

Mon
547.782
F634
2008

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
DIRECCION DE INVESTIGACION Y DESARROLLO**



**“Estudio de la Biosorción de plomo (II) en
quitosana”**

TRABAJO DE DIPLOMA PRESENTADO POR:

**Br. Carla Indiana Flores Montenegro.
Br. Xochilt Yaosca Barahona Silva.**

PARA OPTAR AL TITULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

TUTOR

LicEng. Martha Benavente Silva

Managua, Nicaragua 2008

A mi Familia

AGRADECIMIENTO

A nuestra tutora, LicEng. Martha Benavente por brindarnos su continua y cercana ayuda para que se desarrollara este trabajo. También al proyecto UNI-Asdi/SAREC-FIQ por proporcionarnos los recursos necesarios para que se llevara a cabo esta investigación.

A nuestras familias, en especial a nuestras madres, ya que sin su ayuda incondicional no hubiéramos logrado terminar nuestra carrera y este trabajo monográfico.

Al Ing. Erick Álvarez y al Ing. Marcos Arévalo por su valiosa colaboración. A los bachilleres Miriam Aburto, Miguel Altamirano, Lilliam Morales y Rosa Cerda por su apoyo de forma desinteresada.

A la Empresa CAMANICA por proporcionarnos la materia prima para la realización de este proyecto de investigación.

OPINIÓN DE CATEDRÁTICO GUÍA

El trabajo de diploma “Estudio de la Bioadsorción de Plomo(II) en Quitosana”, desarrollado por las Brs. Xochilt Barahona y Carla Flores, representa un avance muy significativo en el estudio y aplicación de la quitosana, para el tratamiento de aguas naturales.

El problema de la contaminación antropogénica producida por los desechos industriales se ha venido acrecentando en los últimos años y este trabajo de investigación contribuye a atenuar este problema principalmente en los sectores que carecen de este vital líquido. Los resultados de este estudio podrán ser utilizados en sistemas de tratamiento de aguas naturales y residuales, con alto contenido de plomo, con el propósito de disminuir el grado de contaminación y mejorar nuestro medioambiente.

Para llevar a cabo este estudio, las Brs. Xochilt Barahona y Carla Flores han demostrado destreza, iniciativa e independencia en la interpretación de los resultados experimentales, y en la resolución de problemas de carácter práctico.

Con la presentación de este trabajo las Brs. Xochilt Barahona y Carla Flores han demostrado ser merecedoras del título de Ingeniero Químico, por cuanto solicito al honorable jurado les concedan el grado de aprobado.

Martha Benavente
LicEng. en Ingeniería Química

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar el equilibrio y la cinética de adsorción de Pb(II) en quitosana y su aplicación en la remoción del ión metálico en aguas naturales; así como realizar estudios de la regeneración de la quitosana saturada con el ión metálico. En el estudio de adsorción los principales factores considerados fueron la concentración inicial del metal y la influencia del pH en el proceso.

El estudio de la influencia del pH en la adsorción del ión metálico en la quitosana mostró que a bajos pH la capacidad de adsorción del adsorbente es baja debido a la presencia de iones H^+ en la solución que compiten con los iones Pb(II); sin embargo, a medida que incrementa el pH de la solución, incrementa también la capacidad de adsorción ya que disminuye la concentración de iones H^+ en el sistema, obteniendo un pH óptimo de adsorción de 5.5. pH altos (>6) no fueron considerados en el estudio debido a la posible precipitación del Pb(II) en la solución.

Los datos experimentales del equilibrio de adsorción del metal en el adsorbente fueron comparados con los modelos de Freundlich y Langmuir. Los resultados mostraron que hubo un mejor ajuste de los datos experimentales con el modelo de Langmuir por lo que se considera una adsorción del ión metálico en la quitosana por monocapas. Además, se determinó que la máxima capacidad de adsorción para el Pb fue de 63.11 mg de Pb/g de quitosana al pH óptimo de adsorción.

Para determinar el mecanismo y el paso controlante en la cinética de adsorción del ión metálico en la quitosana a diferentes concentraciones iniciales, modelos cinéticos simplificados fueron utilizados para evaluar los datos experimentales. Estos modelos incluyeron la ecuación de Pseudo-primer-orden, Pseudo-segundo-orden y la ecuación de Difusión Intra-partícula. Los resultados mostraron una buena correlación de los datos experimentales con el modelo de Pseudo- segundo-orden lo que sugiere que la etapa controlante en el proceso es la adsorción química.

Por otro lado, los resultados de la desorción mostraron que las soluciones de HCl y NaCl no son buenos eluentes para remover el Pb de la quitosana; sin embargo, se comprobó que una solución de NaOH 2N es efectiva para remover el ión metálico.

La aplicación de la quitosana en aguas procedentes de la laguna de Tiscapa, como material adsorbente del ión metálico, mostró ser eficiente, ya que se observó una remoción de aproximadamente un 92%; lo que indica que la concentración de plomo presente en dichas aguas, posterior al proceso de adsorción, cumple con las normas establecidas por MARENA (concentración máximo permisible de 0.2 mg L^{-1} de plomo para aguas de consumo).

Con este trabajo se comprobó que la quitosana es un buen adsorbente de los iones Pb(II) tanto en soluciones preparadas a nivel de laboratorio como en aguas recolectadas en la laguna de Tiscapa. Por lo tanto, se puede considerar el uso de éste biopolímero como material adsorbente para propósitos de diseño en sistemas de tratamiento de aguas naturales.

TABLA DE CONTENIDO

DEDICATORIA.....	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
CARTA DEL CATEDRÁTICO GUÍA.....	iii
RESUMEN.....	iv
TABLA DE CONTENIDO.....	v
LISTA DE TABLAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
NOMENCLATURA.....	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS.....	2
2.1. Objetivo General.....	2
2.2. Objetivos Específicos.....	2
III. MARCO TEORICO.....	3
3.1. El Plomo.....	3
3.1.1 Propiedades Físicas y Estado Natural.....	3
3.1.2 Aplicaciones.....	3
3.1.3 Efectos sobre la Salud.....	4
3.1.4 Fuentes Contaminantes.....	5
3.1.5 Efectos Ambientales.....	6
3.1.6 El Plomo sobre el Agua.....	6
3.2. Quitosa.....	7
3.2.1 Procedimiento para la Obtención de Quitosa.....	7
3.2.2 Aplicaciones de la Quitosa.....	8
3.2.2.1 Aplicaciones Biomédicas.....	8
3.2.2.2 Aplicaciones en Alimentos.....	8
3.2.2.3 Aplicaciones Farmacéuticas.....	9
3.2.2.4 Aplicaciones en Agricultura.....	9
3.2.2.5 Aplicaciones en Tratamiento de Aguas.....	9
3.3. Estudios de la Adsorción de Plomo usando Quitosa.....	10
3.3.1 Adsorción de Plomo y Ácido Húmico en Perlas de Hidrogel de Quitosa (Yan & Bai, 2004).....	10
3.3.2 Adsorción de Plomo de Soluciones Acuosa utilizando partículas pequeñas de Quitosa (Qi & Xu, 2004).....	10
3.4. Adsorción.....	11
3.4.1 Tipos de adsorción.....	11
3.4.1.1 Adsorción por Intercambio.....	11
3.4.1.2 Fisisorción.....	12
3.4.1.3 Quimisorción.....	12
3.4.2 Equilibrio de Adsorción e Isotermas de Adsorción.....	12
3.4.2.1 Isoterma de Freundlich.....	13
3.4.2.2 Isoterma de Langmuir.....	13
3.4.3 Cinética de Adsorción.....	14
3.4.4.1 Ecuación de Pseudo Primer Orden.....	15

3.4.4.2	Ecuación de Pseudo Segundo Orden.....	16
3.4.4.3	Adsorción controlada por Difusión Intra-partícula	17
VI.	METODOLOGIA.....	18
4.1	Materiales	18
4.1.1	Quitosa.....	18
4.1.2	Soluciones estándar de Plomo (1 a 250 mg L ⁻¹).....	18
4.1.3	Obtención de la Muestra.....	18
4.2	Equipos	18
4.2.1	Agitador Rotatorio.....	18
4.2.2	Espectrofotómetro de Absorción Atómica.....	19
4.3	Parte Experimental	19
4.3.1	Influencia del pH en la Capacidad de Adsorción	19
4.3.2	Isotermas de Adsorción	20
4.3.3	Cinética de Adsorción	20
4.3.4	Experimentos de Desorción.....	21
4.3.5	Aplicación de la Quitosa en la Remoción de Pb(II) en Aguas Naturales	21
V.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	22
5.1	Influencia del pH sobre la Capacidad de Adsorción	22
5.2	Isotermas de Adsorción de Pb (II) en Quitosa.....	24
5.3	Cinética de Adsorción	26
5.3.1	Aplicación de Modelos Cinéticos a Datos Experimentales.....	27
5.4	Desorción de Plomo (II) de la Quitosa	29
5.5	Remoción de Plomo (II) en aguas de la Laguna de Tiscapa	30
VI.	CONCLUSIONES	32
VII.	RECOMENDACIONES	33
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
APENDICE	37

LISTA DE TABLAS

No.	Descripción	Página
4.1	Condiciones utilizadas para experimentos de adsorción.	21
5.1	Capacidad de adsorción de Pb (II) en quitosana a diferentes condiciones de pH, tiempo de agitación 60 minutos y concentración inicial 25 mg L ⁻¹ .	23
5.2	Constantes de Langmuir y Freundlich para la adsorción de plomo en quitosana y Coeficiente de Determinación (R ²) para los datos experimentales.	26
5.3	Valores calculados de q_e , k_2 , y h para Pb(II) de acuerdo al modelo de Pseudo-Segundo-Orden a diferentes concentraciones iniciales.	30
5.4	Resultados de la remoción Pb (II) con quitosana de muestras de agua de la Laguna de Tiscapa.	31

LISTA DE FIGURAS

No.	Descripción	Página
3.1	Gráfico que representa diferentes tipos de isothermas.	14
4.1	Agitador Rotatorio utilizado para los experimentos de adsorción.	19
4.2	Equipo de Absorción Atómica con llama.	20
5.1	Efecto del pH en la capacidad de adsorción de plomo (II) en quitosana.	24
5.2	Isoterma de adsorción de Pb(II) en quitosana a pH inicial de 5.5 y temperatura ambiente ($26 \pm 1^\circ\text{C}$).	25
5.3	Isotermas de adsorción de Pb (II) a pH óptimo, linealizada con (a) la Ecuación de Freundlich y (b) la Ecuación de Langmuir.	26
5.4	Comparación de las isothermas de Langmuir y Freundlich con los datos experimentales.	27
5.5	Datos Experimentales de la Cinética de adsorción de Pb(II) en quitosana a pH 5.5 y a diferentes concentraciones iniciales.	28
5.6	Modelos cinéticos de (a) Pseudo-primer-orden, (b) Pseudo-segundo-orden, (c) Difusión Intra-partícular y (d) Comparación entre los datos experimentales y resultados del modelo de pseudo-segundo-orden para la adsorción de Pb(II) en quitosana, a pH de 5.5 y diferentes concentraciones iniciales.	29
5.7	Desorción de plomo II contenido en la quitosana, con diferentes soluciones eluentes.	31

NOMENCLATURA

Letras Minúsculas

b	Constante de adsorción en el equilibrio de Langmuir	[L mg ⁻¹]
h	Velocidad inicial de adsorción	[mg g ⁻¹ min ⁻¹]
k _i	Constante de la Difusión Intra-partícula	[g Kg ⁻¹ min ^{-0.5}]
k ₁	Constante de velocidad de Pseudo-Primer-Orden de adsorción	[min ⁻¹]
k ₂	Constante de velocidad de Pseudo-Segundo-Orden de adsorción	[g mg ⁻¹ min ⁻¹]
m	Masa	[g]
n	Constante empírica de Freundlich	—
q _e	Capacidad de adsorción en el equilibrio	[mg g ⁻¹]
q _{e,max}	Capacidad máxima de adsorción por gramo de adsorbente	[mg g ⁻¹]
q _t	Capacidad de adsorción en un tiempo t	[mg g ⁻¹]
t	Tiempo	[min]

Letras Mayúsculas

C ₀	Concentración inicial de la especie metálica en solución acuosa	[mg L ⁻¹]
C _e	Concentración de la especie metálica en el equilibrio	[mg L ⁻¹]
C _t	Concentración de la especie metálica en un tiempo t	[mg L ⁻¹]
K _F	Constante empírica de Freundlich	[(mg g ⁻¹) (mg L ⁻¹) ^{1/n}]
R ²	Coefficiente de determinación	—
V	Volumen	[L]

I. INTRODUCCIÓN

Nicaragua es un país con abundantes recursos hídricos (aguas superficiales y subterráneas), con capacidad para poder atender las necesidades de abastecimiento de la población y otros usos como la agricultura, la industria, la pesca, la recreación, etc. Sin embargo, la contaminación causada por la presencia de metales pesados en el agua (e.g. mercurio, arsénico y plomo) es uno de los problemas ambientales más importantes, ya que altera los ecosistemas y amenaza la salud y la vida de los seres vivos.

Las fuentes más importantes de contaminación de las aguas naturales son los efluentes industriales, efluentes domésticos y desechos agrícolas. La contaminación industrial tiene su origen en la presencia de sustancias usadas o descartadas durante el proceso productivo en aceiteras, jaboneras, industrias químicas, fábrica de papeles, fábrica de baterías, tenerías y minería.

Los metales poseen tiempos de vida infinitos, no se biodegradan fácilmente y los métodos químicos o biológicos para su tratamiento presentan severas restricciones o son prohibitivos por sus altos costos. Para la remoción de metales pesados se han desarrollado diversos métodos, entre los cuales se encuentran los procesos de precipitación, electrólisis, oxidación química, intercambio iónico, remoción por fotocatalisis y procesos de adsorción (Lenntech, 2007). La utilización de biopolímeros como adsorbentes representan una atractiva alternativa por sus interesantes propiedades: su estructura, características fisico-químicas, estabilidad química, alta reactividad y excelente selectividad por los metales pesados.

