



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLÁN

**“PROPIEDADES COAGULANTES Y/O FLOCULANTES
DEL QUITOSÁN COMO ALTERNATIVA DE
TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DEL TALLER
DE CÁRNICOS DE LA FES CUAUTITLÁN”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA EN ALIMENTOS

PRESENTA:

EVA ISABEL MADRID YÉPEZ

ASESORA:

DRA. SUSANA PATRICIA MIRANDA CASTRO

CO-ASESORA:

I.Q. GRACIELA RUTH DELGADILLO GARCIA



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A Dios... por permitirme vivir esta gran experiencia, la oportunidad de cumplir uno de mis más grandes sueños.

A mis padres Tere y Sergio... no hay palabras para agradecer su apoyo incondicional, desvelos, dedicación y fe, al fin hemos logrado terminar este viaje, los amo mucho.

A la UNAM... máxima casa de estudios y en especial a la FES Cuautitlán, por abrirme las puertas de mi segunda casa, por permitirme encontrar a grandes amigos que llegue a considerar mis hermanos, por los profesores que me mostraron y formaron como un profesional, muchas gracias por permitirme entrar en este camino maravilloso que es la universidad.

A mi Hermana... mi ejemplo y mi mejor amiga, gracias por mostrarme el camino a seguir, por apoyarme y escucharme en los buenos y malos momentos, comparto este logro contigo, gracias por acompañarme toda mi vida.

A mis sobrinos Edward y Dany... porque gracias a su inocencia he vuelto a ver que las cosas simples de la vida son las mas importantes y las que te hacen mas feliz, gracias mi princesa y mi príncipe, los amo mucho.

A la Dra. Paty Miranda... por tanta paciencia, confianza y fe en mí y en este trabajo, por ayudarme y brindarme su amistad, por su profesionalismo y pasión por su trabajo, gracias por ayudarme a cumplir este sueño, el cual también es suyo.

A mi Tía Lucerito y mi Tío Edwin... por preocuparse, apoyarme y aconsejarme durante esté camino que se veía tan lejano, gracias por estar junto a mi.

A mis abuelitos, Tíos y primos... este logro también lo comparto con ustedes, gracias por formar parte de mi vida.

A mi mejor amigo... Dani M.B., por toda la paciencia durante estos años, por ayudarme y aconsejarme, por ser el hermano que nunca tuve, gracias amiguito TKM.

A mis amigos... Gabriela Flores, Valentín Sánchez, Verónica Miranda, Joana Hdz., Emma Díaz, y todos aquellos que estuvieron a mi lado, por compartir el mismo sueño y seguir adelante juntos, muchas gracias I.A. 29.

A mis compañeros del laboratorio de biotecnología... Eva, Aldo, José Luis, Edgar, Chris, Alicia, Liz y Darney, por acompañarme y “echarme porras” para terminar este trabajo, por su amistad y afecto.

Al programa PAPIME PE₂₀₃₂₁₁, Innovación y fortalecimiento de la enseñanza teorico-práctica de la biotecnología para asignaturas terminales de las ciencias biológicas, por las facilidades otorgadas para llevar a cabo este trabajo.

He aprendido que esforzarse es el mejor camino para alcanzar el éxito.

He aprendido que la vida esta llena de momentos maravillosos y se vuelven mas hermosos si son compartidos con las personas que mas quieres.

He aprendido que nuestros antecedentes y circunstancias pueden haber influenciado lo que somos, pero somos responsables por lo que llegaremos a ser y por lo que hacemos.

He aprendido que aun y cuando pienses que ya no tienes más que dar, siempre habrá un motivo para encontrar las fuerzas para hacerlo.

He aprendido que los amigos son personas que estarán siempre a tu lado y no hay necesidad de cambiarlos si aceptas que ellos cambian.

He aprendido que la madurez tiene mucho que ver con la clase de experiencias que has tenido y con lo que has aprendido de ellas y muy poco con la cantidad de años que tengas; que es fácil marcar el limite entre ser amable para no herir los sentimientos de la gente, y defender aquello en lo que crees.

He aprendido que me está tomando mucho tiempo llegar a ser la persona que quiero ser.

INDICE

RESUMEN	11
CAPITULO I. ANTECEDENTES	12
1.1 CONTAMINACIÓN EN EL AGUA	12
1.1.1 CLASIFICACIÓN DE LOS COMPUESTOS PRESENTES EN EL AGUA	12
1.1.2 EUTROFIZACIÓN ACELERADA	14
1.1.3 CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS INDUSTRIALES DEL RAMO ALIMENTICIO	15
1.2 OBTENCIÓN DE LA CARNE	16
1.3 CAUDAL DE AGUA RESIDUAL EN MATADEROS	17
1.4 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES DE MATADEROS	18
1.5 SISTEMAS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN	20
1.5.1 OPCIONES PARA EL MANEJO DE RESIDUOS	20
1.6 TRATAMIENTO CONVENCIONAL Y/O ANÁLISIS DE AGUA	21
1.6.1 PRINCIPALES TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA AGUAS	21
1.6.2 EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN LAS AGUAS RESIDUALES	23
1.6.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICA	23
1.6.4 COMPOSICIÓN QUÍMICA	26
1.6.5 PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS	29
1.7 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA CARNICA	29
1.7.1 TRATAMIENTO PRIMARIO DE AGUAS RESIDUALES.	30
1.7.2 TRATAMIENTO SECUNDARIO DE AGUAS RESIDUALES.	34
1.8 EL QUITOSÁN EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS	45
1.9 ANTECEDENTES DE QUITINA Y QUITOSÁN	45
1.9.1 FUENTES DE QUITINA Y QUITOSÁN	47
1.9.2 ESTRUCTURAS	47
1.9.3 PROPIEDADES QUÍMICAS DEL QUITOSÁN	48
1.10 APLICACIONES DEL QUITOSÁN	49
1.10.1 TRATAMIENTO DE AGUAS INDUSTRIALES Y EFLUENTES	49
1.10.2 COAGULACIÓN	49
CAPITULO II. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	51

2.1	OBJETIVO	51
2.2	CUADRO METODOLÓGICO	52
2.3	OBTENCIÓN DEL QUITOSÁN	53
2.4	CARACTERIZACIÓN DEL QUITOSÁN	53
2.5	ENSAYO DE JARRAS	58
2.6	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL	60
2.6.1	PROPIEDADES FÍSICAS	60
2.6.2	PROPIEDADES QUÍMICAS	67
2.6.3	PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS	88
CAPITULO III. RESULTADOS Y ANALISIS DE RESULTADOS		93
3.1	CARACTERIZACIÓN DEL QUITOSÁN	93
3.2	ENSAYO DE JARRAS	97
3.3	PROPIEDADES FÍSICAS	98
3.4	PROPIEDADES QUÍMICAS	104
3.5	DETERMINACIÓN DE COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES FECALES Y E. COLI 113	
3.6	TABLA RESUMEN DE RESULTADOS OBTENIDOS	114
3.7	ANALISIS DE RESULTADOS	115
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		122
BIBLIOGRAFÍA		124

