

01177 16



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO



PROGRAMA DE POSGRADO EN  
INGENIERÍA  
INGENIERÍA AMBIENTAL

*“ESTUDIO FISICOQUÍMICO DE TRATABILIDAD PARA  
DEPURAR AGUAS JABONOSAS CON EL PROPÓSITO DE  
SU REUTILIZACIÓN”*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRO EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)

P R E S E N T A

ING. VICENTE QUEZADA BELTRÁN

DIRECTOR DE TESIS: M. en I. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Ciudad Universitaria, julio de 2002



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

---

## *Agradecimientos:*

*En estos pequeños párrafos quiero agradecer a todas las personas que tuvieron poca o mucha influencia para que yo pudiera lograr la realización de este trabajo.*

*A la Universidad Nacional Autónoma de México, mi alma mater, por haberme permitido la oportunidad de ser universitario y pertenecer a esta institución por más de 10 años como estudiante.*

*Al Programa del Posgrado en Ingeniería que me permitió ingresar a su programa en Ingeniería Ambiental y obtener los conocimientos para ayudar a mejorar las condiciones ambientales que son cada vez más adversas.*

*Al Instituto de ingeniería que me proporcionó la oportunidad de colaborar en los proyectos de investigación y con ello obtener cierta experiencia en las labores de la ingeniería.*

*Al Ingeniero Víctor Franco por haberme brindado su apoyo en la realización de mis estudios de maestría.*

---

---

A Guadalupe Fuentes Mariles quien me apoyo en todo momento en cuestiones laborales y personales, quien aparte de ser mi compañera de trabajo, ha sido una buena amiga. Espero contar siempre con la amistad de esta excelente persona.

A la M. en I. Ana Elisa Silva Martínez quien me brindo su ayuda y asesoramiento durante la realización de mi trabajo de tesis.

A mi madre que siempre me apoyo durante todos mis estudios sin importar si recibiría algo a cambio.

A mi padre que siempre ha tenido su confianza puesta en mí.

A mi esposa Edith Mendoza que siempre me ha apoyado en todo y me ha ayudado a salir adelante.

A Raquel Montes Rojas, Reynaldo Cruz Rivera, Adrián Barrios Martínez, David Hernández Martínez, Mayra Moheno Martínez , mis amigos que han estado conmigo en todo momento.

---

---

*Este trabajo esta dedicado:*

*Al ser que más quiero en este mundo: mi hijo Yaír Quezada, que es lo más grande que me ha dado la vida para que yo pueda disfrutar de él y de las alegrías que me proporciona. Por el placer de verlo crecer, conocer, aprender, explorar y disfrutar de las cosas que le ofrece la vida.*

*A mi querida y amada Edith Mendoza con quien he pasado grandes momentos y me ha apoyado en todo para lograr terminar este trabajo con éxito.*

*A mis padres, ya que su ayuda fue indispensable para mí y comparto con ellos los logros que he obtenido hasta el momento y sin ellos, no hubiera sido posible conseguirlos.*

---

---

## ÍNDICE GENERAL

	pag
<b>1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
1.1 OBJETIVOS.....	4
1.2 ALCANCES.....	5
1.3 LIMITACIONES.....	5
1.4 DESCRIPCIÓN BREVE DE LA ESTRUCTURA DEL INFORME.....	6
<b>2 AGUAS GRISES.....</b>	<b>7</b>
2.1 ¿QUÉ ES EL AGUA GRIS?.....	8
2.2 PRODUCCIÓN DE AGUA GRIS.....	8
2.3 ¿QUÉ CONTIENE EL AGUA GRIS?.....	9
2.4 SEPARACIÓN DE EFLUENTES Y REUSO.....	10
<b>3 GENERALIDADES SOBRE LAS OPERACIONES UNITARIAS.....</b>	<b>15</b>
3.1 PRECIPITACIÓN QUÍMICA.....	17
3.1.1 Precipitación de Fosfatos.....	19
3.1.2 Remoción biológica de fosfatos.....	20
3.2 SEDIMENTACIÓN.....	21
3.3 FILTRACIÓN.....	22
3.3.1 Filtración rápida.....	24
3.3.2 Granulometría.....	24
3.4 ADSORCIÓN.....	26
3.4.1 Carbón activado.....	26
3.4.2 Activación térmica.....	27
3.4.3 Activación por deshidratación química.....	27
3.4.4 Principales materias primas y sus efectos en las características del producto.....	28
3.4.5 Tipos de poro dentro de una partícula de carbón.....	28
3.4.6 Parámetros que influyen en las propiedades de adsorción.....	30
3.4.7 Isotermas de Adsorción.....	31
<b>4 EXPERIMENTACIÓN.....</b>	<b>35</b>
4.1 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS INICIALES.....	36
4.2 REMOCIÓN DE FOSFATOS.....	37
4.2.1 Diseño experimental estadístico.....	39

---

---

4.3	REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS.....	40
4.4	DETERMINACIÓN DE LA ISOTERMA DE ADSORCIÓN.....	43
4.5	DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FINALES.....	44
5	RESULTADOS.....	45
5.1	DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS INICIALES.....	46
5.2	PRECIPITACIÓN DE FOSFATOS.....	46
5.2.1	Precipitación con hidróxido de calcio.....	46
5.2.2	Precipitación con sulfato de aluminio.....	48
5.2.3	Selección del reactivo.....	49
5.3	REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS.....	51
5.4	DETERMINACIÓN DE LA ISOTERMA DE ADSORCIÓN.....	52
5.5	DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FINALES.....	54
5.6	EVALUACIÓN DE RESULTADOS.....	55
6	CONCLUSIONES.....	59
6.1	Conclusiones.....	60
6.2	Recomendaciones.....	61
	BIBLIOGRAFIA.....	63
	ANEXOS.....	67
ANEXO A	PREPARACIÓN DE REACTIVOS PARA EL ANÁLISIS DE LABORATORIO.....	68
ANEXO B	CARBÓN ACTIVADO CLARIMEX CAGR 8 X 30.....	70
ANEXO C	CURVA DE FOSFATOS Y DE DQO.....	71
ANEXO D	ANÁLISIS DE VARIANZA PARA LA REMOCIÓN DE FOSFATOS.....	75
ANEXO E	ANÁLISIS DE VARIANZA PARA LA FILTRACIÓN.....	82
ANEXO F	PRECIPITACIÓN DE LOS FOSFATOS.....	84
ANEXO G	COSTO DE TRATAMIENTO POR CADA REACTIVO Y PREPARACIÓN DE REACTIVOS EN FORMA INDUSTRIAL.....	87

---

---

## **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN**



---

# 1 INTRODUCCIÓN

En la actualidad, uno de los principales problemas a los que se enfrenta el Distrito Federal y zonas conurbadas, principalmente, y el resto de las grandes ciudades de la República Mexicana, es la escasez, cada vez más acentuada, de agua potable para satisfacer las necesidades de los habitantes y de las industrias que aquí se encuentran instaladas.

El problema tiene sus orígenes desde hace algunas décadas. El impulso a la industrialización que presentó el país a finales de la década de 1930 y principios de la década de 1940 tuvo un fuerte impacto en el D.F. provocando una mayor concentración de las actividades económicas y, por consecuencia, de la población.

A partir de la década de los cuarenta, se inició un crecimiento rápido como consecuencia de la migración del campo a la ciudad, y en la década de los cincuenta se inició el proceso de metropolización, el desarrollo del Estado de México fue provocado por la dinámica industrial y el crecimiento demográfico.

En la década de 1960 se incorporaron a la ciudad algunos municipios del Estado de México como Chimalhuacan, Nezahualcóyotl, Ecatepec, Atizapán de Zaragoza, Coacalco, Cuautitlán, Huizquilucan, La Paz y Tultitlán. En esta época la ZMCM contaba con una población de 5.1 millones de habitantes.

En la década de 1970 continuó el crecimiento de la ZMCM con la integración del Valle de Chalco. En 1980 la población era de 13.7 millones, de los cuales el 35% se encontraba localizada en territorio del Estado de México.

En el año de 1995 la población de la ZMCM era de 16.6 millones, la cual estaba distribuida en las 16 delegaciones del D.F. y 32 municipios del Estado de México.

En la actualidad, hay 20 millones de habitantes en la zona metropolitana los cuales necesitan agua potable para poder subsistir, además se encuentran cientos de industrias que requieren una cantidad adicional de agua para llevar a cabo sus actividades productivas.

Por otro lado, la ciudad de México se encuentra a una altitud media de 2240 m.s.n.m., lo cual hace aún más grave el problema, debido a que se debe de bombear el agua que se requiere en el D.F. de la cual, un elevado porcentaje se trae desde cuencas lejanas y muy por debajo del nivel de la ciudad de México.

Este es un problema que se debe de solucionar de manera inmediata, ya que, actualmente, algunas colonias populares les llega de manera limitada el líquido y de calidad bastante dudosa, como es posible observar a simple vista. Mientras en otras colonias existe escasez total del agua por varias semanas.

Actualmente, se está promoviendo por parte del gobierno federal, que todos los municipios traten sus aguas residuales antes de ser descargadas a los cuerpos de agua, y de esta manera mantener el equilibrio ecológico y preservar las fuentes de abastecimiento de agua. Esto se quiere lograr mediante la implantación de tarifas que dependen de las cantidades y tipos de contaminantes que se arrojan a estos cuerpos de agua.

De lo anterior nace una interrogante, si se va a gastar en el costo del tratamiento de estas aguas residuales, ¿Por qué no convertir ese costo en una inversión, al aprovechar la calidad del agua tratada?

La calidad del efluente del tratamiento podría ser suficiente para que el agua pueda ser reutilizada en actividades donde actualmente se utiliza agua potable, lo cual no es necesario.

Más aún, se puede plantear otra propuesta no del todo alejada de la realidad y que se puede implantar de ahora en adelante.

La propuesta es la siguiente: Separar las aguas residuales, por un lado las aguas negras y por el otro lado las aguas jabonosas o aguas grises. Esto es debido al alto contenido de materia orgánica en descomposición que contienen las aguas negras, las cuales se pueden tratar básicamente por medios biológicos. Las aguas jabonosas contienen principalmente fosfatos y surfactantes que provienen de los detergentes utilizados para el lavado de ropa y los productos de aseo personal que son arrojados al agua durante la ducha.

De esta manera, se evita la mezcla de todos los contaminantes en un efluente común y se tienen dos aguas residuales de diferentes calidades. Una con un alto contenido de materia orgánica en descomposición, como lo son las aguas negras; y otra con bajo contenido de esta materia, pero sí con bastante jabón y productos desechados durante la limpieza de la ropa y de la propia persona.

El agua jabonosa es posible depurarla con procesos fisicoquímicos, los cuales producen un efluente bastante aceptable y en un tiempo relativamente muy corto. El agua tratada por este método se puede llevar hasta la calidad que se desee, pero si se quiere utilizar en actividades que no requieren de agua potable, se puede sustituir por agua depurada mediante este tratamiento y utilizar el agua potable únicamente para actividades que lo requieran.

Con esta solución se pretende atacar el problema por los dos márgenes, por un lado, se disminuye la cantidad de agua que se debe de traer desde cuencas lejanas debido a que la demanda de agua potable es menor; y por otro lado el costo de bombeo también es menor, porque el agua que se someterá al tratamiento se tiene en el lugar y no es necesario bombearla.

De esta manera, los costos que actualmente se utilizan en la construcción de infraestructura y bombeo, en el futuro, no muy lejano, se utilizarán en el tratamiento y depuración de aguas residuales de cualquier tipo.

Este trabajo tiene como finalidad principal buscar una alternativa de tratamiento para depurar las aguas residuales jabonosas, la cual debe ser económica, compacta, de fácil manejo y mantenimiento, y con posibilidad de automatización para ser utilizada en zonas habitacionales y capaz de producir un efluente con una calidad que le permita ser reutilizado dentro de actividades domésticas en sustitución del agua potable, cuando sea posible.

## **1.1 OBJETIVOS**

### Objetivo General

Depurar, a nivel laboratorio, un agua residual jabonosa de origen doméstico mediante procesos fisicoquímicos para su reutilización en actividades donde no sea necesaria la calidad del agua potable.

### Objetivos Específicos

- Producir un agua que sea reutilizable partiendo de aguas jabonosas provenientes del lavado de ropa y ducha como fuente para este fin.
- Obtener un agua clara, sin olor y con una calidad que no produzca desconfianza que cumpla con los parámetros fisico-químicos de la NOM – 003 – ECOL – 1997.
- Establecer un tren de tratamiento, a nivel laboratorio, para la depuración de este tipo de aguas.

## 1.2 ALCANCES

En esta sección se describen los alcances que se cumplieron en la fase de experimentación y de la misma manera, en la sección siguiente, se describen las limitantes.

Los parámetros fisicoquímicos que se analizaron fueron los siguientes: materia orgánica medida como DQO, fosfatos, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, turbiedad, alcalinidad y pH. Esto fue para evaluar de la eficiencia de los tratamientos propuestos.

El análisis de precipitación de fosfatos se realizó solamente con dos reactivos: hidróxido de calcio y sulfato de aluminio, ajustando el pH con hidróxido de sodio.

Se determinó la cantidad de lodo fisicoquímico, el cual se obtiene como subproducto de la precipitación de los fosfatos, sin realizar pruebas de tratabilidad para el tratamiento de dicho residuo.

Se realizó una comparación sobre los costos que se derivan del tratamiento de cada reactivo para compararlos con los porcentajes de remoción y de esta manera seleccionar un reactivo para la precipitación de los fosfatos.

Al final se establece una propuesta de tratamiento para la purificación de aguas residuales jabonosas de origen doméstico.

## 1.3 LIMITACIONES

En esta sección se mencionan las cosas que no cubre este trabajo.

No se realizó un programa de monitoreo y muestreo de agua jabonosas y el agua analizada en los ensayos proviene de una vivienda familiar de cuatro personas de la Ciudad de México.

No se realizó un diseño de experimento para el proceso de filtración y adsorción, se utilizó solamente para obtener resultados del agua purificada.

No se determinó el parámetro de coliformes totales, coliformes fecales y huevos de helminto debido a que en estudios preliminares se realizó una determinación de este parámetro después de la precipitación de los fosfatos y el resultado presentó ausencia de estos microorganismos en el agua, por lo que se omitió el parámetro en la lista de los parámetros de calidad del agua.

Como se mencionó anteriormente, el lodo fisicoquímico que resulta de la precipitación de los fosfatos no fue sometido a experimentos de tratabilidad.

El tren de tratamiento que se propone no incluye dimensiones ni especificaciones de equipos para su funcionamiento.

## 1.4 DESCRIPCIÓN BREVE DE LA ESTRUCTURA DEL INFORME

Este trabajo consta de lo siguiente:

Primeramente se presenta un panorama general sobre las aguas residuales jabonosas en el cual se incluyen definiciones, tratamientos actuales a nivel nacional e internacional, reutilización de efluentes y algunos aspectos referentes al tema de aguas grises.

Enseguida, un resumen bibliográfico acerca de los procesos de precipitación química y de la adsorción; así como también de las operaciones unitarias de sedimentación y filtración. Esto es para conocer los conceptos básicos y los parámetros que se deben tomar en cuenta para cada uno de los ensayos que se realizaron en la fase de experimentación.

También se presenta un capítulo en el que se explica todo lo relacionado a la etapa de experimentación. En éste se describe cada fase del desarrollo de los análisis para cumplir el objetivo. Se incluye además un esquema del diseño de experimentos y una explicación sobre la selección del método para llevar a cabo el tratamiento del agua jabonosa.

En el capítulo 5 se presentan los resultados obtenidos en la experimentación. Aquí se pueden ver los porcentajes de remoción que se obtuvieron durante la realización de los experimentos en cada etapa del tratamiento. También se indica el análisis estadístico realizado a los resultados para seleccionar el mejor método.

Por último se presentan las conclusiones a las que se llegó con la realización de este trabajo y algunas recomendaciones a seguir si se desea continuar con el estudio de tratabilidad para la depuración de aguas jabonosas.

---

## **CAPÍTULO 2. AGUAS GRISES**

## 2 AGUAS GRISES

En este capítulo se presenta todo lo relacionado con el tema de las aguas residuales jabonosas, también denominadas "aguas grises" o su nombre en inglés "gray water". Al decir todo lo relacionado con el agua gris, significa que se hablará de su definición, generación, contaminantes que contiene, tratamientos que necesita este tipo de agua para ser tratada, reutilización del agua gris, etc.

### 2.1 ¿QUÉ ES EL AGUA GRIS?

El agua gris es un agua que ha sido utilizada dentro del hogar en diversas labores y tiene una calidad menor que el agua potable y mayor que un agua residual negra. El agua gris proviene de las descargas de la lavadora, lavabo, ducha, y lavado y enjuagado de ropa. El agua gris no incluye descargas del wc, fregadero y lavado de trastes debido a que esta agua contiene un alto contenido de materia orgánica.

De acuerdo a lo anterior se puede decir que, un agua gris es un agua desechada de diversas labores del hogar con un alto contenido de jabón, detergentes y productos de limpieza e higiene personal; además tiene un muy bajo contenido de materia orgánica.

### 2.2 PRODUCCIÓN DE AGUA GRIS

La dotación de agua potable que es destinada a cada persona es utilizada en diferentes actividades, cada una de estas actividades consume un porcentaje diferente del total de la dotación proporcionada. Las actividades en las que se distribuye el agua potable utilizada son, a grandes rasgos: escusado, ducha y lavabo, lavado de trastes, riego y cocina. Los porcentajes que consume cada actividad se pueden ver en la figura 3.1, según Ortiz 1991.

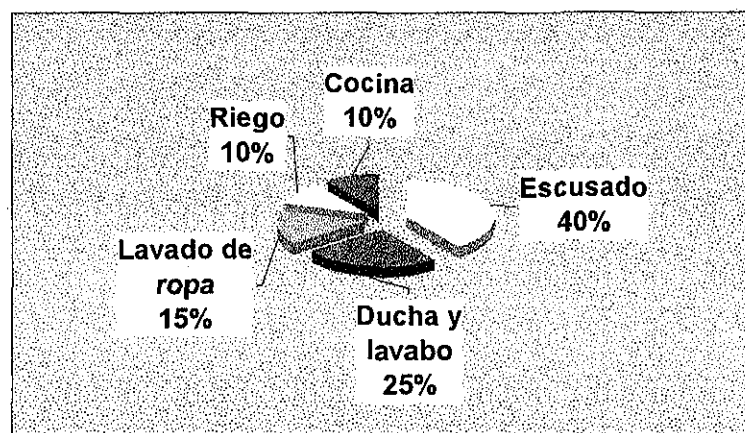


Figura 2.1 Distribución de la dotación del agua potable

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Cada una de las actividades descritas producen un agua residual con diferentes calidades, las cuales van desde solamente sólidos suspendidos hasta otras que contienen grandes concentraciones de materia orgánica y bacterias que producen enfermedades. La descarga que contiene mayor concentración de carga orgánica es la del w.c., después le sigue en orden la del fregadero, donde se lavan los trastes con restos de comida; por lo tanto estos dos tipos de descargas no se pueden considerar como agua gris.

El agua consumida en el riego se considera perdida debido a que ésta se infiltra y no sale como descarga por el drenaje. Las descargas que restan son las de la ducha, la del lavabo y la del lavado de ropa, las características de esta agua residual son diferentes entre si ya que una proviene del aseo personal y la otra de la limpieza de la ropa que se usa para vestir; pero, ya que ambas descargas en general son parecidas, se pueden unir y formar una descarga compuesta que será la de las aguas grises.

La justificación de unir estas dos descargas es que contienen una gran cantidad de jabón y detergente y, aunque contienen una cantidad pequeña de materia orgánica, se pueden juntar y formar una mezcla homogénea de agua jabonosa con una calidad mejor que la de las aguas negras.

De acuerdo con los porcentajes presentados en la gráfica de la figura 3.1 se tiene que el agua gris formará el 40% de la dotación proporcionada de agua potable.

### **2.3 ¿QUÉ CONTIENE EL AGUA GRIS?**

Dependiendo de las costumbres de lavado de ropa y aseo personal, productos de limpieza utilizados como detergentes, jabones, shampoos, cremas, gel, etc.; será la calidad y cantidad de los contaminantes que se encuentran en las aguas grises.

En consecuencia, el agua gris contiene los ingredientes con los cuales están elaborados los productos de limpieza e higiene personal. En general, se pueden mencionar los siguientes: tensoactivos, surfactantes, suavizantes, ablandadores (fosfato de sodio), proteínas, una gran cantidad de fosfatos y compuestos de sodio.

En la actualidad, se fabrican productos de limpieza, principalmente los detergentes, con compuestos químicos que son biodegradables y por lo tanto, el impacto que éstos producen al ambiente es bajo.

Como se mencionó anteriormente, el agua gris contiene una gran diversidad de contaminantes que llegan a ella en el hogar; pero, los fosfatos se encuentran en gran cantidad dentro de estas como ortofosfatos en forma disuelta (Schwuger, 1996).



El fósforo en el agua residual puede estar presente en tres formas: ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. Comúnmente, la mayor parte del fósforo que contiene el agua residual proviene de las cocinas, desechos humanos, y fósforo inorgánico el cual es componente de varios detergentes usados en el hogar.

Los desechos humanos y de la cocina conforman del 30 al 50% del fósforo que contiene al agua residual. El resto del fósforo, es decir, del 70 al 50% proviene de los detergentes (Cheremisinoff, 1994).

Debido a lo anterior se puede decir que el total del fósforo que contiene el agua gris proviene de los detergentes que se usan en el hogar para la limpieza de la ropa.

En ejemplo de caracterización de agua gris se encuentra en [www.greywater.com](http://www.greywater.com). Estas aguas eran generadas en unos departamentos multifamiliares. A continuación, en la tabla 2.1, se presentan los valores de algunos parámetros correspondientes a la caracterización del agua gris.