Dos biopolisacáridos, la quitina y su derivado, la quitosana, han despertado un gran interés debido a su gran número de aplicaciones. Por ejemplo, en la industria farmacéutica se utilizan en la elaboración de tabletas (como excipientes), y también se usan en la industria alimenticia y cosmética (Agulló *et al.*, 2004). Además, se han realizados trabajos dirigidos al estudio de la remoción de metales pesados con quitosana como adsorbente en los que se destacan Boddu & Smith (2004) y Muzarelli (1977), entre otros.

En Nicaragua, específicamente en el Laboratorio de Ingeniería de Procesos de la Facultad de Ingeniería Química, se han realizado investigaciones con quitosana, obtenida a partir de caparazón de camarón, relacionadas con la adsorción de arsénico en columnas empacadas (Arévalo, 2005) y adsorción en el equilibrio (Westergren, 2006); Así también, las isotermas de adsorción de mercurio (Sjörén, 2006), hierro, cobre y zinc (Álvarez, 2007) en este bioadsorbente a diferentes pH.

Con la realización del presente trabajo se pretende ampliar los conocimientos relacionados a la capacidad de adsorción de metales pesados con quitosana y utilizar esta información para su aplicación en la remoción de plomo de muestras de agua provenientes de la laguna de Tiscapa. La información obtenida en este estudio servirá de base para la utilización de la quitosana como una resina de intercambio iónico en los procesos de tratamiento de aguas naturales y aguas residuales.

II. OBJETIVOS

2.1. Objetivos Generales

Estudiar la adsorción y desorción de plomo (II) con quitosana producida a nivel de laboratorio.

Estudiar la aplicación de la quitosana como material adsorbente para la remoción de plomo de aguas naturales.

2.2. Objetivos Específicos

- Determinar la influencia del pH en la adsorción de plomo con quitosana.
- Obtener las isotermas de adsorción de plomo al pH óptimo.
- Determinar la cinética de adsorción de plomo en quitosana al pH óptimo de adsorción y a diferentes concentraciones iniciales del ión metálico.
- Estudiar un método de desorción del plomo de la quitosana.
- Aplicar la quitosana para la remoción de plomo en aguas de la Laguna de Tiscapa

III. MARCO TEORICO

3.1. El Plomo

El plomo es transportado por el agua, las lluvias o las corrientes superficiales, y posteriormente depositado en los estanques de agua, arroyos, ríos, lagos y mantos acuíferos cercanos pudiendo degradar severamente el agua así como aniquilar la vida acuática, debido a esto y a que el plomo es altamente tóxico para la salud e ingresa al organismo por ingestión o inhalación y se transporta por la corriente sanguínea acumulándose en los huesos, se decidió estudiar un método que permitiera remover el plomo (II) de las aguas para tratar de minimizar los efectos perjudiciales que este elemento pudiera causar al ambiente y a la salud .

3.1.1 Propiedades Físicas y Estado Natural

El plomo es un metal pesado (densidad relativa, o gravedad específica, de 11.4 a 16°C (61°F)), de color azulado, que se empaña para adquirir un color gris mate. Es flexible, inelástico, se funde con facilidad a 327.4°C (621.3°F) y hierve a 1725°C (3164°F). Las valencias químicas normales son 2 y 4. Es relativamente resistente al ataque de los ácidos sulfúrico y clorhídrico. Pero se disuelve con lentitud en ácido nítrico. El plomo es anfótero, ya que forma sales de plomo de los ácidos, así como sales metálicas del ácido plúmbico. El plomo forma muchas sales, óxidos y compuestos órgano-metálicos (Wikipedia, 2007).

El plomo rara vez se encuentra en su estado elemental, el mineral más común es el sulfuro, la galeana, los otros minerales de importancia comercial son el carbonato, cerusita, y el sulfato, anglesita, que son mucho más raros. También se encuentra plomo en varios minerales de uranio y de torio, ya que proviene directamente de la desintegración radiactiva (decaimiento radiactivo). Los minerales comerciales pueden contener tan poco plomo como el 3%, pero lo más común es un contenido de poco más o menos el 10%. Los minerales se concentran hasta alcanzar un contenido de plomo de 40% o más antes de fundirse (Wikipedia, 2007).

3.1.2 Aplicaciones

Durante mucho tiempo se ha empleado el plomo como pantalla protectora para las máquinas de rayos X. En virtud de las aplicaciones cada vez más amplias de la energía atómica, se han vuelto cada vez más importantes las aplicaciones del plomo como blindaje contra la radiación (Lenntech, 2007).

Su utilización como forro para cables de teléfono y de televisión sigue siendo una forma de empleo adecuada para el plomo. La ductilidad única del plomo lo hace particularmente apropiado para esta aplicación, porque puede estirarse para formar un forro continuo alrededor de los conductores internos (Lenntech, 2007).

El uso del plomo en pigmentos ha sido muy importante, pero está decreciendo en volumen. El pigmento que se utiliza más, en que interviene este elemento, es el blanco de plomo

$2\text{PbCO}_3 \cdot \text{Pb}(\text{OH})_2$; otros pigmentos importantes son el sulfato básico de plomo y los cromatos de plomo (Lenntech, 2007).

Se utilizan una gran variedad de compuestos de plomo, como los silicatos, los carbonatos y sales de ácidos orgánicos, como estabilizadores contra el calor y la luz para los plásticos de cloruro de polivinilo. Se usan silicatos de plomo para la fabricación de fritas de vidrio y de cerámica, las que resultan útiles para introducir plomo en los acabados del vidrio y de la cerámica. El azuro de plomo, $\text{Pb}(\text{N}_3)_2$, es el detonador estándar para los explosivos. Los arsenatos de plomo se emplean en grandes cantidades como insecticidas para la protección de los cultivos. El litargirio (óxido de plomo) se emplea mucho para mejorar las propiedades magnéticas de los imanes de cerámica de ferrita de bario (Lenntech, 2007). Asimismo, una mezcla calcinada de zirconato de plomo y de titanato de plomo, conocida como PZT, está ampliando su mercado como un material piezoeléctrico.

El uso más amplio del plomo, como tal, se encuentra en la fabricación de acumuladores. Otras aplicaciones importantes son la fabricación de tetraetilplomo, forros para cables, elementos de construcción, pigmentos, soldadura suave y municiones (Lenntech, 2007).

Debido a su excelente resistencia a la corrosión, el plomo encuentra un amplio uso en la construcción, en particular en la industria química. Es resistente al ataque por parte de muchos ácidos, porque forma su propio revestimiento protector de óxido. Como consecuencia de esta característica ventajosa, el plomo se utiliza mucho en la fabricación y el manejo del ácido sulfúrico (Lenntech, 2007).

3.1.3 Efectos sobre la Salud

El plomo es uno de los cuatro metales que tienen un mayor efecto dañino sobre la salud humana. Este puede entrar en el cuerpo humano a través de la comida (65%), agua (20%) y aire (15%).

El cuerpo humano contiene aproximadamente 120 mg de plomo. Alrededor del 10 – 20% del plomo es absorbido por los intestinos. Los niños absorben mayores cantidades de plomo por unidad de masa corporal que los adultos (hasta un 40%). Por lo tanto los niños son generalmente más susceptibles al envenenamiento por plomo que los adultos (Lenntech, 2007).

Los compuestos del plomo son tóxicos y han producido envenenamiento de trabajadores por su uso inadecuado y por una exposición excesiva a los mismos. El mayor peligro proviene de la inhalación de vapor o de polvo. En el caso de los compuestos órgano-plúmbicos, la absorción a través de la piel puede llegar a ser significativa. Algunos de los síntomas de envenenamiento por plomo son dolores de cabeza, vértigo e insomnio. En los casos agudos, por lo común se presenta estupor, el cual progresa hasta el coma y termina en la muerte. El control médico de los empleados que se encuentren relacionados con el uso de plomo comprende pruebas clínicas de los niveles de este elemento en la sangre y en la orina. Con un control de este tipo y la aplicación apropiada de control de ingeniería, el

envenenamiento industrial causado por el plomo puede evitarse por completo (Lenntech, 2007).

Las comidas como frutas, vegetales, carnes, granos, mariscos, refrescos y vino pueden contener cantidades significantes de plomo. El humo de los cigarrillos también contiene pequeñas cantidades de plomo.

El plomo puede entrar en el agua potable a través de la corrosión de las tuberías. Esto es más común que ocurra cuando el agua es ligeramente ácida. Por ello, se requiere que los sistemas de tratamiento de aguas públicas lleven a cabo un ajuste de pH en el agua (Lenntech, 2007).

Aunque el plomo no cumple ninguna función esencial en el cuerpo humano, puede hacer daño principalmente después de ser ingerido. El plomo puede causar varios efectos no deseados, como son:

- Perturbación de la biosíntesis de hemoglobina y anemia
- Incremento de la presión sanguínea
- Daño a los riñones
- Abortos y abortos sutiles
- Perturbación del sistema nervioso
- Daño al cerebro
- Disminución de la fertilidad del hombre a través del daño en el esperma
- Disminución de las habilidades de aprendizaje de los niños
- Perturbación en el comportamiento de los niños, como es agresión, comportamiento impulsivo e hipersensibilidad.

El plomo puede entrar en el feto a través de la placenta de la madre. Debido a esto puede causar serios daños al sistema nervioso y al cerebro de los niños por nacer (Lenntech, 2007).

3.1.4 Fuentes Contaminantes

- Pinturas de paredes, casas, puertas y ventanas a base de plomo.
- Emanaciones tóxicas de fábricas y talleres. La inadecuada manipulación del plomo como insumo para la fabricación de objetos de plástico, cerámicas, municiones, baterías, etc, así como la acumulación del mineral sin el debido cuidado.
- Plomo en la pintura utilizada en algunos juguetes.
- Emanaciones vehiculares que desprenden los vehículos cuyos combustibles contienen plomo.
- Cañerías o soldaduras de plomo por las que fluye agua potable.
- Latas de conservas selladas con plomo.

3.1.5 Efectos Ambientales

Las fuentes de contaminación por plomo pueden ser naturales o antropogénicas. El aporte de plomo a la fuente natural de contaminación es debida fundamentalmente al proceso de biomovilización a partir de sus depósitos naturales, al propio proceso de erosión de las rocas y al vulcanismo (Doadrio, 2006).

Debido a la aplicación del plomo en gasolinas, se ha producido un ciclo no natural del metal. Cuando el plomo es quemado en los motores de los coches, se generan sales de plomo (cloruros, bromuros, óxidos) las cuales entran en el ambiente a través de los tubos de escape de los coches. Las partículas grandes precipitarán en el suelo o la superficie de aguas, las pequeñas partículas viajarán largas distancias a través del aire y permanecerán en la atmósfera. Parte de este plomo caerá de nuevo sobre la tierra cuando llueva. Por otro lado, otras actividades humanas, como la combustión del petróleo, procesos industriales, combustión de residuos sólidos, también contribuyen a la contaminación. Este ciclo del plomo causado por la producción humana está mucho más extendido que el ciclo natural del plomo (Lenntech, 2007). El plomo puede terminar en el agua y suelos a través de la corrosión de las tuberías de plomo en los sistemas de transportes y a través de la corrosión de pinturas que contienen plomo.

El plomo se acumula en los cuerpos de los organismos acuáticos y organismos del suelo. Estos experimentarán efectos en su salud por envenenamiento por plomo. Los efectos sobre la salud de los crustáceos pueden tener lugar incluso cuando sólo hay pequeñas concentraciones de plomo presente.

Las funciones en el fitoplancton pueden ser perturbadas cuando interfiere con el plomo. El fitoplancton es una fuente importante de producción de oxígeno en mares y muchos grandes animales marinos lo comen. Por esto es necesario preguntar si la contaminación por plomo puede influir en los balances globales. Las funciones del suelo son perturbadas por la intervención del plomo, especialmente cerca de las autopistas y tierras de cultivos, donde concentraciones extremas pueden estar presentes. Los organismos del suelo también sufren envenenamiento por plomo (Lenntech, 2007).

El plomo es un elemento químico particularmente peligroso, y se puede acumular en organismos individuales, pero también entrar en las cadenas alimenticias. El plomo limita la síntesis clorofílica de las plantas. No obstante las plantas pueden absorber del suelo altos niveles de plomo, hasta 500 mg L^{-1} . Concentraciones más altas perjudican el crecimiento de las plantas.

3.1.6 El Plomo en el Agua

El plomo se utilizó como material de fontanería en épocas anteriores, y todavía está presente en construcciones antiguas. El plomo de las tuberías puede disolverse parcialmente en el agua que pasa a su través. El plomo se une al carbonato, por lo tanto inferiores cantidades de plomo se disuelven en agua dura. En el interior de las tuberías, se forma una capa de carbonato de plomo apenas soluble. Esta capa funciona como un recubrimiento de protección para el plomo subyacente de las tuberías (Lenntech, 2007).

Los compuestos tetra-etil-plomo se aplican como aditivo en combustibles. Estos compuestos orgánicos de plomo se convierten rápidamente en plomo inorgánico y acaban en el agua, en ocasiones incluso en aguas de consumo humano. Afortunadamente este modo de emisión de plomo se está reduciendo cada vez más.

En la arquitectura el plomo se aplica en tejados y en cristales de ventanas. Generalmente el plomo disuelto o en suspensión en el agua residual proviene de calles, tuberías y suelos.

El agua de mar contiene concentraciones traza de plomo II ($2 - 30 \text{ ng L}^{-1}$). Los ríos contienen una media de $3 - 30 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. El fitoplancton contiene aproximadamente $5 - 10 \text{ mg L}^{-1}$ de plomo (en base seca), los peces de agua dulce aproximadamente $0.5 - 1000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, y las ostras $500 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ aproximadamente. La organización mundial de la salud (WHO) estableció en 1995 como límite legal $50 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de plomo, este límite decrecerá hasta $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ en el 2010.

