (2005). Delegación Xochimilco. Plan de Desarrollo Regional de Xochimilco.

Graham, N., Cheng-Chun, J., Xiang-Zhong, L., Jia, Q., Jun, M. (2004). The influence of pH on the degradation of phenol and chlorophenols by potassium ferrate. *Chemosphere*, 56, 949-956.

Harper, D. (1992). Eutrophication of fresh water. Principles, problems and restoration. Chapman and Hall ed. pp 25-58.

Harris, C. (1992). Análisis Químico Cuantitativo. Grupo editorial Iberoamericana. (3^{er} edición). México DF. pp 1-8

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2005): *Cuaderno estadístico delegacional. Xochimilco*. Edición 2005. Aguascalientes.

Itria, R., Lozada, M., Tullio, L. y Erijman, L. (2002). Efecto de surfactantes nonilfenol etoxilados sobre la estructura de la comunidad microbiana en plantas de tratamientos de efluentes. *Recursos Naturales y Ambiente*; 4ta. Jornada de Desarrollo e Innovación, 1-3.

Jain, A., Sharma, V., Mbuya, O. (2009) Removal of arsenite by Fe(VI), Fe(VI)/Fe(III), and Fe(VI)/Al(III) salts: Effect of pH and anions. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 339-344.

Jáuregui, E. (1987). Climas" Atlas de la ciudad de México. COLMES, DDF y PVE. México.

Jia, J.Q. (2007). Research progress in the use of ferrate (VI) for the environmental remediation. *Journal of hazardous materials*, 146, 617-623.

Jia, J.Q., Barry, L. (2002). Progress in the development and use of ferrate (VI) salt as an oxidant and coagulant for water and waste water treatment. *Water research*. 36, 1397-1408.

Jia, J. Q., Panagouloupoulos, A., Bauer, M. y Pearce, P. (2006). The application of potassium ferrate for sewage treatment. *Journal of Environmental Management*. 79, 215-220.

Jia, J. Q., Wang, S., Panagouloupoulos, A. (2006). The exploration of potassium ferrate (VI) as a disinfectant/coagulant in water and wastewater treatment. *Chemosphere*, 63, 212-219.

Jia, J. Q., Wang, S., Panagouloupoulos, A. (2007). *Escherichia coli* and in the reduction of COD for water remediation, *Desalination*. 210, 260-273.

Jia, J. Q., Stanford, C., Alsheyab, M. (2009) The online generation and application of ferrate (VI) for sewage treatment-A pilot scale trial. *Separation and Purification Technology*, 68, 227- 231.

Jun, M., Wei, L. (2001). Effectiveness and mechanism of potassium ferrate (VI) preoxidation for algae removal by coagulation. *Water research*, 36, 871-878.

Jun, M., Wei, L. (2002) Effectiveness of ferrate (VI) preoxidation in enhancing the coagulation of surface water. *Water research*, 36, 4956-4962.

Lee, C., Yunho, L., Schmidt, C., Yoon J. y Gunten, V. (2008). Oxidation of suspected N- nitrosodimethylamine (NDMA) precursors by ferrate (VI): Kinetics and effect on the NDMA formation potential of natural waters. *Water research*, 42. 433-441.

Lee, S. y Tiwari, D. (2009). Application of ferrate (VI) in the treatment of industrial wastes containing metal-complexed cyanides: A green treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 1347-1352.

Lei, G., Jun, M., Guan X., Song, A. y Cui, Y. (2009) Effect of basicity on coagulation performance of polyferric chloride applied in eutrophicated raw water. *Desalination*, 247, 518-529.

Li, G., Ninggai, W., Liu B., Zhang, X. (2009) Decolorization of azo dye Orange II by ferrate (VI)- hypochlorite liquid mixture, potassium ferrate (VI) and potassium permanganate. *Desalination*, 249, 936-941.

Li, C., Li, X.Z., Graham, N. (2005). A study of the preparation and reactivity of potassium ferrate. *Chemosphere*, 61, 537-547

Li, C., Li, X.Z., Graham, N. y Gao, N.Y. (2008). The aqueous degradation of bisphenol A and steroid estrogens by ferrate. *Water research*, 42, 109-120.