Parámetro	Valor [mg/l]
DBO <sub>5</sub>	208
Fósforo Total	19
N. Kjeldahl	9
Sólidos Totales	640

Tabla 2.1 Caracterización de agua gris

Otra caracterización, de acuerdo con [www.greywater.com](http://www.greywater.com) fue la reportada por Findley, 1967. Las cantidades promedio se muestran en la tabla 2.2.

Parámetro	Valor [mg/l]
DBO <sub>5</sub>	283
SS	150
N Total	13
P Total	26
P* Total	4

\* Fósforo que no corresponde a los detergentes

Tabla 2.2 Caracterización de agua gris reportada por Findley, 1967.

## 2.4 SEPARACIÓN DE EFLUENTES Y REUSO

En la actualidad se están llevando a cabo un gran número de medidas en todo el mundo acerca del ahorro de agua debido a la escasez de ésta. Las regiones áridas son las que más estudios han realizado para el ahorro de este líquido. La reflexión acerca del "no desperdicio" del agua conforma una serie de medidas entre las cuales se pueden enumerar las siguientes:

- 
- Utilización de los efluentes de las plantas de tratamiento para riego de parques, jardines, campos de cultivo y otros lugares donde se pueda utilizar este tipo de agua.
  - Potabilización a partir del agua residual con tratamientos terciarios.
  - Separación de efluentes de aguas grises de las aguas negras para que las primeras puedan utilizarse en sustitución del agua potable en algunas circunstancias.

La medida que se menciona en primer lugar es la primera que se comenzó a aplicar en los primeros países que iniciaron con la cultura del reúso del agua debido a que era un desperdicio regar los cultivos con agua potable sin ser necesario utilizar este tipo de agua.

Esta medida se fue difundiendo por todo el mundo como una reutilización del agua que ha recibido un tratamiento y sirve en sustitución del agua potable que puede ser utilizada para dotar de agua a otras personas que la necesitan.

Debido al aumento excesivo de la población mundial, los ríos que antes recibían las descargas de las aguas residuales de la población comenzaron a saturarse de contaminantes a tal grado que su poder de autopurificación fue insuficiente para degradar los contaminantes arrojados dentro de ellos. Con esto fue necesario establecer una legislación que obliga a los municipios a tratar sus aguas residuales antes de ser arrojadas a los ríos y cualquier cuerpo receptor de agua.

El agua que recibió un tratamiento, el cual tuvo un costo determinado, puede servir en algunas actividades y no solamente ser desechada a un río. Una de las actividades en las que puede ser aprovechada este tipo de agua es en el riego de campos de cultivo, áreas verdes, lavado de autos u otras diversas actividades donde regularmente se utilizaba agua potable. Con esto se disminuye un poco el consumo excesivo del agua potable y se reduce la explotación de acuíferos que día con día son menos eficientes para proveer de agua a la gran población de todo el planeta.

Conforme avanza el tiempo, la población crece, los problemas de agua son más graves y se deben de tomar nuevas fuentes de agua potable. El agua que una vez fue residual puede llegar a convertirse en potable con ciertos tratamientos terciarios que la pueden llevar hasta este estado.

Para que un agua residual municipal pueda ser arrojada a un río, necesita ser depurada con un tratamiento secundario, con lo cual se consigue que el agua tenga ciertas características que no producirán problemas de salud a la vida acuática y a la humana. Un tratamiento terciario con carbón activado y ultrafiltración con osmosis inversa puede lograr que esta agua sea potable y pueda ser distribuida a la población sin ningún problema.

Además, con esto se atacan varios problemas que requieren de una solución. Por un lado se necesita de agua potable para la población y por otro se tiene una sobreexplotación de los acuíferos que, cada vez son mas deficientes. Con esta medida se purifica el agua que se tiene disponible en el lugar sin traerla desde las profundidades de los acuíferos, lo cual requiere de un gasto; y además se utiliza el agua que tiene una calidad aceptable para llevarla hasta un nivel de potable.

Existe mucha desconfianza por parte de la población al saber que se les está distribuyendo un tipo de agua que poco antes desecharon de sus casas como agua residual, pero el tratamiento a que está sometida el agua residual puede llevarla hasta una calidad mucho mejor que cualquier acuífero y posiblemente a un costo menor ya que no se necesita bombear desde las profundidades de los acuíferos y posteriormente darles un pequeño tratamiento para su completa potabilización.

Otra medida que se ha propuesto para combatir la excesiva demanda de agua potable es la separación de efluentes de aguas grises de las aguas negras. Esto es con el fin de que el agua gris, la cual tiene una mejor calidad que el agua negra, pueda ser reutilizada como tal para las descargas del inodoro donde actualmente se utiliza el 40% de la dotación del agua potable, como se puede ver en la figura 2.1.

Esta medida reduciría la demanda de agua potable de la población y por lo tanto será menor el agua residual generada.

En la actualidad el problema es aun más grave y urge que se tomen medidas para el ahorro del agua.

Actualmente en todo el mundo se llevan a cabo estudios sobre el tratamiento, ahorro y reuso del agua. Aun más en los lugares donde el agua es más difícil de encontrar en el subsuelo, tal como en los lugares muy áridos, un ejemplo es el estado de Arizona, en Estados Unidos.

En esta región de los Estados Unidos el problema del agua recibe una especial atención por parte de las autoridades. La Universidad de Arizona tiene realizado un estudio acerca del reuso del agua gris en los hogares y la captación del agua de lluvia para que estas dos fuentes sustituyan al agua potable en algunas actividades.

En 1998 The Water Conservation Alliance of Southern Arizona comenzó un estudio sobre el agua gris residencial en la zona de Tucson, Arizona. Este estudio fue enfocado básicamente a determinar el número de hogares que en la actualidad reutiliza el agua gris que ellos mismos generan.

Una encuesta escrita se envió a los domicilios donde se hacían ciertas preguntas acerca del reuso del agua gris. Del total de las encuestas enviadas a los domicilios para el estudio, solamente el 29% regresaron las respuestas de la encuesta; del

---

100% de las respuestas, el 8.4% de los hogares si reutiliza su agua gris; del 100% del agua gris generada en esos hogares, el 13% se reutiliza y el resto se tira (<http://www.watercasa.org/research/residential/resindex.htm>).

Lo anterior indica que del 100% del agua gris generada en los hogares seleccionados para el estudio, se tiene la seguridad de que se reutiliza solamente el 0.32 %.

La mayor parte del agua gris reutilizada se aplica a riego de jardines, riego de cultivos y una pequeña parte en recarga de acuíferos.

Los resultados de este estudio muestran que la cultura de reuso del agua gris es muy escasa y apenas comienza a difundirse alrededor del mundo. Además esta cultura está un poco más establecida en lugares donde el problema del agua es mayor como por ejemplo en regiones áridas, pero aún falta mayor difusión de la información y de la manera en que la gente puede reutilizar esta agua en diversas actividades dentro del hogar.

En México se han realizado algunos proyectos relacionados con el reuso del agua. Por ejemplo, la unidad habitacional de Villa Panamericana ubicada al sur del D.F. se construyó, en 1985, un conjunto de cuatro edificios ecológicos, los cuales separaban las aguas grises de las aguas negras para que pudieran ser tratadas y reutilizadas posteriormente por los mismos habitantes de los edificios. El agua gris solamente provenía de la ducha y del lavabo, el agua del lavado de ropa es enviado junto con el agua negra hacia el drenaje municipal.

El sistema contaba con una pequeña planta que removía los sólidos, el color y desinfectaba el agua para que se pudiera enviar hacia el sistema de reuso de los mismos edificios. La planta solamente funcionó por muy poco tiempo, alrededor de un año, desde entonces el agua gris es enviada también hacia el colector de aguas negras.

Por otra parte, en la ciudad de Querétaro se está construyendo actualmente un fraccionamiento en el cual se tienen dos sistemas que lo abastecen de agua, una línea de agua potable y otra línea de agua tratada, la cual es destinada para la descarga del inodoro, riego de jardines y lavado de autos. Con este proyecto se tiene planeado ahorrar un 44% de agua potable.

Existen una serie de medidas para combatir la escasez de agua en el mundo tales como las que se mencionan anteriormente y otra es el tema desarrollado en esta tesis.

La medida que aquí se menciona es la de separar los efluentes de aguas grises de las aguas negras, pero separar la totalidad de las aguas grises, es decir, el agua que proviene de la ducha, lavabo y lavado de ropa. Este efluente recibirá un tratamiento fisicoquímico para remover los contaminantes que contiene y de esta

manera pueda ser reutilizado en las mismas actividades que generaron este tipo de agua.

Con esta otra contribución para el ahorro del agua se tiene una opción más para adoptar medidas para combatir la sobreexplotación de los acuíferos. Además con esta aportación se pueden diseñar nuevos desarrollos habitacionales con este sistema para el ahorro del agua. El tratamiento del agua gris se puede llevar a cabo de manera automatizada en la parte inferior de cada edificio para que sea fuente de agua de reuso para el mismo inmueble.

Para lograr que el agua pueda ser reciclada en las actividades que se proponen será necesario cumplir con la norma NOM-003 –ECOL-1997 que establece los límites máximos que debe de cumplir un agua que es destinada para el reuso.

---

**CAPÍTULO 3. GENERALIDADES SOBRE LAS  
OPERACIONES UNITARIAS**

### 3. GENERALIDADES SOBRE LAS OPERACIONES UNITARIAS

En este capítulo se describen de manera breve los procesos y las operaciones unitarias de las cuales consistieron las pruebas de tratabilidad para eliminar los contaminantes que contenía el agua gris.

Una vez que se describieron las características de las aguas grises, su composición y la manera en que éstas pueden reutilizarse, se definió la manera en la cual podían ser depuradas para su futuro reciclamiento.

La selección de los procesos se realizó considerando varios aspectos relativos a la composición del agua y a la manera de remover los contaminantes.

Debido a que las aguas grises contienen gran cantidad de fosfatos y estos se pueden eliminar por la vía biológica y por la vía química, se debió de decidir por cual se los métodos era más factible. Para esto se consideró lo siguiente:

- El agua debía depurarse relativamente rápido dependiendo de los requerimientos de agua por parte de los usuarios.
- Debía de ocuparse una superficie de terreno pequeña donde se lleve a cabo el tratamiento.
- El sistema de tratamiento debe tener la posibilidad de trabajar automáticamente para requerir el personal menor posible.

De acuerdo a las necesidades anteriormente descritas, se concluyó que el mejor camino para eliminar los fosfatos del agua gris es por la vía química, por lo tanto se procedió a experimentar con la **PRECIPITACIÓN QUÍMICA** de los fosfatos seguida de una fase de **SEDIMENTACIÓN** para que los precipitados formados se remuevan en la parte inferior.

Inmediatamente después se propuso una fase de **FILTRACIÓN** para remover los sólidos suspendidos que no alcanzaron a sedimentar en la etapa anterior.

Para eliminar los contaminantes remanentes, como los tensoactivos, se propuso la **ADSORCIÓN** con carbón activado y de esta manera se obtendrá un agua con las características adecuadas para que pueda ser reutilizada dentro del hogar.

A continuación se presenta una descripción breve de la teoría de cada una de las fases de las cuales constan las pruebas de tratabilidad que se llevaron a cabo en la fase de experimentación de esta tesis.

### 3.1 PRECIPITACION QUIMICA

Cuando se habla de precipitación química en el tratamiento de aguas residuales se debe pensar en la adición de sustancias o productos químicos al agua con el único fin de alterar el estado físico de los sólidos disueltos para que puedan ser eliminados por sedimentación, ya que se forma un precipitado voluminoso constituido por los sólidos disueltos y el propio compuesto químico.

En la precipitación química se separan las sustancias disueltas de la solución. Los productos químicos añadidos son solubles y los iones liberados reaccionan con los iones existentes en el agua o agua residual para formar precipitados

Para la precipitación química se han empleado algunas sustancias de diversa naturaleza como por ejemplo sulfato de aluminio, cloruro férrico, sulfato férrico, sulfato ferroso (caparrosa) y cal. La claridad del efluente de este proceso unitario depende de la cantidad de productos que se agregan al agua. Con la precipitación química es posible remover del 80 al 90% de los sólidos totales suspendidos, del 40 al 70% de la DBO, del 30 al 60% de la DQO y entre el 80 y 90% de las bacterias (Metcalf y Eddy, 1996).

Son ejemplos de precipitación química: 1) la floculación del hierro por adición de cal al agua que contiene hierro, la reacción llega a su término por el oxígeno disuelto; 2) la precipitación del hierro y el manganeso del agua por aireación, siendo la reacción de oxidación por el oxígeno disuelto; 3) el ablandamiento del agua por la adición de cal para precipitar la dureza de carbonatos, y de carbonato de sodio para precipitar la dureza de los no carbonatos; 4) la precipitación de iones de fluoruros del agua por adición de fosfato tricálcico, o por su coprecipitación con los iones de magnesio en ablandamiento de aguas. La dosificación, mezcla y floculación o agitación son operaciones adjuntas necesarias; y subproductos los lodos provenientes de los productos químicos, como las impurezas que contienen (Fair et al, 1971).

Las sustancias que se le agregan al agua residual producen algunas reacciones con las sustancias que se encuentran normalmente en el agua. A continuación se describen, según Metcalf y Eddy (1996).

*Sulfato de aluminio.* Al agregar este compuesto al agua residual, reacciona con la alcalinidad que contiene, lo cual se puede ilustrar en la siguiente ecuación:



El hidróxido de aluminio insoluble es un flóculo muy gelatinoso que sedimenta en forma lenta y arrastra materia suspendida y además produce otras alteraciones.

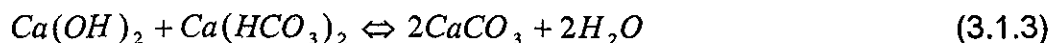
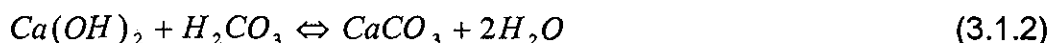


La alcalinidad indicada en la ecuación 3.1.1 esta expresa en forma de su equivalencia en carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) cuyo peso molecular es de 100. La alcalinidad necesaria para reaccionar con 10 mg/l de sulfato de aluminio es de:

$$10 \text{ mg/l} \times \frac{3 \times 100 \text{ g/mol}}{666 \text{ g/mol}} = 4.5 \text{ mg/l}$$

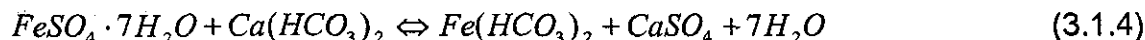
En el caso de que la alcalinidad del agua sea menor a este valor, se debe de aumentar hasta alcanzar este valor. Al agregar cal se puede aumentar la alcalinidad, pero, no es muy común hacerlo en el tratamiento de aguas residuales.

*Cal.* Al agregar cal al agua ocurren las siguientes reacciones:

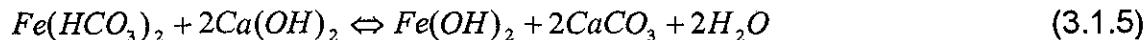


En consecuencia, se debe de agregar una cantidad de cal suficiente para que reaccione con el dióxido de carbono libre y con el ácido carbónico de los carbonatos ácidos produciendo el carbonato de calcio que actúa como coagulante.

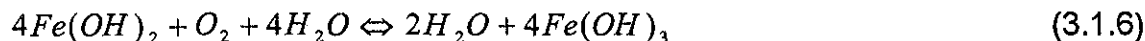
*Sulfato de hierro y cal.* El sulfato de hierro no es posible que actúe como precipitante individual, para que se forme el precipitado que se desea se debe de agregar al mismo tiempo cal. Si se agrega solamente sulfato de hierro ocurre la siguiente reacción:



Si además se agrega cal en forma de hidróxido, la reacción es:



En seguida, el hidróxido de hierro II se oxida a hidróxido de hierro III, debido a la presencia del oxígeno disuelto en el agua:



El hidróxido de hierro es insoluble y se forma un flóculo gelatinoso y voluminoso que se parece al flóculo del hidróxido de aluminio. De las ecuaciones anteriores, la alcalinidad necesaria para 10 mg/l de sulfato de hierro es:

$$10 \text{ mg/l} \times \frac{3 \times 100 \text{ g/mol}}{278 \text{ g/mol}} = 3.6 \text{ mg/l}$$

La cantidad de hidróxido de calcio necesario es:

$$10 \text{ mg/l} \times \frac{2 \times 56 \text{ g/mol}}{278 \text{ g/mol}} = 4.0 \text{ mg/l}$$

y la cantidad de oxígeno que se necesita es:

$$10 \text{ mg/l} \times \frac{32 \text{ g/mol}}{4 \times 278 \text{ g/mol}} = 0.29 \text{ mg/l}$$

La formación de hidróxido de hierro depende de la disponibilidad de oxígeno disuelto, por lo que la reacción de la ecuación 3.1.6 no se puede llevar a cabo en condiciones anaerobias o en aguas industriales que carezcan de oxígeno disuelto.

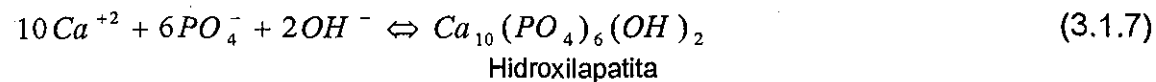
### 3.1.1 Precipitación de Fosfatos

El fósforo puede incorporarse a los sólidos biológicos (microorganismos) y a los precipitados químicos. La eliminación del fósforo mediante procesos biológicos no es el propósito de este estudio, mientras que la eliminación de éste mediante precipitación química si se analiza.

Los productos químicos utilizados para la eliminación del fósforo son: cloruro de hierro, sulfato de aluminio, sulfato de hierro y cal. También pueden utilizarse polímeros combinados con sales de hierro y aluminio. La cal es un producto poco utilizado debido a que causa un aumento muy notable en la producción de lodos.

La precipitación química del fósforo es posible lograrla mediante la adición de sales de iones de metales que contengan múltiples valencias, con esto se forman precipitados de fosfatos, los cuales no son solubles en el agua. Los metales que se utilizan para este propósito son: calcio [Ca (II)], aluminio [Al(III)] y hierro [Fe(III)].

La precipitación de fosfatos con calcio se presenta a continuación:



Se agrega calcio al agua en forma de cal,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . La cal que se agrega al agua reacciona con la alcalinidad natural del carbonato para precipitar  $\text{CaCO}_3$ . Cuando el pH del agua residual alcanza valores de 10, el exceso de iones de calcio reaccionarán con el fosfato, produciendo la reacción de la ecuación 3.1.7 para que la hidroxiapatita precipite.

La reacción que se produce en la precipitación del fósforo con sulfato de aluminio es la siguiente:



La ecuación anterior indica que una mol de aluminio precipitará una mol de fosfato. Sin embargo, esta ecuación es demasiado simple y se deben considerar las reacciones secundarias que pueden llegar a ocurrir, las constantes de equilibrio asociadas a la reacción, los efectos de la alcalinidad, pH, elementos traza y ligantes que se encuentran presentes en el agua (Metcalf y Eddy, 1996 y Fernández, 1994).

### 3.1.2 Remoción biológica de fosfatos

El otro método para remover el fósforo es por vía biológica, el cual se describe brevemente a continuación.

Los microorganismos utilizan el fósforo para síntesis celular y transporte de energía, debido a esto, el tratamiento biológico puede eliminar del 10 al 30% del fósforo presente en el agua. Bajo ciertas condiciones aerobias, los microorganismos consumen más fósforo del necesario. Se puede eliminar fósforo biológicamente generando condiciones ambientales adecuadas en forma secuencial.

Los Acinetobacter, que son los organismos encargados de la eliminación del fósforo, liberan el fósforo almacenado debido a la presencia de ácidos grasos volátiles (AGV) en condiciones anaerobias. Los AGV son un substrato importante para los Acinetobacter que compiten con los organismos heterótrofos por la supervivencia. Cuando existe una zona aerobia (óxica) después de una zona anaerobia, los organismos consumen mayores cantidades de fósforo de lo que habitualmente consumen. Esto es porque, aparte del mantenimiento celular, síntesis celular y transporte de energía, los microorganismos utilizan el fósforo para almacenarlo para su uso posterior. Posteriormente, el lodo que contiene el exceso de fósforo se purga o se evacua a una línea de lodo auxiliar para eliminar el exceso de fósforo, esto ocurre en condiciones anóxicas. Por lo tanto, el proceso biológico de eliminación del fósforo necesita alternar entre condiciones aerobias y anaerobias dentro del mismo proceso (Metcalf y Eddy, 1996)

### 3.2 SEDIMENTACIÓN

La sedimentación es una operación unitaria en la cual se remueven las partículas sólidas de un líquido mediante la diferencia de peso específico que existe entre las partículas y el líquido que las contiene. Al disminuir la velocidad horizontal del agua, las partículas sólidas, las cuales tienen un peso específico mayor al del agua, se van al fondo del recipiente que contiene al líquido.

Esta operación unitaria es utilizada dentro de las plantas de tratamiento de aguas residuales y plantas potabilizadoras como tratamiento primario para eliminar los sólidos sedimentables que contiene el agua al entrar a cualquiera de estos dos tipos de plantas.

Posteriormente esta operación también es utilizada después del tratamiento biológico o químico para remover sólidos que se formaron durante estos procesos.

Existen tres tipos de sedimentación, los cuales dependen de la naturaleza de los sólidos que se encuentran en suspensión. Los tipos de sedimentación se mencionan a continuación (Ramalho, 1991):

1. *Sedimentación discreta.* En este tipo de sedimentación las partículas que sedimentan mantienen su tamaño y su forma durante la precipitación, y por lo tanto la velocidad de sedimentación de cada partícula es constante desde el inicio hasta que se deposita en el fondo. Como ejemplo de este tipo de sedimentación se puede mencionar la que ocurre en un desarenador, en este tanque se depositan las arenas al disminuir la velocidad del agua y estas sedimentan de manera individual, es decir, no se aglomeran.
2. *Sedimentación con floculación.* La sedimentación de este tipo se caracteriza por la formación de partículas de mayor tamaño que las que existen inicialmente. Estas nuevas partículas formadas se denominan floculos y se forman cuando se aglomeran partículas de menor tamaño al ir descendiendo, de esta manera la partícula va aumentando su tamaño y también aumenta su velocidad de descenso. Este tipo de sedimentación se presenta en los sedimentadores primarios.
3. *Sedimentación por zonas.* Esta es otro tipo de sedimentación donde se presenta una interface entre la zona de la masa de lodo y la zona de agua clarificada. La zona donde se encuentra la mezcla de lodo con agua se va haciendo cada vez más pequeña y la concentración de lodo va aumentando conforme baja la línea que marca la parte superior de esta zona. Este tipo de sedimentación se presenta en los sedimentadores secundarios que están ubicados después de los lodos activados.