En condiciones normales el plomo no reacciona con el agua. Sin embargo, cuando el plomo se pone en contacto con aire húmedo, la reactividad con el agua aumenta. En la superficie del metal se forma una pequeña capa de óxido de plomo (PbO); en presencia de oxígeno y agua, el plomo metálico se convierte en hidróxido de plomo (Pb(OH)₂), parcialmente soluble y con importantes perjuicios para la salud “Saturnismo”:



3.2 Quitosana

La quitosana es un polímero que se obtiene a partir de la desacetilación de quitina compuesta de glucosamina, es un sólido de color blanco amorfo o cristalino dependiendo del grado de desacetilación, sin olor. El interés de la quitosana se debe principalmente a sus propiedades de formar numerosas sales solubles e insolubles en agua, la solubilidad en soluciones acidas acuosas y la viscosidad depende del grado de Desacetilación y degradación del polímero (Agulló *et al.*, 2004).

3.2.1 Procedimiento para la Obtención de Quitosana.

El procedimiento para la obtención de la quitosana a partir de desechos de crustáceos incluye los siguientes pasos (Agulló *et al.*, 2004):

- **Desproteización.** Incluye el descarnado manual y lavado de caparazón, patas y colas de camarón. En este paso se remueven las proteínas contenidas en el caparazón de los crustáceos por tratamiento con hidróxido de sodio o potasio a diferentes concentraciones. Para eliminar el color característico del caparazón usualmente se utiliza hipoclorito de sodio diluido.
- **Desmineralización.** Al residuo sólido obtenido en el paso anterior, se lava y se trata con una solución de HCl al 1.25N a temperatura ambiente por 30 minutos

aproximadamente. Separando y descartando el líquido. La calidad del proceso de desmineralización es un paso muy importante ya que ayuda a la remoción de componentes inorgánicos tales como el calcio. Al reducir el contenido de estos componentes la quitina se hace mucho más resistente al ataque bacteriano y puede preservarse durante semanas sin que se produzca un deterioro significativo.

- **Desacetilación.** Después de la desmineralización el material obtenido (quitina) se seca bien hasta eliminar toda el agua. El residuo sólido se trata con NaOH al 45% y se calienta a baño maría a 100°C por 30 minutos. El líquido se separa por filtración por gravitación, luego se somete a lavado con agua destilada hasta reaccionar neutro con fonolftaleína o papel tornasol. Así la quitosana obtenida se seca bien.

3.2.2 Aplicaciones de la Quitosana

Debido a las propiedades funcionales y fisicoquímicas de este biopolímero, se ha podido identificar una enorme cantidad de aplicaciones que abarcan campos tan variados como el de la alimentación, la medicina, la agricultura, la cosmética, la farmacia y el control ambiental, entre otros (Agulló *et al.*, 2004).

3.2.2.1 Aplicaciones Biomédicas

La quitosana es un polímero lineal de propiedades catiónicas que, a pH de alrededor de 6.5, mantiene una carga positiva. Entre las propiedades del quitosana asociadas a su carácter de polímero catiónico, podemos reconocer las siguientes: es un polielectrolito lineal con alta densidad de carga positiva con capacidad para adherirse a materiales cargados negativamente y, por esto último, convertirse en un excelente floculante; se enlaza con superficies celulares y resulta eficiente para el cuidado de la piel y el cabello; y forma geles ionotrópicos con polianiones como el polifosfato o el alginato y tiene capacidad de formar membranas sobre ellos.

Estas importantes propiedades lo hacen valioso en aplicaciones biomédicas que dependen, a su vez, de sus propiedades biológicas. Las más importantes de estas propiedades biológicas son las siguientes: la biocompatibilidad, que tiene especial relevancia por provenir de un material natural; el hecho de ser biodegradable, que permitirá que los productos de su degradación como la glucosamina o la N-acetilglucosamina se dispersen en el organismo que lo usa; el efecto regenerativo sobre el tejido conjuntivo; y el hecho de acelerar la formación de osteoblastos responsables de la formación de hueso (Agulló *et al.*, 2004).

3.2.2.2 Aplicaciones en Alimentos

La quitosana es usado en la industria alimentaria, formulado en galletas, chips, productos avinagrados y fideos, debido a su acción hipocolesterolemica. Al poseer actividad antimicrobiana, se le emplea para extender el tiempo de preservación de los alimentos.

Se utiliza para recuperar materiales sólidos en residuos de industrias alimentarias; eliminar colorantes, sólidos, sustancias ácidas de jugos de frutas; y también para la recuperación de proteínas y grasa del suero de quesos.

Entre otros usos, se pueden mencionar la purificación de agua de consumo, la inmovilización de enzimas, el encapsulamiento de nutracéuticos, las películas bio-disponibles, los envases activos, los aditivos en alimento para ganado y peces (Agulló *et al.*, 2004).

3.2.2.3 Aplicaciones Farmacéuticas

Este biopolímero catiónico con grupos funcionales potencialmente reactivos tiene posibilidades especiales para utilizarse en esta tecnología. La bio-compatibilidad y la biodegradabilidad de la quitosana han sido claramente establecidas y son cualidades sumamente importantes para esos objetivos. La quitosana puede ser usada en sistema microgranulados asociados a otras matrices de liberación, en geles de liberación controlada o como vehículos de liberación en granulación húmeda.

La selección de la forma de uso de la quitosana en formulaciones farmacéuticas ha originado un gran número de investigaciones. La forma más frecuente consiste en elaborar un comprimido con polvo de quitosana (Agulló *et al.*, 2004).

3.2.2.4 Aplicaciones en Agricultura

El uso de quitosana en la agricultura se centra en mejorar los rendimientos agronómicos por medio de varios mecanismos. Las semillas recubiertas con soluciones de quitosana mejoran su germinación y producen altos rendimientos en la cosecha.

Los productores hortofrutícolas sufren pérdidas de producto o disminución de su calidad por daños mecánicos, alteraciones fisiológicas o ataque de agentes patógenos como los hongos. La actividad antimicrobiana de la quitosana se emplea para proteger a estos productos y proporcionarles una cobertura generada por la propiedad filmogénica de las soluciones de quitosana tras un proceso de secado por evaporación del solvente (Agulló, *et al.*, 2004).

Los compuestos de quitosana que actualmente se usan para preparar las películas incluyen derivados de celulosa y proteínas.

3.2.2.5 Aplicaciones en Tratamiento de Aguas

El uso de la quitosana en el tratamiento de aguas residuales se ha documentado en los últimos veinte años. Se proponen mecanismos de coagulación y floculación para aguas contaminadas con residuos orgánicos. Este polímero cargado positivamente tiene la habilidad de combinarse con moléculas con cargas negativas. La eficiencia de este proceso depende básicamente del pH (Agulló *et al.*, 2004).

La quitosana es usada para decolorar aguas residuales aprovechando la alta afinidad de estos polímeros con colorantes de diversos tipos.

La industria minera y, en general, la industria química inorgánica generan efluentes con contenido de iones metálicos. Estas aguas, para poder ser rehusadas o sencillamente eliminadas en el ambiente, se someten a procesos primarios de precipitación y posterior centrifugación y filtración; de esta manera, se retienen la mayor parte de los iones metálicos. Sin embargo, efluentes con contenidos del orden de 10 a 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ de metales como mercurio, cadmio, plomo y cobre resultan prohibidos. La quitina y la quitosana pueden usarse para remover estos metales (Agulló *et al.*, 2004).

3.3 Estudios de la Adsorción de Plomo usando Quitosana

3.3.1 Adsorción de Plomo y Ácido Húmico en Perlas de Hidrogel de Quitosana (Yan & Bai, 2004)

En este trabajo se estudió la adsorción de iones de plomo y ácido húmico en soluciones acuosas para examinar el comportamiento de la adsorción y su mecanismo. Los experimentos fueron llevados a cabo a temperatura ambiente y en un rango de pH entre 5 y 7.5 (cerca del rango de pH neutro).

Los resultados mostraron que la adsorción de todas las especies resultó principalmente por la complejación entre el adsorbente y grupos funcionales en la superficie de las perlas del hidrogel. Además, que las especies previamente adsorbidas pueden actuar como sitios vinculantes adicionales, o a su vez ocupar el mismo sitio vinculante que las especies subsiguientes a ser adsorbidas, resultando en una adsorción mejorada o retardada de las subsecuentes especies y por último, que por co-adsorción, las interacciones metal-orgánicas juegan un papel muy importante en la determinación del alcance de la adsorción.

La adsorción de plomo fue altamente dependiente del pH y la mayor adsorción ocurrió a un pH de 6.5. Ya que la combinación del plomo en las perlas de quitosana a pH 5 fue electrostáticamente repulsiva, se esperó una mínima adsorción a este pH en este experimento.

3.3.2 Adsorción de Plomo de Soluciones Acuosas utilizando partículas pequeñas de Quitosana (Qi & Xu, 2004)

En este estudio se realizaron experimentos donde se puede observar que la quitosana puede adsorber eficientemente iones de plomo. Esta eficiencia se debe a la presencia de grupos funcionales en su estructura como los grupos aminos ($-\text{NH}_2$); así como, la baja cristalinidad de la quitosana permitiendo una rápida adsorción. Esta capacidad de adsorción se describe mediante el uso de isothermas de Langmuir comprobando que la quitosana es un método adecuado para remover plomo de aguas que han sido contaminadas por este ión metálico.

3.4 Adsorción

La adsorción es la transferencia selectiva de uno o más solutos (adsorbatos) de una fase fluida a una de partículas sólidas (adsorbente) y ocurre debido a las interacciones entre la superficie activa de las partículas sólidas y el adsorbato. La cantidad adsorbida de una determinada especie depende no sólo de la composición del adsorbente sino también de la especie química de la que se trata y de su concentración en la solución.

En el interior del material, todos los enlaces químicos (ya sean iónicos, covalentes o metálicos) de los átomos constituyentes están satisfechos. En cambio, por definición la superficie representa una discontinuidad de esos enlaces. Para esos enlaces incompletos, es energéticamente favorable el reaccionar con lo que se encuentre disponible, y por ello se produce de forma espontánea. La naturaleza exacta del enlace depende de las particularidades de los especímenes implicados, pero el material adsorbido es generalmente clasificado como fisisorbido o quimisorbido. La cantidad de material que se acumula depende del equilibrio dinámico que se alcanza entre la tasa a la cual el material se adsorbe a la superficie y la tasa a la cual se evapora, y que normalmente dependen de forma importante de la temperatura. Cuanto mayor sea la tasa de adsorción y menor la de desorción, mayor será la fracción de la superficie disponible que será cubierta por material adsorbido en el equilibrio (Lenntech, 2007).

Para estos procesos, resultan interesantes materiales con una gran superficie interna, (y por lo tanto poco volumen) ya sea en polvo o granular, como el carbón activo, y llevan asociados otros fenómenos de transporte de material, como el macro transporte y micro transporte de los reactantes.

En forma similar, en la operación inversa (Desorción), se realiza la separación de las especies que se encontraban en el sólido.

3.4.1 Tipos de adsorción

Cabe distinguir tres tipos de adsorción según que la atracción entre el soluto y el adsorbente sea de tipo eléctrico, de Van der Waals o de naturaleza química (Lenntech, 2007).

3.4.1.1 Adsorción por Intercambio

La adsorción del primer tipo cae dentro del intercambio iónico y a menudo se le llama adsorción por intercambio, que es un proceso mediante el cual los iones de una sustancia se concentran en una superficie como resultado de la atracción electrostática en los lugares cargados de la superficie. Para dos adsorbatos iónicos posibles, a igualdad de otros factores, la carga del ión es el factor determinante en la adsorción de intercambio. Para iones de igual carga, el tamaño molecular (radio de solvatación) determina el orden de preferencia para la adsorción (Lenntech, 2007).

3.4.1.2 Fisisorción

La fisisorción es la forma más simple de adsorción, y es debida a débiles fuerzas atractivas, generalmente fuerzas de Van der Waals. Dado que estas fuerzas son omnipresentes, resulta que rápidamente cualquier superficie limpia expuesta al ambiente acumula una capa de material fisisorbido. En estos casos, la molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino más bien está libre de trasladarse dentro de la interfase. Esta adsorción, en general, predomina a temperaturas bajas. La adsorción de la mayoría de las sustancias orgánicas en el agua con carbón activado se considera de naturaleza física.

3.4.1.3 Quimisorción

La quimisorción ocurre cuando un enlace químico, definido en este caso como un intercambio de electrones, se forma. El grado de intercambio y lo simétrico que sea dependen de los materiales involucrados. La quimisorción es particularmente importante en la catálisis heterogénea, la forma más común en la industria, donde un catalizador sólido interacciona con un flujo gaseoso, el reactante o los reactantes, en lo que se denomina reacción en lecho fluido. La adsorción del reactante por la superficie del catalizador crea un enlace químico, alterando la densidad electrónica alrededor de la molécula reactante y permitiendo reacciones que normalmente no se producirían en otras circunstancias. La corrosión es un ejemplo de ello (Lenntech, 2007).

Las energías de adsorción son elevadas, del orden de las de un enlace químico, debido a que el adsorbato forma unos enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente. Esta adsorción suele estar favorecida a una temperatura elevada (Lenntech, 2007). La mayor parte de los fenómenos de adsorción son combinaciones de las tres formas de adsorción y, de hecho, no es fácil distinguir entre adsorción física y química.

3.4.2 Equilibrio de Adsorción e Isotermas de Adsorción

Para estudiar la adsorción de un compuesto químico sobre un material adsorbente pueden ser usadas dos técnicas de laboratorio: experiencias en batch y experiencias con columnas (Lenntech, 2007).

Las experiencias en batch consisten en mezclar y agitar una cantidad determinada del material adsorbente con disoluciones de diferentes concentraciones del soluto estudiado, por ejemplo, un metal pesado. Previamente, se tiene que determinar la concentración de este metal en el adsorbente (Lenntech, 2007). Estas experiencias se realizan a una temperatura constante y los resultados se representan gráficamente en las llamadas *Isotermas de Adsorción*.