Ling, F., Wang, G., Liu, Q.F., Li, M.Y., Ling, T. y Gong, X. N. (2010) Prevention of *Ichthyophthirius multifiliis* infestation in goldfish (*Carassius auratus*) by potassium ferrate (VI) treatment. *Veterinary Parasitology*, 168, 212-216.

Luna Pabello V.M y Ramirez Carrillo H.F. (2009) Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente para obtener agua de buena calidad para la acuicultura. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8 (1) 99-93.

Manahan. S. E (2007). Introducción a la Química Ambiental. Reverté UNAM editores. México pp 1-10, 145-250.

Mihee, L., Myoung, J. K. (2010). Effectiveness of Potassium Ferrate (K_2FeO_4) for Simultaneous Removal of Heavy Metals and Natural Organic Matters from River Water. *Water Air Soil Pollut*, 211, 313-322.

Metcalf y Eddy (1997). Tratamiento y Depuración de las aguas Residuales. 2^{da} edición. Editorial Labor, Barcelona, España. pp 237-290.

Montgomery, D.C (2005) Diseño y análisis de experimentos Limusa México pp 1-21

Navarro, R. (2008). Tratamiento de aguas congénitas de extracción de pozos mediante ferrato de potasio. Planta de dos Bocas, Tabasco. Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería UNAM. México pp. 37-40.

NMX-AA-004-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de sólidos sedimentables en agua naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-007-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de Temperatura en agua naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de pH, Método de prueba.

NMX-AA-012-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de Oxígeno Disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-026-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación Total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de Fósforo Total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de DQO en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-042-SCFI-2005. Calidad de agua. Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (Termotolerantes) y *Escherichia coli*.

NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de Metales por absorción atómica en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-099-SCFI-2006. Análisis de agua. Determinación de Nitrógeno de Nitritos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos.

NOM-003-SEMARNAT-1997. Límites máximos permisibles de contaminación en aguas residuales tratadas para su reuso.

Noorhasan, N., Patel, B. y Sharma, V. K. (2010) Ferrate(VI) oxidation of glycine and glycyglycine: Kinetics and products. *Water research*, 44, 927-935.

Ramseier, K., Meter, A., Traber, J. y Gunten, U.V. (2011) Formation of assimilable organic carbon during oxidation of natural waters with ozone, chlorine dioxide, chlorine, permanganate, and ferrate. *Water research*, 45, 2002- 2010.

Read, F., Graves, C.R., Jackson, E. (2002). The Kinetics and mechanism of the oxidation of thiols 3-mercapto-1-propane sulfonic acid and 2-mercaptopyruvic acid by potassium ferrate. *Inorganica Chimica Acta*, 281, 43-52.

Read, F., Macpherson, J., Schaubel, A.T. (2001). The kinetics and mechanism of the oxidation of inorganic oxysulfur compounds by potassium ferrate. *Inorganica Chimica Acta*, 315, 96-106.

Rojas, R, Jiménez-Osorio J. (1995). Componentes esenciales de la tecnología chinampera. Presente, pasado y futuro de las chinampas, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social. Patronato del Parque Ecológico de Xochimilco, México, D.F. CIESAS.

Sánchez, M. y Hernández, E. (2010). Aplicación de Superoxidante a un sistema Eutrofizado. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza UNAM. México pp 54-222.

Sánchez O. (2007). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Instituto Nacional de Ecología. pp. 293

Sharma Virender, K. (2002). Potassium ferrate (VI): An Environmentally friendly oxidant. *Advances in Environmental Research*, 6, 143-146

Sharma Virender, K., (2011). Oxidation of inorganic contaminants by ferrates (VI, V, and IV)- Kinetics and mechanism: A review. *Journal of Environmental Management*, 92, 1051-1073.

Sharma Virender, K., Luther III, G. y Millero, F. (2011). Mechanisms of oxidation of organosulfur compounds by ferrate (VI). *Chemosphere*, 82, 1083-1089.

Sharma Virender, K. (2008) Oxidative transformations of environmental pharmaceutical by Cl_2 , ClO_2 , O_3 y Fe(VI): Kinetics assessment. *Chemosphere*, 73 , 1379-1386.