### 3.3 FILTRACIÓN

La filtración es una operación unitaria física, y en algunas ocasiones, biológica que tiene como función principal separar las impurezas suspendidas del agua que las contiene mediante el paso a través de un medio poroso.

La misión de los filtros es retener, en la superficie ó en el seno del lecho filtrante, las partículas que contiene un líquido. La primera se le conoce como filtración en superficie y a la segunda se le conoce generalmente como filtración a profundidad. La filtración en superficie efectúa sobre un elemento soporte, y a la filtración a profundidad a través de un lecho filtrante único o de varios estratos.

La elección entre los diversos tipos de filtración sobre lecho filtrante, depende de diversos criterios entre los cuales están (Shulz, 1990):

- Gasto y características del agua a filtrar, de sus impurezas y de su evolución con el tiempo.
- Calidad del filtrado que debe de obtenerse y tolerancias admitidas.
- Calidad del aglomerado de las materias retenidas, si se tiene como fin su recuperación.
- Condiciones de instalación.
- Posibilidades y medios disponibles para el lavado.

Existen dos tipos generales de filtros en el tratamiento de agua: el filtro lento y el filtro rápido, ambos de arena.

Un filtro lento de arena contiene una capa de arena fina no clasificada, por la cual pasa el agua a filtrar con una velocidad lenta, este tipo de filtro se debe de limpiar cada cierto periodo raspando una capa delgada de arena sucia de la parte superior del filtro. La arena se lava y después de varias raspaduras, se regresa al filtro.

Un filtro rápido se compone de una capa de arena clasificada, o en algunas ocasiones de un medio filtrante grueso colocado encima de la capa de arena, este tipo de filtro puede filtrar el agua a velocidades altas. Los filtros rápidos de arena se limpian por medio de un retrolavado.

Se utiliza una filtración sobre lecho filtrante, cuando la materia que debe retenerse es relativamente grande y las dimensiones de los medios porosos son relativamente pequeñas. La arena para filtros rápidos es de diámetro menor a 2 mm.

Para que sea eficaz, es necesario que las materias puedan penetrar profundamente dentro del lecho y no lo ocluyan en su superficie, por este motivo se deben elegir cuidadosamente tanto la granulometría como la profundidad efectiva del filtrado.

Esta filtración puede efectuarse sin un acondicionamiento mediante filtración lenta ó rápida cuando sólo se desea reducir su contenido en materias en suspensión, sin actuar sobre su color ó su contenido en materias orgánicas.

Cuando se pretende obtener la clarificación óptima de un agua, por filtración rápida es necesario acondicionarla previamente por adición de reactivos, con o sin decantación, como es el caso del agua para abastecimiento.

La filtración es utilizada para (Jiménez, 1995):

- Disminuir la carga de sólidos y material coloidal en el agua.
- Remover partículas y materia coloidal no sedimentable después de la floculación biológica o química.
- Reducir los sólidos suspendidos, turbiedad, fósforo, materia orgánica (medida como DBO y DQO), bacterias y virus.
- Mejora la eficiencia y reduce el costo de desinfección a través de la remoción de materia orgánica suspendida y otras sustancias interferentes

Un filtro se ocluye a medida que su lecho se carga de materias retenidas. Cuando la oclusión alcanza un valor excesivo ó la calidad del filtrado no es aceptable, debe procederse al lavado del lecho filtrante, con el objeto, de conservar en el lecho sus cualidades iniciales. De lo contrario, el material filtrante debe retirarse para su limpieza completa o para ser reemplazado.

El buen funcionamiento de un filtro depende del perfecto reparto del agua a filtrar, del agua de lavado y, eventualmente del aire, si se utiliza en el lavado.

Otras características del diseño importantes son: la forma de recolección del agua filtrada, la distribución del lavado, y el sistema que se adopte como soporte de lecho filtrante.

Según las características de las partículas que deben retenerse, puede efectuarse filtración sobre una capa de mayor ó menor altura, de material homogéneo, sobre dos o varias capas de diferentes granulometrías de materiales homogéneos a cada nivel o por último, sobre una o varias capas de materiales de granulometría totalmente heterogénea y escalonada.

La eficacia de un filtro depende, fundamentalmente, del sistema de regulación del gasto, la regulación individual, si existe, debe de amortiguar cualquier fluctuación y la regulación del conjunto de la instalación debe evitar los picos importantes de gasto, en cada filtro, tanto en la operación como durante la fase de lavado, ya que,

en caso contrario, las materias retenidas por el medio atraviesan rápidamente el lecho.

Para asegurar una buena filtración, un filtro debe reunir numerosas condiciones. No existe un filtro universal, sino filtros adaptados especialmente a cada uno de los problemas que se plantean.

### **3.3.1 Filtración rápida**

En el proceso de filtración rápida el agua atraviesa el lecho filtrante a velocidades de 4 a 50 m/h. Un filtro rápido consiste en un lecho de profundidad variable entre 80 cm y varios metros (Shulz, 1990).

La acción biológica es prácticamente nula; se observa solamente una nitrificación en ciertos casos en los cuales se limita la velocidad, el contenido en oxígeno es suficiente y se encuentran en el agua bacterias nitrificantes en condiciones nutritivas favorables.

En general, puede decirse que cuanto más fina es la arena, menor puede ser el espesor de la capa filtrante pero mayores serán las pérdidas de carga media y máxima.

### **3.3.2 Granulometría**

Para definir las características de los medios de filtración se utilizan los conceptos de tamaño efectivo y coeficiente de uniformidad. El tamaño efectivo (TE; P10) es el tamaño de partícula, en milímetros, de tal manera que el 10% de las partículas en peso son menores y el 90% son mayores. La distribución del tamaño se caracteriza por el coeficiente de uniformidad (CU), el cual es la relación de los tamaños P60 a P10. Estos dos parámetros deben determinarse para identificar un material filtrante particular mediante análisis con tamices convencionales (Shulz, 1990).

La mayoría de los filtros en los Estados Unidos consisten de arena con un tamaño efectivo de 0.45 a 0.80 mm y un coeficiente de uniformidad entre 1.3 y 1.7. La profundidad del lecho filtrante debe ser suficiente para evitar que las impurezas que contiene el agua puedan salir por la parte inferior del filtro, y se determinan mejor mediante pruebas piloto de filtración, principalmente si se está considerando un medio filtrante no convencional (Shulz, 1990).

	<b>FILTROS LENTOS DE ARENA</b>	<b>FILTROS RÁPIDOS DE ARENA</b>
<b>Velocidad de filtración</b>	0.1 a 0.4 m/h	4 a 21 m/h
<b>Tamaño del lecho</b>	Extenso, 2000 m <sup>2</sup>	Pequeño de 40 a 400 m <sup>2</sup>
<b>Profundidad del lecho</b>	30 cm de grava, 90 a 110 cm de arena, usualmente reducido mediante raspado a no menos de 50-80 cm	30 a 45 cm de grava, 60 a 70 cm de arena, no reducida mediante el lavado.
<b>Tamaño de la arena</b>	Tamaño efectivo 0.20 a 0.30 mm, coeficiente de uniformidad 2 a 3	Tamaño efectivo 0.55 mm y mayores; coeficiente de uniformidad 1.5 y menor, dependiendo del sistema de drenaje inferior
<b>Distribución del tamaño de grano de la arena en el filtro</b>	No estratificado	Estratificado, con los granos más pequeños o ligeros en la parte superior y los más gruesos o pesados en el fondo
<b>Caída de presión</b>	Inicial de 6 cm.; final de 120 cm	Inicial de 30 cm; final de 240 a 275 cm.
<b>Duración del ciclo de filtración entre limpiezas</b>	30 a 60 días	24 a 72 horas
<b>Penetración de la materia suspendida</b>	Superficial	Profunda, particularmente con medios filtrantes dobles o mezclados
<b>Método de limpieza</b>	Raspando la capa superficial de arena y lavado y almacenando la arena lavada para reemplazo periódico del lecho	Desalojando y removiendo la materia suspendida mediante flujo ascendente o retrolavado que fluidifica el lecho. Posible uso de sistemas auxiliares de lavado.

Tabla 3.3.1.-Criterios de diseño para filtros  
(Fuente: Shulz, 1990)

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



### 3.4 ADSORCION

La adsorción es la recolección de una sustancia en la superficie de un sólido adsorbente, mientras que la absorción es la penetración de la sustancia colectada dentro del propio sólido. Con frecuencia, ambas ocurren simultáneamente. Aunque la adsorción y la absorción ocurren en la sorción por carbón activado y otros sólidos, la operación unitaria es referida como adsorción.

La adsorción puede ser clasificada como 1) adsorción física y 2) adsorción química.

La adsorción física es principalmente a dúo entre las fuerzas de Van der Waals y es un caso reversible. Cuando las fuerzas moleculares de atracción entre el soluto y el adsorbente son más grandes que las fuerzas de atracción entre el soluto y el solvente, el soluto será adsorbido en la superficie del adsorbente. La adsorción por carbón activado (CA) es un ejemplo de este tipo de adsorción. En la adsorción química, ocurre una reacción química entre los sólidos y el soluto adsorbido, y la reacción es usualmente irreversible. La adsorción química raramente es usada en ingeniería ambiental, a diferencia, la adsorción física sí es muy utilizada (Reynolds, 1997)

#### 3.4.1 Carbón activado

El carbón activado se utiliza desde hace mucho tiempo para potabilizar agua. El objetivo del uso del carbón activado, hasta la década de los ochenta, era la eliminación del olor y del sabor, o la eliminación del cloro residual libre que permanece después de la etapa de desinfección y que da un mal sabor al agua. (Groso, 1997).

Ahora, el CA también es utilizado para remover contaminantes orgánicos y sintéticos muy dañinos que se han encontrado en la mayor parte de las fuentes de agua potable, principalmente en los pozos profundos.

Debido a que el CA es utilizado, en gran medida, como principal adsorbente en el tratamiento de agua y agua residual, se proporcionan a continuación algunas de sus principales propiedades.

El CA puede fabricarse a partir de todo tipo de material carbonoso, sin embargo, cada una de las diferentes materias primas presentará características y calidades diferentes en el producto terminado. Este producto puede ser fabricado de numerosos materiales como la madera, aserrín, huesos de fruta y cáscaras de coco, carbón, minerales y residuos de petróleo.

En cuanto al proceso de activación, existen dos tecnologías básicas: térmica y por deshidratación química.

### 3.4.2 Activación térmica

Si se tiene material orgánico el proceso se inicia con su carbonización, la que debe realizarse a una temperatura baja en la que no se favorezca la grafitación. Si se parte de carbón mineral, la carbonización no es necesaria.

Lo siguiente es someter el carbón resultante a temperaturas cercanas a 1000 ° C, en ausencia de oxígeno y saturada de vapor de agua. En estas condiciones y al transcurrir un tiempo determinado, algunos átomos se gasifican en forma de CO<sub>2</sub>, y otros se recombinan y condensan en forma de placas grafiticas. Dichas placas tienden a ser pequeñas e imperfectas, y el tamaño y grado de imperfección depende principalmente de la materia prima.

El grado de activación es el área superficial generada en el CA. El grado de activación y el rendimiento dependen de las condiciones de operación del horno de activación, como son la temperatura, la composición de los gases, el tiempo de residencia del carbón y su flujo volumétrico. El rendimiento en general está entre el 0.25 y 0.50 kg de CA obtenidos por kilo de carbón. En lo que se refiere al grado de activación, este aumenta al disminuir el rendimiento (Groso, 1997).

Una vez que sale del horno, el CA debe ser enfriado antes de entrar en contacto con el aire. Esto se puede hacer en agua o en un equipo sellado con enfriamiento indirecto.

La parte final del proceso es la molienda del CA y cribado para proporcionar el rango buscado de tamaños de partícula.

### 3.4.3 Activación por deshidratación química

La activación de este tipo solo se puede aplicar a materias orgánicas blandas que estén formadas por moléculas de celulosa.

Primeramente se deshidrata el producto adicionándole ácido fosfórico, cloruro de zinc o carbonato de potasio. Enseguida se carboniza el material a una temperatura entre los 500 y 600 ° C, obteniéndose automáticamente la estructura porosa (Groso, 1997).

El producto que resulta se lava para dejarlo libre del producto químico que se utilizó para su deshidratación, por una parte. Y por otra, para recuperar y reutilizar este producto.

El grado de activación que se obtiene varía de acuerdo a la concentración del producto deshidratante que se utilizó.

Un material que es posible activarlo mediante estos dos procedimientos, se producirá un CA con el tamaño de poro un poco mayor mediante la deshidratación química.

### 3.4.4 Principales materias primas y sus efectos en las características del producto

Para la producción de CA se utilizan solamente unos cuantos materiales, a pesar de que se puede utilizar una gran variedad, debido a la disponibilidad, bajo costo, y la calidad de los productos producidos a partir de ellos. En la tabla 3.4.1 se muestran las materias primas que principalmente se utilizan en la producción de CA y algunas características de estos.

MATERIA PRIMA	MÉTODO DE ACTIVACIÓN	DUREZA [%]	RADIO MEDIO DE PORO [nm]	RADIO DE PORO DOMINANTE [nm]
Madera de pino	Deshidratación química	30 – 50	200 – 2000	50 – 10 000
Carbón mineral lignítico	Térmica	40 – 60	3.3	1 – 1 000
Carbón mineral bituminoso	Térmica	70 – 85	1.4	1 – 100
Concha de coco	Térmica	90 – 99	0.8	< 10

Tabla 3.4.1 Principales materias primas de fabricación de CA  
(fuente: Grosó 1997)

Las diferentes materias primas con las cuales se fabrica el CA presentan características particulares, dependiendo de estas es posible hacer una selección preliminar de un CA. En la tabla 3.4.2 se muestran las principales aplicaciones de los distintos tipos de CA en el tratamiento de agua.

### 3.4.5 Tipos de poro dentro de una partícula de carbón

Dentro de una partícula de CA existe una gran variedad de poros que se pueden clasificar, de acuerdo a la función que realizan, en poros de transporte y poros de adsorción.

Los poros de transporte tienen gran tamaño que llega hasta grietas de 0.1 mm, las cuales ya son detectables por la vista. En esta clase de poros, solo una de las paredes ejerce atracción sobre el adsorbato y entonces lo hace con poca fuerza, insuficiente para retenerlo. Por lo tanto, los poros de transporte actúan como caminos de difusión por los que circula la molécula hacia los poros de adsorción en donde existe una menor separación entre las paredes, debido a ello, éstas ejercen mayor atracción a las moléculas del adsorbato y de esta manera se lleva a cabo la adsorción. Los poros de adsorción tienen espacios de aproximadamente cinco veces el tamaño de la molécula que será adsorbida, por lo que las paredes ejercen mayor fuerza de atracción y de esta manera las partículas quedan retenidas.

Existe otra clasificación de los poros, es la de la IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) que se basa en el diámetro de éstos, de la siguiente manera:

microporos:            menores a 2 nm  
 mesoporos:            de 2 a 50 nm  
 macroporos:           de 50 a 100,000 nm

Los microporos son adecuados para retener moléculas de tamaño muy pequeño como son los compuestos muy volátiles como son olores, sabores y solventes. Los macroporos atrapan moléculas de gran tamaño como lo son los ácidos húmicos y fúlvicos. Los mesoporos atrapan moléculas que tiene tamaños entre los anteriores.

TIPO DE CARBÓN ACTIVADO SEGÚN SU ORIGEN	PRINCIPAL APLICACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE AGUA	OBSERVACIONES
Vegetal (madera de pino)	Agua residual con colores intensos y cantidades sustanciales de grasas, aceites y otros compuestos de alto PM. Potabilización de agua superficial con alto contenido de materia orgánica natural.	Se requiere de un CA macroporoso, ya que los contaminantes mencionados tienen un tamaño molecular relativamente grande. Usado en la industria textil, de alimentos y de petróleo. Como este CA es poco duro, normalmente se aplica como polvo.
Mineral lignítico	Agua residual cuyos contaminantes sean muy diversos, como es el caso de las aguas de procedencia municipal.	Este CA tiene poros de muy diversos tamaños, por lo que es adecuado en el caso de que los contaminantes sean de una gran gama de tamaños moleculares. La dureza de este carbón es relativamente baja.
Mineral bituminoso	Agua residual en la que predominen contaminantes de peso molecular intermedio. Potabilización de agua superficial o con un ligero color producido por algas.	La mayoría de los poros de este CA son mesoporos. Es menos duro que el de coco, pero más adecuado cuando hay una alta proporción de contaminantes no volátiles.
Concha de coco	Potabilización de agua de pozo. Eliminación de olor, sabor y compuestos volátiles en agua superficial. Agua residual contaminada con solventes volátiles o con otras moléculas de bajo peso molecular. Decoloración	Es el carbón con más proporción de microporos, por lo tanto es el más adecuado para retener moléculas pequeñas. Es el carbón utilizado cuando solamente se requiere decolorar, ya que es más duro y resiste la abrasión.

Tabla 3.4.2 Principales aplicaciones del Carbón Activado en el tratamiento de agua de acuerdo a su origen (fuente: Grosó 1997)

### 3.4.6 Parámetros que influyen en las propiedades de adsorción

Las principales características que promueven la adsorción de sustancias son la baja solubilidad en agua, los altos pesos moleculares, y la carga neutra. Una condición que afecta la solubilidad, está caracterizada por el concepto de polaridad, bajo este concepto, moléculas con carga neta neutra pueden aún tener centros de carga positiva ó negativa en diferentes puntos a lo largo de la molécula. Algunos compuestos pueden tener claramente centros de carga positiva y negativa en diferentes puntos de la molécula. Estos compuestos, se dice que tienen un carácter polar.

Los principales parámetros que afectan a las propiedades de adsorción son (Reynolds, 1996):

#### 1. Capacidad vs Cinética (Tasas)

Los parámetros de capacidad determinan las características de carga del carbón (concentración del adsorbato en la saturación del carbón). La capacidad máxima de adsorción del carbón es alcanzada en el punto de equilibrio

Los parámetros cinéticos condicionan solamente la velocidad de adsorción y tienen un efecto insignificante en la capacidad de adsorción.

#### 2. Área de superficie

La capacidad de adsorción es proporcional al área de intercambio (la cual está determinada por el grado de activación del carbón).

#### 3. Tamaño del poro

La distribución correcta de los tamaños de los poros es necesaria para facilitar el proceso de adsorción proveyendo sitios de adsorción, poros finos y canales apropiados para el transporte del adsorbato.

#### 4. Tamaño de las partículas

Las partículas más pequeñas proveen una tasa de adsorción más rápida (distancia más corta entre los lugares de adsorción).

Nota: El área total se determina por el grado de activación y la estructura del poro y no por el tamaño de la partícula.

#### 5. Temperatura

Las temperaturas bajas aumentan la capacidad de adsorción.

#### 6. Concentración del adsorbato.

La capacidad de adsorción es proporcional a la concentración del adsorbato (concentraciones altas proveen fuerzas impulsoras de mayor magnitud para el proceso de adsorción).

## 7. pH

La capacidad de adsorción aumenta en condiciones de pH bajo con el cual se disminuye la solubilidad del adsorbato.

## 8. Tiempo de contacto

Se requiere tiempo de contacto para alcanzar el equilibrio de adsorción y maximizar la eficiencia de adsorción.

## 9. Cenizas.

La ceniza es un componente inerte de carbón que reduce la actividad total del carbón. En la mayoría de los casos la ceniza soluble en agua es la consideración más importante a tener en cuenta.

## 10. Densidad aparente

Esta es significativamente más baja que la densidad sólida teórica y se usa para indicar la masa de actividad de un carbón (la masa de actividad es proporcional a la densidad aparente).

### 3.4.7 Isotermas de Adsorción

Los estudios de equilibrio de adsorción están definidos en una temperatura constante y se llevan a cabo a una temperatura constante, debido a esto se denominan isotermas de adsorción. Una isoterma simple puede describirse mediante la siguiente función (Groso, 1997):

$$q = f(c) \quad T = \text{constante} \quad (3.4.1)$$

en la que  $q$  es la concentración de la sustancia adsorbida por unidad de masa de adsorbente.

Para evaluar una isoterma de adsorción se adicionan cantidades de adsorbente,  $m$ , a varios recipientes que contienen una cantidad definida de solución,  $L$ , en concentraciones iniciales de adsorbato,  $C_0$ . Asumiendo que el proceso de adsorción es el responsable de la reducción en la concentración de la fase líquida, el balance de masa siguiente es válido en todo el tiempo:

$$L(C_0 - C) = m(q - q_0) \quad (3.4.2)$$

donde

L	volumen de la solución (l)
$C_0$	concentración inicial en la fase líquida (g/l)
C	concentración en la fase líquida al tiempo (g/l)
m	masa del adsorbente (g)
q	concentración en la fase sólida al tiempo (g/g)
$q_0$	concentración inicial de la fase sólida

Generalmente el adsorbente al inicio de esta prueba no se usa, y por lo tanto,  $q_0 = 0$ . El balance de masa puede simplificarse bajo estas condiciones como:

$$q = \frac{L}{m}(C_0 - C) \quad (3.4.3)$$

La ecuación 3.4.3 relaciona a  $q$  con  $C$  y esta relación, para tiempos crecientes, es conocida como operación lineal. Esta línea contiene al punto  $C_0$  en la abscisa con una pendiente de  $-L/m$  para la isoterma  $q=f(c)$ . Para un  $C_0$  y  $L/m$  dados, las concentraciones  $C$  y  $q$  son obtenidas en el equilibrio de la adsorción, y se determina un punto de la isoterma de adsorción.