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 Unidad de flotación DAF (Wang, 2008)	31
Figura 2 Tratamiento secundario fisicoquímico (Wang, 2008).....	35
Figura 3 Tratamiento anaeróbico (Wang, 2008).....	36
Figura 4 Filtros biológicos (Wang, 2008)	41
Figura 5 Relación estructural entre quitina, quitano y quitosán (Lárez, 2006)	48
Figura 6 Preparación de concentraciones de quitosán.....	54
Figura 7 Tubo Oswald	55
Figura 8 Baño térmico	55
Figura 9 Puntos B y C en tubo Oswald.....	56
Figura 10 Montaje del sistema (Miranda, 2007).....	57
Figura 11 Identificación de los puntos de equivalencia.....	58
Figura 12 Montaje de la ensayo de jarras.....	60
Figura 13 Color aparente de agua tratada.....	61
Figura 14 Color aparente de agua sin tratar.....	61
Figura 15 Diagramas de cromaticidad (APHA, AWWA, 1985).....	64
Figura 16 Aplicación de Vacío a crisol Gooch	67
Figura 17 Muestra de agua a crisol Gooch	67
Figura 18 Determinación de conductividad eléctrica con el puente de Wheatstone	68
Figura 19 Muestras a analizar (incluye blanco)	70
Figura 20 Vire de las muestra de violeta a azul	70
Figura 21 Muestras a analizar (incluye blanco)	71
Figura 22 Vire de muestras a violeta	71
Figura 23 Muestras a evaluar (incluye blanco)	72
Figura 24 Vire de muestras de amarillo a naranja	73
Figura 25 Aparición de fases en embudo de separación	75
Figura 26 Separación de las fases	75
Figura 27 Evaporación de benceno dentro de fase orgánica acumulada	75
Figura 28 Muestra en ebullición con perlas.....	77
Figura 29 Coloración de las muestras listas para Medir en espectrofotómetro.....	78
Figura 30 Muestras realizadas para curva Patrón	78
Figura 31 Frascos Winkler con muestras a evaluar.....	80
Figura 32 Rellenado de los frascos Winkler con solución nutritiva para DBO.	82
Figura 33 Colocación del tapón de agua en cada uno de los frascos Winkler.....	83
Figura 34 Introducción de los frascos en la estufa para su incubación.....	83
Figura 35 Adición del sulfuro manganesos a cada una de las muestras de A.R.....	84
Figura 36 Adición del álcali-yoduro a cada una de las muestras	84
Figura 37 Adición del ácido sulfúrico concentrado.....	84
Figura 38 Adición del almidón como indicador	85
Figura 39 Vire de color al titular las muestras	85
Figura 40 Adición de soluciones catalíticas a las muestras de Agua Residual.....	87
Figura 41 Colocación en el termoreactor	87
Figura 42 Colocación de las muestran en el espectrofotómetro.....	88
Figura 43 Gráfica de concentración de solución de quitosán vs viscosidad reducida.....	95
Figura 44 Gráfico que muestra los puntos de equivalencia de ambas pruebas.....	96

Figura 45 Gráfico de Turbidez vs Dosis de Quitosán.....	97
Figura 46 Diagrama de cromaticidad de las muestras analizadas.	100
Figura 47 Diagrama de cromaticidad con longitudes de onda de las muestras analizadas (APHA, AWWA, 1985).....	101
Figura 48 Curva patrón para determinar %Absorbancia en la prueba de Hierro Total.....	108
Figura 49 Curva patrón para determinar Absorbancia en la prueba de DQO.....	113
Figura 50 Resultado obtenidos de aguas analizadas en Placas Petrifim [®]	114

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Necesidades de agua por animal sacrificado y faenado.....	18
Tabla 2 Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de plantas de sacrificio	19
Tabla 3 Opciones de manejo de residuos.....	21
Tabla 4 Principales compuestos que causan mal olor en el agua residual y lodos	24
Tabla 5 Caudal de carga	37
Tabla 6 Usos del quitosán.....	50
Tabla 7 Preparación de solución buffer.....	56
Tabla 8 Rango de longitudes de onda para prueba de color verdadero	62
Tabla 9 Matices de color para márgenes de longitud dominante	64
Tabla 10 Oxígeno disuelto segun el Tipo de agua.....	82
Tabla 11 Diluciones de quitosán.....	93
Tabla 12 Tiempos medidos en Viscosímetro de Ostwald de las diferentes concentraciones de quitosán en solución.	93
Tabla 13 Visosocidades obtenidas.....	94
Tabla 14 Parámetros promedio para la obtención viscosidad intrínseca por método gráfico ...	94
Tabla 15 Grado de desacetilación del quitosán utilizado en la experimentación corrida 1.	96
Tabla 16 Grado de desacetilación del quitosán utilizado en la experimentación corrida 2.	96
Tabla 17 Valores de Turbidez y pH para prueba de jarras	97
Tabla 18 Unidades Hazen obtenidas.	98
Tabla 19 Unidades de color.	98
Tabla 20 Parámetros para agua residual Sin tratamiento	98
Tabla 21 Parámetros para agua residual Tratada	99
Tabla 22 Datos obtenidos de capsula de porcelana y crisol Gooch + muestras de agua sin tratar y tratada.....	102
Tabla 23 Valores obtenidos para la prueba de sólidos totales.	102
Tabla 24 Promedio de resultados de la prueba de sólidos totales	103
Tabla 25 Resultados de conductividad eléctrica promedio de aguas analizadas.....	104
Tabla 26 Resultados por triplicado de volumen de EDTA para agua residual y tratada del taller de cárnicos	104
Tabla 27 Resultados de dureza total promedio de aguas analizadas	104
Tabla 28 Resultados por triplicado de dureza de calcio para agua residual y tratada del taller de cárnicos.	105
Tabla 29 Resultados de dureza de calcio promedio de aguas analizadas	105
Tabla 30 Resultados de dureza de magnesio de aguas analizadas.	105
Tabla 31 Resultados de alcalinidad en agua residual y tratada del taller de cárnicos.	106
Tabla 32 Resultados de Alcalinidad promedio de agua analizadas.....	106
Tabla 33 Resultados por triplicado de peso inicial de vasos precipitados sometidos a peso constante.	107
Tabla 34 Resultados por triplicado de pesos finales después de la evaporación.	107
Tabla 35 Resultados por triplicado de grasas y aceites de aguas analizadas.....	107
Tabla 36 Valores de absorbancia para Hierro total.	108
Tabla 37 Porcentajes de Absorbancia para hierro total.	108
Tabla 38 Microgramos de Hierro en Aguas analizadas.....	109

Tabla 39 Volumen gastado de titulante promedio de cada tipo de agua analizada.	109
Tabla 40 Cantidad de Oxígeno disuelto de cada agua analizada.	109
Tabla 41 Diluciones realizadas para cada tipo de agua según el valor de Oxígeno disuelto calculado.	110
Tabla 42 Resultados promedio obtenidos de volumen de titulante gastado para cada tipo de agua analizada en la prueba de DBO	110
Tabla 43 Valores de Oxígeno Disuelto en muestras de DBO	111
Tabla 44 Oxígeno Disuelto del Blanco	111
Tabla 45 Resultados de DBO de aguas analizadas.	112
Tabla 46 Resultados promedio de %Absorbancia para Demanda Química de Oxígeno	112
Tabla 47 Valores para construcción de curva patrón para DQO.....	112
Tabla 48 Valores de DQO presentes en aguas analizadas.	113
Tabla 49 Conteo de placas Petrifilm™ para coliformes totales, fecales y <i>E. coli</i>	113
Tabla 50 Resumen de resultados	114
Tabla 51 Límites máximos permisibles establecidos en la NOM-ECOL-001- 1996 y resultados obtenidos de agua residual.	119
Tabla 52 Usos posibles de acuerdo a resultados obtenidos de agua tratada según NOM 001 Y 003.	120

RESUMEN

Es sabido que los desechos provenientes de la industria alimentaria son altamente contaminantes, dependiendo el tipo de industria y entre las que mayor contaminación produce por la cantidad de materia orgánica se encuentra la industria cárnica, en este trabajo se aborda esta problemática, en cuanto a agua de matadero se refiere.

Debido a que no se han realizado estudios anteriores con respecto al impacto ambiental y a la misma calidad de los efluentes del taller de Cárnicos de la FES-Cuautitlán Campo 4, se propone este estudio para obtener parámetros de referencia, que permitan tener conocimiento acerca de la disposición y/o tratamiento de esta agua residual.

Para realizar esta investigación, se tomaron muestras de agua del taller de Cárnicos durante el sacrificio de animales para consumo humano, estos desechos son vertidos sin tratamiento al canal de aguas interno de la Facultad.

Para disminuir la posible contaminación o para evitar contaminación adicional con agentes químicos de tratamiento, se propuso la utilización de un biopolímero natural como agente coagulante y floculante, el cual tiene una gran gama de aplicaciones en diferentes industrias, entre ellas las del tratamiento de aguas, este biopolímero es conocido como Quitosán.

Para conocer la carga contaminante de estas aguas, se realizaron pruebas físicas y químicas utilizando los "Métodos normalizados para el análisis de aguas potable y residuales" de APHA, AWWA y las pruebas microbiológicas con la ayuda de la NMx-AA-42-1987 y las placas Petrifilm®.

Al término de la experimentación, se observaron resultados favorables en la mayoría de los parámetros evaluados concluyendo que el Quitosán es un buen agente coagulante y floculante para el tratamiento de estas aguas.