Sharma Virender, K., Noorhasan, N., Patel, B. (2010) Ferrate (VI) oxidation of glycine and glycyglycine: Kinetics and products. *Water research*, 44. 927-935.

Sharma Virender, K., Futaba, K., Hu, J. y Ajay, K. R. (2005). Ferrates (Iron (VI) and Iron (V): Environmentally friendly oxidants and disinfectants. *Journal of water and Health*, 31, 45-58.

Sharma Virender, K., Satosh, K., Ajay, K.R. (2006). Kinetic assessment of the potassium ferrate (VI) oxidation of antibacterial drug sulfamethoxazol. *Chemosphere*, 62 , 128-134.

Sharma Virender, K., Sohn, M. (2009) Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment international*, 35 743-759.

Sharma Virender, K., (2008). Ferrate (VI) and ferrate (V) oxidation of cyanide, thiocyanate, and copper (I) cyanide. *Radiation Physics and Chemistry* 77, 761-767.

Svanks, K. (1976). Oxidation of Ammonia in Water by Ferrates (VI) and (IV). Water. Projeet completion Report No 444. State of Ohio. Water Resource Center.

Tamayo. (2001). Xochimilco "Tradiciones y costumbres" CONACULTA. 1^{er} edición México 19-21.

Tamayo y West (1971). *The Hidrography of midde America*, 1, 84-121.

Terrones M. (2004). Xochimilco en el siglo XX. Instituto Mora pp 1-50.

Thompson, G.W. (1951) Stability of the Ferrate (VI) ion in aqueous. *Analytical Chemistry*, 23-9, 1379-1391.

Wagner, B., Reinen, D., Bronold, C., Güdel, H.U. (1995). Iron (VI) in tetrahedral oxo coordination: A single cristal EPR study. *Inor. Chem.* 34, 1934-1942.

Walpore, R., Myers, R., Sharon, M., Keyin, Y. (2007) Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencias. Octava edición. Pearson Educación México. pp 322-388.

Wang, H., Liu, S., Zhang, X. (2009). Preparation and application of sustained release microcapsules of potassium ferrate (VI) for dinitro butyl phenol (DNBP) Wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials.* 169, 448-453.

Werner, S. y Morgan, J. (1981), Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. A Wiley-Interscience Publication. 2nd ed. pp. 625- 635.

Wetzel, R. (1981). Limnología. Omega Ediciones. 1^{er} Edición. Barcelona. pp. 583-595.

Winkler A. M. (1994). Tratamiento Biológico de aguas de desecho. Limusa Noriega editores. 3^{ra} edición. México. pp 34-60.

Winkelmann, K., Sharma Virender, K. (2008) Reduction of ferrate (VI) and oxidation of cyanate in a Fe (VI)-TiO₂-UV-NCO-system. *Chemosphere*, 72, 1694-1699.

Wood, R. H. (1958). The heat, free energy and entropy of the ferrate (VI) ion. *Journal of the American Chemical Society*, 80, 2038-2041.

Xu, G.R., Zhang, Y.P. y Li G.B (2009) Degradation of azo dye active brilliant red x-3B by composite ferrate solution. *Journal of hazardous materials*, 161, 1299-1305.

Yang, B., Ying, G., Jiang, Z.L., Fang, X. y Nghiem, L. (2011). Oxidation of triclosan by ferrate: Reaction Kinetics, products identification and toxicity evaluation. *Journal of hazardous materials*, 186, 227-235.

Ying, G., Yang, B., Zhang, L., Zhou, L., Liu, S. y Fang Yi (2011) Kinetics modeling and reaction mechanism of ferrate (VI) oxidation of benzotriazoles. *Water research*, 45, 2261-2269.

Yunho, L., Saskia, G.Z y Urs, V.G. (2009). Ferrate (Fe (VI) Application for Municipal Wastewater Treatment: A Novel Process for Simultaneous Micropollutant Oxidation and phosphate removal. *Environmental Science and Technology*, 43, 3831-3838.

Paginas Web

Comisión Nacional del Agua (CNA) Diciembre 2007 www.cna.gob.mx Indicadores de agua potable alcantarillado y saneamiento. Extraído el 29 de septiembre 2009 desde <http://www.conagua.gob.mx/ConsultaIndicadores.aspx?n1=3&n2=69>.