Se requieren varios puntos experimentales para definir la isoterma, los cuales pueden obtenerse por dos métodos:

- Agregar cantidades iguales de adsorbentes ( $L/m = \text{constante}$ ) a soluciones con diferentes concentraciones iniciales, esto se logra mediante diluciones de la solución original, fig. 3.4.1.
- Agregar, a una solución de igual concentración inicial, diferentes cantidades del adsorbente, fig. 3.4.2.

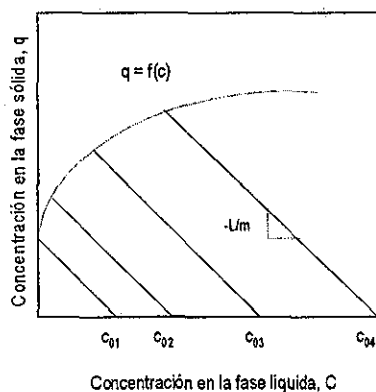


Fig. 3.4.1 Diferentes concentraciones de soluto

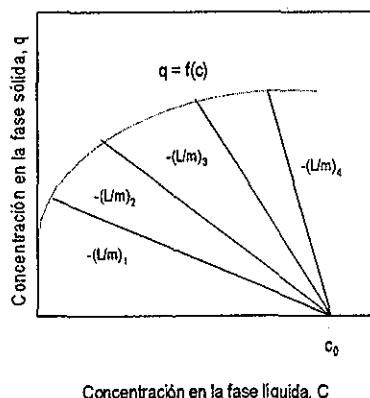


Fig. 3.4.2 Mismas concentraciones de soluto

El primer método conduce a líneas de operación en paralelo. En el segundo método, cada línea comienza en la concentración  $C_0$  y las diferentes relaciones  $L/m$  dan resultado a un sinnúmero de líneas que forman la isoterma (Groso, 1997).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### Isoterma de Freundlich

La ecuación de Freundlich generalmente es la isoterma más elegida de entre aquellas que tienen dos parámetros, es decir, son líneas rectas, la razón es que ésta describe los datos experimentales de manera satisfactoria en la mayoría de los casos y en un rango de concentraciones amplio (Groso 1997).

La isoterma de Freundlich, la cual es una fórmula empírica, es utilizada para representar el equilibrio de adsorción sobre un rango límite en concentración de soluto. La ecuación es:

$$\frac{x}{m} = X = KC_e^{1/n} \quad (3.4.4)$$

donde:

- x masa del soluto adsorbido (mg)
- m masa utilizada del adsorbente (g)
- X relación de masa de la fase sólida, esto es, la masa de soluto adsorbida por unidad de masa de adsorbente (mg/g)
- C<sub>e</sub> concentración de equilibrio del soluto, (mg/l)
- K, n constantes empíricas.

Las constantes de la isoterma de Freundlich se determinan representando gráficamente la relación entre (x/m) contra C, empleando la ecuación (3.4.4) escrita en su forma logarítmica:

$$\log \frac{x}{m} = \log K + \frac{1}{n} \log C \quad (3.4.5)$$

La isoterma de Freundlich es comúnmente utilizada en el tratamiento de agua con carbón activado en polvo, donde la cantidad adsorbida (x/m) es igual a la relación entre la concentración inicial de cualquier contaminante y la concentración en el equilibrio y la dosis de carbón.

Sustituyendo en la ecuación (3.4.5), se tiene:

$$\log \left( \frac{C_0 - C}{D_0} \right) = \log K + \frac{1}{n} \log C \quad (3.4.6)$$

donde

D<sub>0</sub> : Dosis de carbón activado en polvo, (g/L).



En la figura 3.4.3 se representa la isoterma de Freundlich en su forma logarítmica.

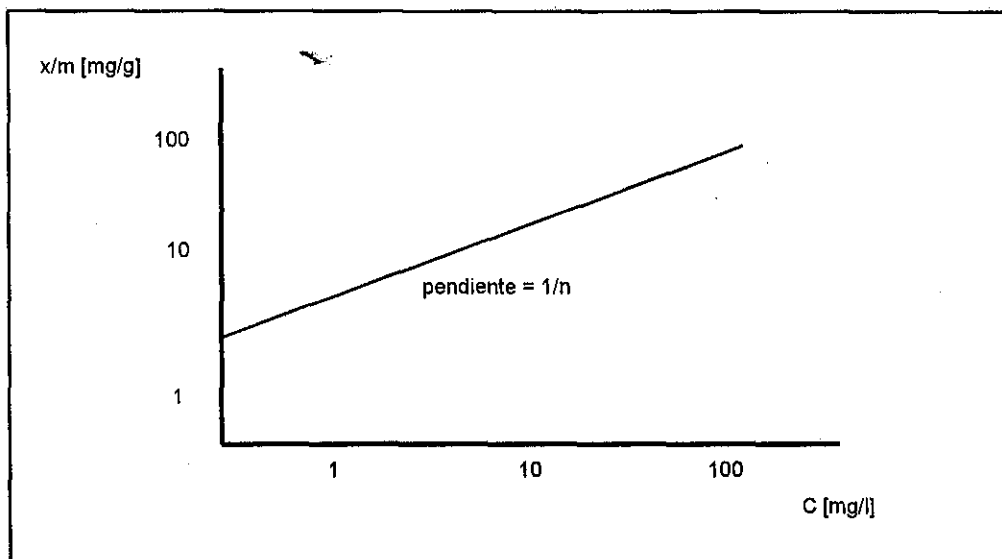


Figura 3.4.3 Isoterma de Freundlich en su forma logarítmica

Si se realiza el trazado de la ecuación 3.4.5 en una gráfica logarítmica el resultado es una línea recta, donde en el eje "x" representará la concentración de la fase líquida,  $C_e$ , y el eje "y" representará la concentración de la fase sólida,  $x/m$ . La pendiente de la línea será  $1/n$ , y al conocer este valor, el valor de  $K$  puede ser determinado. Uno de los aspectos más importantes de la isoterma de Freundlich en relación a la viabilidad de usar adsorción con carbón activado es el valor numérico de  $n$  y de  $x/m$  cuando  $C_e = C_0$ . El valor de  $n$  es el mismo sin importar las unidades usadas para la concentración de equilibrio. La concentración  $K$  fluctúa con diferentes unidades empleadas para la concentración de equilibrio. Usualmente, el valor de  $x/m$  es de 0.2 a 0.8 gramos de DQO por gramos de carbón.

---

## **CAPÍTULO 4. EXPERIMENTACIÓN**

## 4 EXPERIMENTACIÓN

Para cumplir con los objetivos, la metodología consta de cinco fases principalmente. El tipo de agua jabonosa que se analizó proviene de lavado de ropa, enjuagado de la misma y desecho de la ducha; todos estos residuales se mezclan y conforman una muestra de agua residual jabonosa típica de una clase media de la ciudad de México. A continuación se describe muy brevemente cada una de las fases.

Primera fase: Se determinó la calidad inicial del agua residual por medio de parámetros fisicoquímicos.

Segunda fase: Se llevó a cabo una remoción de fosfatos con dos compuestos químicos diferentes, para analizar las remociones que provoca cada uno de estos. De esta manera se optó por escoger uno de los dos compuestos.

Tercera fase: El agua proveniente del tratamiento anterior se filtró en una membrana con tamaño de poro de 40 micras y posteriormente se comparó con los resultados del modelo del filtro que se construyó con arena que comúnmente se utiliza en las plantas potabilizadoras.

Cuarta fase: En esta etapa se determinó la isoterma de adsorción de un carbón activado granular preseleccionado, capaz de remover los contaminantes que aún contiene el agua para determinar la dosis de carbón por cada volumen de agua a tratar.

Quinta fase: Finalmente, se determinó la calidad final del agua para poder establecer si los objetivos fueron cumplidos y el agua tratada es posible reciclarla en la vivienda.

Todos estos trabajos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, UNAM.

### 4.1 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS INICIALES

Una vez que se tuvo la muestra de agua gris, la cual fue recolectada en una casa habitación de nivel medio, se procedió a determinar los siguientes parámetros de calidad de acuerdo a la bibliografía.

- Sólidos Totales: Esta prueba se realizó de acuerdo al método 2540 B del APHA (1995).
- Fosfatos Totales: Se realizó de acuerdo al método 1500-P D del APHA (1995).

- Turbiedad: Se realizó esta determinación con el espectrofotómetro DR-2000 de HACH.
- Demanda Química de Oxígeno: Esta determinación se realizó de acuerdo al método 5220 D del APHA (1995).
- Sólidos Suspendidos Totales: Este análisis también se determinó en el espectrofotómetro DR-2000 de HACH
- Alcalinidad Total: Se realizó la determinación de este parámetro de acuerdo al método 2320 B del APHA (1995).
- pH : Se determinó con un potenciómetro marca Conductronic pH20.

El análisis de parámetros físico-químicos consta únicamente de los parámetros anteriormente descritos.

En la figura 4.1 se presenta un diagrama de flujo que representa lo que se realizó en la fase de experimentación.

El análisis de coliformes fecales, grasas y aceites y huevos de helmintos no se llevaron a cabo debido a que no se observaron resultados fuera de norma en análisis previos y por lo tanto se considera que no es necesario analizarlos nuevamente en la fase de experimentación.

## 4.2 REMOCIÓN DE FOSFATOS

En esta fase de la experimentación se utilizó el proceso unitario de precipitación química y la operación de sedimentación para remover los fosfatos que contenía el agua gris.

Esta es la primera etapa en que se removieron contaminantes del agua. Como se mencionó antes, se utilizaron dos compuestos químicos para llevar a cabo la remoción de fosfatos, estos compuestos son el hidróxido de calcio y el sulfato de aluminio. Primeramente se analizó el hidróxido de calcio y posteriormente el sulfato de aluminio.

Se seleccionaron estos dos compuestos debido a que son los que presentan la mejor remoción de fosfatos y paralelamente son los más utilizados para este fin (Metcalf y Eddy, 1996).

Los valores de pH que se manejaron son: 6, 8, 10 y 12. Esto se seleccionó considerando un aumento gradual en el valor de este parámetro, partiendo de condiciones cercanas al valor neutro hasta un pH que es considerado altamente alcalino. El pH tuvo que ser alcalino debido a que en estas condiciones se forman con mayor facilidad las sales de calcio y aluminio.

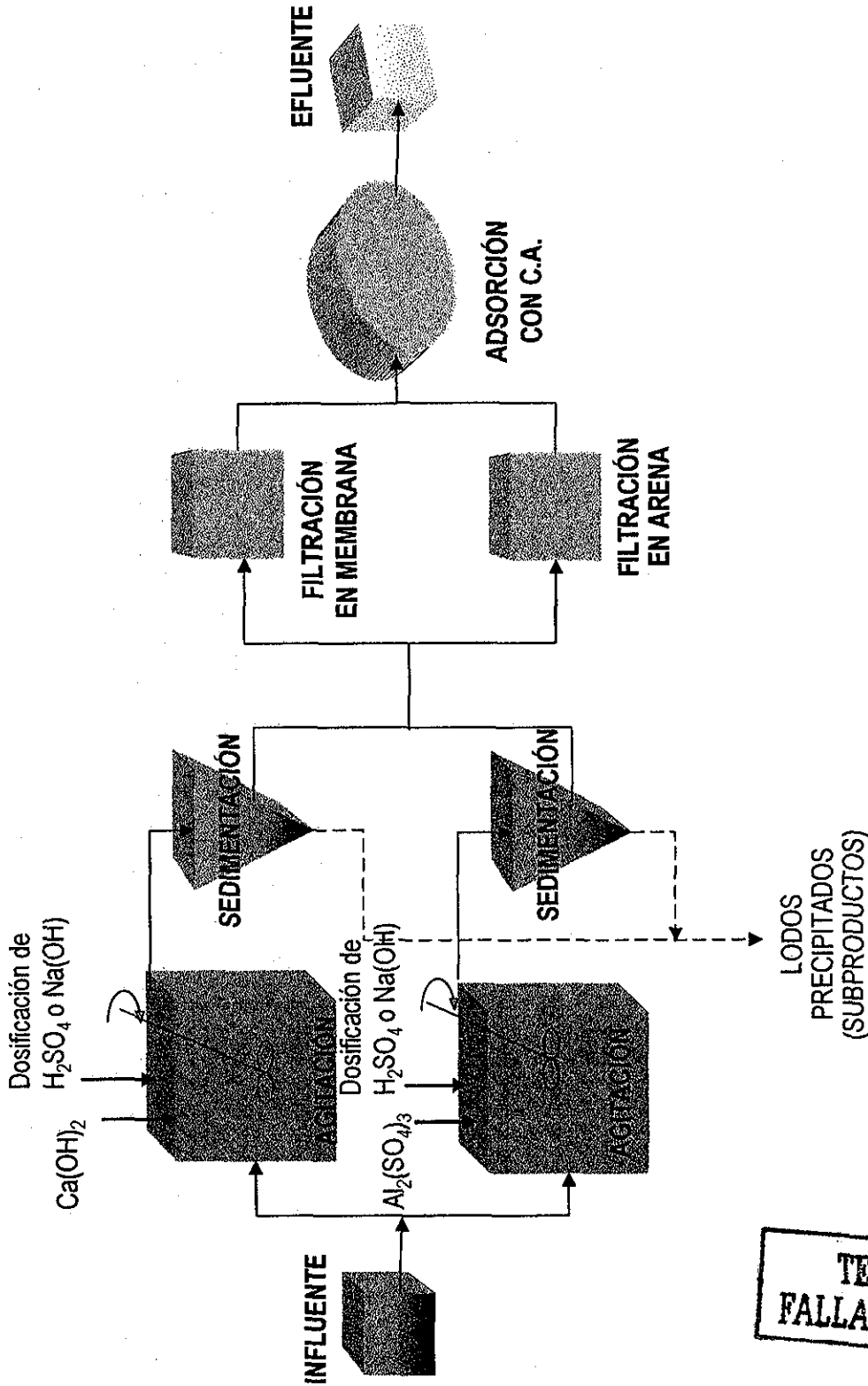


Figura 4.1 Diagrama de Flujo del tratamiento

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Los ensayos consistieron en probar cada uno de los reactivos en las condiciones de pH mencionadas anteriormente. Para ello se consideraron 4 repeticiones de cada una de las pruebas, es decir, se realizó cuatro veces cada ensayo para cada uno de los valores de pH y para cada reactivo con el fin de realizar un análisis estadístico de comparación de medias.

Los reactivos utilizados tuvieron las concentraciones que a continuación se indican:

Hidróxido de calcio	2.2 g/l
Sulfato de aluminio	5.0 g/l

Los experimentos se llevaron a cabo a la temperatura ambiente del laboratorio, es decir, 16° C. Después de mezclar el reactivo se permitió la sedimentación del compuesto formado y por último se determinó la cantidad de fosfato que permanecía aún en cada muestra para conocer con cual de los dos reactivos se produce un efluente con menor concentración de fosfatos.

Durante la fase de la sedimentación se realizó una medición de la cantidad de lodo fisicoquímico que se produce al llevar a cabo la precipitación de los fosfatos.

#### 4.2.1 Diseño experimental estadístico

En este caso se trató de un diseño completamente aleatorio de efectos fijos, en el cual se tienen 4 tratamientos con 4 repeticiones cada uno. El propósito fue probar hipótesis apropiadas con respecto a los efectos de cada tratamiento y hacer una estimación de ellos. Para probar estas hipótesis se supuso que los errores del modelo son variables aleatorias independientes con distribución normal, con media cero y varianza  $\sigma^2$ .

Por lo tanto se aplicó un análisis de varianza en el cual se propuso como  $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$  y como  $H_1: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$  con un  $\alpha=5\%$ .

El siguiente paso fue comprobar la normalidad de los datos, esto se realizó construyendo una gráfica de probabilidad normal de los residuos, de acuerdo a Montgomery, (1995).

El procesamiento de la información fue similar para cada uno de los dos reactivos utilizados. De esta manera se seleccionó un tratamiento para cada reactivo, es decir, se tienen dos diferentes tratamientos, uno de cada reactivo químico.

Por último se lleva a cabo una comparación de dos muestras para finalmente tener seleccionado un solo tratamiento, el cual será implantado en la precipitación de los fosfatos para pasar a la siguiente fase del tratamiento. La comparación entre las

dos muestras se realizó con "la prueba t" debido a que se trata de muestras con únicamente 4 datos.

Para identificar correctamente cada una de las muestras se distribuyeron en dos grupos de 16 muestras cada uno de ellos. En estos grupos se identifican cada una de las muestras en base al reactivo utilizado, el pH, la cantidad de ácido o sosa que se utilizó para ajustar el pH al valor requerido y el número de orden en la obtención de ésta. Las soluciones de ácido sulfúrico y de hidróxido de sodio tienen una concentración de 0.1 N.

En la tabla 4.1 y 4.2 se presentan los esquemas del diseño de experimento.

Valor de pH	REPETICIONES				Vol. para adecuar el pH [ml]
	1	2	3	4	
6	A1	A2	A3	A4	11.4 (ac)
8	A5	A6	A7	A8	3.2 (ac)
10	A9	A10	A11	A12	5 (sosa)
12	A13	A14	A15	A16	25 (sosa)

Tabla 4.1 Identificación de las muestras de la remoción con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Valor de pH	REPETICIONES				Vol. para adecuar el pH [ml]
	1	2	3	4	
6	B1	B2	B3	B4	3.1 (ac)
8	B5	B6	B7	B8	3.8 (sosa)
10	B9	B10	B11	B12	10.5 (sosa)
12	B13	B14	B15	B16	25 (sosa)

Tabla 4.2 Identificación de las muestras de la remoción con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

De esta manera, con el método seleccionado, se procedió a depurar un mayor volumen para utilizarlo en el análisis de filtrado.

### 4.3 REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS

La remoción de estos contaminantes se realizó por medio de la operación unitaria de filtración y el parámetro que se tomó en cuenta para medir la eficiencia fueron los sólidos suspendidos.

Primeramente se determinó la concentración de sólidos suspendidos totales que contiene el agua después de la precipitación de los fosfatos con el reactivo seleccionado en el paso anterior.

El objetivo principal de la filtración es producir un efluente con la cantidad de sólidos suspendidos que no afecte las actividades de reuso, la norma NOM-003 marca como valor máximo 20 mg/l de sólidos suspendidos. Para lograr esto, se realizó una filtración sobre papel filtro de tamaño de poro de 40 micras y se compararon estos resultados con la filtración en un modelo de filtro rápido de arena con una granulometría determinada para comparar la eficiencia con la membrana utilizada primeramente.

El procedimiento fue el siguiente:

Del agua que se tenía como efluente del tratamiento anterior se realizaron 15 pruebas de filtración sobre el papel filtro mencionado para de esta manera generar una muestra para que pueda ser comparada con la muestra de la filtración sobre el filtro de arena.

El modelo de filtro de arena se construyó en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, en el cual se seleccionó un medio filtrante similar a los utilizados en la potabilización de agua.

El filtro de arena se construyó en un tubo de acrílico y presentó las siguientes características:

Diámetro	3.8 cm. (1.5 plg)
Área de filtración	11.4 cm <sup>2</sup>
Espesor del lecho de grava	1.0 cm.
Espesor de la cama de arena	50 cm.
Carga hidráulica de operación	3.40 m.
Gasto de filtración	18 l/h = 0.018 m <sup>3</sup> /h
Tasa o velocidad de filtración	16 m/h
T.E.	0.5 mm.
C.U.	1.6

Se puede ver que estas características están dentro de las que pertenecen a un filtro rápido de arena para la potabilización del agua. El esquema de este filtro se presenta en la figura 4.2.

Una vez colocado el filtro en el sitio donde se llevó a cabo la filtración, se le agregó agua limpia para lavar el medio filtrante de los finos que pudiera tener la arena.

Posteriormente se tomaron las 15 muestras del efluente del filtro de la siguiente manera: después de iniciado el proceso de filtración se tomó una muestra cada 5 minutos hasta llegar a 5 de ellas, enseguida se realizó un retrolavado del filtro con agua limpia de la llave, se necesitara o no. El proceso se repitió tres veces hasta obtener las 15 muestras necesarias para ser comparadas con las obtenidas de la filtración en el papel filtro.

El propósito de este experimento es conocer si el medio filtrante seleccionado es capaz de producir un efluente con la cantidad de sólidos suspendidos de tal manera que el agua pueda ser reutilizada sin problema. Además, se desea comparar estos resultados con los correspondientes a la filtración en un papel filtro para demostrar que se puede llevar a cabo la filtración en un medio como éste sin diferencias significativas.



El análisis de resultados consistió solamente en la comparación de dos poblaciones, y para ello fue necesario cotejar las medias y las varianzas de ambas poblaciones para aceptar o rechazar la hipótesis nula de  $\mu_1 = \mu_2$ .

En primer lugar se realizó la prueba de homosedasticidad o igualdad de varianzas con un nivel de confianza del 95%.

Después se llevó a cabo el análisis de igualdad de medias, de igual manera con un nivel de confianza del 95%.