CAPITULO I. ANTECEDENTES

La composición de las aguas residuales de un rastro o matadero depende, fundamentalmente, de la especie que se procesa. En general, contiene sangre, excremento, contenido ruminal o estomacal, grasa, plumas y huesos. Cuando el agua residual contiene una cantidad alta de materia orgánica, es propicia para el desarrollo de microorganismos patógenos normalmente presentes en dicha materia. Este tipo de residuos, por su humedad y capacidad de descomposición rápida, desprende gases como el metano, involucrados en el cambio climático global, así como malos olores; atraen moscas, cucarachas, ratas y otras especies de fauna nociva transmisora de enfermedades; provocan la formación de lixiviados que arrastran contaminantes hacia los cuerpos de agua superficiales o se infiltran hacia los acuíferos, deteriorando las fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano e irrigación de campos agrícolas, amenazando, además, los ecosistemas acuáticos.

Finalmente, es importante resaltar que los rastros municipales consumen una gran cantidad de agua potable, por lo que compiten por ella con la población local y contribuyen al aumento en la demanda de nuevas instalaciones hidráulicas (COFEPRIS, 2006).

1.1 CONTAMINACIÓN EN EL AGUA

El agua, a diferencia del aire, tiene una composición precisa (H_2O) y por lo tanto, es fácil identificar compuestos ajenos a ella. Sin embargo, la definición de cuáles son contaminantes es difícil.

En general, se considera como contaminante al exceso de materia o energía (calor) que provoque daños a los humanos, animales, plantas y bienes, o bien, que perturbe negativamente las actividades que normalmente se desarrollan cerca o dentro del agua. El origen de la contaminación es muy variado, pero se pueden citar como causantes a los desechos urbanos e industriales, los drenados de la agricultura y de minas, la erosión, los derrames de sustancias tóxicas (accidentales o intencionales), los efluentes de plantas depuradoras, los subproductos de los procesos de depuración, la ruptura de drenajes y el lavado de la atmosfera, entre otros.

1.1.1 CLASIFICACIÓN DE LOS COMPUESTOS PRESENTES EN EL AGUA

La definición de lo que es un contaminante del agua, muchas veces es cuestión de la cantidad en la cual se encuentra una sustancia, de ahí que se tenga la clasificación:

DE ACUERDO CON SU NATURALEZA

Se distinguen los contaminantes en químicos, biológicos y físicos.

- *Químicos*: los compuestos provienen de drenados de minas, desechos solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, pesticidas, aguas residuales municipales, desechos líquidos industriales y compuestos radioactivos. Producen efectos diversos y pueden ser de origen natural o sintético. Algunos son desechados directamente, otros, se forman por la reacción entre diferentes compuestos en el agua y por último, una pequeña fracción se forma durante el procesamiento del agua. Entre estos últimos encuentran los organoclorados (tetracloruro de carbono y cloroformo, principalmente) que se forman durante la desinfección del agua con cloro.
- *Biológicos*: son seres vivos que provocan enfermedades en el hombre u otras especies. Las más comunes en el hombre son la tifoidea, la salmonelosis, disentería, cólera y helmintiasis. los agentes que las causan entran al agua a través de las heces fecales de humanos o animales.
- *Físicos*: son alteraciones de las propiedades físicas del agua, tales como la temperatura, el color, etc. Su origen y efectos son diversos (Jiménez, 2001).

DE ACUERDO CON EL TAMAÑO

Según la medida del contaminante, existe:

- *Materia suspendida*: corresponde a moléculas en fase dispersa con diámetro equivalente entre 1 y 100 μm .
- *Materia coloidal*: es materia suspendida con características similares a la materia disuelta. tiene diámetro equivalente entre 10^{-3} y $1\mu\text{m}$ y se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta.
- *Materia disuelta*: son moléculas o iones disueltos con diámetro equivalente entre 10^{-5} y $10^{-3}\mu\text{m}$ (Jiménez, 2001).

DE ACUERDO AL GRUPO QUE PERTENECE

Esta clasificación tiende a agrupar compuestos similares, independientemente de sus efectos o fuentes. Los grupos más comunes que se distinguen son:

- ⊃ Biológicos
- ⊃ Bifenilos policlorados
- ⊃ Compuestos orgánicos biodegradables
- ⊃ Orgánico refractarios
- ⊃ Detergentes
- ⊃ Éteres
- ⊃ Fenoles
- ⊃ Hidrocarburos
- ⊃ Metales
- ⊃ No metales
- ⊃ Nutrientes (N y P)
- ⊃ Plaguicidas
- ⊃ Radiactivos
- ⊃ Radicales (CN-)

1.1.2 EUTROFIZACIÓN ACELERADA

Es el proceso natural de envejecimiento de cuerpos de agua (lagos y presas). La contaminación acelera la velocidad de este proceso acortando el período de vida de estos cuerpos de agua; al irse acumulando los materiales aportados por los escurrimientos que alimentan al lago, aumenta el contenido de flora y fauna si existe una gran cantidad de nutrientes, en especial de N y P, las algas comienzan a proliferar en forma anormal, cubren la superficie e impiden el paso de la luz solar y la oxigenación del cuerpo. Al morir las plantas, estas se van al fondo donde se descomponen en condiciones anaerobias. Con el transcurso del tiempo, la acumulación de sedimentos en el fondo y la alta tasa de evaporación provocada por las plantas de la superficie, generan el desecamiento del lago y se transforma en pantano (Jiménez, 2001).

1.1.3 CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS INDUSTRIALES DEL RAMO ALIMENTICIO

Las industrias de procesado de alimentos ocupan una importante posición económica y generan grandes volúmenes de residuos la mayoría biodegradables. Sin embargo, ocasionalmente también se pueden generar residuos peligrosos al hacer uso de plaguicidas o herbicidas.

Los residuos provenientes de las industrias de alimentos se clasifican en tres grupos:

- a. Pérdidas de fabricación
- b. Productos alimenticios tirados como residuos sólidos municipales (RSM) y
- c. Envoltorios y contenedores descartados.

Estos grupos pueden dividirse a su vez en residuos sólidos y líquidos.

En las industrias de procesado de alimentos son diferentes las fuentes que contribuyen a generar aguas residuales, incluyendo las industrias de procesado cárnico, las de productos lácteos, las de procesado de pescado y mariscos, las de procesado de frutas y hortalizas, las de productos de almidón y gluten, las de productos de confitería, las de bebidas alcohólicas y no alcohólicas y las de productos de grano.

Las aguas residuales liberadas de estas industrias son turbias, con altas concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), de grasas, de aceites y productos grasos, de sólidos en suspensión (SS), y usualmente de nitrógeno y fósforo (Jiménez, 2001).

Otras de las características del agua residual del procesado de alimentos son:

- ⊃ Gran variación estacional.
- ⊃ Gran variación horaria y de concentración durante el día.
- ⊃ Desequilibrio en el ratio de DBO:N:P que induce la aglomeración del fango.
- ⊃ Efluentes coloreados.

1.2 OBTENCIÓN DE LA CARNE

1. MATADERO: todo establecimiento en donde se sacrifican y se separan para el consumo humano determinados animales y que ha sido probado, registrado y/o incluido en una lista para la autoridad competente para dicho fin (CAC/RCP 58-2005)
2. SACRIFICIO: acto que provoca la muerte de los animales por medio de métodos físicos o químicos.
 - a. Sacrificio de emergencia: sacrificio necesario que se realiza por métodos humanitarios para cualquier animal que haya sufrido recientemente lesiones traumáticas incompatibles con la vida o sufra una afección que le cause dolor y sufrimiento; o bien, para aquellos animales que al escapar, puedan causar algún daño al hombre u otros animales.
 - b. Sacrificio humanitario: acto que provoca la muerte sin sufrimiento de los animales por métodos físicos o químicos.
 - c. Sacrificio zoonosanitario: sacrificio humanitario que se realiza en uno o varios animales como medida profiláctica (NOM-003-ZOO-1995).
3. FAENADO: evisceración y eliminación de la piel, cerdas o plumas así como limpieza de la canal (NOM-008-ZOO-1994).
4. CARNE: todas las partes de un animal que han sido dictaminadas como inocuas y aptas para el consumo humano o se destinan para este fin. La cual se divide en:
 - a. Carne elaborada/manufacturada: productos resultantes de la elaboración de la carne cruda o de la ulterior elaboración de dichos productos elaborados de manera que, cuando se corta, en la superficie cortada se observa que el producto ya no tiene las características de la carne fresca.
 - b. Carne cruda: carne fresca, picada o separada mecánicamente.
 - c. Carne fresca: carne que, aparte de haber sido refrigerada, no ha recibido, a los efectos de su conservación, otro tratamiento que el envasado protector y que conserva sus características naturales.
 - d. Carne picada: carne deshuesada que ha sido reducida a fragmentos.
 - e. Carne separada mecánicamente: producto que se obtiene separando la carne de los huesos que la sustentan después del deshuesado de reses o de aves de corral, utilizando medios mecánicos que causan la pérdida o modificación de la estructura de la fibra muscular (CAC/RCP 58-2005).