[googlemaps](http://www.google.com/maps) 2009. Consultado el 1 de Octubre2009. <https://maps.google.com.mx/e>

Secretaria de medio ambiente y recursos naturales (SEMARNAT) 1997 Norma Oficial Mexicana NOM 003 SEMARNAT 1997 que establece los limites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público recurso. Extraído el 30 de octubre 2010 desde http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/nom_aguas_residuales.

Anexo 1: Resultados (Lluvias).

Tabla A-1 Resultados determinados de oxígeno disuelto (periodo lluvias).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuemanco	Oxígeno Disuelto	mg/L	7.477	4.321	4.116	3.093	
			7.231	4.564	4.092	3.066	
			7.111	3.887	3.584	2.822	
			media	7.273	4.258	3.931	2.994
			D.S	0.187	0.343	0.300	0.149
Celada			2.437	1.679	1.599	1.099	
			2.321	1.493	1.333	0.976	
			2.679	1.533	1.225	0.887	
			media	2.479	1.568	1.386	0.987
			D.S	0.180	0.100	0.190	0.110
Japón			7.490	4.299	4.230	3.986	
			7.921	3.987	3.981	3.790	
			7.188	4.558	4.227	3.684	
			media	7.533	4.281	4.146	3.820
			D.S	0.370	0.290	0.140	0.150

Tabla A-2 Resultados determinados de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) (periodo lluvias).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuemanco	DBO ₅	mg/L	72.480	70.850	69.840	63.320	
			74.240	71.810	70.320	62.310	
			75.110	69.210	66.140	64.270	
			media	73.943	70.623	68.767	63.300
			D.S	1.340	1.315	2.287	0.980
Celada	DBO ₅	mg/L	97.910	95.850	90.240	89.050	
			99.480	83.540	92.130	89.910	
			96.130	94.220	81.890	87.470	
			media	97.840	91.203	88.087	88.810
			D.S	1.676	6.686	5.449	1.238
Japón			65.140	63.850	58.140	56.220	
			63.670	61.950	59.350	54.890	
			63.820	60.220	59.120	57.890	
			media	64.210	62.007	58.870	56.333
			D.S	0.809	1.816	0.643	1.503

Tabla A-3 Resultados determinados de la demanda química de oxígeno (DQO) (periodo lluvias).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuemanco	DQO	mg/L	163.120	159.320	149.210	148.180	
			148.240	151.400	148.760	147.120	
			158.100	156.310	148.310	147.100	
			media	156.487	155.677	148.760	147.467
			D.S	7.570	3.998	0.450	0.618
Celada			173.790	169.350	165.280	164.210	
			170.870	168.450	166.130	163.160	
			171.450	168.140	167.440	165.760	
			media	172.037	168.647	166.283	164.377
			D.S	1.546	0.629	1.088	1.308
Japón			154.760	153.980	148.900	148.130	
			158.880	158.310	144.670	148.550	
			159.080	156.220	150.350	147.690	
			media	157.573	156.170	147.973	148.123
			D.S	2.438	2.165	2.951	0.430

Tabla A-4 Resultados determinados de amoníaco (periodo lluvias).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuemanco	NH_4-N	mg/L	0.926	0.907	0.833	0.917	
			1.012	0.901	0.822	0.991	
			1.223	1.020	0.860	0.943	
			media	1.054	0.943	0.838	0.950
			D.S	0.153	0.067	0.020	0.038
Celada			4.333	4.135	4.420	4.598	
			4.594	4.395	4.467	4.321	
			4.421	4.789	4.551	4.336	
			media	4.449	4.440	4.479	4.418
			D.S	0.133	0.329	0.066	0.156
Japón			2.365	2.121	2.031	2.380	
			2.214	2.198	2.090	2.050	
			2.654	2.398	2.112	2.106	
			media	2.411	2.239	2.078	2.179
			D.S	0.224	0.143	0.042	0.177