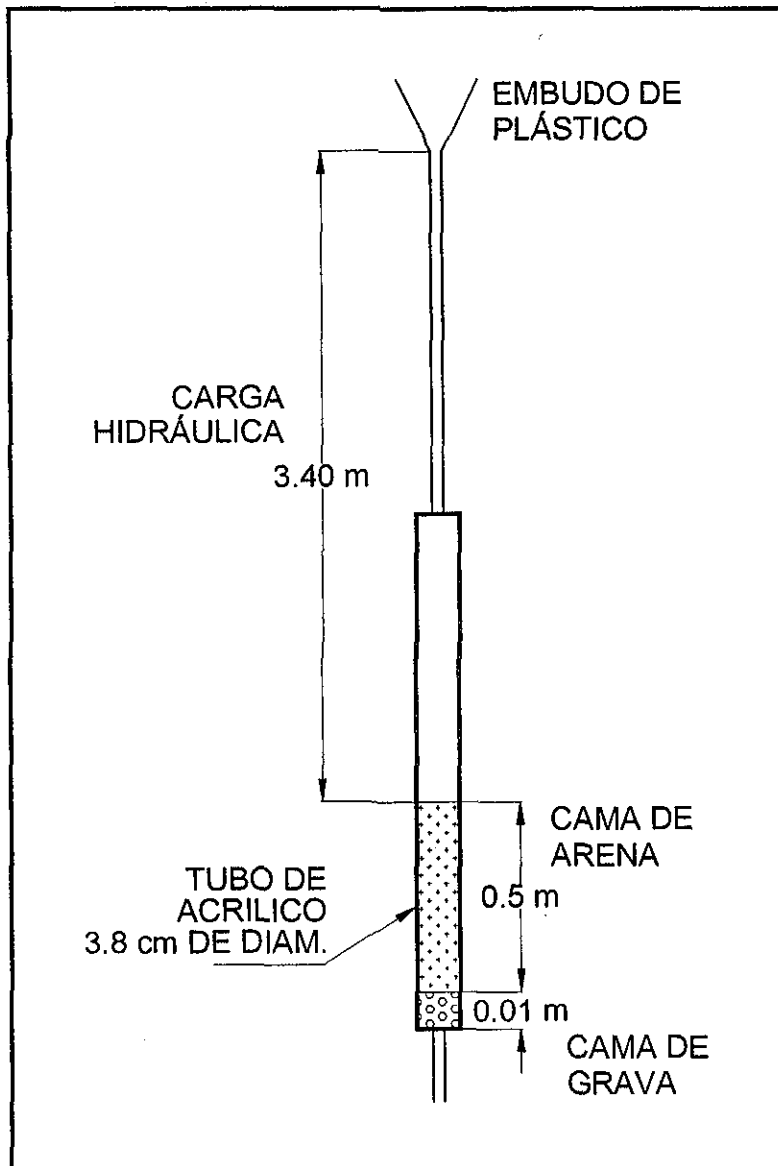


Figura 4.2 Esquema del modelo del filtro

Una vez realizadas ambas pruebas, se procedió a comprobar la normalidad de ambas muestras, ya que las pruebas realizadas anteriormente se basan en la suposición de normalidad de poblaciones.

Para finalizar con esta fase de la experimentación, se concluyó si el medio filtrante produce un efluente tan claro como el que produciría el papel filtro con tamaño de poro de 40 micras.

El efluente de esta operación fue utilizado en la siguiente fase para determinar la isoterma de adsorción.

#### 4.4 DETERMINACIÓN DE LA ISOTERMA DE ADSORCIÓN

En esta parte de la experimentación no se realizó un diseño de experimentos como tal, solamente se procedió al cálculo de la isoterma de adsorción según la ecuación de Freundlich descrita en la sección 3.4.7.

Tomando en cuenta las características de los diferentes tipos de carbón, el material del cual están fabricados y por supuesto los contaminantes que se quieren remover del agua; se seleccionó un determinado carbón activado para ser utilizado en la última etapa de la remoción de contaminantes. Las características del carbón activado que fue utilizado se encuentra en el ANEXO B.

El parámetro de calidad del agua que se manejó en esta fase de la experimentación fue la DQO para poder conocer la remoción de contaminantes.

Primeramente se midió la concentración de materia orgánica medida como DQO para conocer de que valor se partió para la remoción de este contaminante.

Para conocer las incógnitas de la isoterma se trazaron 8 puntos de la curva, las características de cada punto se pueden ver en la tabla 4.3.

<i>Número de la muestra</i>	<i>Volumen de la muestra Vm [l]</i>	<i>Cantidad de adsorbente [g]</i>
1	0.50	1
2	0.50	2
3	0.50	3
4	0.50	4
5	0.50	5
6	0.50	6
7	0.50	7
8	0.50	8

Tabla 4.3 Propiedades de los puntos de la isoterma de Freundlich

Los ensayos se llevaron a cabo a una temperatura constante y a una velocidad de agitación de 100 rpm y durante 6 horas para que los contaminantes que contiene

el agua puedan ser absorbidos por el adsorbente, que en este caso es el carbón activado CAGR 8 X 30 de la marca Clarimex.

Estos ensayos se llevaron a cabo en un aparato de Prueba de Jarras de la marca Phipps and Bird Stirrer Model 7790-400.

Una vez que termino el tiempo de agitación se dejó reposar la mezcla para que el C.A. se pudiera sedimentar.

Después se filtró el agua en una membrana para remover las partículas pequeñas de carbón que no pudieron sedimentar.

En seguida se determinó la concentración de la DQO en cada una de las muestras utilizadas para la remoción para finalmente calcular las variables de la isoterma que caracteriza a este carbón.

#### **4.5 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FINALES**

La etapa de la experimentación finaliza con la determinación de los parámetros de calidad finales después del tratamiento recibido.

Los parámetros que se determinaron al final son casi los mismos que se determinaron al principio de la experimentación solamente con la excepción de los sólidos totales y temperatura.

Los parámetros que se determinaron al final fueron: pH, alcalinidad total, turbiedad, sólidos suspendidos, fosfatos y DQO; y se determinaron con la misma referencia indicada en el punto 4.1.

Con los resultados de esta última caracterización se procedió a concluir si el efluente de este tratamiento es o no adecuado para ser reciclado en la misma vivienda.

---

## **CAPÍTULO 5. RESULTADOS**

## 5 RESULTADOS

En este capítulo se muestran los resultados que se obtuvieron en la fase de experimentación de acuerdo a lo descrito en el capítulo anterior. Los datos están divididos por subcapítulos, los cuales se presentan a continuación:

### 5.1 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS INICIALES

Los valores de los parámetros fisicoquímicos que se obtuvieron en la caracterización del agua residual jabonosa se resumen en la tabla 5.1

PARÁMETRO	VALOR
Sólidos totales	1950 mg/l
pH	7.4
Temperatura	14 ° C.
Alcalinidad Total	250 mg de CaCO <sub>3</sub> /l
Turbiedad	349 UTN
Sólidos suspendidos totales	340 mg/l
Fosfatos	197 mg/l
DCO	1230 mg/l

Tabla 5.1 Concentraciones iniciales de los parámetros fisicoquímicos

### 5.2 PRECIPITACIÓN DE FOSFATOS

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

#### 5.2.1 Precipitación con hidróxido de calcio

Como se indicó en el diseño de experimentos, primeramente se llevó a cabo la remoción de fosfatos con el hidróxido de calcio.

Secuencia de prueba	Número de análisis	pH
1	A13	12
2	A3	6
3	A2	6
4	A9	10
5	A11	10
6	A15	12
7	A14	12
8	A5	8
9	A8	8
10	A12	10
11	A7	8
12	A6	8
13	A4	6
14	A16	12
15	A1	6
16	A10	10

En este caso se trató de un experimento unifactorial con  $a=4$  niveles del factor y  $n=4$  repeticiones, lo cual conforma las 16 repeticiones de cada experimento. Estas 16 repeticiones deben de llevarse a cabo al azar y para esto se realizó un sorteo, el cual se muestra en la distribución anterior

Esta secuencia de experimentación aleatorizada debe de realizarse para evitar que los resultados sean contaminados o afectados por los efectos de variables inconvenientes desconocidas, las cuales se pueden salir de control durante la realización del experimento.

Después de efectuar la remoción de fosfatos con sus respectivas condiciones, los valores de la concentración de fosfatos en el efluente se presentan en la tabla 5.2. Estos valores están acomodados de acuerdo a la tabla 4.1.

Debido a que se quiere probar la hipótesis nula de la igualdad de medias entre cada uno de los diferentes pH se debe realizar un análisis de varianza con un  $\alpha=5\%$ .

Valor de pH	REPETICIONES				Totales $\sum y_i$	Promedios $\bar{y}_i$
	1	2	3	4		
6	158	143	70	166	537	134.25
8	50	64	30	89	233	58.25
10	8	9	6	19	42	10.5
12	2	3	1	9	15	3.75
					$\sum y_i = 827$	$= 51.6875$

Tabla 5.2 Concentración de fosfatos en mg/l después de la precipitación con hidróxido de calcio

El análisis de varianza se puede ver en el ANEXO D, los resultados se presentan en la tabla 5.3 donde se presenta el valor de  $F_0$ , el cual se debe de comparar con  $F_{0.05,3,15} = 3.29$ .

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Media de Cuadrados	$F_0$
pH	43 416.1875	3	14 472.0625	22.38
Error	7 761.25	12	646.7708	
Total	51 177.4325	15		

Tabla 5.3 Análisis de varianza para el hidróxido de calcio

Lo anterior indica que debe rechazarse  $H_0$  y por lo tanto las medias de cada tratamiento son diferentes, esto indica que el pH afecta significativamente la precipitación de fosfatos con  $Ca(OH)_2$ .

A continuación se procedió a comprobar que se trata de datos que proceden de una población con una distribución normal, para ello se realizara una gráfica de probabilidad normal de los residuos.

En el ANEXO D se puede ver el análisis que se realizó para construir la gráfica de probabilidad normal de los residuos, la cual también se presenta en este anexo. Al observar esta gráfica se observa que los puntos centrales se aproximan a una recta, esto indica que los datos proceden de una población con distribución normal.

Después de comprobar la independencia de medias y la normalidad de los datos, el siguiente paso es seleccionar uno de los diferentes pH para llevar a cabo la remoción de los fosfatos.

### 5.2.2 Precipitación con sulfato de aluminio

A continuación se realizó la precipitación de fosfatos con el sulfato de aluminio. El análisis de esta experimentación es similar al anterior, se trata de probar la hipótesis de igualdad de medias. Similarmente se llevó a cabo un sorteo para que los experimentos fueran aleatorios y el resultado es el siguiente:

Secuencia de prueba	Número de análisis	pH
1	B8	8
2	B1	6
3	B5	8
4	B14	12
5	B7	8
6	B6	8
7	B15	12
8	B2	6
9	B9	10
10	B3	6
11	B12	10
12	B4	6
13	B10	10
14	B11	10
15	B15	12
16	B13	12

El orden anterior fue el correspondiente en el cual se llevo a cabo la experimentación para remover los fosfatos con sulfato de aluminio que, al igual que el experimento anterior debió de ser en orden aleatorio.

Después de la experimentación se acomodaron los datos como lo indica la tabla 5.4 para que puedan ser manejados para el análisis de varianza.

Valor de pH	REPETICIONES				Totales $\sum x_i$	Promedios $\bar{x}_i$
	1	2	3	4		
6	135	66	77	89	363	90.75
8	126	58	74	76	336	84
10	58	60	57	50	225	56.25
12	42	32	31	39	144	36
					$\sum x_i = 1068$	$\bar{x} = 66.75$

Tabla 5.4 Concentración de fosfatos en mg/l después de la precipitación con sulfato de aluminio

De manera similar se debe de probar la hipótesis nula de igualdad de medias con un nivel de confianza del 95%.

El análisis de varianza se puede consultar en el ANEXO D, del cual se presentan los resultados en la tabla 5.5, aquí se puede ver que el valor e  $F_0$  cae nuevamente dentro de la zona de rechazo.

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Media de Cuadrados	$F_0$
pH	7717.5	3	2572.5	5.6
Error	5511.5	12	459.29	
Total	13229	15		

Tabla 5.5 Análisis de varianza para el sulfato de aluminio

Debido a lo anterior se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Esto indica que el pH afecta, al igual que el experimento anterior, la remoción de fosfatos con sulfato de aluminio.

A continuación se procede a comprobar la normalidad de los datos con la gráfica de probabilidad normal de los residuos. En el ANEXO D se puede observar esta gráfica y además se puede notar que estos datos también provienen de una población con distribución normal

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

### 5.2.3 Selección del reactivo

En este punto se explica la comparación de los dos reactivos en cuestión, el hidróxido de calcio y el sulfato de aluminio, con sus respectivos valores de pH que fueron seleccionados en el punto 5.2.1 y 5.2.2.

Estadísticamente el pH que produce un efluente con la menor concentración de fosfatos es el de 12 pero, considerando costos debido a la cantidad de hidróxido de sodio que se necesita para elevar el pH hasta un valor de 12 (ver ANEXO F) y además considerando que existen más tratamientos posteriores donde es posible



remover más de estos fosfatos, se optó por seleccionar como proceso al experimento con un  $\text{pH} = 10$ .

Después de realizar la prueba t, la cual se presenta el en ANEXO D, se concluye que, además de que las muestras provienen de dos poblaciones diferentes, la media de la muestra B es mas grande que la correspondiente a la muestra A, ya que el estadístico de prueba cae en la zona de rechazo negativa después de realizarse la diferencia de (A-B).

Debido a lo anterior, se puede concluir que la muestra A, la que corresponde a la remoción de fosfatos con hidróxido de calcio, presenta una concentración menor de fosfatos en el efluente con un nivel de confianza del 95%.

Por este motivo el reactivo que se seleccionó para la remoción de fosfatos fue el hidróxido de calcio el cual debe de aplicarse a un  $\text{pH}$  de 10 para poder obtener una remoción aceptable antes de pasar al siguiente tratamiento.

Una vez que se fue seleccionado el reactivo, el siguiente paso fue la remoción de los fosfatos de un volumen mucho mayor de agua gris, esto fue para que ésta pueda ser utilizada en las siguientes etapas de las pruebas de tratabilidad.

Durante esta última parte de la remoción de los fosfatos, se realizó una determinación de la cantidad de lodo que se produce al precipitar estos contaminantes en el fondo del recipiente después de la mezcla del reactivo

Al terminar la fase de mezclado del reactivo durante 10 minutos a 145 rpm se procedió a realizar la determinación de la cantidad de lodo producido. Esto se realizó en tres conos inmhoff donde se dejo sedimentar, durante 1 hora, el precipitado que se formo, los resultados de esta determinación se pueden observar en la tabla 5.6.

Muestra	Lodo formado (ml/l)
1	150
2	160
3	150

Tabla 5.6 Resultados de la determinación del lodo producido

De los datos anteriores se realizó un promedio y este fue de 153 ml/l, es decir, por cada  $\text{m}^3$  de agua jabonosa que se trata se producen 153 l de lodo debido al precipitado que se forma.

### 5.3 REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS.

Para remover los sólidos suspendidos se pasó el agua a través de un medio filtrante, el cual se describe en el capítulo anterior.

Antes de iniciar la filtración se tomó la lectura de los sólidos y la turbiedad que contenía el agua después de la precipitación de los fosfatos, estos valores fueron los siguientes:

$$\begin{aligned} \text{SST} &= 30 \text{ mg/l} \\ \text{Turbiedad} &= 35 \text{ UTN} \end{aligned}$$

El siguiente paso fue tomar 15 muestras de agua y filtrarlas en papel filtro de 40 micras y después de esto se tomaron nuevamente las lecturas de SST y Turbiedad. Los resultados de estas mediciones se pueden ver en la tabla 5.7

No de muestra	SST [mg/l]	Turb. [UTN]
1	10	11
2	12	14
3	11	13
4	9	11
5	8	10
6	12	13
7	14	16
8	12	15
9	10	13
10	8	11
11	9	11
12	11	13
13	13	16
14	11	12
15	12	14
x	10.80	12.87
S <sub>x</sub>	1.78	1.88

Tabla 5.7 Resultados de la filtración en membrana

Es seguida se obtuvieron las 15 muestras del modelo del filtro de la manera que se explica en el capítulo de experimentación y posteriormente, se tomaron las lecturas de sólidos y turbiedad, estos datos se pueden ver en la tabla 5.8.

Una vez obtenidos estos datos, el siguiente paso fue comparar ambas muestra para saber si provienen de la misma población, el parámetro que se utilizó para la comparación fue el de SST.

Para esto se realizó un análisis de homoscedasticidad o igualdad de varianzas y un análisis de igualdad de medias, esto puede ser consultado en el ANEXO E.

Una vez realizado el análisis mencionado y comprobar que los datos provienen de una población en común se puede concluir que el medio filtrante produce un efluente con calidad similar a la de una membrana con un tamaño de poro de 40 micras.

No de muestra	SST [mg/l]	Turb. [UTN]
1	14	16
2	10	13
3	11	13
4	9	11
5	16	20
6	12	14
7	13	15
8	15	17
9	14	16
10	15	17
11	9	11
12	11	12
13	10	13
14	9	11
15	8	10
X	11.73	13.97
S <sub>x</sub>	2.60	2.84

Tabla 5.8 Resultados de la filtración en el modelo del filtro

Después de esto, se da paso a la última etapa de las pruebas de tratabilidad que removieron los contaminantes del agua gris.

#### 5.4 DETERMINACIÓN DE LA ISOTERMA DE ADSORCIÓN

En esta etapa se realizó la determinación de la isoterma de adsorción de un carbón activado granular de origen mineral, fabricado a partir de lignita, las características se pueden consultar en el ANEXO B.

Este tipo de carbón activado fue seleccionado considerando sus propiedades y el tipo de agua del cual se debían de remover los contaminantes que aun permanecían en ella.

En esta ocasión el parámetro de respuesta fue la materia orgánica medida como DQO para determinar la remoción de la contaminación del agua por parte del adsorbente.

Antes de iniciar esta etapa se determinó el valor inicial ( $C_0$ ) de la DQO, el cual fue de 150.00 mg/l.

En seguida se colocó la cantidad indicada de absorbente a cada uno de los ocho recipientes para remover los contaminantes del agua.

Después de realizar los procedimientos correspondientes se determinó la concentración final de DQO que permanecía aun en cada uno de los recipientes. La tabla 5.9 presenta estos valores y los necesarios para poder construir la isoterma.

$$C_0 = 150 \text{ mg/l}$$

Muestra	Vm [l]	M [g]	C [mg/l]	X = (Co-C) [mg]	q = X / M [mg/g]
1	0.50	1	80	70	70.0
2	0.50	2	50	100	50.0
3	0.50	3	30	120	40.0
4	0.50	4	20	130	32.5
5	0.50	5	15	135	27.0
6	0.50	6	10	140	23.3
7	0.50	7	8	142	20.3
8	0.50	8	6	144	18.0

Tabla 5.9 Valores de la DQO después de la adsorción

Se graficaron C vs q para determinar la recta de regresión. Esto se muestra en la figura 5.1.

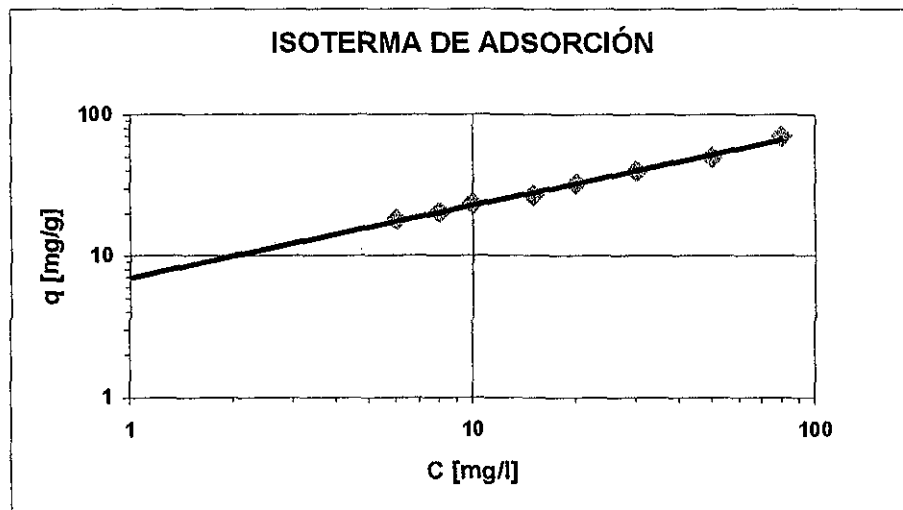


Figura 5.1 Isoterma de adsorción

En la recta de regresión trazada sobre la gráfica se pueden observar algunas cosas, una de éstas es que  $q = 7.0$  cuando  $C = 1$ , y la otra es que la pendiente de esta recta es de  $0.514$  que es igual al valor de  $1/n$ , por lo tanto la ecuación de la recta de regresión y por consecuencia, la de la isoterma de Freundlich queda de la siguiente manera:

$$q = 7.0 C^{0.534} \tag{5.1}$$

Con esta ecuación es posible conocer la cantidad de adsorbato (m) que se necesita para remover una cantidad de soluto (x) de una unidad de volumen de líquido contaminado con dicho soluto.

De esta manera, se tiene que el efluente debe salir con una concentración de materia orgánica medida como DQO de 20 mg/l que corresponde al valor de C en la ecuación 5.1 por lo tanto el valor de q es:

$$q = 7.0 (20)^{0.534} = 34.66 \text{ mg de DQO / g de C.A.}$$

es decir :

$$\begin{array}{l} 1 \text{ g de C.A.} \text{ ----- remueve } 34.66 \text{ mg de DQO} \\ X \text{ ----- para } 130 \text{ mg de DQO} \end{array}$$

El valor de 130 proviene de la diferencia de 150 que es el valor de la DQO en un litro para el influente a la adsorción y 20 que es el valor con la cual debe salir el efluente.

$$\mathbf{X = 3.75 \text{ gramos de C.A. / litro de agua tratada}}$$

Después de estos ensayos es necesario llevar a cabo algunas pruebas en columnas de C.A. para conocer el tiempo que debe transcurrir para que éste se sature y sea necesario sustituirlo por uno limpio. Estas pruebas no se llevaron a cabo en esta tesis, por lo que se recomienda realizarlas antes de construir la columna de C.A.

La determinación de la isoterma es el último proceso donde se removieron contaminantes durante la experimentación, sin embargo, al poner en operación este tren de tratamiento se recomienda implantar un proceso de desinfección para garantizar, a los usuarios que utilizarán esta agua, la ausencia de patógenos aunque estos no están presentes en el efluente. La desinfección no debe ser con cloro debido a que el agua será reutilizada en el lavado de ropa y podría causar algunos perjuicios en cierto tipo de prendas. La desinfección podría ser mediante ozono o rayos UV pero con una dosificación mínima, solamente para garantizar que el agua esta libre de contaminación microbiológica.