5. PRODUCTOS DEL SACRIFICIO: los productos del sacrificio son las canales que sirven para consumo humano, las vísceras y otras partes del animal, los subproductos de sacrificio y los residuos de matadero.
 - a. La canal: el cuerpo del animal desprovisto de piel, cerdas o plumas, cabeza, vísceras y patas (NOM-008-ZOO-1994)
 - b. Vísceras: a los órganos y tejidos provenientes de la cavidad torácica, abdominal, craneana y bucal de los animales para abasto.
 - c. Subproductos: las partes del animal que no se utilizan en la elaboración de productos para el consumo humano (NOM-194-SSA1-2004).

1.3 CAUDAL DE AGUA RESIDUAL EN MATADEROS

El agua se utiliza en los mataderos para el lavado de las canales después de la eliminación de la piel del ganado, terneros y ovejas y después de la eliminación de los pelos de los cerdos. Además, se utiliza para limpiar el interior de la canal después de la evisceración, y de la limpieza y desinfección del equipo y centros tanto durante como después de la operación de matanza. Los centros asociados tales como los corrales de ganado, rediles de animales, la planta de vapor, el equipo de refrigeración, el aire comprimido, las cámaras de calderas y el equipo de vacío también pueden producir algunas aguas residuales, como los centros de saneamiento y servicios para el personal empelado *in situ*, estos pueden incluir baños, duchas, cocinas de cafetería y laboratorios. Las proporciones de agua utilizadas para cada fin pueden ser variables (Lettinga, 1980).

El volumen de aguas residuales generadas está directamente relacionado con la cantidad de agua utilizada. Se estima que de un 80% a un 95% del agua que se usa se desecha. Los volúmenes de agua consumidos por animal faenado a lo largo de todo el proceso se especifica en la tabla 1, cabe aclarar que, al no tener las estimaciones del consumo de agua y desecho para todas las etapas (ej. Lavado de la canal y limpieza de instalaciones y corrales), se consideraron los valores integrales proporcionados por la Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación (FAO) (COFEPRIS, 2006).

Tabla 1 Necesidades de agua por animal sacrificado y faenado

Especies	Agua requerida en promedio por animal
Porcinos	450 litros
Ovinos y Caprinos	100 litros
Aves	20 litros

(COFEPRIS, 1994)

1.4 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES DE MATADEROS

Los efluentes de los mataderos y de los centros de envasado usualmente están pesadamente cargados con sólidos, materia flotante (grasa), sangre, estiércol y una variedad de compuestos orgánicos originados por las proteínas. Como ya se estableció, la composición de los efluentes depende mucho del tipo de producción y de los centros. Las principales fuentes de contaminación del agua son las operaciones de puesta del animal en cuadras, la matanza, la eliminación de piel y pelos, la manipulación de las tripas, el lavado de la canal, la eliminación de grasa, el recortado y la limpieza. Éstas contienen una variedad de compuestos orgánicos fácilmente biodegradables, principalmente grasas y proteínas, presentes tanto en formas particuladas como disueltas. Esta agua residual tiene una alta concentración, en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos en suspensión (SS), nitrógeno y fósforo, comparada con las aguas residuales domésticas.

La concentración real dependerá del control en planta del uso de agua, de la recuperación de subproductos, de la fuente de separación de residuos y de la gestión de la planta. En general, los contenidos de sangre e intestinos surgen del suelo de la matanza y de la sala de vaciado de tripas, junto con el estiércol del corral y de las salas de encierro, se separan, lo mejor que sea posible, de las corrientes de agua y de los tratados como residuos sólidos. Sin embargo, esto nunca puede tener un éxito del 100%, y estos componentes son los principales contribuyentes de la carga orgánica del agua residual, junto con la grasa solubilizada y los recortes de carne (López, 2004).

El mejor indicador de la calidad de agua residual de matadero es la concentración de materia orgánica que se expresa, comúnmente como demanda química de oxígeno (DQO), o como demanda bioquímica de oxígeno al día 5 (DBO₅). La grasa animal agrega cadenas largas de

ácidos grasos y glicerol a los residuos, los cuales son biodegradables, pero con una gran cantidad de DBO₅. El nitrógeno presente en el agua residual proviene, de manera general, del amonio de la orina y del excremento, que está íntimamente ligado a la especie que la produce, donde la naturaleza del amonio (NH₃) dependerá del pH que presente el agua residual. Si el pH es alcalino, los compuestos del agua y de amonio se unen y forman hidróxido de amonio (NH₄OH), que puede contribuir a potenciar el efecto de otros contaminantes. La sangre es una de las fuentes más importantes de nitrógeno, se genera durante el sacrificio, la evisceración y en la plantas de rendimiento. Normalmente se expresa como nitrógeno total.

La cantidad de contaminantes que la planta de sacrificio produce depende del tipo y cantidad de especies que faene, así como de los residuos que se desechen y el tipo de tecnología empleada, entre otros factores. Sin embargo, las aguas residuales se pueden caracterizar de manera general por especie de acuerdo con la tabla 2.

Tabla 2 Concentraciones promedio de contaminantes en el agua residual de plantas de sacrificio

Parametro (unidad)	Especies faenadas		
	Porcinos	Bovinos	Aves
DBO5 (mg/L)	1250	2000	1550
DQO (mg/L)	2500	4000	2500
Solidos suspendidos (mg/L)	700	1600	ND
Nitrogeno total (mg/L)	150	180	150–400
Fósforo total (mg/L)	25	27	16–50
Grasa (mg/L)	150	270	ND
pH	7.2	7.2	ND

(COFEPRIS, 2006)

ND: Información no disponible

El agua residual contiene una alta densidad de grupos de bacterias Coliformes totales, de Coliformes fecales y estreptococos fecales debido a la presencia de material de estiércol y contenidos de tripas. Los números usualmente están en el intervalo de varios millones de unidades formadoras de colonias (UFC) por 100mL. Además, es probable que el agua residual contenga patógenos bacterianos de origen entérico tales como *Salmonella sp.* Y *Campylobacter jejuni*, parásitos gastrointestinales incluyendo *Ascaris sp.*, *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*, y virus entéricos (USEPA, 2002). Por lo tanto, es esencial que el diseño del matadero asegure la completa segregación de agua de lavado del proceso y los estrictos procedimientos higiénicos para evitar la contaminación cruzada. La química mineral del agua residual está influenciada por la composición química del suministro de agua tratada del matadero, de las adiciones de residuos tales como sangre y estiércol, que pueden contribuir a la carga de metales pesados en forma de cobre, hierro, manganeso, arsénico y zinc, y las plantas de proceso y trabajo de tuberías, que pueden contribuir a la carga de cobre, cromo, molibdeno, níquel, titanio y vanadio (López, 2004).

1.5 SISTEMAS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN

Los residuos sólidos y líquidos son vertidos, casi en la totalidad de los rastros, en el drenaje o cuerpos de agua. Esta situación representa, además del evidente daño ambiental, un gran desperdicio de recursos que pueden ser empleados en diversas actividades y bien pueden ser considerados como un subproducto de la matanza.

La recuperación y separación de los residuos de manera integral en el rastro es esencial, primeramente para valorarlos como un subproducto y poderlos utilizar en otras actividades como la elaboración de harinas y alimentos, compostaje o, incluso, generación de energía. Posteriormente, al separar los residuos se facilita el tratamiento del agua residual, y con ello también evitar la contaminación de cuerpos de agua que abastecen a la población (COFEPRIS, 2007).

1.5.1 OPCIONES PARA EL MANEJO DE RESIDUOS

En la tabla 3 se muestran las opciones de manejo más recomendables para cada tipo de residuo considerando su mejor utilización, valor y disminución del impacto en el ambiente y en la salud pública.