Las isotermas de adsorción son representaciones gráficas de la cantidad de soluto adsorbido (g de adsorbato/g de adsorbente) en función de la concentración del adsorbato en la fase fluida (en mg L^{-1} o ppm, para líquidos o en fracción molar o presión parcial para gases). Por regla general, la cantidad adsorbida se incrementa menos de lo que indicaría la proporcionalidad a la concentración, lo que se debe a la gradual saturación de la superficie y, en muchos casos, la isoterma se puede representar por una ecuación de la forma:

$$C_s = K_d C_L \quad (3.2)$$

Donde K_d se llama Constante de Adsorción, coeficiente de distribución o coeficiente de partición.

Cuando la isoterma no es lineal, hay otras aproximaciones para describir la distribución entre el adsorbente y la disolución. Las más utilizadas son las de Freundlich y Langmuir (Ver Figura 3.1).

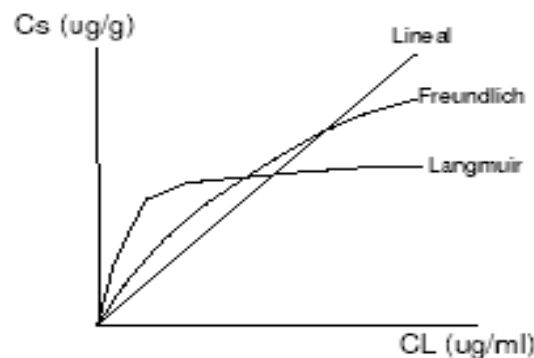


Figura 3.1 Gráfico que representa diferentes tipos de isotermas

3.4.2.1 *Isoterma de Freundlich*

Es una ecuación puramente empírica y no implica ningún mecanismo particular de adsorción. Considera que todos los sitios en el adsorbente no son iguales y que cuando la superficie esta cubierta, especies adicionales pueden ser acomodadas (adsorción multicapa) (van Loon & Duffy, 2005). La ecuación general de la isoterma de Freundlich es:

$$q_e = K_F C_e^n \quad (3.3)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción (mg g^{-1}), C_e es la concentración del adsorbato en el equilibrio (mg L^{-1}), K_F es la constante de adsorción [$(\text{mg g}^{-1}) (\text{mg L}^{-1})^{1/n}$] y n es un parámetro de Freundlich (adimensional) cuyo valor varía entre 0 y 1. La forma lineal de la ecuación de Freundlich es:

$$\log q_e = \log K_F + n \log C_e \quad (3.4)$$

Los valores de los parámetros K_F y n se obtienen de la intersección y la pendiente de la forma lineal de la isoterma de Freundlich.

3.4.2.2 *Isoterma de Langmuir*

Es característica de procesos en los que se produce llenado de microporos. Este tipo de isoterma la presentan aquellos materiales que son principalmente microporosos, como las zeolitas y los carbones activados (Lenntech, 2007).

Langmuir considera que la adsorción de las moléculas esta limitada a la formación de una monocapa estadística, y además supone que (Coulson & Richardson, 2002):

- todos los sitios del sólido tienen igual actividad para la adsorción,
- no existe interacción entre las moléculas adsorbidas,
- cada unión adsorbato-adsorbente tiene la misma estructura y sucede por el mismo mecanismo,
- cada sitio o poro del sólido puede albergar una sola molécula de adsorbato.

La isoterma de Langmuir tiene la forma (Gerente *et al.*, 2007):

$$q_e = \frac{q_{e,max} b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad (3.5)$$

Donde $q_{e,max}$ es la máxima cantidad de adsorbato que puede adsorberse por gramo de adsorbente (mg g^{-1}) y b es la constante de equilibrio de adsorción (L mg^{-1}). $q_{e,max}$ y b son constantes que dependen del tipo de adsorbente y del tipo de especie química, donde b esta relacionada con la energía de adsorción.

La forma lineal de la isoterma de Langmuir esta dada por la siguiente ecuación:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{e,max} b} + \frac{1}{q_{e,max}} C_e \quad (3.6)$$

Los valores numéricos de $q_{e,max}$ y b se pueden obtener de la pendiente y la intersección de la forma lineal de la isoterma de Langmuir.

3.4.3 Cinética de Adsorción

La adsorción corresponde a la transferencia de una molécula de la fase líquida hacia la fase sólida (Vinod & Anirudhan, 2003). Este fenómeno obedece a las leyes de equilibrio entre la concentración en la fase líquida y la concentración en fase sólida, sobre la superficie del material adsorbente. La adsorción de un soluto se efectúa según una sucesión de cuatro etapas cinéticas:

1. Transferencia del soluto desde el seno de la fase líquida hacia la película líquida que rodea el adsorbente. Esta transferencia se hace por difusión y/o convección.
2. Transferencia del soluto a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente. Caracterizada por el coeficiente de transferencia de masa global externa, parámetro inversamente proporcional a la resistencia ejercida por la película externa a la transferencia de masa. El espesor de esta película externa, y el coeficiente de transferencia de masa global externa dependen de las turbulencias existentes en el interior de la fase líquida.

3. Difusión del soluto en el grano, bajo los efectos del gradiente de concentración. Esta difusión puede hacerse: en estado libre, en el líquido intraparticular (el coeficiente de difusión porosa, caracteriza esta migración); o en estado combinado, de un sitio de adsorción a otro adyacente (el coeficiente superficial, es específico de esta etapa).
4. Adsorción propiamente dicha. Este fenómeno corresponde al sistema de más baja energía y se caracteriza por las interacciones soluto-soporte, que pueden ser de dos tipos: la adsorción física (fisisorción) y la adsorción química (quimiosorción). Siempre intervienen simultáneamente los dos fenómenos, pero la fisisorción parece ser el mecanismo preponderante.

Estas etapas se efectúan en serie siendo la más lenta la que impone la cinética. Para la mayoría de los autores, las etapas 1 y 4 son rápidas; por lo tanto, es la transferencia de masa a través de la película y de difusión en el interior del grano (superficial y poroso) las que controlan la cinética de adsorción.

Ahora bien, para investigar los mecanismos de adsorción y los pasos controlantes en la cinética de adsorción, tales como transporte de masa y procesos de reacciones químicas, modelos cinéticos han sido usados para analizar los datos experimentales. Estos modelos cinéticos incluyen la ecuación de pseudo primer orden, pseudo segundo orden e difusión intra-partícula (Gerente *et al.*, 2007).

3.4.4.1 Ecuación de Pseudo Primer Orden

La ecuación de pseudo primer orden de Lagergren es expresada de la siguiente forma (Gerente *et al.*, 2007):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (3.7)$$

Donde q_e y q_t son la capacidad de adsorción en el equilibrio y en el tiempo t respectivamente (mg g^{-1}), y k_1 es la constante de pseudo primer orden de adsorción (min^{-1}). Después de la integración y aplicando condiciones límites, $t = 0$ a $t = t$ y $q_t = 0$ a $q_t = q_t$, la forma integrada de la Ec. 3.7 es:

$$qt = qe(1 - e^{-k_1t}) \quad (3.8)$$

La Ec. 3.8 se transforma a su forma lineal para aplicarla en el análisis de los datos cinéticos:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303}t \quad (3.9)$$

La aplicación de la Ec. 3.9 a resultados experimentales generalmente difiere de la ecuación de pseudo primer orden verdadero en dos sentidos:

- Los parámetros $k_1(q_e - q_t)$ no representan el número disponible de sitios.
- El parámetro $\text{Log}(q_e)$ es un parámetro ajustable mientras no sea igual a la interceptación de $\text{Log}(q_e - q_t)$ vs. t . Sin embargo, en la ecuación pseudo primer orden verdadero se espera que $\text{Log}(q_e)$ sea igual al intercepto de $\text{Log}(q_e - q_t)$ vs. t .

Para aplicar la Ec. 3.9 a datos experimentales, la capacidad de adsorción en el equilibrio, q_e , debe ser conocido. En muchos casos, q_e no es conocido y cuando la quimisorción tiende a volverse baja, la cantidad adsorbida es todavía significativamente más pequeña que la cantidad en el equilibrio. Según la literatura, en la mayoría de los casos la ecuación de pseudo primer orden de Lagergren no fija bien los resultados experimentales en todo el rango de tiempo de contacto y generalmente se aplica para tiempos iniciales mayores de 20 – 30 minutos.

3.4.4.2 Ecuación de Pseudo Segundo Orden

La ecuación de pseudo segundo orden se expresa de la siguiente forma (Gerente *et al.*, 2007):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (3.10)$$

Donde q_e y q_t son la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg g^{-1}) y en el tiempo t respectivamente, y k_2 es la constante de pseudo segundo orden de adsorción ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$). Después de la integración y aplicando las condiciones límites $t = 0$ a $t = t$ y $q_t = 0$ a $q_t = q_t$, la forma integrada de la Ec. 3.10 es:

$$\frac{1}{q_e - q_t} = \frac{1}{q_e} + k_2 t \quad (3.11)$$

Que es la razón integrada de una reacción de pseudo segundo orden. Esta ecuación puede ser restaurada de la siguiente manera:

$$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}} \quad (3.12)$$

La Ec. 3.12 puede ser transformada a su forma lineal para aplicarla a los datos experimentales de análisis cinéticos:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3.13)$$

3.4.4.3 Adsorción controlada por Difusión Intra-partícula

La adsorción por difusión puede ser controlada por una película externa resistente y/o transporte de masa de difusión interna o difusión intra-partícula. Análisis teóricos de difusión intra-partícula producen bastantes relaciones matemáticas complejas dependiendo de la forma de la partícula. Para la adsorción de partículas esféricas con una constante de difusividad, Crank propuso la siguiente ecuación (Gerente *et al.*, 2007):

$$\frac{q_t}{q_e} = 1 - \frac{6}{\pi} \sum \frac{1}{n_i^2} \exp\left(-\frac{n_i^2 \pi^2 D_i t}{r^2}\right) \quad (3.14)$$

$$\frac{q_t}{q_e} = 6 \left(\frac{D_i t}{r^2}\right)^{0.5} \left[\frac{1}{\sqrt{\pi}} + 2 \sum \operatorname{ierfc}\left(\frac{n_i r}{\sqrt{D_i t}}\right) \right] - \frac{3 D_i t}{r^2} \quad (3.15)$$

Cuando t es relativamente pequeña, la Ec. 3.15 se reduce a:

$$q_t = \frac{6 q_e D_i^{0.5}}{\pi^{0.5} r} t^{0.5} \quad (3.16)$$

Esta ecuación puede ser representada por:

$$q_t = k_i t^{0.5} \quad (3.17)$$

Donde:

$$D_i = \frac{\pi k_i^2 r^2}{36 q_e^2} \quad (3.18)$$

Donde k_i es la Constante de velocidad de la Difusión Intra-partícula ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-0.5}$). De acuerdo a Weber & Morris (1963), si la etapa limitante es la difusión intra-partícula, un gráfico de q_e versus $t^{0.5}$ debe producir una línea recta pasando por el origen. k_i es la pendiente de la forma lineal de q_t vs. $t^{0.5}$.

Por otro lado, McKay & Allen (1980) extendieron el modelo a largos períodos de tiempo e identificaron tres secciones lineales en el gráfico. La primera porción es la superficie externa de adsorción o paso de adsorción instantánea. La segunda porción es el paso de adsorción gradual, donde la difusión intra-partícula es el paso controlante. La tercera porción es el paso del equilibrio final, donde la difusión intra-partícula comienza a bajar debido a la extremadamente baja concentración de soluto en la solución. Una buena correlación de los datos de velocidad en este modelo justifica los mecanismos de adsorción (Wu *et al.*, 2000).

VI. METODOLOGIA

4.1 Materiales

4.1.1 Quitosana

La quitosana se preparó a partir de caparazón de camarón a nivel de laboratorio. El grado de desacetilización se determinó por Espectroscopia Infrarroja. La materia prima fue proporcionada por la empresa CAMANICA. S.A.

4.1.2 Soluciones estándar de Plomo (1 a 250 mg L⁻¹)

Las concentraciones de plomo (1 a 250 mg L⁻¹) se prepararon por dilución a partir de una solución estándar de nitrato de plomo Pb (NO₃)₂ de 1000 mg L⁻¹. Para preparar todas las soluciones se utilizó agua desionizada.

4.1.3 Obtención de la Muestra

El muestreo se llevo a cabo en la Laguna de Tiscapa. Se realizó un muestreo simple en tres puntos distintos del lugar. En cada punto se tomaron 4 litros de muestra, en recipientes plásticos, para su posterior análisis.

4.2 Equipos

4.2.1 Agitador Rotatorio.

Para la realización de los experimentos de adsorción de Pb(II) con quitosana y los experimentos de regeneración del bioadsorbente, se usó el Agitador rotatorio marca Barnstead/Lab-Line, modelo 30105 (ver Figura 4.1).



Figura 4.1 Agitador Rotatorio utilizado para los experimentos de adsorción.

4.2.2 Espectrofotómetro de Absorción Atómica.

La determinación de las concentraciones de Plomo(II) en la solución, se realizaron con un Espectrofotómetro de Absorción Atómica marca GBC, modelo AAS 932, con llama (Figura 4.2).



Figura 4.2 Equipo de Absorción Atómica con llama.

4.3 Parte Experimental

4.3.1 Influencia del pH en la Capacidad de Adsorción

Para estudiar el efecto del pH en la capacidad de adsorción de plomo en la quitosana, se llevaron a cabo experimentos a diferentes valores de pH. El pH inicial de la solución fue regulado por la adición de soluciones de HCl 1.25 N ó NaOH 0.3 – 3%. El pH fue medido con un pH-metro Orión modelo 1346.