## 5.5 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FINALES

Por último se determinaron los valores finales de los parámetros de la calidad del agua para verificar que ésta puede ser reciclada en la vivienda y sustituya al agua potable en ciertas actividades.

A continuación, en la tabla 5.10 se presenta la lista de parámetros y los valores de éstos al final de los ensayos para remover los contaminantes, también se presenta el valor de los parámetros que están dentro de la norma NOM-003-ECOL-1997.

PARAMETRO	VALOR DEL EFLUENTE	VALOR DE LA NORMA
pH	7.9	
Alcalinidad Total	300 mg de CaCO <sub>3</sub> /l	
Turbiedad	4 UTN	
Sólidos suspendidos totales	3 mg/l	20 mg/l
Fosfatos	0 mg/l	
DQO	20 mg/l	20 mg/l (DBO)

Tabla 5.10 Concentraciones finales de los parámetros fisicoquímicos

En la figura 5.2 se presenta el balance de masa del diagrama del tren de tratamiento que se propone para llevar a cabo la remoción de los contaminantes que contiene el agua gris.

## 5.6 EVALUACIÓN DE RESULTADOS

En esta sección se analizan los resultados que se obtuvieron después de la etapa de la experimentación, además se presenta el tren de tratamiento que se recomienda para depurar las aguas grises.

Los valores finales de los parámetros fisicoquímicos son satisfactorios y cumplen con la norma NOM – 003 – ECOL – 1997, por lo tanto, el efluente del tren de tratamiento propuesto se puede reciclar sin ningún problema.

Con referencia a la materia orgánica medida como DBO, ésta no fue determinada directamente, pero el valor de la DQO en el efluente fue de 20 mg/l, por lo tanto el valor de la DBO es menor o como máximo 20 mg/l, y por lo tanto está dentro de la norma la cual marca como máximo el valor de 20 mg/l.

Con lo que respecta al parámetro de SST, el efluente tuvo un valor de 3 mg/l el cual es mucho menor al indicado en la norma (20 mg/l) por lo tanto es aceptable.

Los valores de coliformes fecales y grasas y aceites, al ser menores al valor indicado en la norma en el influente, no fue necesario determinarlos en el efluente. Los huevos de helmintos no fueron determinados pero debido a las condiciones por las cuales se hace pasar el agua como lo son sedimentación y filtración; se considera que, en dado caso de que existieran estos parásitos, quedan removidos en estas partes del proceso.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

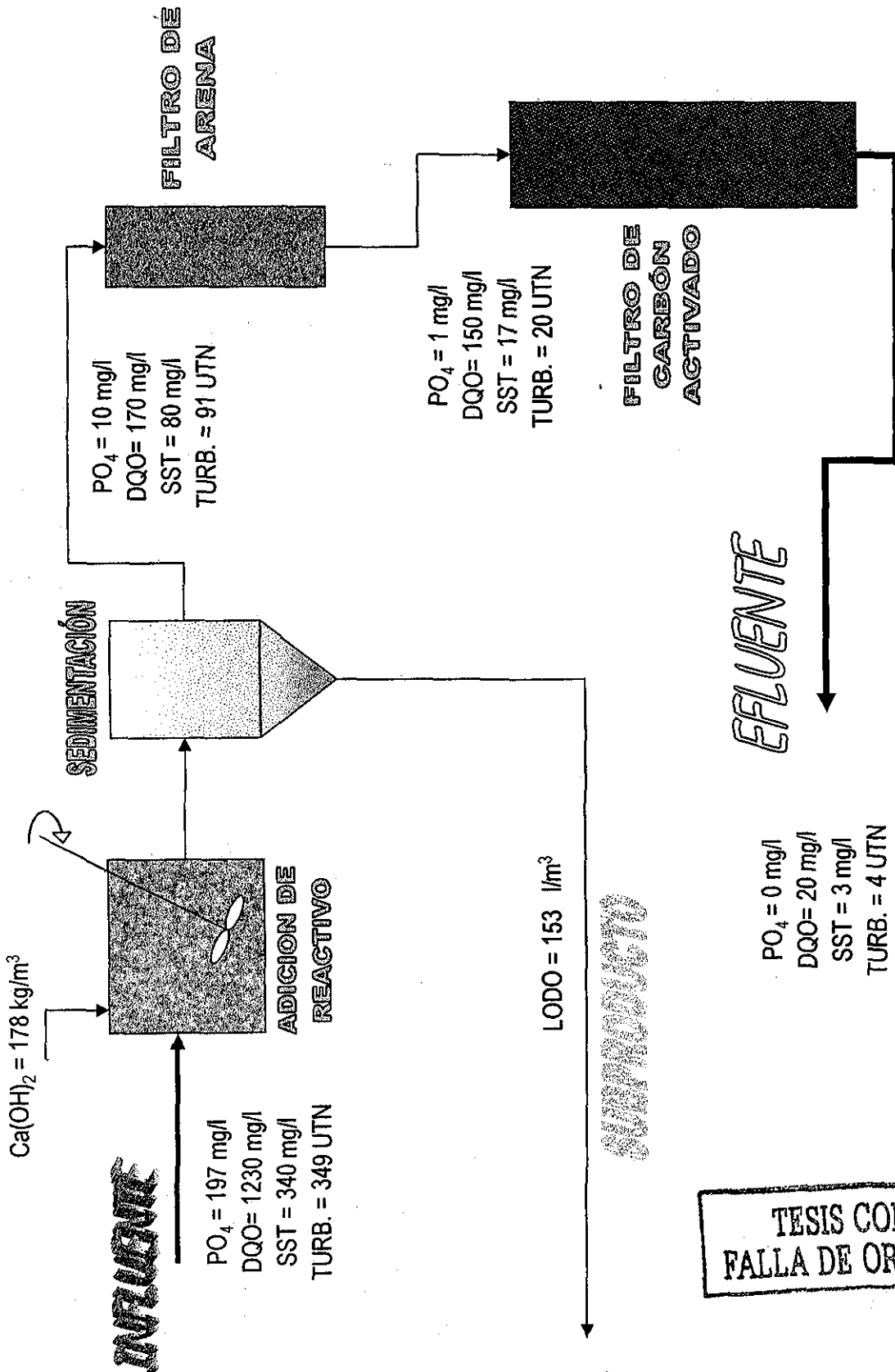


Figura 5.2 Balance de masa del tren de tratamiento

Aparte de cumplir con los parámetros mencionados en esta norma, el efluente presenta una turbiedad de 4 UTN, un color aceptable ( $< 10$  unidades) y es inodora; por lo tanto, tiene una apariencia aceptable para ser utilizada nuevamente por las personas.

Otra característica que presenta el efluente es la ausencia de jabón y no produce espuma al agitar este tipo de agua.

Como resultado de las pruebas de tratabilidad se propone un tren de tratamiento que sea capaz de depurar las aguas grises para que puedan ser reutilizadas nuevamente dentro del hogar para las actividades que no requieran necesariamente agua potable.

El tren de tratamiento propuesto queda de la siguiente manera:

Precipitación química con hidróxido de calcio  $[Ca(OH)_2]$ : Se agrega una dosis de 81 litros de solución de hidróxido de calcio con una concentración de 2.2 mg de Ca/l o de otra manera, se agregan directamente 364.5 gramos de  $Ca(OH)_2$  a un metro cúbico de agua gris. También se agregarán 50 litros de solución de NaOH con una concentración 0.1 N, o 205 gramos de NaOH a cada metro cúbico de agua a tratar.

Las cantidades anteriores están referidas a los reactivos industriales que se preparan de acuerdo a sus características indicadas en el ANEXO G

Sedimentación: Esta operación se lleva a cabo en un contenedor que sea suficiente para proporcionar un tiempo de retención de 45 a 60 minutos y con una tolva para retirar los precipitados que se forman debido a la agregación de reactivos al agua.

Filtración: Se lleva a cabo en un filtro rápido de arena con las siguientes propiedades, T.E.= 0.5 mm y C.U.= 1.6, velocidad de filtración de 16 m/h.

Adsorción: El material utilizado en este proceso es carbón activado granular lignítico (CAG) (ANEXO B) que será empacado dentro de una columna de adsorción, para lo cual se usan 3.75 kg de CAG por cada  $m^3$  de agua tratada.

Neutralización: Se recomienda que se utilice dióxido de carbono para disminuir el pH hasta un valor cercano a 7.

Desinfección: Dentro del tren de tratamiento se observó que es conveniente agregar la operación de desinfección con radiación UV u ozono como última fase del tratamiento, la razón de este proceso va enfocado a proporcionar una seguridad a la población que utilizará el agua, ya que como se describió en el capítulo de experimentación, no se presentan coliformes en este tipo de agua.



En la figura 5.3 se presenta un pequeño diagrama del tren de tratamiento para la depuración de las aguas grises.

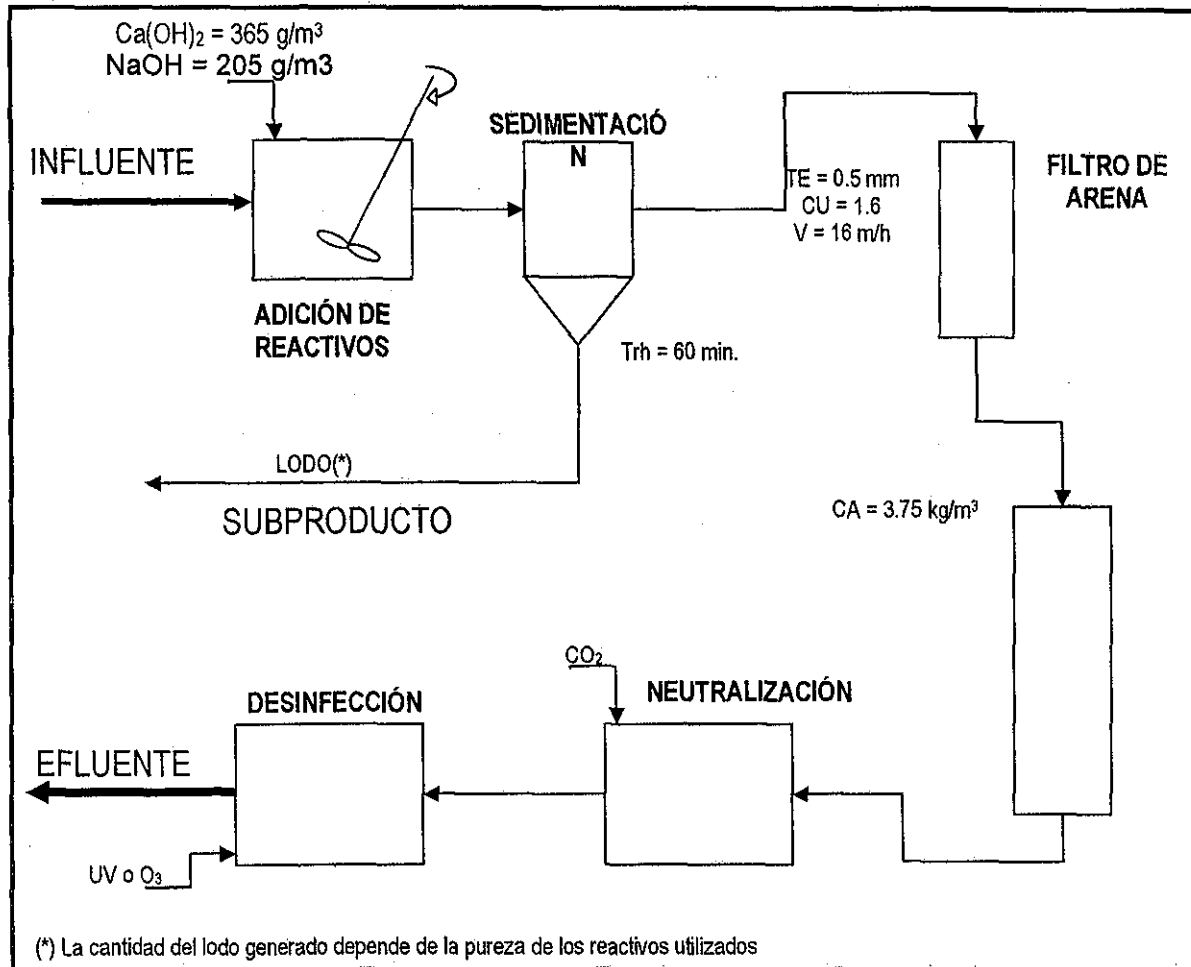


Figura 5.3 Proceso de tratamiento para la depuración del agua jabonosa

La decisión de haber seleccionado al hidróxido de calcio sobre el sulfato de aluminio para la precipitación de los fosfatos, tiene otras ventajas adicionales aparte de las ya mencionadas en el capítulo anterior, esta es la siguiente:

Como se puede ver en el anexo G, el costo de la precipitación de fosfatos con hidróxido de calcio es mucho menor (\$ 2.32 / m<sup>3</sup>) que el costo con sulfato de aluminio (\$ 50.42 / m<sup>3</sup>), por lo tanto esta también en una excelente ventaja en los costos de mantenimiento.

Los subproductos de la precipitación con sulfato de aluminio contienen aluminio, y al ser un elemento que está dentro de la lista de residuos peligrosos, es necesario disponerlos de manera especial, ya que se producen 153 l / m<sup>3</sup>; y por lo tanto, este sería un costo adicional que se debe de considerar dentro del análisis de costos de mantenimiento.

---

## **CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES**

## 6 CONCLUSIONES

En este último capítulo se presentan las conclusiones a las cuales se llegaron después de obtener los resultados de la experimentación y determinar los parámetros del efluente del tratamiento.

De la misma manera, se presentan las recomendaciones que se necesitan tomar en cuenta para profundizar en este tema.

### 6.1 Conclusiones

1. Las pruebas de tratabilidad proporcionaron resultados altamente satisfactorios sobre el tipo de agua que se trabajó, logrando remover los contaminantes que contenía el agua gris. Así que, las características del efluente permiten que esta agua pueda ser reutilizada nuevamente dentro del hogar en determinadas actividades que no requieran el agua potable.

De esta manera se puede ahorrar, en un alto porcentaje, el agua potable que es un problema que cada día se vuelve más serio en las grandes ciudades como lo es la Ciudad de México.

2. De acuerdo a los valores finales de los parámetros y comparándolos con los parámetros contenidos dentro de la norma NOM-003-ECOL-1997 en la opción de servicios al público con contacto directo; se puede decir que el efluente de este tratamiento puede ser reciclado, sin ningún problema, en los hogares.
3. Con base en los resultados obtenidos en las pruebas de tratabilidad, el tren de tratamiento adecuado para depurar aguas grises domésticas queda de la siguiente manera:

- *Precipitación química con hidróxido de calcio*
- *Sedimentación*
- *Filtración rápida en arena*
- *Adsorción en columna de carbón activado granular*
- *Neutralización con dióxido de carbono*
- *Desinfección con ozono o rayos ultravioleta*

---

La dosis a utilizar de cualquier desinfectante que se decida será la mínima, únicamente para que los usuarios noten la presencia de la fase de desinfección. La razón de no utilizar cloro como desinfectante es la posterior utilización de esta agua en el lavado de ropa, el cual puede causar problemas de decoloración en las telas a lavar.

## 6.2 Recomendaciones

Después de haber llevado a cabo las pruebas de tratabilidad se notó que es necesario considerar algunas cosas que no se llevaron a cabo, las cuales se enlistan a continuación:

1. Llevar a cabo una campaña de muestreo más completa para realizar análisis de laboratorio con una mezcla de agua gris que provenga de una variedad de viviendas de manera que los resultados sean representativos de un mayor número de familias.
2. Realizar pruebas de la precipitación de los fosfatos con otros compuestos químicos como cloruro férrico y sulfato férrico para comparar su eficiencia con respecto al hidróxido de calcio.
3. Realizar pruebas de uso de lodos de precipitación para poderlos utilizar de alguna manera y no sean un gran problema, por ejemplo, pueden ser deshidratados mediante evaporación y la parte sólida puede ser utilizada para manufactura de fertilizantes fosfatados; o los lodos pueden ser aplicados directamente, de forma líquida, en las áreas verdes.
4. Realizar análisis de adsorción en columnas de carbón activado para obtener los parámetros de diseño.
5. Realizar análisis complementarios al efluente, tales como DBO, grasas y aceites, SAAM y detección de microorganismos patógenos.

Con la realización de este trabajo se logró, por un lado, satisfacer los objetivos que se plantearon al principio, y por otro, dar un paso más en la búsqueda de soluciones a un problema que día con día crece en México y en todo el mundo, el ahorro de agua potable.

El agua gris doméstica logró ser depurada de manera exitosa a base de procesos físicos y químicos dentro del laboratorio.

La utilidad de este trabajo puede verse aplicada, primeramente dentro de los desarrollos habitacionales que se construyen masivamente en esta ciudad. Este

sistema de tratamiento puede ser construido en la base de los edificios y dar servicio a varias familias.

La razón de proponerlo para los desarrollos habitacionales es la siguiente: estos lugares se pueden diseñar con sistema de drenajes separados, para que el agua negra sea descargada al drenaje municipal y el agua gris sea dirigida hacia el sistema de tratamiento que se propone. Además, las viviendas deben contar con una tercera línea que será la del agua de reuso proveniente del proceso de purificación. Dicho sistema puede ser totalmente automatizado, característica que proporciona una gran ventaja para poder funcionar de manera independiente.

El siguiente paso sería instalar el sistema de depuración en grupos de varias casas habitación, con el fin de depurar una mayor cantidad de agua gris y de esta manera, aprovechar al máximo los beneficios que brinda el proceso.

Así como esta tesis, existen muchos trabajos acerca de alternativas para combatir la escasez del agua que, cada vez se ve más remarcada en el planeta entero. Sin embargo, si estas soluciones no se aplican en un corto plazo para combatir los problemas del agua, estos trabajos no cumplirán sus objetivos para los cuales fueron elaborados y su aportación será nula.

Es por esto que, los trabajos que existen actualmente se deben de aprovechar al máximo, aplicarlos y continuarlos, cuando así se requiera, para mejorar la situación del agua y de esta manera contribuir para que todos podamos vivir en un mundo más limpio, así como luchar para que nuestros hijos tengan un medio ambiente menos contaminado y más óptimo para vivir.

---

## BIBLIOGRAFÍA

---

**BIBLIOGRAFÍA**

1. APHA, AWWA, WEF. "Standard Methods for the Examination of water and wastewater", 19<sup>th</sup> edition 1995. pag. 2-25 – 2-27, 4-106 – 4-113, 5-12 – 5-17.
2. Chermisinoff, Paul N. "Biomangement of wastewater and wastes" Prentice Hall. Ney Jersey 1994. pag. 97.
3. Fair y Geyer "Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales" Tomo 2, Limusa, México 1996. pag 124 – 143.
4. Fernández Villagomez, Georgina "Manual de laboratorio de química del agua" Fac. de Ingeniería, DEPI, UNAM. Tercera reimpresión, noviembre de 1994. pag 104 – 113.
5. Gobierno del Estado de México, Secretaría de Desarrollo Urbano y Obras Públicas, Comisión Nacional del Agua del Estado de México "Horizontes del Agua en el Estado de México" Primera edición, México 1999. pag 57 – 85.
6. Groso Cruzado, Germán "El carbón activado granular en el tratamiento del agua" ediciones Aconcanahua, Madrid 1997. pag. 15 – 55.
7. Jiménez Cisneros, Blanca E. y Ramos Hernández Judith "Reúso posible del agua residual en México" Series del Instituto de Ingeniería No 617, 1999. pag 1 – 20.
8. Mendenhall, William y Sincich, Terry "Probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias" Prentice Hall, México 1997. pag 421 – 450.
9. Metcalf y Eddy "Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización" Volumen I y II, Mc Graw Hill, Traducción de la tercera edición en inglés, México 1996. pag 343 – 375, 753 – 850.
10. Montgomery, Douglas C. "Diseño y análisis de experimentos", Grupo Editorial Iberoamérica, 3<sup>a</sup> edición, México 1991. Pag. 45 – 60, 85 – 100.
11. Montgomery, Douglas C. Y Runger, George C. "Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería", Mc Graw Hill, México 1996. pag 115 – 150.
12. Montgomery, James M. "Water treatment, principles and design" A Wiley, USA 1985. pag 152 – 160.
13. Ortiz Monasterio, Fernando "Contaminación en la ciudad de México" Primera edición, México 1991, pag. 75-97.

- 
14. Reynolds, Tom D. *"Unit operations and processes in environmental engineering"* Publishing Company, Boston 1996. pag 350 – 370.
  15. Ramalho, R.S. *"Tratamiento de Aguas Residuales"*, Edición española, Editorial Reverté, España 1991, pag 92 – 93.
  16. Sawyer, McCarty and Parkin *"Chemistry for Environmental Engineering"* Fourth Edition, McGraw – Hill, Series in Water Resources and Environmental Engineering, pag 10 – 43, 471 – 484.
  17. Shulz, Christopher R. y Okun, Daniel A. *"Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo"* Limusa, Primera edición, México 1990. pag 199 – 240.
  18. Schwuger Milán, Johann. *"Detergents in the environment"* Surfactant science Series V. 65, 1986. pag. 3 - 36, 65 – 72.
  19. Snoeyink, Vermon L.; Jenkins, David, *"Química del Agua"*, Primera edición, México 1987. Pag. 24 - 72
  20. Sontheimer, Crittenden, Sum *"Activated Carbon for Water Treatment"* first edition, DVGW-Forschungsstelle Engler – Bunte – Institut Universität Karlsruhe, Distributed in the USA by AWWA. pag. 106 – 120.
  21. Weber, Walter J. *"Control de la calidad del agua Procesos fisicoquímicos"* Reverté. España 1979. pag. 145 – 208.
  22. <http://www.watercasa.org/research/residential/resindex.htm>  
4 – diciembre – 2001
  23. <http://www.ag.arizona.edu/AZWATER/research/residential/resindex.htm>  
31 – noviembre - 2001
  24. [http://www.mindspring.com/~roadrunner1/Family\\_Focus/Rainwater\\_Collection.html](http://www.mindspring.com/~roadrunner1/Family_Focus/Rainwater_Collection.html)  
13 – noviembre - 2001
  25. <http://www.griffin.peachnet.edu/caes/drought/content/gwlands.htm>  
25 – octubre - 2001
  26. <http://www.uswaternews.com/arconserv/6graywat.html>  
10-octubre - 2001
  27. <http://www.greywater.com>  
20 – septiembre - 2001
-



28. <http://oasisdesing.net>  
15 -enero - 2002

29. <http://profeco.gob.mx>  
20 - enero - 2002

---

**ANEXOS**

## ANEXO A

### PREPARACIÓN DE REACTIVOS PARA EL ANÁLISIS DE LABORATORIO

#### Ácido sulfúrico

El ácido sulfúrico que se preparará tendrá una concentración de 0.1 Normal. Para esto es necesario determinar el peso molecular del  $H_2SO_4$ .