Tabla 3 Opciones de manejo de residuos

	Compostaje	Biodigestión	Planta de rendimiento	Relleno Sanitario	Incineración	Encalar y enterrar
Sangre		☆	☆			
Heces	☆	☆				
Residuos de alimentos	☆	☆				
Contenido gástrico/ ruminal	☆	☆				
Grasa y pedacera	☆	☆	☆			
Cuernos, pezuñas y otros no comestibles			☆	☆		
Organos decomisados					☆	☆
Animales muertos					☆	☆

(COFEPRIS, 2007)

1.6 TRATAMIENTO CONVENCIONAL Y/O ANÁLISIS DE AGUA

1.6.1 PRINCIPALES TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA AGUAS

El agua contienen compuestos inocuos, deseables o contaminantes y aunque se busque medir en el laboratorio solo los deseables o solo los contaminantes, la separación de los mismos es compleja. De hecho, una muestra de agua contiene, aparte de lo que se desea conocer, todo aquello que pudo disolver, arrastrar, suspender o emulsionar en su trayecto. Por ello, la selección adecuada del método de análisis es un proceso delicado y se debe tomar en cuenta la precisión (exactitud de un valor obtenido), la sensibilidad (cuál es el límite de detección) y las posibles interferencias (compuestos que reaccionan bajo las condiciones de la técnica analítica empleada y que incrementan o disminuyen su valor). Al conjunto de compuestos presentes en el agua (aun cuando no se le conozca) se le denomina matriz y puede interferir,

positiva o negativamente, sobre las concentraciones de los contaminantes buscados (Rigola, 1999).

Los enfoques adoptados para medir los compuestos en el agua pueden ser tres:

- Medir los contaminantes por medio de la evaluación de sus efectos.
- Medir, en forma global, un grupo o familia química de compuestos que se comportan en forma similar frente a una serie de reacciones químicas y entre los que se encuentran los contaminantes buscados.
- Proceder a la identificación

El método que se emplea para determinar un compuesto se llama técnica analítica y puede ser:

- ✓ Volumétrica.
- ✓ Colorimétrica.
- ✓ Espectrofotométrica.
- ✓ Electroquímica o cromatográfica.

Volumétricos

Estos métodos son también conocidos como “por titulación”. Consisten en la preparación de soluciones con reactivos denominados primarios, los cuales tienen alta confiabilidad para ser medidos por volumetría y evaluar, en forma cuantitativa, los contaminantes buscados. Los reactivos primarios no son higroscópicos y reaccionan con ciertos compuestos en proporción definida, por lo que hacen posible la aplicación de cálculos estequiométricos. Por su sencillez, son ampliamente empleados, ejemplo de éstas son:

- ❖ Acidez
- ❖ Alcalinidad
- ❖ Cloruros
- ❖ Punto final de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

- ❖ Dureza
- ❖ Oxígeno disuelto

Colorimétricos

Consisten en hacer reaccionar al compuesto que se va a analizar para formar una solución con color (en el espectro visible o ultravioleta) de la solución resultante. La concentración es determinada al preparar soluciones con concentraciones conocidas del compuesto buscado a los que se mide su absorbancia, datos con los que se elabora una curva de calibración. El registro de la pérdida de luz se efectúa con el empleo de espectrofotómetros.

1.6.2 EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN LAS AGUAS RESIDUALES

Los principales parámetros que se le evalúan a una agua residual, dependen del tipo de fuente de la que proviene (Hogar, industrial, comercios, etc), así como de los que se tiene el interés cuantificar para darle un tratamiento posterior.

1.6.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICA

Entre las propiedades físicas se encuentran:

a. Color

Es la capacidad de absorber ciertas radiaciones del espectro visible. No se puede atribuir a ningún constituyente en exclusiva, aunque ciertos colores en aguas naturales son indicativos de la presencia de ciertos contaminantes (Rigola, 1999).

El color verdadero se define como el que se produce por una o más sustancias disueltas y se aplica para agua potable y agua residual.

b. Color aparente

El color aparente está dado por sólidos en suspensión más el color verdadero de la muestra. La presencia de color en las aguas residuales es debida principalmente a la existencia de materia orgánica proveniente de los suelos vegetales, como es el caso de los ácidos húmicos que proporcionan un color amarillento; el hierro que aporta colores rojizos y el manganeso que le proporciona tonalidades negras. El método que se utiliza con mayor frecuencia para evaluarlo es el de la escala Pt-Co (platino-cobalto) y se expresa en unidades Hazen o

simplemente Pt. Para este método se emplea lo que se conoce como disco de Hellige, en su respectivo aparato.

c. Olor

Es un parámetro que proporciona información sobre el estado del agua y puede provocar rechazo por parte del consumidor. Algunos olores indican el aumento de la actividad biológica; otros, pueden originarse por la contaminación industrial, pero que se identifican por la descripción del olor que presenta al ser analizadas como lo muestra la tabla 4.

Tabla 4 Principales compuestos que causan mal olor en el agua residual y lodos

COMPUESTO	FÓRMULA CONDENSADA	DESCRIPCIÓN DEL OLOR
Ácido sulfhídrico	H ₂ S	Huevos podridos
Acetaldehído	CH ₃ CHO	Fuerte
Alil mercaptano	CH ₂ =CH-CH ₂ -SH	Fuerte a ajo y café
Amil mercaptano	CH ₃ (CH ₂) ₄ -SH	Desagradable, putrefacto
Aminas	CH ₃ NH ₂ , (CH ₃) ₃ N	Pescado
Amoniaco	NH ₃	Amoniaco
Bencil mercaptano	C ₆ H ₆ CH ₂ -SH	Desagradable y putrefacto
Diamidas	NH ₂ (CH ₂) ₄ NH ₂	Pescado descompuesto
Escatol	C ₈ H ₅ NHCH ₃	Fecal
Indol	C ₆ H ₄ C ₂ H ₄ NH	Fecal, nauseabundo
Sulfuros orgánicos	(CH ₃) ₂ ,CH ₃ SSCH ₃	Basura podrida
Tiocresol	C ₆ H ₃ OHCH ₃ S	Rancio
Tiofenol	C ₆ H ₄ OHS	Putrefacto

(Jiménez, 2001)

Un olor se describe mediante las siguientes características:

- ♣ Carácter: con lo que se asocia un sujeto.
- ♣ Detectabilidad: a que dilución con aire puro ya no es perceptible.
- ♣ Apeatabilidad: que tan desagradable es.
- ♣ Intensidad: que tan fuerte se percibe.

El olor es evaluado por las mismas personas que llevan a cabo la experimentación, por lo que los resultados son subjetivos.

d. Sabor

Al igual que el olor, se origina por la presencia de minerales (metales y sales del suelo) o por productos finales de las reacciones biológicas. Los compuestos inorgánicos, generalmente producen sabor, pero no olor, en cambio, los orgánicos producen ambos (el petróleo y los sulfuros producto de la descomposición biológica). El sabor es un parámetro del agua potable medido por catadores. Ciertas sales, como el bicarbonato de sodio y el cloruro de calcio, deben existir en el agua en concentraciones similares a las de la saliva para que el agua no parezca insípida.

El sabor y el olor del agua son determinaciones organolépticas, para las cuales no existen instrumentos de medición y registro (Jiménez, 2001).

e. Temperatura

Este parámetro influye en las tasas de crecimiento biológico, las reacciones químicas, la solubilidad de los contaminantes o compuestos requeridos (sólidos, gases o líquidos) y en el desarrollo de la vida. La temperatura no tiene efectos sobre la salud, no obstante, una mayor temperatura favorece el desarrollo de microorganismos e incrementa los problemas de sabor, olor, color y corrosión.

Es importante recordar que un líquido a mayor temperatura, mayor solubilidad de sólidos, pero menor a la de un gas, este es el motivo por el cual la contaminación térmica acaba con la vida aerobia de un cuerpo de agua, al eliminar el oxígeno disuelto del líquido, la temperatura

de un agua residual por lo general es mayor a la potable, ya que en esta se vierten aguas resultantes de las actividades del hogar o de la industria (Jiménez, 001).

f. Turbiedad

La turbiedad es el parámetro que mide que tanto es absorbida o dispersada la luz por la materia suspendida (sedimentable y coloidal) del agua. La turbiedad no es un análisis cuantitativo de los sólidos suspendidos (Jiménez, 2001).