Tabla A-5 Resultados determinados de fosfatos (periodo lluvias).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuemanco	PO ₄ -P	mg/L	10.342	10.473	9.408	9.289	
			12.206	10.264	9.182	9.160	
			13.424	10.294	10.141	8.458	
			media	11.991	10.344	9.577	8.969
			D.S	1.552	0.113	0.501	0.447
Celada			12.681	11.836	11.821	10.507	
			13.738	11.222	11.282	11.017	
			14.520	12.668	11.438	11.102	
			media	13.646	11.909	11.514	10.875
			D.S	0.923	0.726	0.277	0.322
Japón			8.135	7.762	5.376	5.844	
			8.730	6.642	5.270	5.002	
			8.320	7.279	5.006	6.285	
			media	8.395	7.228	5.217	5.710
			D.S	0.249	0.562	0.191	0.652

Tabla A-6 Resultados determinados de nitritos (periodo lluvias).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuemanco	NO ₂ -N	mg/L	0.184	0.201	0.163	0.153	
			0.188	0.214	0.167	0.153	
			0.190	0.183	0.160	0.155	
			media	0.187	0.199	0.163	0.154
			D.S	0.002	0.012	0.007	0.008
Celada			0.457	0.488	0.457	0.443	
			0.500	0.460	0.459	0.461	
			0.518	0.499	0.441	0.453	
			media	0.491	0.482	0.452	0.453
			D.S	0.026	0.016	0.008	0.004
Japón			0.280	0.270	0.249	0.240	
			0.265	0.274	0.246	0.244	
			0.260	0.271	0.247	0.238	
			media	0.268	0.272	0.247	0.241
			D.S	0.009	0.002	0.002	0.003

Tabla A-7 Resultados determinados de nitratos (periodo lluvias).

<i>Punto</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	
Cuemanco	NO_3-N	mg/L	6.3421
			6.546
			7.086
			media
			6.658
Celada			D.S
			0.314
			C.V
			4.714
			9.986
Japón			9.762
			10.772
			media
			10.173
			D.S
			0.433
			C.V
			4.257
			6.754
			6.832
			6.755
			media
			6.780
			D.S
			0.037
			C.V
			0.539

Resultados (Secas).

Tabla A-8 Resultados determinados de oxígeno disuelto (periodo secas).

<i>Punto</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>sin dosis</i>	<i>10 mg/L de Fe en K_2FeO_4</i>	<i>15 mg/L de Fe en K_2FeO_4</i>	<i>20 mg/L de Fe en K_2FeO_4</i>	
Cuemanco	Oxígeno Disuelto	mg/L	6.200	5.470	5.230	4.130	
			6.320	5.240	4.990	4.560	
			6.540	5.430	4.900	4.220	
			media	6.353	5.380	5.040	4.303
			D.S	0.172	0.123	0.171	0.227
Celada			1.670	0.960	0.800	0.840	
			1.750	1.220	0.830	0.790	
			1.480	1.300	0.960	0.880	
			media	1.630	1.160	0.860	0.837
			D.S	0.110	0.178	0.085	0.045
Japón			6.840	5.430	5.360	4.990	
			6.140	5.610	5.220	4.870	
			6.210	5.710	5.160	5.010	
			media	6.390	5.583	5.250	4.960
			D.S	0.310	0.142	0.103	0.076

Tabla A-9 Resultados determinados de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) (periodo secas).

<i>Punto</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>sin dosis</i>	<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	
<i>Cuemanco</i>	<i>DBO₅</i>	<i>mg/L</i>	58.870	53.660	51.660	48.530	
			59.810	56.600	51.510	49.320	
			55.420	53.290	50.120	49.080	
			media	58.033	54.517	51.097	48.977
			<i>D.S</i>	2.312	1.814	0.849	0.405
<i>Celada</i>			67.540	65.540	65.970	60.540	
			69.920	66.720	63.420	60.210	
			68.950	65.940	62.720	60.020	
			media	68.803	66.067	64.037	60.257
			<i>D.S</i>	1.197	0.600	1.711	0.263
Japón			48.220	44.630	42.320	40.210	
			46.190	44.020	42.150	40.110	
			48.260	43.860	40.120	41.000	
			media	47.557	44.170	41.530	40.440
			<i>D.S</i>	1.184	0.406	1.224	0.488

Tabla A-10 Resultados determinados de la demanda química de oxígeno (DQO) (periodo secas).