<i>Elemento</i>	<i>peso molecular</i>
H	$1 \times 2 = 2$
S	$32 \times 1 = 32$
O	$16 \times 4 = 64$
Total	98 g/mol

Así entonces:

$$1 \text{ eq} = 49 \text{ g} \Rightarrow 1 \text{ N}$$

$$0.1 \text{ eq} = 4.9 \text{ g} \Rightarrow 0.1 \text{ N}$$

Por otro lado, la densidad del ácido sulfúrico industrial es de 1.84 g/ml y su pureza es del 95.98%.

La cantidad necesaria será de  $4.9 \text{ g} / 1.84 \text{ g/ml} = 2.66 \text{ ml}$ , si se tratara de una pureza del 100 %, pero dado que su pureza es menor entonces se requiere una cantidad de  $2.66 / 0.9598 = 2.77 \text{ ml}$ .

Por lo tanto para preparar un litro de ácido sulfúrico 0.1 N se requiere de **2.8 ml** de ácido sulfúrico industrial con una pureza de 92.50% y después se afora a un litro.

#### Hidróxido de sodio

El hidróxido de sodio también tendrá una concentración de 0.1 N.

<i>Elemento</i>	<i>peso molecular</i>
Na	$23 \times 1 = 23$
O	$16 \times 1 = 16$
H	$1 \times 1 = 1$
Total	40 g/mol

$$1 \text{ eq} = 40 \text{ g} \Rightarrow 1 \text{ N}$$

$$0.1 \text{ eq} = 4.0 \text{ g} \Rightarrow 0.1 \text{ N}$$

El hidróxido de sodio tiene una pureza de 98.40%. Por lo tanto se requiere de  $4.0 / 0.984 = 4.065$ .

Para preparar un litro de hidróxido de sodio se requiere de **4.065 g** de hidróxido de sodio en gránulos con una pureza de 98.4% y después se afora a un litro.

### Hidróxido de calcio

La solución de hidróxido de calcio que se preparará tendrá una concentración de 2.2 mg de Ca / ml, por lo tanto:

$$\begin{aligned} 1 \quad \text{ml} & \text{ -- } 2.2 \quad \text{mg} \\ 1000 \quad \text{ml} & \text{ -- } 2200 \quad \text{mg} = 2.2 \quad \text{g} \end{aligned}$$

Por otro lado:

$$\begin{aligned} \text{PM} [\text{Ca}(\text{OH})_2] & = 74 \text{ g/mol} \\ \text{PM} [\text{Ca}] & = 40 \text{ g/mol, es decir, el } 54.05 \% \text{ del } \text{Ca}(\text{OH})_2 \end{aligned}$$

Entonces se requiere una cantidad de  $2.2 / 0.5405 = 4.07 \text{ g}$ , pero, la pureza de la cal es de 97.40%, así pues, se necesitan  $4.07 / 0.974 = 4.1786 \text{ g}$ .

Para preparar un litro de esta solución se requiere de **4.18 g** de hidróxido de calcio en polvo con una pureza de 97.40% y un litro de agua destilada.

### Sulfato de aluminio

Esta solución tendrá una concentración de 5 mg de Al / ml, por lo tanto, para un litro se requiere de 5 g de aluminio, pero:

$$\begin{aligned} \text{PM} [\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] & = 342 \text{ g/mol} \\ \text{PM} [\text{Al}_2] & = 54 \text{ g/mol, es decir, el } 15.79 \% \text{ del } \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \end{aligned}$$

De esta manera se necesitan  $5 / 0.1579 = 31.67 \text{ g}$ , pero, la pureza del sulfato es de 98.0%, entonces se requiere  $31.67 / 0.98 = 32.31 \text{ g}$ .

La cantidad necesaria de sulfato de aluminio para preparar esta solución es de **32.31 g** y un litro de agua destilada.

---

**ANEXO B****CARBÓN ACTIVADO CLARIMEX CAGR 8 X 30**

El Carbón Activado CLARIMEX CAGR es un producto de origen mineral, fabricado a partir de lignita y lavado con ácido. Diseñado para cubrir las necesidades de operación en columnas de adsorción y susceptibles de ser reactivado térmicamente.

Este producto, por su alta eficiencia, es ideal para aplicaciones de decoloración en fase líquida, también adsorbe eficientemente pesticidas y herbicidas, así como otros químicos tóxicos precursores de trihalometanos, lo que hace un carbón ideal para el tratamiento de agua.

A continuación se presentan algunas de las características de este carbón:

<b>Parámetro</b>	<b>Especificación</b>
Humedad al empacar	4 %
PH	5.0 - 6
Actividad relativa de melasas	102 %
Número de Yodo	650 mg I <sub>2</sub> /l
Densidad aparente	0.38 g /cm <sup>3</sup>
Valor de taninos	220 ppm
Número de melasas	425
Area superficial (método N <sub>2</sub> BET)	650 m <sup>2</sup> /g
Diámetro promedio de poro	5.6 nm
Volumen de poro	0.95 ml/g
Número de abrasión ( NBS )	80
Granulometría	8 X 30
T.E.	0.8 mm
C.U.	1.4

**ANEXO C****CURVA DE FOSFATOS Y DE DQO****CURVA DE FOSFATOS**

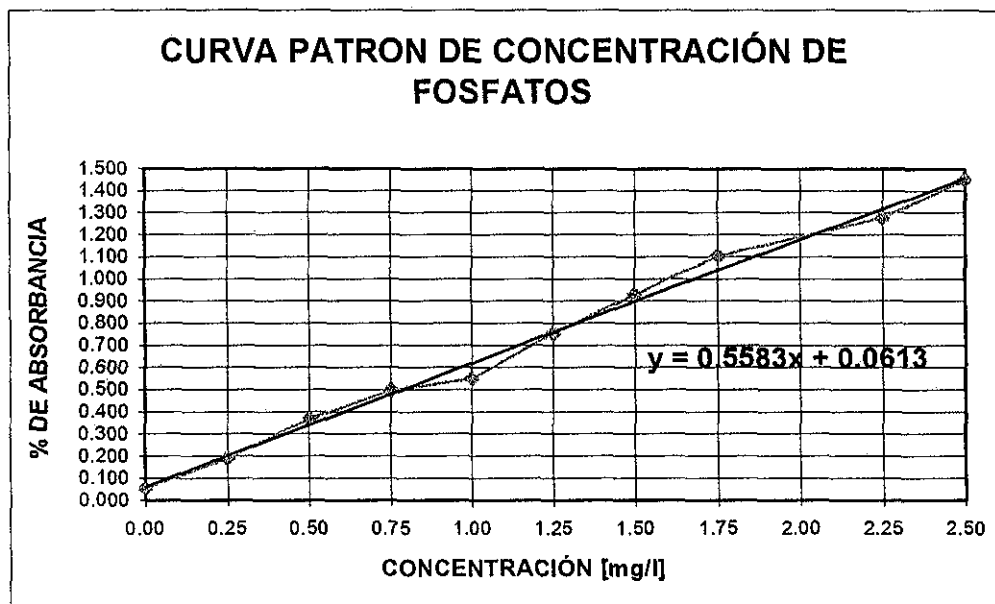
Para esta prueba, primero se realizó una curva con varias concentraciones conocidas a las cuales se les agrego una cantidad de muestra patrón de fosfatos con una concentración de 0.05 mg / ml de  $\text{PO}_4$  y posteriormente se aforó a 100 ml.

Los datos de la curva se muestran a continuación:

ml de solución Patrón	Conc. de $\text{PO}_4$ [mg/l]	% Absorbancia
0	0	0.053
0.5	0.25	0.190
1.0	0.50	0.369
1.5	0.75	0.497
2.0	1.0	0.550
2.5	1.25	0.755
3.0	1.50	0.928
3.5	1.75	1.103
4.0	2.0	1.042
4.5	2.25	1.278
5.0	2.50	1.45

De los datos anteriores se elimina el valor correspondiente a 4.0 ml de muestra por salirse demasiado de la curva.

La gráfica de la tabla anterior se presenta a continuación:



Con la ecuación de regresión

$$[PO_4] = \frac{ABS - 0.0613}{0.5583}$$

C.1

se puede calcular la concentración de fosfatos que contiene la muestra de agua gris.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

---

### CURVA DE DQO

Para realizar esta curva también fue necesario preparar varias muestras con diferentes concentraciones conocidas y después fueron sometidas a una digestión durante dos horas a una temperatura de 150° C.

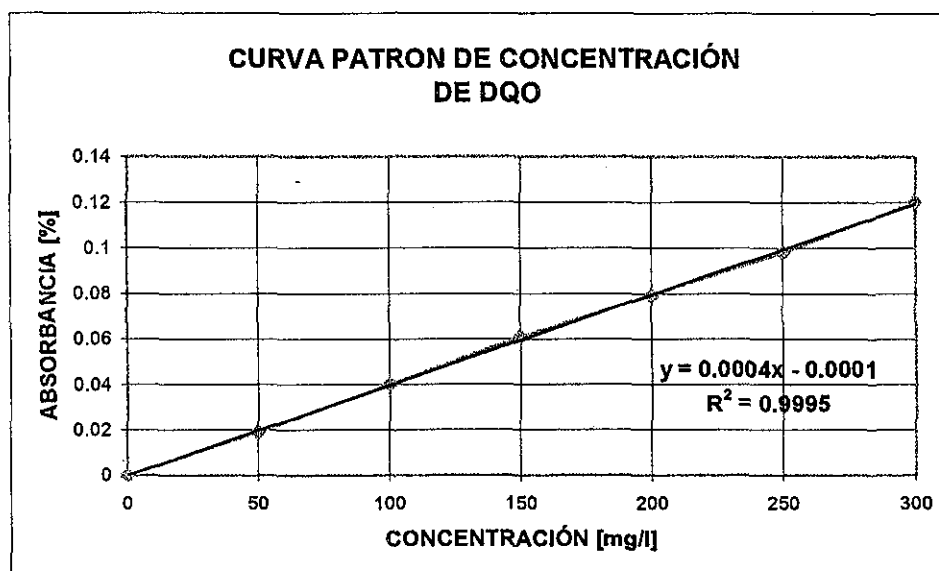
La concentración conocida de DQO se llevo a cabo con una solución de Ftalato de Potasio.

A continuación se presentan las concentraciones conocidas de DQO y su respectivo porcentaje de absorbancia que indico el espectofotómetro.

Muestra	DQO [mg/l]	ABS [%]
0	0	0.000
1	50	0.019
2	100	0.040
3	150	0.061
4	200	0.079
5	250	0.098
6	300	0.120



La gráfica de los datos anteriores se presenta a continuación.



La ecuación de regresión queda:

$$[DQO] = \frac{ABS + 0.0001}{0.0004} \quad C.2$$

de una forma más simplificada podría quedar:

$$[DQO] = (ABS)2500 \quad C.3$$

Con esta ecuación puede calcularse la concentración de materia orgánica medida como DQO si se conoce el valor de la absorbancia en el espectrofotómetro. Cabe decir que esta curva debe realizarse cada vez que se prepara nuevo reactivo para la determinación de la DQO.

## ANEXO D

### ANÁLISIS DE VARIANZA PARA LA REMOCIÓN DE FOSFATOS

En este anexo se presenta el análisis de varianza (AV) y la prueba de normalidad para los datos que resultan de la remoción de fosfatos con cada uno de los dos diferentes reactivos químicos.

La hipótesis que se probó fue la igualdad de medias;  $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$ , contra la hipótesis alternativa  $H_1: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$ . El AV se realizó con un nivel de confianza de 95% para ambos casos.

#### Análisis de varianza para la remoción con hidróxido de calcio

En el siguiente cuadro se presentan los resultados que se obtuvieron después de la remoción de fosfatos con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

Valor de pH	REPETICIONES				Totales	Promedios
	1	2	3	4	$y_{i.}$	$\bar{y}_{i.}$
6	158	143	70	166	537	134.25
8	50	64	30	89	233	58.25
10	8	9	6	19	42	10.5
12	2	3	1	9	15	3.75
					$y_{..} = 827$	$\bar{y}_{..} = 51.6875$

Para llevar a cabo el análisis de varianza se necesitan las siguientes ecuaciones:

$$SS_T = \sum_{i=1}^4 \sum_{j=1}^4 y_{ij}^2 - \frac{y_{..}^2}{N} \quad (D.1)$$

$$SS_{\text{Tratamiento}} = \sum_{i=1}^4 y_{i.}^2 - \frac{y_{..}^2}{N} \quad (D.2)$$

$$SS_E = SS_T - SS_{\text{Tratamiento}} \quad (D.3)$$



Realizando los cálculos necesarios se tiene lo siguiente:

$$SS_T = 158^2 + 143^2 + 70^2 + 166^2 + 50^2 + 64^2 + 30^2 + 89^2 + 8^2 + 9^2 + 6^2 + 19^2 + 2^2 + 3^2 + 1^2 + 9^2 - \frac{827^2}{16} = 51\,177.4375$$

$$SS_{\text{Tratamiento}} = (537^2 + 233^2 + 42^2 + 15^2) / 4 - 827^2 / 16 = 43\,416.1875$$

$$SS_E = 51\,177.4375 - 43\,416.1875 = 7\,761.25$$

Los resultados del análisis de varianza se presentan en la tabla siguiente donde se presenta el valor de  $F_0$ , el cual se debe de comparar con  $F_{0.05,3,15} = 3.29$ .

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Media de Cuadrados	F <sub>0</sub>
pH	43 416.1875	3	14 472.0625	22.38
Error	7 761.25	12	646.7708	
Total	51 177.4325	15		

Aquí se puede ver que  $F_0 = 22.38 > F_{0.05,3,15} = 3.29$ , así que  $F_0$  cae en la zona de rechazo; por lo tanto se rechaza  $H_0$  y se acepta  $H_1$ .

Ahora se presenta el análisis para comprobar la normalidad de los datos, para esto se realiza una gráfica de probabilidad normal de los residuos.

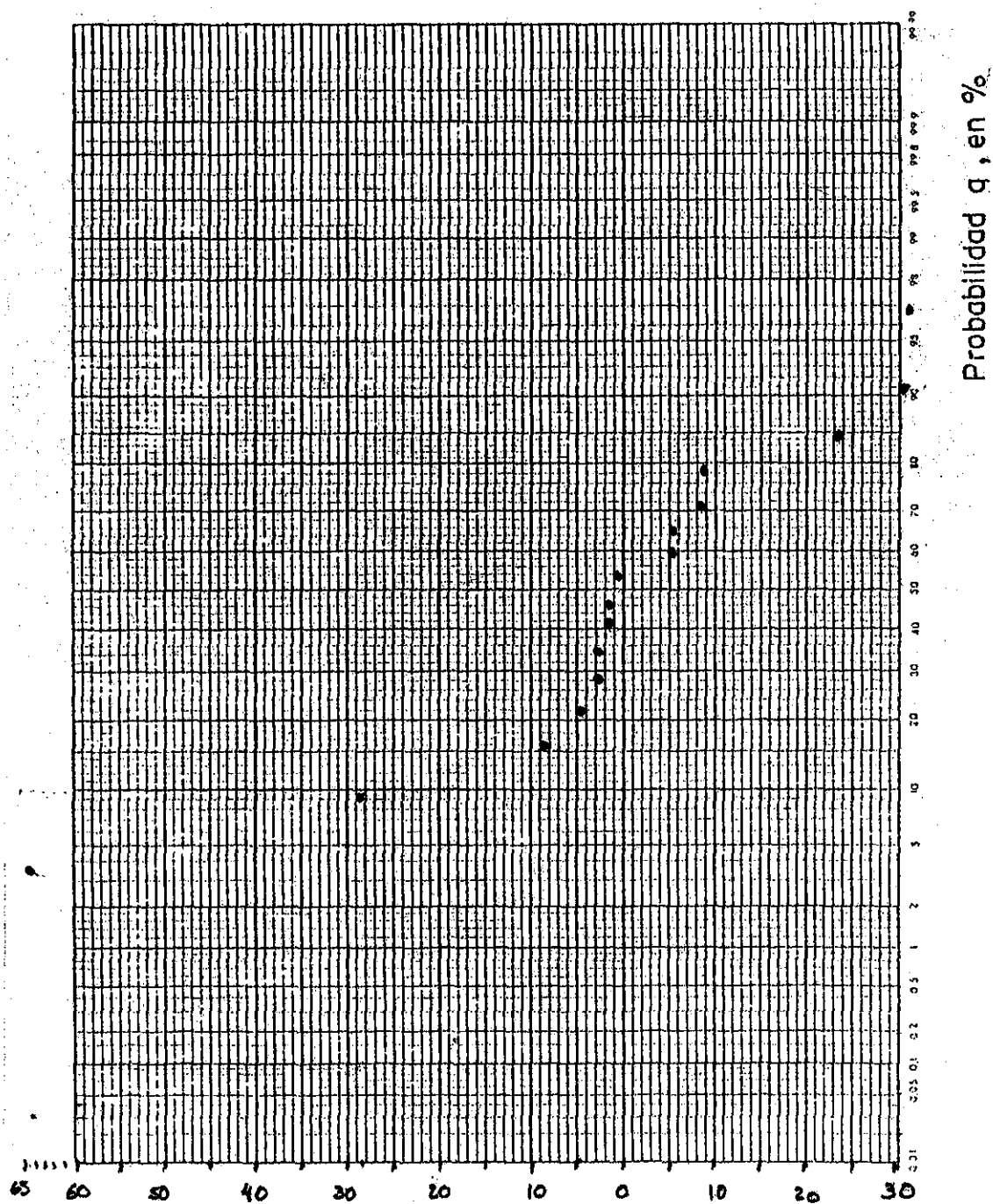
Para ello primeramente se resta a cada dato obtenido el valor de la media correspondiente al renglón donde se encuentra cada dato, esto se ilustra en la siguiente tabla donde se coloca en la misma casilla el valor del dato original y el residuo se encuentra entre paréntesis.

Valor de pH	REPETICIONES				Promedios $\bar{u}_i$
	1	2	3	4	
6	158 (23.75)	143 (8.75)	70 (-64.25)	166 (31.75)	134.25
8	50 (-8.25)	64 (5.75)	30 (-28.25)	89 (30.75)	58.25
10	8 (-2.5)	9 (-1.5)	6 (-4.5)	19 (8.5)	10.5
12	2 (-1.75)	3 (-0.75)	1 (-2.75)	9 (5.25)	3.75

Posteriormente se ordenan los residuos de menor a mayor y se calculan sus puntos de probabilidad acumulada  $P_k = (k-1/2)/N$  esto se presenta en la tabla siguiente. La gráfica se construye sobre un papel de probabilidad normal donde se coloca los residuos en las abscisas contra  $P_k \times 100$  en las ordenadas, esto se puede ver en la figura que a continuación se presenta.

k	$e_{ij}$	$P_k$	$P_k \times 100$
1	-64.25	0.03125	3.125
2	-28.25	0.09375	9.375
3	-8.25	0.15625	15.625
4	-4.5	0.21875	21.875
5	-2.75	0.28125	28.125
6	-2.5	0.34375	34.375
7	-1.75	0.40625	40.625
8	-1.5	0.46875	46.875
9	-0.75	0.53125	53.125
10	5.25	0.59375	59.375
11	5.75	0.65625	65.625
12	8.5	0.71875	71.875
13	8.75	0.78125	78.125
14	23.75	0.84375	84.375
15	30.75	0.90625	90.625
16	31.75	0.96875	96.875

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura D.1 Gráfica de residuos para verificar la normalidad de los datos del tratamiento con hidróxido de calcio

### Análisis de varianza para la remoción con sulfato de aluminio

A continuación se presenta el análisis de varianza para los resultados que se obtuvieron de la remoción de fosfatos con sulfato de aluminio, los cuales se ven en el siguiente cuadro.

Valor de pH	REPETICIONES				Totales	Promedios
	1	2	3	4	$\mu_i$	$\bar{\mu}_i$
6	135	66	77	85	363	90.75
8	126	58	74	78	336	84
10	58	60	57	50	225	56.25
12	42	32	31	39	144	36
					$\mu_{..}=1068$	$\bar{\mu}_{..}=66.75$

De manera similar se debe de probar la hipótesis nula de igualdad de medias con un nivel de confianza del 95%.

Después de utilizar las ecuaciones D.1 a D.3 se tiene lo siguiente:

$$SS_T = 135^2 + 66^2 + 77^2 + 85^2 + 126^2 + 58^2 + 74^2 + 78^2 + 58^2 + 60^2 + 57^2 + 50^2 + 42^2 + 32^2 + 31^2 + 39^2 - 1068^2/16 = 13229$$

$$SS_{\text{Tratamiento}} = (363^2 + 336^2 + 225^2 + 144^2)/4 - 1068^2/16 = 7717.5$$

$$SS_E = 13229 - 7717.5 = 5511.5$$

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

En el siguiente cuadro se presentan los resultados del AV para comparar con la  $F_0$  que es la misma que el caso anterior, es decir, 3.29.

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Media de Cuadrados	$F_0$
pH	7717.5	3	2572.5	5.6
Error	5511.5	12	459.29	
Total	13229	15		

En este caso el valor de  $F_0$  también cae en la zona de rechazo; así que la hipótesis nula es rechazada y se acepta la hipótesis alternativa, por lo tanto las poblaciones de donde provienen dichas muestras es diferente.