La turbiedad ocasionada por materia coloidal puede ser el resultado de la presencia de detergentes en el agua, jabones o emulsificadores. El impacto que esto genera es estético, además de que forma un área de adsorción. Los coloides asociados con la turbiedad producen olor, sabor y posible daño a la salud.

La medición de la conductividad en laboratorio es relativamente exacta, pero otros medios de determinación menos precisos encuentran numerosas aplicaciones, como son el marcaje del agotamiento de resinas de intercambio iónico y la determinación rápida de cambios significativos en el contenido inorgánico de las aguas potables y residuales (APHA y AWWA, 1985).

1.6.4 COMPOSICIÓN QUÍMICA

a. pH

Es una medida de la concentración de iones de hidrogeno, y es una medida de la naturaleza ácida o alcalina de la solución acuosa que puede afectar los usos específicos del agua. La mayoría de las aguas residuales puede corregirse por neutralización. Esta medición se lleva a cabo empleando un potenciómetro calibrado (APHA, AWWA, 1985).

b. Conductividad eléctrica

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. Las soluciones de la mayoría de los ácidos, bases y sales presentan coeficientes de conductividad relativamente adecuados. A la inversa, las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad muy escasa o nula (APHA, AWWA, 1985).

Se prefiere el término conductividad, y por lo general se expresa en micromhos por centímetro ($\mu\text{mhos/cm}$). En el Sistema Internacional de Unidades (SIU), el recíproco del ohmio es el siemens (S) y la conductividad se expresa en milisiemens por metro (mS/m); $1\text{mS/m} = 10$ [$\mu\text{mhos/cm}$. Para expresar resultados en unidades SIU, divídanse [$\mu\text{mhos/cm}$ por 10 (APHA, AWWA, 1985).

c. Alcalinidad

Es la capacidad del agua para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. Corresponde, principalmente, a los hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de los iones Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ y NH_4^+ , los más comunes son los de calcio y los de magnesio. La alcalinidad, por exceso de concentración de metales alcalinotérreos, tiene importancia para la determinación de la aceptabilidad de agua para irrigación, ya que tienen efectos negativos en los cultivos (APHA, AWWA, 1985).

d. Dureza

Representa la concentración de cationes metálicos multivalentes presentes en el agua. Se clasifica en dureza carbonatada (temporal) y no carbonatada ó permanente (APHA, AWWA, 1985).

e. Oxígeno Disuelto (OD)

La concentración de oxígeno disuelto es un parámetro importante para evaluar la calidad del agua. Sirve como indicador del efecto producido por los contaminantes oxidables, de la aptitud del agua para mantener los peces vivos u otros organismos aerobios y de la capacidad auto depuradora de un cuerpo receptor. En el agua, el oxígeno disuelto afecta, principalmente, las reacciones en las que participan el hierro, el manganeso, el cobre, nitrógeno y azufre (APHA, AWWA, 1985).

En aguas residuales, la ausencia de oxígeno genera olores desagradables debido a la descomposición anaerobia de la materia orgánica; en cambio, en el agua de abastecimiento, el exceso de oxígeno provoca corrosión.

f. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

De acuerdo a la definición de la American Public Health Association, la Demanda Bioquímica de Oxígeno es: “El oxígeno expresado en ppm requerido durante la estabilización de la materia orgánica capaz de descomponerse por acción bacteriana aeróbica”.

Es la medida de la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para degradar la materia orgánica en el agua en 5 días a 20 °C. Para asegurar que pueda medirse el consumo de OD, se estipula que la prueba será válida si durante los cinco días de incubación hay una absorción mínima de OD de 2 mg/L. Como el agua a 20 °C sólo tiene alrededor de 9 mg/L, casi siempre es necesario hacer diluciones de las muestras para las determinaciones de DBO. La dilución se lleva a cabo con agua suplementada con todos los minerales inorgánicos para el crecimiento microbiano y regulada a un valor fisiológico de pH. Se suministra oxígeno saturando el agua de dilución con aire. Los microorganismos se incorporan inoculando el agua de dilución con el contaminante apropiado (aguas residuales) [APHA, AWWA, 1985].

g. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es una medida de la concentración de las sustancias que en el agua puede ser atacada por un oxidante fuerte en altas temperaturas. Esta prueba está basada en la oxidación en condiciones químicas severas en donde el oxidante utilizado (ion dicromato $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$), para oxidar la materia orgánica en la muestra, se expresa como equivalente de oxígeno (APHA, AWWA, 1985).

h. Grasas y aceites

La grasa animal y los aceites son ésteres compuestos de alcohol o glicerol y ácidos grasos. Las grasas son los compuestos orgánicos más estables y se descomponen más fácilmente por la acción de las bacterias. Sin embargo, los ácidos minerales y el hidróxido de sodio las atacan dando como resultado la formación de glicerina y ácido graso o sus sales alcalinas.

Las grasas y aceites que son arrojadas a las aguas residuales o los efluentes tratados pueden crear películas en la superficie de los depósitos en donde se les confina, lo cual lleva a la degradación de los solventes.

La técnica analítica de grasas y aceites es de tipo global, ya que detecta todas las sustancias solubles en triclorofluoretano (benceno), que es un solvente no polar. Las principales interferencias se deben a compuestos sulfurados y algunos pigmentos como la clorofila.

Si la grasa no se elimina antes de la descarga del agua residual, puede interferir con la vida biológica acuática y crear películas y materiales de flotación imperceptibles (APHA, AWWA, 1985).

1.6.5 PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

Coliformes fecales, *E.coli*, Coliformes totales

Son el componente normal de la flora y fauna del intestino humano o animal, donde se encuentran grandes cantidades, ya que la mayoría no son patógenos. El grupo de Coliformes fecales constituye el 90% de los Coliformes totales de las excretas humanas, incluye el género *Escherichia coli* y algunas de *Klebsiella pneumoniae*. Son microorganismos indicadores ya que su presencia en el agua, es indicativo de contaminación por heces fecales y por lo tanto es posible la existencia de patógenos.

La Norma Mexicana 042 establece un método para la detección y enumeración en agua de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva (*E. coli*) mediante el cultivo en un medio líquido en tubos múltiples y el cálculo de sus números más probables (NMP) en la muestra.

Este método es aplicable para todo tipo de agua, incluyendo aquellos que contienen una cantidad apreciable de materia en suspensión.

La AOAC Internacional y el Manual de Análisis Bacteriológico de la FDA de los Estados Unidos, definen a los Coliformes como colonias de bastoncillos gran-negativos que producen ácido y gas de lactosa durante la fermentación metabólica de la lactosa. Las colonias coliformes que crecen en las placas, producen un ácido que causa el oscurecimiento del gel Bilis Rojo Violeta (BRV), por el indicador de pH. El gas atrapado alrededor de las colonias rojas de coliformes confirma su presencia (Guía 3M, 2010).

1.7 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA CARNICA

Uno de los impactos ambientales mayores provocados por la industria cárnica es el vertido de las aguas residuales con altas cantidades de BDO₅ sin un tratamiento previo, no sólo por el impacto ambiental que esta práctica genera, sino por el impacto a la salud pública generada por esta contaminación. Diversos estudios han demostrado que si para el riego de verduras se

emplean aguas contaminadas con desechos provenientes de rastros, existe un alto riesgo de transmisión de enfermedades (ej. *E. coli* 0157:H7).

En México, únicamente el 37.2% del total del agua residual vertida por los rastros y mataderos municipales que proveen carne a las localidades con más de 50,000 habitantes, pasa previamente por un tanque de tratamiento, el resto se desecha directamente al drenaje, canales, arroyos, vía pública o fosas, sin las medidas precautorias requeridas (COFEPRIS, 2006).

1.7.1 TRATAMIENTO PRIMARIO DE AGUAS RESIDUALES.

☞ Tratamiento primario

La eliminación de los productos grasos es una etapa común en el tratamiento de las aguas residuales de los mataderos, con trampas de grasa en algunas situaciones que tienen una parte integral del sistema de drenaje de las áreas de procesado. Cuando la opción que se toma tiene un simple punto de eliminación, esto se puede cumplir de una de las dos formas: mediante la utilización de un tanque con deflectores, o mediante flotación con aire disuelto (DAF). Una típica trampa de grasa tiene un periodo mínimo de retención de alrededor de 30 minutos, pero el periodo necesario no debe ser superior a 1 hora (Eldridge, 1942). Dentro del tanque, la coagulación de las grasas se provoca por enfriamiento, seguido de una separación del material sólido en las cámaras con deflectores a través de una flotación natural del material menos denso, que entonces se elimina por espumación.