<i>Punto</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>sin dosis</i>	<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	
<i>Cuemanco</i>	<i>DQO</i>	<i>mg/L</i>	112.560	109.780	93.980	91.932	
			110.893	107.940	92.660	90.987	
			110.789	105.532	93.589	89.989	
			media	111.414	107.751	93.410	90.969
			<i>D.S</i>	0.994	2.130	0.678	0.972
<i>Celada</i>			137.456	130.234	128.321	118.654	
			138.675	131.890	122.893	118.432	
			138.600	131.234	124.654	126.663	
			media	138.244	131.119	125.289	121.250
			<i>D.S</i>	0.683	0.834	2.769	4.689
Japón			123.843	119.543	110.654	105.645	
			125.540	118.345	111.654	112.536	
			123.576	119.765	110.987	107.326	
			media	124.320	119.218	111.098	108.502
			<i>D.S</i>	1.065	0.764	0.509	3.593

Tabla A-11 Resultados determinados de amoníaco (periodo secas).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuernavaca	NH_4-N	mg/L	0.880	0.818	0.780	0.740	
			0.870	0.820	0.820	0.730	
			0.820	0.810	0.770	0.720	
			media	0.857	0.816	0.790	0.730
			D.S	0.032	0.005	0.026	0.010
Celada			5.120	5.030	5.200	5.010	
			5.140	5.130	5.020	5.090	
			5.180	5.140	5.140	5.190	
			media	5.147	5.100	5.120	5.097
			D.S	0.310	0.050	0.092	0.090
Japón			2.420	2.170	2.100	2.110	
			2.880	2.280	2.210	2.180	
			2.830	2.920	2.130	2.190	
			media	2.710	2.457	2.147	2.160
			D.S	0.252	0.405	0.057	0.044

Tabla A-12 Resultados determinados de fosfatos (periodo secas).

Punto	Parámetro	Unidades	sin dosis	10 mg/L de Fe en K_2FeO_4	15 mg/L de Fe en K_2FeO_4	20 mg/L de Fe en K_2FeO_4	
Cuernavaca	Fosfatos	mg/L	11.410	11.210	10.840	7.790	
			11.970	11.490	10.950	7.850	
			11.520	11.480	10.350	7.230	
			media	11.630	11.390	10.713	7.623
			D.S	0.297	0.159	0.319	0.342
Celada			13.120	11.010	9.950	8.520	
			12.830	11.180	10.790	8.960	
			13.140	11.900	10.510	8.710	
			media	13.030	11.363	10.417	8.730
			D.S	0.202	0.472	0.428	0.221
Japón			8.160	8.010	7.930	6.440	
			8.410	8.230	7.850	6.730	
			8.770	8.310	7.350	6.560	
			media	8.447	8.183	7.710	6.577
			D.S	0.307	0.155	0.314	0.146

Tabla A-13 Resultados determinados de nitritos (periodo secas).

<i>Punto</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>sin dosis</i>	<i>10 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	<i>15 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	<i>20 mg/L de Fe en K₂FeO₄</i>	
Cuemanco	Nitritos	mg/L	0.174	0.162	0.153	0.143	
			0.163	0.164	0.157	0.142	
			0.153	0.152	0.147	0.163	
			media	0.163	0.160	0.152	0.150
			D.S	0.009	0.007	0.005	0.012
Celada			0.423	0.421	0.402	0.411	
			0.441	0.408	0.396	0.391	
			0.439	0.428	0.421	0.401	
			media	0.434	0.419	0.406	0.401
			D.S	0.010	0.010	0.013	0.010
Japón			0.223	0.201	0.193	0.190	
			0.223	0.211	0.201	0.197	
			0.250	0.240	0.221	0.188	
			media	0.232	0.217	0.205	0.192
			D.S	0.016	0.020	0.014	0.001

Tabla A-14 Resultados determinados de nitratos (periodo secas).

<i>Punto</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Unidades</i>	<i>sin dosis</i>	
Cuemanco	Nitratos	mg/L	2.56	
			2.69	
			2.82	
			media	2.69
			D.S	0.11
Celada			C.V	3.95
			23.06	
			23.21	
			21.33	
			media	22.52
Japón			D.S	0.85
			C.V	3.79
			16.756	
			16.893	
			17.843	
media	17.16			
	D.S	0.48		
	C.V	2.82		