Para obtener una mejor comprensión del efecto del pH y el mecanismo de adsorción, los experimentos de adsorción fueron conducidos en condiciones de pH controlado (pH constante durante el proceso de adsorción) y pH no controlado. Los parámetros usados para estudiar el efecto del pH se presentan en la Tabla 4.1.

Para la realización de los experimentos, la quitosana se puso en contacto con la solución del ión metálico en un vaso de precipitado de 150 mL. Posteriormente, la mezcla fue agitada en un agitador magnético a temperatura ambiente ($25 \pm 2^\circ\text{C}$) por 1 hora, a una velocidad de 200 rpm. Al final del experimento, la solución fue filtrada y al filtrado se le determinó la concentración de Pb(II) por Espectrometría de Absorción Atómica (ver Apéndice A.1), utilizando el equipo GBC AAS 932 plus (ver Figura 4.2).

Tabla 4.1 Condiciones utilizadas para los experimentos de adsorción.

Parámetro	Influencia del pH	Isotermas de adsorción
Masa de quitosana (g)	0.10	0.02
Volumen de solución (mL)	40.0	40.0
Concentración de Pb (mg L ⁻¹)	50.0	1.0 – 250.0
Rango de pH	3.0 – 5.5	Óptimo de adsorción

4.3.2 Isotermas de Adsorción

Las condiciones experimentales para la determinación de las isotermas de adsorción de plomo en quitosana, se describen en la Tabla 4.1. En un matraz erlenmeyer de 150 mL se puso la quitosana en contacto con la solución del ión metálico. Posteriormente, el matraz erlenmeyer fue colocado en el agitador rotatorio por un tiempo de 16 horas y una velocidad de agitación de 200 rpm. Los experimentos fueron conducidos a temperatura ambiente y al pH óptimo de adsorción.

La capacidad de adsorción (q_e) fue calculada por la diferencia entre la concentración inicial del metal en solución acuosa (C_o) y la concentración del ión metálico en el equilibrio (C_e) de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{m} \quad (4.1)$$

Donde V es el volumen de solución acuosa (L) y m es la masa de la quitosana (g).

Las formas lineales de la ecuación de Freundlich (Ec. 3.4) y de la ecuación Langmuir (Ec. 3.6) fueron aplicados a los datos experimentales. Los valores de los parámetros K_F y n fueron obtenidos de la intersección y la pendiente de la forma lineal de la isoterma de Freundlich. Por otro lado, los valores numéricos de $q_{e, max}$ y b se obtuvieron de la pendiente y la intersección de la forma lineal de la isoterma de Langmuir.

4.3.3 Cinética de Adsorción

Los estudios de la cinética de adsorción se realizaron a diferentes concentraciones de Pb (II): 20, 50 y 100 mg L⁻¹. Estos experimentos se llevaron a cabo al pH óptimo de adsorción de plomo en la quitosana, velocidad de agitación constante y temperatura ambiente.

1.25 g de quitosana se pusieron en contacto con 1000 mL de la solución de plomo en un vaso de precipitados de 2 L. A medida que transcurría la adsorción del ión metálico, se tomaron alícuotas de 5mL de solución a diferentes tiempos. Posteriormente, las muestras

fueron filtradas y analizadas por espectrofotometría de Absorción Atómica para determinar la concentración de Pb (II) presente en las diferentes soluciones.

Para evaluar los datos experimentales e identificar el mecanismo controlante en la velocidad de adsorción los siguientes modelos cinéticos fueron utilizados:

- Ecuación de Pseudo primer orden (Ec. 3.9)
- Ecuación de Pseudo segundo orden (Ec. 3.13), y
- Ecuación de Difusión Intra-partícula (Ec. 3.17).

4.3.4 Experimentos de Desorción

Para determinar el contenido de Pb(II) en la quitosana, el bioadsorbente fue digerido con 7.5 mL de agua regia (mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico 3:1) por 1 hora y posteriormente, la solución fue analizada por Espectrofotometría de Adsorción Atómica.

Los experimentos de desorción fueron realizados de acuerdo al siguiente procedimiento. 1.0 g del material adsorbente conteniendo 128 mg de iones Pb(II) se puso en contacto con soluciones eluentes de ácido clorhídrico (0.01, 0.05 y 0.1N), cloruro de sodio (0.5 y 1.0N) e hidróxido de sodio (0.5, 1.0 y 2.0 N). Los experimentos de desorción del ión metálico fueron realizados en un sistema batch, a temperatura ambiente y una velocidad de agitación de 200rpm. La concentración del ión metálico removido de la quitosana fue determinada por Espectrometría de Adsorción Atómica (Apéndice A.1)

4.3.5 Aplicación de la Quitosana en la Remoción de Pb(II) en Aguas Naturales

Estos experimentos fueron realizados en un sistema batch con quitosana y muestras de agua tomadas en la Laguna de Tiscapa. Se utilizaron las mismas condiciones experimentales implementadas en la determinación de las isotermas de adsorción (ver Tabla 4.1).

Por otro lado, la concentración del ión metálico en la solución fue determinada antes y después del ensayo experimental, por Espectrometría de Absorción Atómica (Apéndice A.1)

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.

5.1 Influencia del pH sobre la Capacidad de Adsorción

El pH inicial es una variable importante a considerar en la capacidad de adsorción de Pb (II) en la quitosana (Qi & Xu, 2004). Por ello, para estudiar el efecto del pH sobre la adsorción del ión metálico se tomaron cuatro muestras de solución de plomo en un rango de pH de 3 – 5.5. Cabe señalar que no se estudió la adsorción de soluciones de plomo a valores de pH mayor que 5.5 debido a la posible precipitación de la especie metálica en solución acuosa. Los resultados se presentan en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Capacidad de adsorción de Pb (II) en quitosana a diferentes condiciones de pH, tiempo de agitación 60 minutos y concentración inicial 25 mg L⁻¹.

No.	pH Inicial	pH Final	C _e (mg L ⁻¹)	q _e (mg g ⁻¹)
pH Controlado				
1	3.0	3.1	16.51	6.8
2	4.0	4.1	11.57	10.7
3	5.0	5.1	6.48	14.8
4	5.5	5.5	3.93	16.9
pH No Controlado				
1	3.0	6.1	4.0	16.8
2	4.0	6.3	3.9	16.9
3	5.0	6.2	3.3	17.4
4	5.5	6.6	1.2	18.6

La Figura 5.1 presenta la variación de la capacidad de adsorción, q_e , en función del pH de la solución (a pH controlado y a pH no controlado). Se puede observar que a pH no-controlado hay poca variación de la capacidad de adsorción a diferentes pH iniciales de la solución, presentando un ligero aumento a pH inicial de 5.5. La causa de este comportamiento puede deberse a la poca diferencia en los valores de pH final en las diferentes soluciones, ya que tenían un pH de aproximadamente 6.2 (Ver Tabla 5.1), lo cual ocasionó la poca diferencia entre los resultados obtenidos.

El incremento del pH en la solución puede deberse principalmente a dos factores: al hinchamiento de la quitosana, que causa la ruptura de los enlaces puente de hidrógenos internos y a la protonación de los grupos amino con el agua, como fuente de protones (Agulló *et al.*, 2004).

Además, Muzarrelli (1977) considera que la quitosana como polímero básico, reacciona con el agua de acuerdo a la siguiente ecuación:



Así como al hecho que la quitosana se comporta como una base débil en solución acuosa. Es decir, los grupos amino presentes en el adsorbente atrapan los protones (iones H^+) de la solución, incrementando el pH de la solución, de acuerdo a la siguiente ecuación:



En la Figura 5.1 también se muestran los resultados a pH controlado (pH mantenido constante durante todo el proceso de adsorción), en donde se observa que la capacidad de adsorción incrementa notablemente a medida que aumenta el pH inicial.

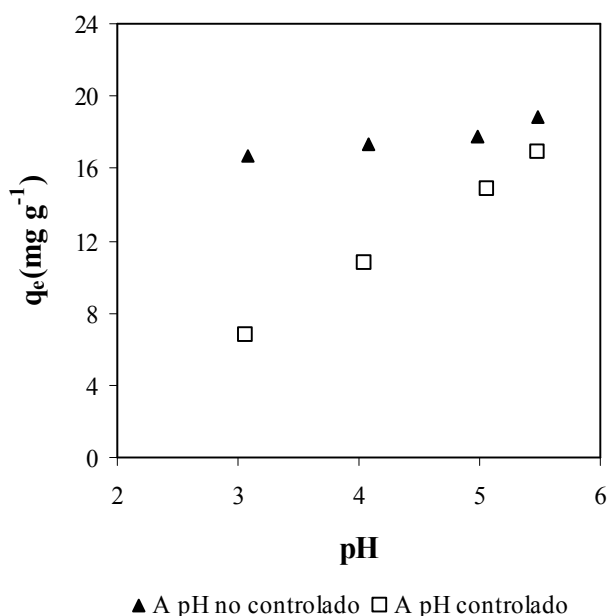


Figura 5.1. Efecto del pH en la capacidad de adsorción de plomo (II) en quitosana.

A bajo pH, la adsorción de Pb(II) disminuye ya que los grupos amino en la quitosana se encuentran protonados ($-\text{NH}_3^+$), impidiendo, por repulsión electrostática, la adsorción de los iones metálicos en el adsorbente. Por otro lado, la capacidad de adsorción de Pb(II) se incrementa cuando incrementa el pH de la solución debido a que la concentración de los iones H^+ decrecen en la solución, dejando libre a los grupos $-\text{NH}_2$ para que puedan unirse al ión metálico. El quitosano es un buen quelatante de iones metálicos y para ello requiere los grupos $-\text{OH}^-$ como ligandos, y al menos 2 o más grupos amino de una misma cadena para unirse a un mismo ión metálico.

Según Agulló *et al.* (2004), la cantidad de ión metálico adsorbido depende directamente del pH de la solución y el rango óptimo para la mayoría de los metales está entre 4 y 6. En este estudio, se encontró que la máxima capacidad de adsorción fue de 16.9 mg Pb(II)/g adsorbente, a un pH óptimo de adsorción de 5.5. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Ng *et al.* (2003), ya que confirma que a bajos valores de pH (< 5) se obtiene una baja adsorción del ión metálico en quitosana y que la adsorción aumenta cuando aumenta el pH de la solución.

5.2 Isotermas de Adsorción de Pb (II) en Quitosana

La Figura 5.2 muestra la capacidad de adsorción (q_e) de Pb(II) en quitosana en función de la concentración del ión metálico en el equilibrio (C_e) al pH óptimo inicial de 5.5. En la Tabla B.1.1 del Apéndice B.1 se presentan los resultados experimentales obtenidos. Estos resultados muestran que q_e incrementa a medida que aumenta la concentración de los iones de plomo en la solución hasta alcanzar un máximo.

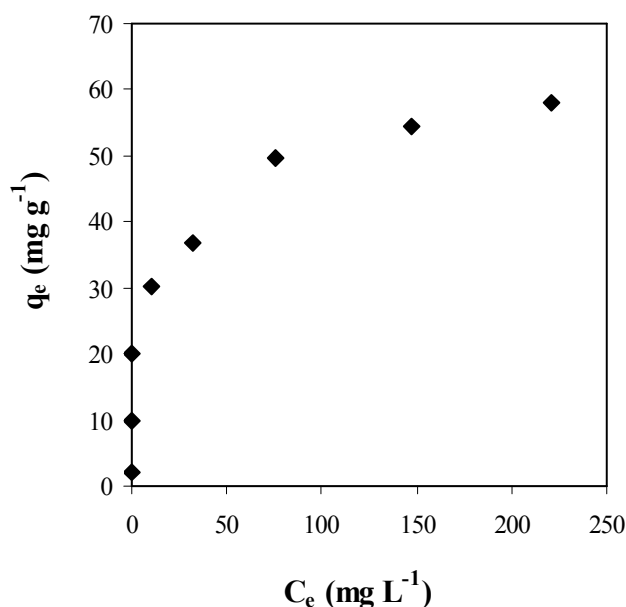


Figura 5.2. Isotherma de adsorción de Pb(II) en quitosana a pH inicial de 5.5 y temperatura ambiente ($26 \pm 1^\circ\text{C}$).

Para determinar el comportamiento que exhibe la quitosana en la adsorción de plomo II, los datos experimentales fueron analizados considerando la ecuación de la isoterma de Freundlich (Ec. 3.4) y la ecuación de Langmuir (Ec. 3.6), en términos del coeficiente de determinación (R^2) el cual muestra el porcentaje de la variabilidad de los datos que se explica por la asociación entre las dos variables. Las curvas linealizadas de las isotermas de Langmuir y Freundlich se presentan en la Figura 5.3.

Los resultados de la linealización de las isotermas de Freundlich y Langmuir, muestran que se obtuvo un coeficiente de determinación (R^2) de 0.979 (Figura 5.3.a) y 0.993 (Figura 5.3.b), respectivamente. Observándose, un mayor coeficiente de determinación para el

modelo de Langmuir. Esto sugiere que los datos experimentales son mejor interpretados bajo este modelo y por lo tanto, la adsorción de iones Pb(II) en quitosana se da por monocapas. Esta relación asume, además, que el adsorbente tiene un número específico de sitios y que todos los sitios existentes en la quitosana son considerados equivalentes.