A continuación se procede a comprobar la normalidad de los datos con la gráfica de probabilidad normal de los residuos.

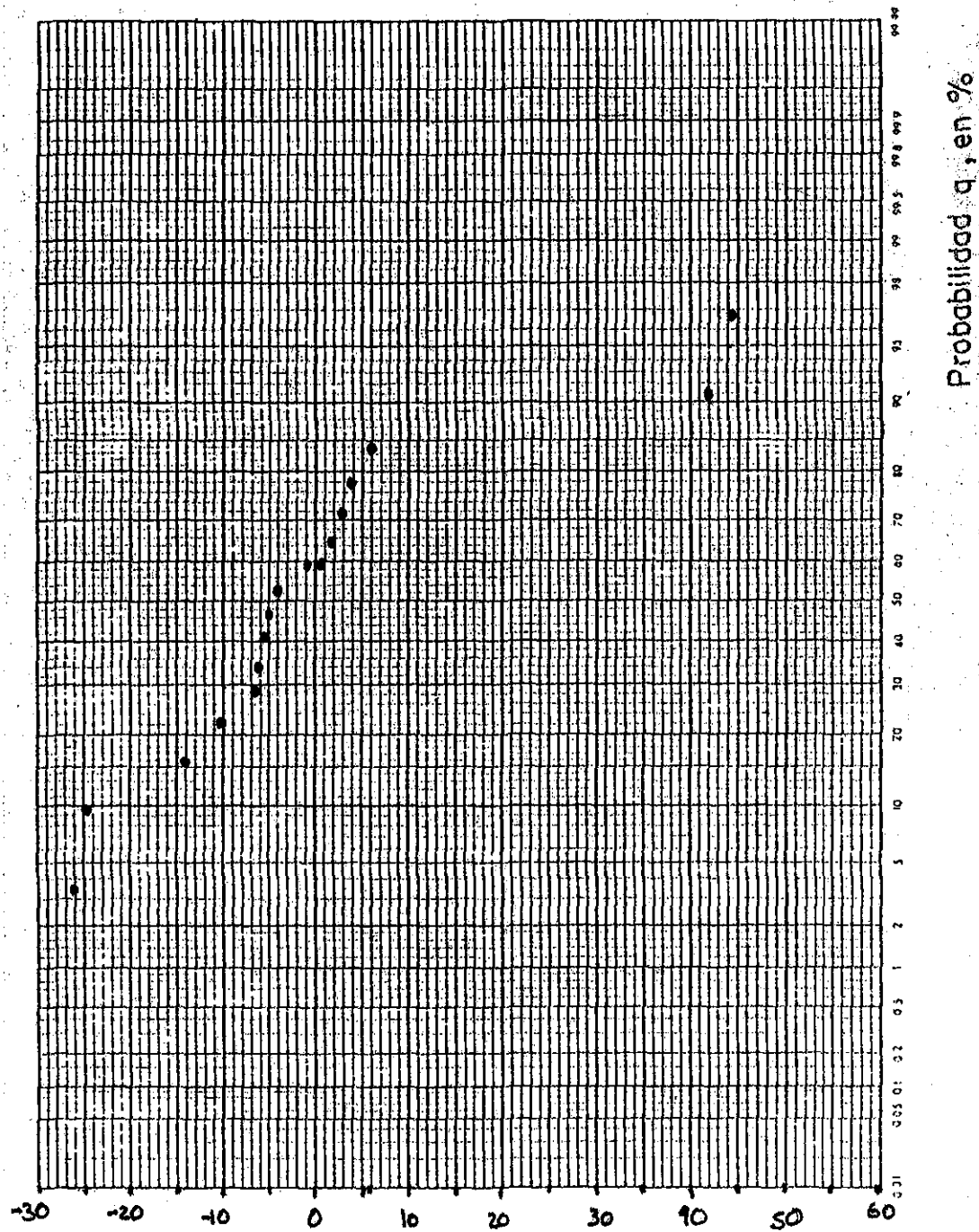
Valor de pH	REPETICIONES				Promedios $\bar{u}_i$
	1	2	3	4	
6	135 (44.25)	66 (-24.75)	77 (-13.75)	85 (-5.75)	90.75
8	126 (42)	58 (-26)	74 (-10)	78 (-6)	54
10	58 (1.75)	60 (3.75)	57 (0.75)	50 (-6.25)	56.25
12	42 (6)	32 (-4)	31 (-5)	39 (3)	36

De la misma manera que para el hidróxido de calcio, se ordenan los residuos de menor a mayor y se calculan sus puntos de probabilidad acumulada  $P_k = (k-1/2)/N$  lo cual se presenta en la tabla siguiente. En la gráfica D.2 se puede observar la distribución de los puntos de esta tabla.

k	$u_i$	$P_k$	$P_k \times 100$
1	-26	0.03125	3.125
2	-24.75	0.09375	9.375
3	-13.75	0.15625	15.625
4	-10	0.21875	21.875
5	-6.25	0.28125	28.125
6	-6	0.34375	34.375
7	-5.75	0.40625	40.625
8	-5	0.46875	46.875
9	-4	0.53125	53.125
10	0.75	0.59375	59.375
11	1.75	0.65625	65.625
12	3	0.71875	71.875
13	3.75	0.78125	78.125
14	6	0.84375	84.375
15	42	0.90625	90.625
16	44.25	0.96875	96.875

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

ESTA TESIS NO SALE  
DE LA BIBLIOTECA



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura D.2 Gráfica de residuos para verificar la normalidad de los datos del tratamiento con sulfato de aluminio

### Comparación de las dos muestras por medio de la prueba "t"

En esta sección se realizó la comparación de las dos muestras que se seleccionaron en los puntos 5.2.1 y 5.2.2 que fueron las correspondientes a la remoción de fosfatos con hidróxido de calcio y sulfato de aluminio, ambas a un pH de 10.

A continuación se presentan los datos de cada una de las muestras, donde la muestra A corresponde al hidróxido de calcio y la muestra B al sulfato de aluminio, el análisis de comparación se realizó mediante la prueba t, debido a que son menos de 30 datos, y que además provienen de una población con distribución normal.

No	A	B
1	8	58
2	9	60
3	6	57
4	19	50
$\bar{x}$	10.5	56.25
$s_x$	5.8	4.3

La hipótesis nula a probar es  $H_0: \mu_1 = \mu_2$  y la hipótesis alternativa es  $H_1: \mu_1 \neq \mu_2$ .

La prueba se realizó con un nivel de confianza del 95%, y debido a las condiciones de esta prueba el valor de  $t_c = 2.447$ , que corresponde a un  $v = (4+4-2) = 6$  g.l.

Para esta comparación se necesita realizar una prueba de dos colas, por lo tanto los la zona de aceptación se encuentra entre los valores -2.44 y 2.447.

El estadístico de prueba  $t_p$  se calcula con la siguiente ecuación:

$$t_p = \frac{(\bar{x} - \bar{y}) - (\mu_x - \mu_y)}{\sqrt{\frac{n_x s_x^2 + n_y s_y^2}{n_x + n_y}} \sqrt{\frac{1}{n_x} + \frac{1}{n_y}}} \quad (D.4)$$

realizando las operaciones correspondientes se calcula el valor de  $t_p = -8.16$ , el cual cae en la zona de rechazo negativa, de manera que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. En consecuencia, las muestras provienen de dos poblaciones diferentes y además se puede notar que la muestra B es mayor que A porque se realizó la diferencia (A-B) y es estadístico se ubica en la zona de rechazo negativa.



## ANEXO E

### ANÁLISIS DE VARIANZA PARA LA FILTRACIÓN

#### Prueba de homosedasticidad

En esta sección se presenta el análisis de igualdad e varianzas para la prueba de filtración, los datos se presentan en la tabla E.1.

No de muestra	SST(1) [mg/l]	SST(2) [mg/l]
1	10	14
2	12	10
3	11	11
4	9	9
5	8	16
6	12	12
7	14	13
8	12	15
9	10	14
10	8	15
11	9	9
12	11	11
13	13	10
14	11	9
15	12	8
<b>x</b>	<b>10.8</b>	<b>11.73</b>
<b>S<sub>x</sub></b>	<b>1.78</b>	<b>2.60</b>

Tabla E.1 Resultados de la filtración

El análisis de varianza se realiza por medio de una prueba F de Fisher.

La  $H_0: \sigma_1 = \sigma_2$  y  $H_1: \sigma_1 \neq \sigma_2$ , con un nivel de confianza del 95%.

El valor crítico del estadístico es  $F_{0.05, 14, 14} = 2.474$ .

El valor del estadístico de prueba es

$$F_{pr} = \frac{(2.60)^2}{(1.78)^2} = 2.14$$

el cual cae dentro de la zona de aceptación, entonces la hipótesis nula es aceptada y se puede decir que la varianzas son iguales.

### Prueba de igualdad de medias

Aquí se muestra el análisis de igualdad de medias para los datos de la filtración, esta comparación se realizó mediante la prueba t.

Aquí se tiene como hipótesis nula  $H_0: \mu_1 = \mu_2$

Contra la hipótesis alternativa  $H_1: \mu_1 \neq \mu_2$ .

Esta prueba se realizó con un nivel de confianza de 95%.

El valor de  $t_c = 2.048$ , o sea que la zona de aceptación esta entre -2.048 y 2.048.

El valor del  $t_{pr} = -1.143$  de acuerdo a la ecuación D.4.

De esta manera, el valor del estadístico de prueba cae dentro de la zona de aceptación, así que, se acepta la hipótesis nula y por consiguiente las medias son iguales.

### Conclusión

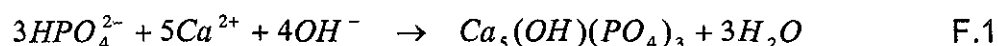
Al comparar las varianzas y las medias de las dos muestras, y al resultar iguales estadísticamente, se puede concluir que las dos muestras son iguales y provienen de la misma población.

## ANEXO F

### PRECIPITACIÓN DE LOS FOSFATOS

#### F.1 Precipitación con hidróxido de calcio

El primer paso para llevar a cabo la precipitación de los fosfatos es conocer la concentración de éstos en el agua gris. Una vez que se sabe esto, se calcula la cantidad de hidróxido de calcio que se debe de agregar al agua para remover los fosfatos, esto se calcula con la siguiente ecuación según Fernández 1985.



$$\text{PM}[3\text{HPO}_4] = 1 + 31 + 16 \times 4 = 96 \times 3 = 288 \text{ g/mol}$$

$$\text{PM}[5\text{Ca}] = 5 \times 40 = 200 \text{ g/mol}$$

Lo anterior indica que 288 mg de  $\text{HPO}_4$  reaccionan con 200 mg de Ca, entonces para calcular la cantidad necesaria que reacciona con 197 mg de  $\text{HPO}_4$  que hay en un litro de agua gris se tiene:

Por lo tanto:

$$\begin{array}{r} 288 \text{ mg} \text{ -----} 200 \text{ mg} \\ 197 \text{ mg} \text{ -----} X \end{array}$$

$$X = 197 \times 200 / 288 = 136.8 \text{ mg}$$

Se preparo una solución de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  con una concentración de 2.2 mg de Ca/ml; por lo tanto la cantidad que se debe agregar es  $136.8 / 2.2 = 62.2$  ml, pero debido a la regla de Le'Châtelier, hay que agregar un 30% en exceso, es decir,  $62.2 \times 1.30 = 80.8 \approx 81$  ml.

Los ensayos se realizaron con muestras de 100 ml cada una, por lo tanto el volumen de reactivo que se agregó fue de 8.1 ml de solución de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

Debido a que se trabajo con 4 valores de pH: 6, 8, 10 y 12; primeramente se agregó el reactivo al recipiente correspondiente y después de ajustó el pH al valor correspondiente agregándole ácido sulfúrico o hidróxido de sodio, ambos con una concentración de 0.1 N.

En la tabla F.1 se presenta la cantidad promedio de ácido o sosa que se utilizó en cada muestra para ajustar el pH al valor propuesto para la remoción de los fosfatos.

Muestra	Vol. [ml]	pH inicial	Vol. de Ca(OH) <sub>2</sub> [ml]	pH posterior	Vol. para adecuar el pH [ml]	PH Final
1	100	7.4	8.1	8.8	11.4 ácido	6
2	100	7.4	8.1	8.8	3.2 ácido	8
3	100	7.4	8.1	8.8	5 sosa	10
4	100	7.4	8.1	8.8	25 sosa	12*

\*Esta muestra no llegó a pH de 12, debido a que se consume una gran cantidad de sosa, en seguida se presenta el proceso de elevación de pH:

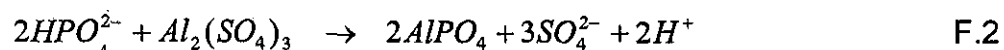
pH	10	11.3	11.5	11.7	11.8	11.85
ml de sosa	5	13	15.9	19.4	22.1	25

Tabla F.1 Remoción de Fosfatos con Ca(OH)<sub>2</sub>

Después de terminar de mezclar el reactivo por un lapso de 5 minutos, se permitió la sedimentación del precipitado formado para posteriormente determinar los parámetros de respuesta.

## F.2 Precipitación con sulfato de aluminio

De la misma manera que se procedió con el hidróxido de calcio, se calculó la cantidad de sulfato de aluminio que es necesaria para reaccionar con los fosfatos que contiene el agua gris; para esto se utilizó la siguiente ecuación del manual del laboratorio (Fernández, 1985)



$$\text{PM}[2\text{HPO}_4] = 1 + 31 + 16 \times 4 = 96 \times 2 = 192 \text{ g/mol}$$

$$\text{PM}[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 27 \times 2 + [32 + 16 \times 4] \times 3 = 342 \text{ g/mol}$$

$$\begin{array}{l} 192 \text{ mg} \text{ -----} 342 \text{ mg} \\ 197 \text{ mg} \text{ -----} \text{ Y} \end{array}$$

$$\text{Y} = 197 \times 342 / 192 = 350.9 \text{ mg}$$

La solución de sulfato de aluminio que se preparó tenía una concentración de 5 mg/ml de sulfato de aluminio, por lo tanto se agregó  $350.9 / 5 = 70.2$  ml, más el 30% en exceso, se tiene,  $70.2 \times 1.30 = 91.2$  ml.

En la tabla F.2 se presentan las cantidades promedio de ácido y sosa que se agregaron a las muestras para adecuar el pH.

Muestra	Vol. [ml]	pH inicial	Vol. de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [ml]	pH posterior	Vol. para adecuar el pH [ml]	PH Final
1	100	7.4	9.1	6.5	3.1 ácido	6
2	100	7.4	9.1	6.5	3.8 sosa	8
3	100	7.4	9.1	6.5	10.5 sosa	10
4	100	7.4	9.1	6.5	25 sosa	12*

\*Esta muestra, al igual que la del experimento anterior, no llegó a pH de 12, debido a que se consume una gran cantidad de sosa, enseguida se presenta el proceso de elevación de pH:

pH	10	11	11.5	11.7
ml de sosa	12.2	15.5	19.9	25

Tabla F.2 Remoción de Fosfatos con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

## ANEXO G

### COSTOS DE TRATAMIENTO POR CADA REACTIVO Y PREPARACIÓN DE REACTIVOS EN FORMA INDUSTRIAL

En este anexo se presentan los costos de los reactivos a nivel industrial, su porcentaje de pureza y los costos de tratamiento por cada metro cúbico de agua gris para después realizar una comparación entre ambos tratamientos.

Primeramente se presenta en la tabla siguiente el costo de los reactivos industriales y el porcentaje de pureza de estos.

Reactivo	Precio	Pureza
NaOH [Kg]	6.70	98.0 %
Ca(OH) <sub>2</sub> [Kg]	2.80	90.0 %
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> [Kg]	2.80	17.0 %
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> [Kg]	1.80	92.5 %

Los datos anteriores fueron proporcionados por "Química Barsa S. de R.L." Andrés Molina Enríquez No 310 Col. Sinatel Del. Iztapalapa 09470 México D.F. Tel: 56-72-13-17 Fax: 56-72-34-04.

#### Ácido sulfúrico

El ácido sulfúrico que se preparará tendrá una concentración de 0.1 Normal. Para esto es necesario determinar el peso molecular del H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Como se vio en el anexo A, el peso molecular del ácido sulfúrico es 98 y 1 eq = 49 g. por consiguiente para una concentración de 0.1 N se necesitan 4.9 g de ácido sulfúrico concentrado.

La densidad de este compuesto para uso industrial es de 1.836 g/ml y el porcentaje de pureza es de 92.5%.

La cantidad necesaria será de  $4.9 \text{ g} / 1.836 \text{ g/ml} = 2.669 \text{ ml}$ , si se tratara de una pureza del 100 %, pero dado que su pureza es menor entonces se requiere una cantidad de  $2.669 / 0.925 = 2.885 \text{ ml}$ .

Por lo tanto para preparar un litro de ácido sulfúrico 0.1 N se requiere de **2.9 ml** o **5.3 g** de ácido sulfúrico concentrado con una pureza de 92.50 % y después se afora a un litro con agua.

### Hidróxido de sodio

El hidróxido de sodio también tendrá una concentración de 0.1 N.

El peso molecular es de 40 g/mol, 1 eq = 40 g y para preparar una solución 0.1 N se requiere de 0.1 eq = 4.0 g de hidróxido de sodio

El hidróxido de sodio tiene una pureza de 98.0 %. Por lo tanto se requiere de  $4.0 / 0.98 = 4.082$

Para preparar un litro de hidróxido de sodio se requiere de **4.1 g** de hidróxido de sodio en gránulos con una pureza de 98.0 % y después se afora a un litro con agua.

### Hidróxido de calcio

La solución de hidróxido de calcio que se preparará tendrá una concentración de 2.2 mg de Ca / ml, por lo tanto:

$$\begin{array}{l} 1 \text{ ml} \text{ -- } 2.2 \text{ mg} \\ 1000 \text{ ml} \text{ -- } 2200 \text{ mg} = 2.2 \text{ g} \end{array}$$

Además:

$$\begin{array}{l} \text{PM } [\text{Ca}(\text{OH})_2] = 74 \text{ g/mol} \\ \text{PM } [\text{Ca}] = 40 \text{ g/mol, es decir, el } 54.05 \% \text{ del } \text{Ca}(\text{OH})_2 \end{array}$$

Entonces se requiere una cantidad de  $2.2 / 0.5405 = 4.07$  g, pero, la pureza de la cal es de 90.0%, así pues, se necesitan  $4.07 / 0.90 = 4.52$  g.

Para preparar un litro de esta solución se requiere de **4.5 g** de hidróxido de calcio en polvo con una pureza de 90.0% y aforar a litro con agua.

### Sulfato de aluminio

Esta solución tendrá una concentración de 5 mg de Al / ml, por lo tanto, para un litro se requiere de 5 g de aluminio, pero:

$$\begin{array}{l} \text{PM } [\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 342 \text{ g/mol} \\ \text{PM } [\text{Al}_2] = 54 \text{ g/mol, es decir, el } 15.79 \% \text{ del } \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \end{array}$$

De esta manera se necesitan  $5 / 0.1579 = 31.67$  g, pero, la pureza del sulfato es de 17.0%, entonces se requiere  $31.67 / 0.17 = 186.27$  g.

La cantidad necesaria de sulfato de aluminio para preparar esta solución es de **186.3 g** y después aforar a un litro con agua.

Se considera que el costo del agua potable es de \$ 10.00 cada metro cúbico, es decir, \$ 0.01 por litro.

En la siguiente tabla se presenta el costo que representa preparar un litro de cada una de las soluciones anteriormente mencionadas:

Reactivo	Conc.	Cantidad utilizada	Costo del reactivo	Importe del reactivo	Costo del agua	Costo total por litro
Ácido Sulfúrico	0.1 N	5.3 g	\$ 1.80 / kg	\$ 0.00954	\$ 0.01	\$ 0.02
Hidróxido de Sodio	0.1 N	4.1 g	\$ 6.70 / kg	\$ 0.02747	\$ 0.01	\$ 0.038
Hidróxido de Calcio	2.2 mg Ca/ml	4.5 g	\$ 2.80 / kg	\$ 0.0126	\$ 0.01	\$ 0.023
Sulfato de Aluminio	5 mg Al/ml	186.3 g	\$ 2.80 / kg	\$ 0.52164	\$ 0.01	\$ 0.53

A continuación se realiza la comparación de los costos debido a los tratamientos con cada uno de los reactivos, los datos son tomados del anexo F.

### Costos derivados del tratamiento con hidróxido de calcio

Primeramente se analizará el tratamiento con hidróxido de calcio. En el siguiente cuadro se presenta los costos que involucra el tratamiento solo en lo que concierne a los reactivos.

Vol de agua cruda [l]	NaOH [l]	Ca(OH) <sub>2</sub> [l]	Costo unit. Del NaOH	Costo unit. Del Ca(OH) <sub>2</sub>	Importe del NaOH	Importe del Ca(OH) <sub>2</sub>	Costo Total
1000	50	81	0.038	0.023	1.9	1.9	\$ 3.8

Lo anterior quiere decir que para precipitar los fosfatos de 1 m<sup>3</sup> de agua gris con hidróxido de calcio a un pH de 10, se gasta \$ 3.80, esta cantidad incluye los reactivos preparados a la dilución indicada en el cuadro anterior, lo cual quiere decir que el precio del agua de dilución está incluida, la cual es de 1.30. Por lo tanto, el costo de precipitación solamente por reactivos es de \$ 2.50.



### Costos derivados del tratamiento con sulfato de aluminio

A continuación se presenta el costo desglosado para el tratamiento con sulfato de aluminio.

Vol de agua cruda [1]	NaOH [1]	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> [1]	Costo unit. del NaOH	Costo unit. Del Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Importe del NaOH	Importe del Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	<b>Costo Total</b>
1000	105	91	0.038	0.53	4.00	48.23	<b>\$ 52.30</b>

Al igual que el reactivo anterior, el precio del agua de dilución esta incluida y es de \$ 2.00. Lo cual indica que el costo de los reactivos es de \$ 50.30 por cada metro cúbico.