En el proceso de flotación (DAF), parte del agua tratada se recicla desde un punto aguas abajo del DAF. El caudal reciclado se retiene en un tanque de presión durante unos pocos minutos para que tenga lugar el mezclado y saturación de aire. Entonces la corriente reciclada se añade a la unidad de flotación DAF donde se mezcla con el agua no tratada que entra. A medida que la presión cae, el aire sale de la solución, formando burbujas finas. Las burbujas finas atacan los glóbulos de grasa y aceite, causando que aumente su superficie donde se recogen como una capa superficial.

EL proceso de flotación depende de la liberación de aire suficiente desde el fluido presurizado cuando la presión se reduce a la atmósfera. La naturaleza de la liberación también es importante, porque las burbujas deben ser de dimensiones razonablemente constantes (no mayores a 130 micrones), y en número suficiente para proporcionar un manto de cobertura en el tanque de retención. En la práctica, el tamaño de burbuja y la

cubierta uniforme da la apariencia de agua blanca. El rendimiento del proceso depende del tamaño de burbuja, de la concentración de grasas y productos grasos que se van a separar, de su peso específico, de la cantidad de gas presurizado y de la geometría del tanque de reacción.

La Figura 1 se muestra una unidad típica de flotación DAF. La unidad DAF también se puede utilizar para eliminar los sólidos después del cribado, y en este caso usualmente incorpora una dosificación de agentes químicos para provocar la coagulación y floculación de los sólidos. Cuando se utiliza con esta finalidad, la unidad de flotación DAF elimina la necesidad de un tanque de sedimentación separado (Wang, 2008).

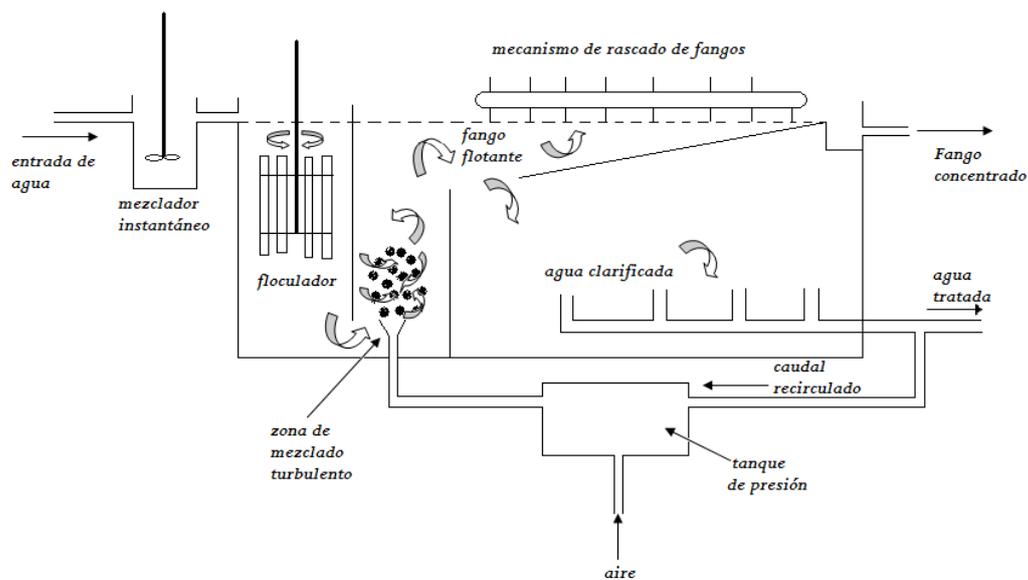


Figura 1 Unidad de flotación DAF (Wang, 2008)

La flotación con aire disuelto ha llegado a ser una operación unitaria bien establecida en el tratamiento de residuos de mataderos, fundamentalmente porque es efectiva en la eliminación de grasas de la corriente acuosa con un corto tiempo de retención (20–30 minutos), evitando de este modo el desarrollo de acides (Dart, 1974). Desde los años 1970, la flotación DAF ha sido ampliamente utilizada en el tratamiento de residuos de mataderos y del procesado de carnes. Algunos textos antiguos mencionan la posibilidad de recuperación de grasas y proteínas utilizando una separación por flotación DAF. Sin embargo, se ha mencionado que dichos sistemas tienen considerables problemas de operación, incluyendo largos tiempos de retención y bajas velocidades superficiales de rebosamiento, que conducen

a la sedimentación de los sólidos, a grandes volúmenes de fangos putrefactos y espesos con difíciles propiedades de eliminación de agua y sensibilidad a variación de flujo (Johns, 1995).

Las unidades DAF todavía se usan ampliamente en la industria, pero ahora fundamentalmente como una opción de tratamiento más que para la recuperación de productos. La efectividad de estas unidades depende de cierto número de factores y de su posición dentro de las series de operaciones. El rendimiento del proceso para la eliminación de grasa se puede reducir si la temperatura del agua es demasiado caliente ($>100^{\circ}\text{F}$ o 38°C); el aumento en la recuperación de grasa mediante la reducción de la temperatura del agua residual desde 104 a 86°F (de 40 a 30°C) se estima en un 50% (Meat and Livestock Australia, 2002). La reducción de la temperatura se puede conseguir mediante la segregación del agua residual o por el mantenimiento de la corriente de agua residual en un tanque tamponado o con equilibrado del flujo. La unidad DAF operada eficientemente de esta forma puede eliminar el $15\text{--}30\%$ de la DQO/DBO, el $30\text{--}60\%$ de los SS, y el $60\text{--}90\%$ del aceite y productos grasos sin adición de productos químicos. Sin embargo, los costes anuales de operación para un tratamiento DAF permanecen altos, indicando que la situación no se ha visto alterada significativamente desde que se concluyó de un estudio llevado a cabo en más de 200 plantas de envasado de carne en los Estados Unidos que la flotación con aire fue el tratamiento más eficiente en términos de dólares por peso de DBO eliminada (Camin, 1970).

El tratamiento con productos químicos puede mejorar el rendimiento de eliminación de la contaminación de una unidad DAF, y típicamente se utiliza cloruro férrico para precipitar las proteínas y los polímeros utilizados para ayudar en la coagulación. También se ha publicado que el ajuste del pH utilizando ácido sulfúrico se puede utilizar en algunos mataderos para ayudar en la precipitación de proteínas (Masse, 2000). También se puede incrementar la eliminación de grasas cuando la unidad DAF opera a un pH de $4\text{--}4.5$ sin adición de productos químicos. Sin embargo, dicho proceso podría necesitar una adición sustancial de ácido (Travers, 1985).

Un caso estudiado en un matadero describe la utilización de una planta DAF para tratar el agua residual que previamente se criba a 0.5mm (aproximadamente $1/50$ pulgadas) y bombeada a un tanque agitado de equilibrado con cinco veces de capacidad volumétrica del caudal horario de la unidad DAF (Hans, 2002). El agua residual, incluyendo los retornos de agua de presas, se acondiciona químicamente con hierro (III) para la coagulación de la sangre, y se neutraliza a pH 6.5 con cal sódica para producir un floculo de hidróxido de hierro, que entonces se estabiliza mediante la adición de polímeros. Este método asegura una eliminación promedio del 80% de

la DQO, entre el 40 y 60% de reducción del nitrógeno total, un fango de flotación con un 7% de sólido seco con un volumen del 2.5% del flujo de agua residual. Del fango de flotación se puede eliminar agua con otras fracciones de residuos tales como los lodos del lavado de vehículos y las cerdas de la matanza de cerdos que dan una fracción con aproximadamente un 33% de sólidos secos.

Se debe tener presente que aunque el tratamiento con productos químicos se puede utilizar con éxito para reducir la carga contaminante, especialmente el material proteico soluble, da como resultado cantidades más grandes de fango fácilmente putrescible. Sin embargo, puede reducir significativamente la carga de nutrientes sobre los procesos biológicos posteriores.