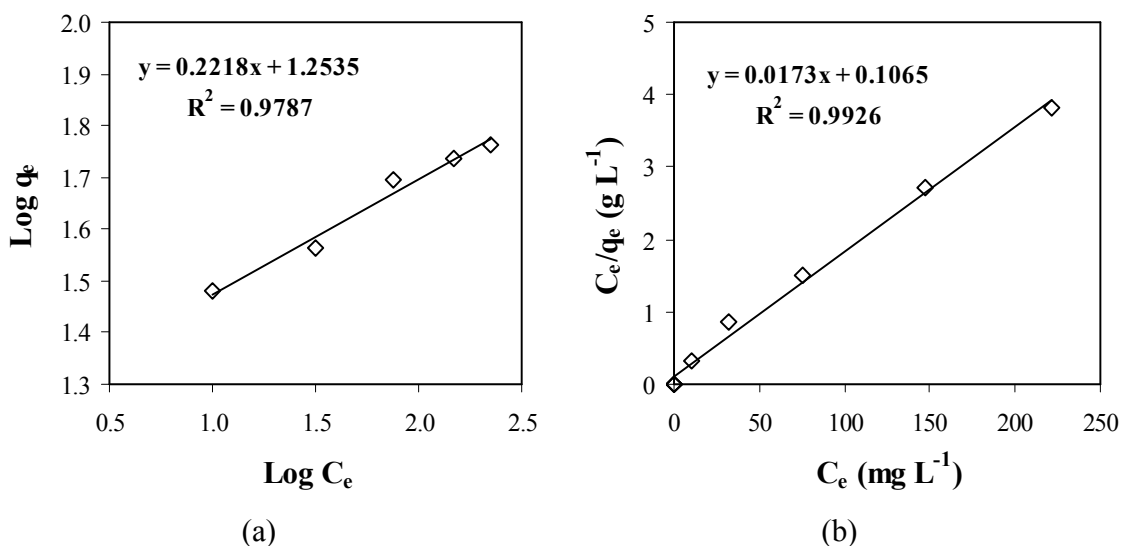


Figura 5.3. Isothermas de adsorción de Pb (II) a pH óptimo, linealizada con (a) la Ecuación de Freundlich y (b) la Ecuación de Langmuir.

Los valores de la capacidad máxima de adsorción, $q_{e,max}$, y la constante de adsorción en el equilibrio de Langmuir, b ; así como los valores de las constantes empíricas de Freundlich (K_F y n) se reportan en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Constantes de Langmuir y Freundlich para la adsorción de plomo en quitosana y Coeficiente de Determinación (R^2) para los datos experimentales.

Modelo de Langmuir			Modelo de Freundlich		
$q_{e,max}$ (mg g^{-1})	b (L mg^{-1})	R^2	K_F (L g^{-1})	n	R^2
63.11	0.048	0.9926	17.93	0.22	0.9787

La Figura 5.4 ilustra la capacidad de adsorción de iones plomo (q_e) adsorbidos en quitosano en función de la concentración de iones metálicos en el equilibrio (C_e), de los datos experimentales de la adsorción de plomo en quitosano y los modelos de la isoterma de adsorción de Langmuir y Freundlich. En esta Figura se puede observar que el modelo de Langmuir ajusta muy bien los datos experimentales.

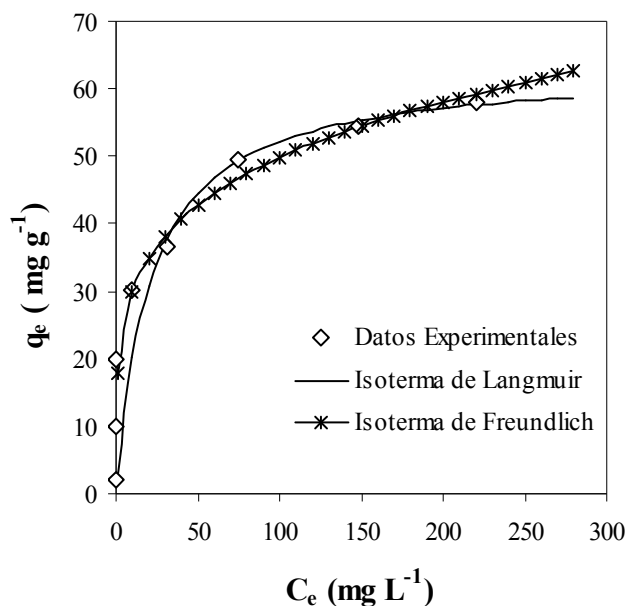


Figura 5.4. Comparación de las isotermas de Langmuir y Freundlich con los datos experimentales.

5.3 Cinética de Adsorción

Los datos experimentales de la cinética de adsorción de Pb(II) en quitosana al pH óptimo inicial, para un lapso de tiempo de 480 minutos y diferentes concentraciones iniciales, se presentan en la Tabla B.3.1, del Apéndice B.3.

Por otro lado, la Figura 5.5 muestra la capacidad de adsorción de Pb(II) en quitosana en función del tiempo a diferentes concentraciones iniciales. Esta Figura muestra el efecto de la concentración inicial de iones de Pb (II) en la cinética de adsorción del ión metálico en quitosana. Se puede observar que la velocidad de adsorción es rápida en la primera etapa del proceso de adsorción y se vuelve gradualmente lenta hasta alcanzar el equilibrio. Además, que el tiempo para alcanzar el equilibrio se incrementa cuando aumenta la concentración de Pb (II). Este fenómeno es más notable a altas concentraciones iniciales del ión metálico (100 mg L^{-1}), donde no se alcanza el equilibrio en el período de tiempo de 480 min.

Para determinar el mecanismo y el paso controlante en la adsorción del ión metálico en quitosana, tales como transporte de masa y procesos de reacciones químicas, modelos cinéticos simplificados fueron utilizados para evaluar los datos experimentales. Estos modelos incluyen la ecuación de Pseudo primer orden (Ec. 3.9), Pseudo segundo orden (Ec. 3.13) y la ecuación de Difusión Intra-partícula (3.17).

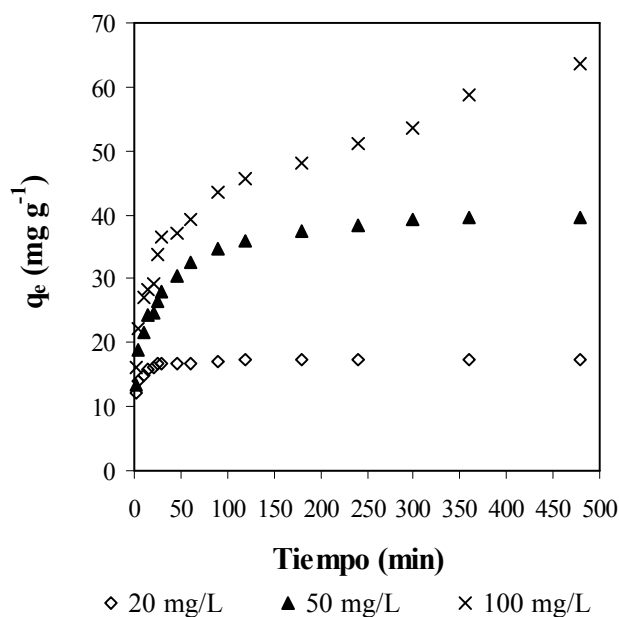


Figura 5.5. Datos Experimentales de la Cinética de adsorción de Pb(II) en quitosana a pH 5.5 y a diferentes concentraciones iniciales.

5.3.1 Aplicación de Modelos Cinéticos a Datos Experimentales

Como se mencionó anteriormente, los datos experimentales fueron analizados con los modelos de Pseudo-primer-orden (Ec.3.9), Pseudo-segundo-orden (Ec. 3.13) y de Difusión Intra-partícula. La Tabla B.3.2, Tabla B.3.3 y Tabla B.3.4 del Apéndice B.3 presentan los resultados, los cuales se representan gráficamente en la Figura 5.6.

La evaluación del mejor ajuste de los datos experimentales a los modelos propuestos se basó en el coeficiente de determinación (R^2). Los resultados mostrados en las Figuras 5.6.a, 5.6.b y 5.6.b revelan que la adsorción de Pb(II) en el adsorbente puede ser mejor descrita por la ecuación de Pseudo-segundo-orden ya que los valores de R^2 (entre 0.986 y 1.0) fueron los más altos para este modelo que para la ecuación de Pseudo-primer-orden y Difusión intra-partícula. Por lo tanto se puede asumir que la etapa limitante en el proceso puede ser la etapa de adsorción y no la de transferencia de masa en la disolución. (Wu *et al.*, 2001).

Por otro lado, en trabajos previos se ha puntualizado que el modelo de Difusión intra-partícula puede presentar multilinearidad y que por lo general, pueden observarse tres pasos (Wu *et al.*, 2000). En este estudio, el gráfico correspondiente a la adsorción de Pb(II) a diferentes concentraciones (ver Figura 5.6.c) no muestra el paso correspondiente a la difusión de los iones metálicos a través de la película externa, debido al efecto de la agitación ya que el grado de agitación reduce el grosor de la capa límite y por lo tanto, incrementa el coeficiente de la transferencia de masa externa. Esta etapa se completa en aproximadamente 5 minutos del proceso.

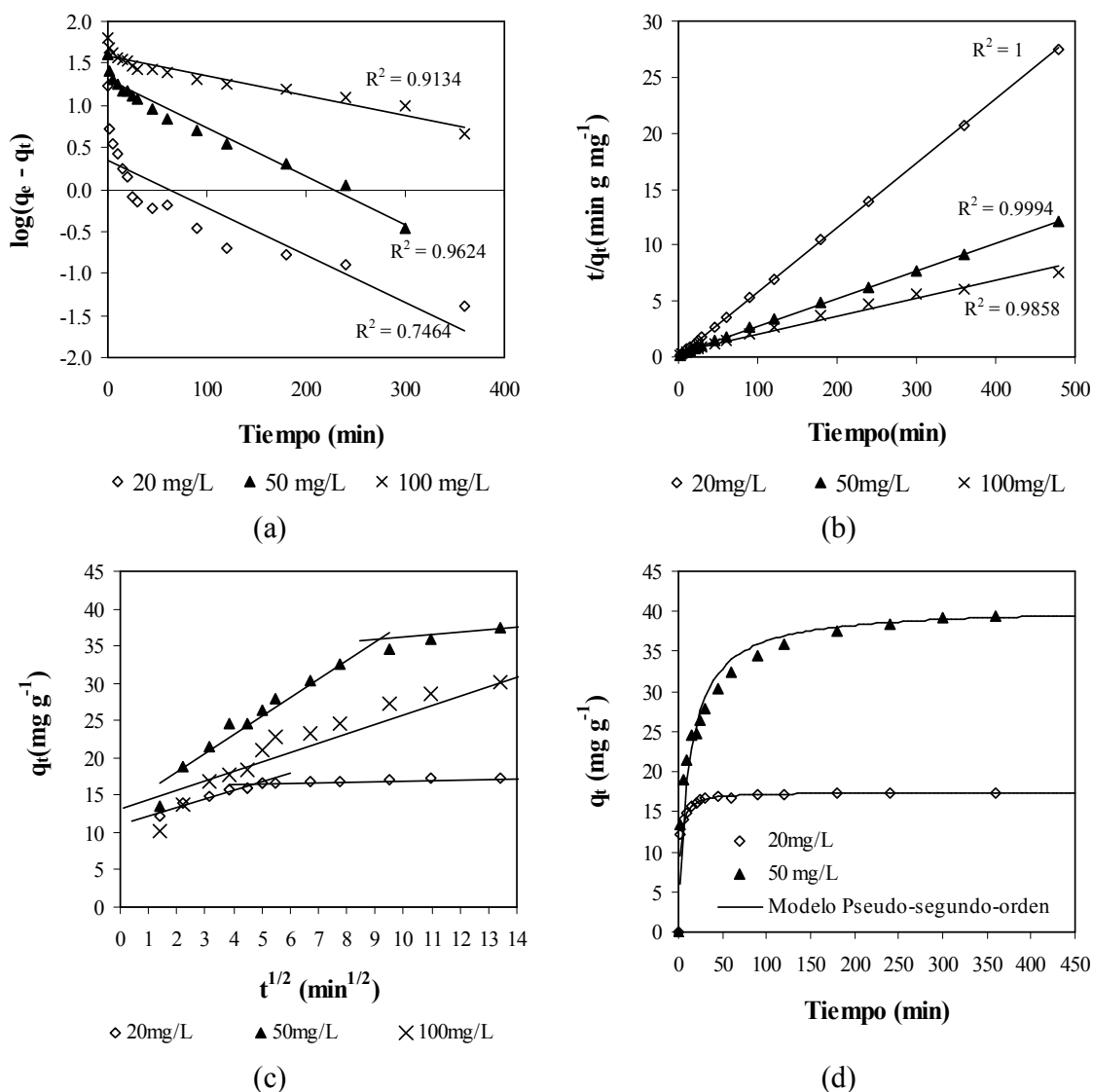


Figura 5.6 Modelos cinéticos de (a) Pseudo-primer-orden, (b) Pseudo-segundo-orden, (c) Difusión Intra-partícula y (d) Comparación entre los datos experimentales y resultados del modelo de pseudo-segundo-orden para la adsorción de Pb(II) en quitosana, a pH de 5.5 y diferentes concentraciones iniciales.

La siguiente etapa correspondiente al control de la difusión intra-partícula (paso 2) se alcanza en tiempos de aproximadamente 25 y 80 min., para las concentraciones de 20 y 50 mg L⁻¹, respectivamente. En el caso de la adsorción de Pb(II) a partir de una solución con una concentración de 100 mg L⁻¹, esta etapa no se logra alcanzar ya que no llega al equilibrio.

Con los valores de la pendiente y la intersección de la forma lineal del modelo de pseudo-segundo-orden se calcularon los parámetros de la capacidad de adsorción, la constante de

de velocidad de pseudo-segundo-orden (k_2) y la velocidad inicial de adsorción (h) para los iones Pb(II) en quitosana, a diferentes concentraciones iniciales, los cuales se muestran en la Tabla 5.3. En esta tabla se puede observar que la constante de velocidad de pseudo-segundo-orden y la velocidad inicial de adsorción decrecen cuando incrementa la concentración inicial de Pb(II) en la solución.

Tabla 5.3 Valores calculados de q_e , k_2 , y h para la adsorción de Pb(II) de acuerdo al modelo de Pseudo-Segundo-Orden a diferentes concentraciones iniciales.

Concentración Inicial [mg L ⁻¹]	q_e [mg g ⁻¹]	k_2 [g mg ⁻¹ min ⁻¹]	h [mg g ⁻¹ min ⁻¹]
20	17.45	3.43×10^{-2}	10.44
50	40.49	2.14×10^{-3}	3.51
100	62.11	6.23×10^{-4}	2.40

Con los valores de q_e y k_2 determinados se obtuvieron los gráficos del modelo de pseudo-segundo-orden para las concentraciones iniciales de 20 y 50 mg L⁻¹. No se considero el modelo de pseudo-segundo-orden para 100 mg L⁻¹ ya que no se llegó al equilibrio. En la Figura 5.6.d se puede observar la comparación de los gráficos del modelo de pseudo-segundo-orden para las concentraciones iniciales de 20 y 50 mg L⁻¹ con los datos experimentales. Los resultados sugieren que hay una buena correlación de los datos experimentales con el modelo propuesto. Por lo tanto, se sugiere que el paso controlante en la adsorción de Pb(II) en la quitosana puede ser la etapa de adsorción y no la transferencia de masa.

5.4 Desorción de Plomo (II) de la Quitosana

Los experimentos de desorción se realizaron con la finalidad de regenerar la quitosana previamente utilizada en los procesos de adsorción de plomo. Para ello, pruebas experimentales se llevaron a cabo con tres sustancias reactantes (eluentes), las cuales previamente habían sido utilizadas para la regeneración de quitosana para el caso de Cu y Zn (Álvarez, 2007), mercurio (Sjörén, 2006) y arsénico (Westergren, 2006): ácido clorhídrico (HCl), cloruro de sodio (NaCl) e hidróxido de sodio (NaOH), a diferentes concentraciones. Los resultados se presentan en la Tabla B.4.1, del Apéndice B.4 y se grafican en la Figura 5.7.

La Figura 5.7 muestra que la desorción con HCl 0.01N y 0.1N es baja en comparación con la obtenida con 0.05N para el mismo ácido, obteniéndose una recuperación máxima del 18.2% con esta solución eluente. Por otro lado, cuando se trata la quitosana con dos soluciones de NaCl de diferentes concentraciones, la desorción resulta prácticamente nula ya que solamente se pudo recuperar aproximadamente el 1% del contenido de plomo en la quitosana, con la solución de mayor concentración.

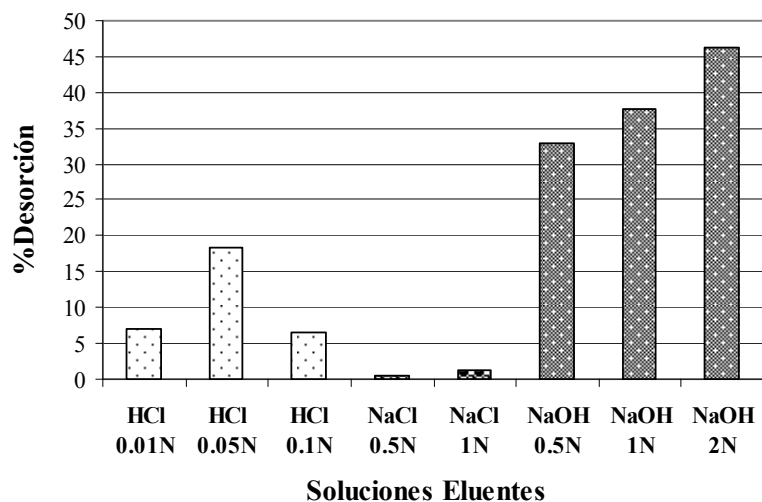


Figura 5.7 Desorción de plomo II contenido en la quitosana, con diferentes soluciones eluentes.

Por otro lado, la desorción de Pb(II) de la quitosana con NaOH fue más efectiva; siendo la solución de NaOH 2N la más indicada y eficiente para realizar el proceso de desorción del ión metálico del adsorbente. La eficiencia de la desorción de Pb con NaOH puede ser explicada por la influencia del pH de la solución ya que a altos valores de pH los iones Pb(II) se encuentran principalmente como iones complejos $[Pb(OH)_4]^{2-}$ lo cual puede conducir a una repulsión electrostática entre estos iones complejos y los grupos amino del adsorbente.

5.5 Remoción de Plomo (II) en aguas de la Laguna de Tiscapa

Tres muestras fueron recolectadas en diferentes puntos y a diferentes profundidades en la Laguna de Tiscapa. Las muestras fueron preservadas con ácido nítrico concentrado. El pH de las soluciones fue determinado previo a la preservación de la muestra. Posteriormente, se determinó la concentración de Pb (II). En la Tabla 5.4 se presentan los resultados. Estos resultados muestran que la concentración de Pb(II) presente es mayor que la máxima concentración permisible para consumo humano dado por el MARENA, el cual es de 0.2 mg L^{-1} .

Tabla 5.4 Resultados de la Remoción de Pb (II) con Quitosana de muestras de agua de la Laguna de Tiscapa.

Nº de Muestra	pH	Concentración (mg L^{-1})		Remoción (%)
		Inicial	Final	
1	7.2	0.68	<0.01	~100.0
2	8.0	0.66	<0.01	~100.0
3	8.4	0.68	0.05	92.6

Para los experimentos de remoción de Pb (II) en las muestras de agua se usó quitosana como material adsorbente. Los experimentos se realizaron a un pH óptimo de 5.5, a temperatura ambiente y con una velocidad de agitación de 200 rpm.

La Tabla 5.5 muestra los resultados de la remoción de Pb (II) de las aguas naturales. Se puede observar que la remoción fue de aproximadamente 100% en los dos primeros puntos y de un 92.6% en el último punto de muestreo. Bajo las condiciones examinadas, los iones Pb(II) fueron removidos casi totalmente hasta concentraciones más bajas que la concentración máxima permisible dada por el MARENA. Esto indica que la quitosana puede ser utilizada como material adsorbente en sistemas de tratamiento de aguas naturales para la remoción de plomo.

VI. CONCLUSIONES

El estudio mostró que la capacidad de adsorción de la quitosana depende fuertemente del pH de la solución. La adsorción aumenta con el incremento del pH de la solución, siendo 5.5 el pH óptimo de adsorción en el rango de pH estudiado.

Las isothermas de adsorción de los iones Pb(II) se ajustan mejor al modelo de Langmuir que al modelo de Freundlich por lo que se considera que la adsorción de Pb(II) se da por monocapas. Además, se determinó que la capacidad máxima de adsorción para la quitosana de 63.11 mg de plomo/g de adsorbente al pH óptimo de adsorción.

La cinética de adsorción de Pb(II) en quitosana es mejor descrita por el modelo de Pseudo–segundo–orden, por lo tanto se considera que la etapa controlante es la adsorción y no la transferencia de masa.

El estudio de regeneración de quitosana saturada con Pb(II) mostró que una solución de NaOH 2N fue efectiva para la desorción del ión metálico del adsorbente debido principalmente a la formación de un complejo metálico.

El análisis químico de Pb(II) en las muestras recopiladas en diferentes puntos de la laguna de Tiscapa mostraron que la concentración del ión metálicos (aproximadamente 0.68 mg L^{-1}) fueron más alta que la concentración máxima permisible para aguas de consumo establecidas por Marena para agua de consumo (0.2 mg L^{-1}). Sin embargo, el estudio de adsorción de plomo con quitosana demostró que éste adsorbente es efectivo para remover hasta un 92% de plomo de las aguas naturales.

Los resultados de este estudio muestran que la quitosana producida a nivel de laboratorio, con un grado de desacetilación de aproximadamente 59%, puede ser usada como adsorbente efectivo para la biosorción de plomo en tratamientos de aguas. Sin embargo, la aplicación de la quitosana en sistema de tratamiento de aguas naturales y/o aguas residuales demanda información adicional acerca de la interacción entre los metales y la influencia de otros iones presentes simultáneamente en el sistema.

VII. RECOMENDACIONES

Para realizar futuros estudios relacionados a la remoción de plomo con quitosana en los procesos de tratamientos de agua se recomienda:

- Determinar la cinética de adsorción de Pb(II) en quitosana a diferentes tamaños de partícula y velocidades de agitación.
- Cuando se trabaja con altas concentraciones del ión metálico incrementar el tiempo de contacto para garantizar que el sistema alcance el equilibrio.
- Debido a que la concentración es solo una referencia de que se ha alcanzado el equilibrio se recomienda determinar el potencial químico para asegurar este estado.
- Comprobar la eficiencia de la remoción de Pb(II) en quitosana en presencia de otros iones en la solución acuosa.
- Estudiar la dinámica de adsorción de Pb(II) en columnas conteniendo quitosana al pH óptimo, a diferentes tamaños de partícula y diferentes velocidades de flujo.
- Optimizar el proceso de desorción de la quitosana saturada con plomo con NaOH 2N, considerando: tiempo de agitación y volumen de NaOH 2N. Así como también, determinar si la quitosana regenerada puede ser reutilizada para la remoción del ión metálico.
- Debido a que las principales corrientes de desecho son aguas residuales provenientes de productos secundarios de reacción, reactivos agotados o contaminados, que no pueden ser reutilizados, y aguas de lavado de las fracciones sólidas, se recomienda obtener subproductos de estos desechos siendo los más importantes los pigmentos carotenoides de astaxantina y la fracción proteica incluida en los caparazones. De lo contrario, deben ser tratados como desechos que pueden incurrir en un daño ambiental y un incremento en el costo operativo del proceso.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agulló E, R. Mato, C. Peniche, C. Tapia, A. Heras, J. Román, W. Arguelles, F. Goycoolea, A. Mayorga, J. Nakamatsu, A. Pastor de Abram (2004). **Quitina y Quitosano: Obtención, Caracterización y Aplicaciones**. Resultado del proyecto CYTED IV. 14, ISBN 9972-42-659-9

Álvarez, E. (2007). **Determinación de Isotermas de Adsorción de Hierro, Cobre y Zinc en Quitosana**. Trabajo monográfico para optar al título de Ingeniero Químico, Universidad Nacional de Ingeniería, Managua, Nicaragua.

Arévalo, M. (2005). **Estudio de la Remoción de Arsénico en Columnas Empacadas con Quitosana**. Trabajo monográfico para optar al título de Ingeniero Químico, Universidad Nacional de Ingeniería, Managua, Nicaragua.

Boddu, V. & E. Smith (2004). **A Composite Chitosan Biobiosorbent for Adsorption of Heavy Metals from Wastewaters**. U. S. Army Engineer Research & Development Center, Construction Engineering Research Laboratory, P.O. Box 9005, Champaign, IL 61826-9005; pp. 9.

Coulson J. M. & J. F. Richardson (2002). **Chemical Engineering**, Vol. 2, Fifth Edition. Great Britain, pp. 970, 971

Doadrio, A. (2006). **Ecotoxicología y Acción Toxicológica del Plomo**. An. R. Acad. Nac. Farm., Vol. 72: 409 – 422.

Elson, C.M., D.H. Davies, E.R. Hayes (1980). **Removal of Arsenic from Contaminated Drinking Water by a Chitosan/Chitin Mixture**. Saint Mary's University, pp. 1307 – 1311.

Gerente, C., V.K.C. Lee, P. Le Cloriec, G. McKay (2007). **Application of Chitosan for the Removal of Metals from Wastewaters by Adsorption – Mechanisms and Models Review**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 37, pp. 41 – 127.

McKay, G. & S.J. Allen (1980). **Surface Mass Transfer Processes using Peat as an Adsorbent for Dyestuffs**. Can. J. Chem. Eng. 58, pp. 521.

Muzzarelli R. (1977). **Chitin**, Pergamon Press, Oxford, pp.145

Qi L. & Z. Xu (2004). **Lead Sorption from Aqueous Solutions on Chitosan Nanoparticles**. Colloids and Surfaces A: Physicochemical. Eng. Aspects 251, pp 183 – 190.

Sjörén, A. (2006). **Removal of Mercury from Mining Effluents using Biosorption- A Minor Field Study of the Rio Mico, Nicaragua**. Master of Science Thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

Weber, W. J. J. & J. C. Morris (1963). **Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution**. Journal of Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 89, Vol. 31.

Westergren, R. (2006). **Arsenic Removal using Biosorption with Chitosan**. Master of Science Thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

Wu, F., R. Tseng, R. Juang (2000). **Comparative Adsorption of Metal and Dye on Flake- and Bead-Types of Chitosans prepared from Fishery Wastes**. Journal of Hazardous Materials B73, pp. 63 – 75.

Van Loon G.W. & S.J. Duffy (2005). **Environmental Chemistry: A Global Perspective**. Second Edition. Oxford University Press Inc., New York, pp. 308 – 318.

Vinod, V. P. & T.S. Anirudhan (2003). **Adsorption Behavior of Basic Dyes on the Humic Acid immobilized Pillared Clay**. University of Kerala. Kariavattom. Departmente of Chemistry, India.

Yan W. & R. Bai (2004) **Adsorption of Lead and Humic Acid on Chitosan Hydrogel Beads**, Water Research 39, pp. 688 – 698.

Páginas WEB consultadas:

Adsorción <http://es.wikipedia.org/wiki/Adsorci%C3%B3n> [Consultado: 12 de Marzo, 2007]

Coloides, <http://www.lenntech.com/espanol/floculantes.htm>. [Consultado: 25 de Febrero, 2007]

Contaminación del agua y métodos de remoción de contaminantes html.rincondelvago.com/contaminacion-del-agua_4.html [Consultado: 20 de Marzo, 2007]

Intercambio iónico, <http://www.lenntech.com/espano/intercambiador-cationico-ionic-selectivo-de-metales-pesados.htm>. [Consultado: 22 de Febrero, 2007]

Isotermas y tipos de isotermas <http://www.agua.uji.es/pdf/leccionHQ17.pdf> [consultado: 18 de marzo, 2007]

Filtros de arena, <http://www.lenntech.com/espano/tratamiento-de-aguas-residuales.htm>. [Consultado: 22 de febrero, 2007]

Mecanismos de reacción e impacto ambiental, <http://www.lenntech.com/espanol/coagulantes-y-floculantes.htm>. [Consultado: 25 de febrero, 2007].

Osmosis inversa, http://www.lenntech.com/espano/Membranas_y_sistemas_de_las_membranas_para_los_sistemas_de_osmosis_inversa.htm. [Consultado: 22 de febrero, 2007].

Plomo y Agua, [http: www.lenntech.com/espanol/referencias-tabla-periodica.htm](http://www.lenntech.com/espanol/referencias-tabla-periodica.htm).
[Consultado: 25 de febrero, 2007]

Plomo. Wikipedia, la enciclopedia libre. <http://es.wikipedia.org/wiki/Plomo>.
[Consultado: 22 de febrero, 2007]

Propiedades Químicas del plomo, efectos del plomo sobre la salud y efectos ambientales del plomo. <http://www.lenntech.com/espanol/tabla-periodica/pb.htm> # Nombre
[Consultado: 25 de febrero, 2007]

APENDICE

APENDICE A. Metodología de Análisis.

APENDICE B. Tabla de Resultados de Adsorción y Desorción de Pb(II) en Quitosana.

APÉNDICE A. Metodología de análisis

APÉNDICE A.1. Determinación de Plomo por Espectrometría de Adsorción Atómica con Llama.

APÉNDICE A.1: Determinación de Plomo por Espectrometría de Absorción Atómica con Llama.

Todas las soluciones fueron preparadas con mucho cuidado, utilizando los equipos y utensilios de laboratorio adecuado y bien lavados con ácidos minerales y agua des-ionizada, para evitar la contaminación de los materiales y la alteración de los resultados que se pretenden obtener.

1. *Discusión general.*

a) *Principio:* Luz, a la longitud de onda de resonancia, es enfocada sobre la llama, que contiene átomo al estado fundamental. La intensidad inicial de la luz es disminuida en una cantidad determinada por la concentración de los átomos en la llama. Luego la luz es dirigida sobre el detector donde se mide la intensidad disminuida.

La absorbancia es el término más conveniente para caracterizar la absorción de luz, pues guarda relación lineal con la concentración. Cuando la absorbancia de soluciones patrón conteniendo concentraciones conocidas del analito se miden y se grafican los resultados de la absorbancia con respecto a la concentración, se establece una relación de calibración. Posteriormente se puede medir la absorbancia de soluciones de concentración desconocida y su concentración directamente de la curva de calibración.

b) *Interferencias:* las interferencias dependerán del tipo de metal que se esta analizando, estas pueden cambiar las respuesta del análisis produciendo un error o a veces es por causa de otro metal presente en la muestra.

2. *Aparatos y Materiales.*

- a) Equipo de adsorción atómica marca GBC, modelo 932 Plus.
- b) Balones de 50mL, que contendrán las muestras a analizar y los estándares.

3. *Reactivos.*

- a) *Agua des-ionizada.*
- b) 1000 mg/L Pb^+ : Solución estándar de nitrato de plomo ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$).

4. *Procedimiento.*

- a) *Preparación de los estándares de Plomo:*

A partir del estándar primario se prepararon estándares en un rango de concentración de 100 a 1mg/L. Cada uno de los estándares se preparó midiendo el volumen requerido del estándar y aforando a la marca con la matriz. En la Tabla A.2.1 se muestran los volúmenes utilizados en la preparación de los estándares.

Tabla A.1 Descripción de los Volúmenes utilizados para la preparación de Estándares

Concentración del Estándar (mg/L)	Volumen de Estándar	Volumen Total	Observaciones
100.0	10mL de estándar de 1000mg/L	100mL	En todos los casos se debe aforar a la marca con agua des-ionizada. Se debe agregar 2 gotas de hidróxido de sodio al 3%, antes de aforar.
50.0	5mL de estándar de 1000mg/L	100mL	
20.0	2mL de estándar de 1000mg/L	100mL	
10.0	10mL de estándar de 100mg/L	100mL	
5.0	5mL de estándar de 100mg/L	100mL	
1.0	10mL de estándar de 10mg/L	100mL	

b) Determinación de Plomo:

Para cada análisis se debe cumplir con las condiciones de operación que se presentan en la Tabla A.2.2. El análisis de plomo se realiza directamente en la muestra.

Tabla A.2 Condiciones de operación

Parámetro	Plomo
Longitud de onda	217.0 nm
Bandpass	1.0 nm (HCl* estándar)
Corriente de lámpara	5.0 mA (HCl* estándar)
Condiciones de la llama	Llama magra del estándar
Manual	Combustible 1.2 a 1.3 L/min Aire ninguna alza agregada

* Holow Cathode lamp

APÉNDICE B. Tabla de Resultados de Adsorción y Desorción de Pb(II) en Quitosana.

- APÉNDICE B.1.** Resultados Experimentales de Equilibrio de Adsorción de Plomo (II) en Quitosana.
- APÉNDICE B.2.** Isotermas de adsorción de Pb(II) en Quitosana.
- APÉNDICE B.3.** Cinética de adsorción de Plomo (II)
- APÉNDICE B.4.** Regeneración de Quitosana.

APENDICE B.1: Resultados Experimentales de Equilibrio de Adsorción de Plomo (II) en Quitosana

Tabla B.1.1 Datos Experimentales de la Adsorción de Pb (II) en Quitosana a pH de 5.5, temperatura ambiente y velocidad de agitación de 200 rpm

Concentración Inicial	Concentración Final
mg L⁻¹	mg L⁻¹
1	0.00
1	0.00
5	0.00
5	0.00
10	0.00
10	0.00
25	9.03
25	1.85
50	30.58
50	32.70
100	72.44
100	77.99
175	148.57
175	146.87
250	216.16
250	225.94

APENDICE B.2: Isotermas de Adsorción.**Tabla B.2.1** Concentraciones en el Equilibrio y Capacidad de Adsorción en Isotermas de Freundlich.

Concentración Final (C_e)	Capacidad de Adsorción (q_e)	Log C_e	Log q_e
mg L⁻¹	mg g⁻¹		
0.00	2.00	0.00	0.30
0.00	10.00	0.00	1.00
0.00	20.00	0.00	1.30
9.94	30.12	1.00	1.48
31.64	36.72	1.50	1.56
75.21	49.57	1.88	1.70
147.72	54.57	2.17	1.74
221.05	57.90	2.34	1.76

Tabla B.2.2 Concentraciones en el equilibrio y Capacidad de Adsorción en Isotermas de Langmuir

Concentración Final (C_e)	Capacidad de Adsorción (q_e)	C_e/q_e
mg L⁻¹	mg g⁻¹	g L⁻¹
0.00	2.00	0.00
0.00	10.00	0.00
0.00	20.00	0.00
9.94	30.12	0.33
31.64	36.72	0.86
75.21	49.57	1.52
147.72	54.57	2.71
221.05	57.90	3.82

APENDICE B.3: Cinética de Adsorción.**Tabla B.3.1** Capacidad de adsorción de Plomo (II) con quitosana a diferentes concentraciones iniciales

Tiempo (min)	Capacidad de Adsorción (q_e)		
	20 mg L ⁻¹	50 mg L ⁻¹	100 mg L ⁻¹
0	0.0	0.00	0.00
1	0.0	0.00	0.00
2	0.0	13.5	16.2
5	12.3	18.9	22.1
10	14.0	21.5	27.0
15	14.8	24.5	28.4
20	15.7	24.7	29.3
25	16.0	26.0	33.8
30	16.6	27.9	36.5
45	16.7	30.4	37.2
60	16.8	32.5	39.3
90	16.8	34.6	43.5
120	17.1	36.0	45.6
180	17.2	37.5	48.1
240	17.3	38.4	51.2
300	17.3	39.2	53.7
360	17.4	39.5	58.8
480	17.4	39.6	63.5

Tabla B.3.2 Resultados experimentales de la Cinética de Adsorción con el Modelo de Pseudo-Primer-Orden a diferentes concentraciones iniciales

Tiempo	Concentración Inicial								
	22 mg L ⁻¹			50 mg L ⁻¹			100 mg L ⁻¹		
	C _t	q _t	Log(q _e -q _t)	C _t	q _t	Log(q _e -q _t)	C _t	q _t	Log(q _e -q _t)
min	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹		mg L ⁻¹	mg g ⁻¹		mg L ⁻¹	mg g ⁻¹	
0	22.0	0.00	1.24	50	0.00	1.60	100	0.00	1.80
2	6.66	12.28	0.71	33.2	13.47	1.42	79.8	16.15	1.68
5	4.52	13.98	0.54	26.4	18.91	1.31	72.4	22.09	1.62
10	3.49	14.81	0.42	23.2	21.48	1.26	66.2	27.02	1.56
15	2.39	15.69	0.24	19.4	24.50	1.18	64.5	28.39	1.55
20	1.96	16.03	0.14	19.1	24.70	1.17	63.4	29.30	1.53
25	1.24	16.61	-0.09	17.0	26.44	1.12	57.7	33.82	1.47
30	1.12	16.70	-0.14	15.2	27.86	1.07	54.4	36.50	1.43
45	0.97	16.82	-0.22	12.0	30.37	0.96	53.5	37.22	1.42
60	1.05	16.76	-0.18	9.4	32.50	0.85	50.9	39.31	1.38
90	0.65	17.08	-0.46	6.8	34.55	0.70	45.6	43.53	1.30
120	0.47	17.22	-0.70	5.0	36.02	0.55	43.0	45.608	1.25
180	0.43	17.26	-0.77	3.2	37.47	0.31	39.9	48.064	1.19
240	0.38	17.30	-0.89	2.0	38.38	0.06	36.0	51.204	1.09
300	—	—	—	1.0	39.18	-0.46	32.9	53.688	0.99
360	0.27	17.38	-1.40	0.6	39.53	—	26.5	58.840	0.67
480	0.22	17.42	—	0.5	39.59	—	20.6	63.512	—

Tabla B.3.3 Resultados experimentales de la Cinética de Adsorción con el Modelo de Pseudo-Segundo-Orden a diferentes concentraciones iniciales

Tiempo	Concentración Inicial								
	22 mg L ⁻¹			50 mg L ⁻¹			100 mg L ⁻¹		
	C _t	q _t	t/q _t	C _t	q _t	t/q _t	C _t	q _t	t/q _t
min	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹	min g mg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹	min g mg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹	min g mg ⁻¹
0	22.0	0.00	—	50	0.00	—	100	0.00	—
2	6.66	12.28	0.16	33.2	13.47	0.15	79.8	16.15	0.12
5	4.52	13.98	0.36	26.4	18.91	0.26	72.4	22.09	0.23
10	3.49	14.81	0.68	23.2	21.48	0.47	66.2	27.02	0.37
15	2.39	15.69	0.96	19.4	24.50	0.61	64.5	28.39	0.53
20	1.96	16.03	1.25	19.1	24.70	0.81	63.4	29.30	0.68
25	1.24	16.61	1.51	17.0	26.44	0.95	57.7	33.82	0.74
30	1.12	16.70	1.80	15.2	27.86	1.08	54.4	36.50	0.82
45	0.97	16.82	2.67	12.0	30.37	1.48	53.5	37.22	1.21
60	1.05	16.76	3.58	9.4	32.50	1.85	50.9	39.31	1.53
90	0.65	17.08	5.27	6.8	34.55	2.60	45.6	43.53	2.07
120	0.47	17.22	6.97	5.0	36.02	3.33	43.0	45.61	2.63
180	0.43	17.26	10.43	3.2	37.47	4.80	39.9	48.06	3.75
240	0.38	17.30	13.88	2.0	38.38	6.25	36.0	51.20	4.69
300	—	—	—	1.0	39.18	7.66	32.9	53.69	5.59
360	0.27	17.38	20.71	0.6	39.53	9.11	26.5	58.84	6.12
480	0.22	17.42	27.55	0.5	39.59	12.12	20.6	63.51	7.56

Tabla B.3.4 Resultados experimentales de la Cinética de Adsorción con el Modelo de Difusión Intra-partícula a diferentes concentraciones iniciales.

$t^{1/2}$	Concentración Inicial					
	22 mg L ⁻¹		50 mg L ⁻¹		100 mg L ⁻¹	
	C _t	q _t	C _t	q _t	C _t	q _t
min ^{1/2}	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹	mg L ⁻¹	mg g ⁻¹
0.00	22.0	0.00	50.0	0.00	100.0	0.00
1.41	6.66	12.28	33.2	13.47	79.8	16.15
2.24	4.52	13.98	26.4	18.91	72.4	22.09
3.16	3.49	14.81	23.2	21.48	66.2	27.02
3.87	2.39	15.69	19.4	24.50	64.5	28.39
4.47	1.96	16.03	19.1	24.70	63.4	29.30
5.00	1.24	16.61	17.0	26.44	57.7	33.82
5.48	1.12	16.70	15.2	27.86	54.4	36.50
6.71	0.97	16.82	12.0	30.37	53.5	37.22
7.75	1.05	16.76	9.4	32.50	50.9	39.31
9.49	0.65	17.08	6.8	34.55	45.6	43.53
10.95	0.47	17.22	5.0	36.02	43.0	45.61
13.42	0.43	17.26	3.2	37.47	39.9	48.06
15.49	0.38	17.30	2.0	38.38	36.0	51.20
17.32	—	—	1.0	39.18	32.9	53.69
18.97	0.27	17.38	0.6	39.53	26.5	58.84
21.91	0.22	17.42	0.5	39.59	20.6	63.51

APENDICE B.4: Estudio de la Regeneración de Quitosana con Pb(II)**Tabla B.4.1** Resultados experimentales de la Desorción de Plomo (II) de la Quitosana

Eluente	Concentración de Pb	Desorción
	mg L ⁻¹	%
HCl 0.01N	9.10	7.11
HCl 0.05N	23.34	18.23
HCl 0.1N	8.26	6.45
NaCl 0.5N	0.76	0.59
NaCl 1.0N	1.54	1.20
NaOH 0.5N	42.15	32.93
NaOH 1.0N	48.3	37.73
NaOH 2.0N	59.16	46.22