En muchas de las plantas que ya existen se utiliza un tren convencional de operaciones unitarias, en las que los sólidos se eliminan del agua residual utilizando una combinación de cribas y sedimentación. Usualmente, el cribado se lleva a cabo en un tamiz de malla fina (1/8 a ¼ de pulgada de apertura o 0.3–0.6 cm), que puede ser limpiado por vibración, rotativa o mecánicamente. El tamiz se diseña para retener materiales gruesos tales como pelo, carne, estiércol de las tripas, y sólidos flotantes. Se han publicado eliminaciones del 9% de los sólidos suspendidos en una criba de 20 de malla y del 19% de una criba de malla 30 (Nemerow, 1998). La criba más gruesa de malla 20 da menores problemas de obstrucción, pero incluso esta criba se debe suministrar con algún tipo de mecanismo de limpieza. En la práctica, las cribas limpiadas mecánicamente utilizando un tipo de cepillo son las que dan los mejores resultados. Los sólidos sedimentables más finos se eliminan en un tanque de sedimentación, que puede ser tanto del tipo rectangular como circular. El tamaño y diseño de los tanques de sedimentación varía ampliamente, pero los tanques Imhoff con retenciones de 1-3 horas se han utilizado en el pasado en los Estados Unidos y se ha publicado que eliminan aproximadamente el 65% de los sólidos en suspensión y el 35% de la DBO (Dart, 1974). La utilización de un tanque profundo puede conducir a altas pérdidas de carga, o a la necesidad de trabajos de excavación para evitar estos. Por esta razón, para las instalaciones nuevas se prefieren los tanques de sedimentación de flujo longitudinal y radial.

Los criterios usuales de diseño para ellos, cuando están tratando aguas residuales de mataderos, es que la velocidad de carga superficial no debería exceder de 1 gal/ft² día (41 m³/m² día).

Como se ha discutido más arriba, la naturaleza de las operaciones dentro de un matadero significa que las características varían considerablemente a través del curso de un día de

trabajo o de un turno. Por consiguiente, usualmente es necesario incluir un tanque de equilibrado para hacer un uso eficiente de cualquier planta de tratamiento y evitar problemas operacionales. El tanque de equilibrado debería ser lo suficientemente grande para compensar el caudal de agua residual por encima de un periodo de 24 horas. Por consiguiente, para ser capaces de diseñar los tanques de equilibrado más pequeños y más económicos se requiere de un completo conocimiento de las variaciones de caudal y de la concentración a lo largo del día. Sin embargo, esta información a menudo no está disponible y en este caso es usual proveer un tanque de equilibrado con una capacidad de aproximadamente dos-tres veces el caudal diario (Wang, 2008).

1.7.2 TRATAMIENTO SECUNDARIO DE AGUAS RESIDUALES.

El tratamiento secundario se propone reducir la DBO del agua residual mediante la eliminación de la materia orgánica que permanece después del tratamiento primario. Esta materia esta fundamentalmente en forma soluble. El tratamiento secundario puede utilizar procesos unitarios físicos y químicos, pero para el tratamiento de residuos cárnicos usualmente se es partidario del tratamiento biológico (Peavy, 1986).

FISICOQUÍMICO

El tratamiento químico de los residuos de las plantas cárnicas no es una práctica común debido a los altos costos de los productos químicos implicados y a las dificultades en la eliminación de los grandes volúmenes de fangos producidos. Sin embargo, existen ejemplos en los que se ha utilizado con éxito. Se publicaron sobre un centro de tratamiento que utilizaba FeCl_3 para reducir la DBO desde 1448 a 188 mg/L (reducción del 87%) y los sólidos en suspensión desde 2975 a 167 mg/L (reducción del 94%) (Nemerow, 1998). Utilizando cloro y alumbre en cantidades suficientes también podrían reducir significativamente la DBO y el color de los residuos. Con este método la DBO de las aguas residuales en el intervalo de 1500 a 3800 mg/L se puede reducir entre 400 y 600 mg/L. Se publicó una reducción del 64% de la DBO utilizando alúmina férrica como coagulante con una velocidad de dosificación equivalente a 17 mg/L de aluminio (Dart, 1974). El tratamiento químico también se ha utilizado para eliminar fosfatos del agua residual de los mataderos.

La mayoría de los procesos químicos se basan en una etapa de separación física tal como la sedimentación, como se ilustra en la figura 2, o mediante la utilización de una unidad DAF. Utilizando este método acoplado con un equipo de eliminación de agua de los fangos es posible conseguir una buena calidad de efluente y de fangos con un bajo contenido de agua.

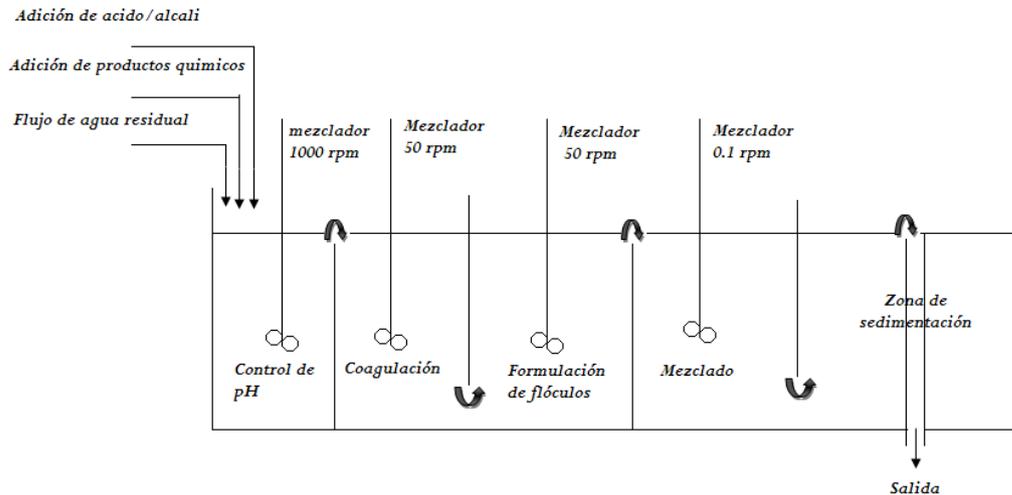


Figura 2 Tratamiento secundario fisicoquímico (Wang, 2008).

Biológico

Usando el tratamiento biológico, se puede conseguir más del 90% de rendimiento en la eliminación de contaminantes de los residuos de mataderos. Los sistemas comúnmente utilizados incluyen lagunas (aeróbicas y anaeróbicas), fangos activados convencionales, aireación ampliada de oxidación, reactores en discontinuo en serie y digestión anaeróbica. Las aguas residuales de los mataderos varían considerablemente de concentración dependiendo de cierto número de factores. Sin embargo, para un tipo de animal determinado, esta variación es debida fundamentalmente a la cantidad de agua utilizada dentro del matadero, ya que la carga de contaminación (expresada como DBO) es relativamente constante sobre la base del peso vivo sacrificado. Por consiguiente, cuanto más económico sea un matadero en su uso de agua, más concentrado será el efluente, y viceversa. La concentración de la materia orgánica degradable en el agua residual es una consideración importante en la elección del sistema de tratamiento. Para eliminar la DBO utilizando un proceso biológico implica el suministro de oxígeno (usualmente como componente del aire) en proporción a la cantidad de DBO que se tiene que eliminar, encareciendo el proceso a medida que aumenta la DBO. Por otra parte, el proceso anaeróbico no requiere oxígeno para eliminar la DBO ya que la fracción biodegradable se fermenta y luego se transforma en productos finales gaseosos en forma de dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4) (Wang, 2008).

ANAERÓBICO

La digestión anaeróbica es un método popular de tratar los efluentes de la industria cárnica. Los procesos anaeróbicos operan en ausencia de oxígeno y los productos finales son mezclas de metano y dióxido de carbono y un fango estabilizado. La digestión anaeróbica de los materiales orgánicos a metano y dióxido de carbono es un proceso biológico y químico complicado que implica tres etapas ilustradas en la figura 3: hidrólisis, acetogénesis y finalmente metanogénesis. Durante la primera etapa, se hidrolizan compuestos complejos a intermedios de cadena más pequeña. En la segunda etapa las bacterias acetogénicas convierten estos intermedios en ácidos orgánicos y últimamente a metano y dióxido de carbono vía la fase metanogénica (Wang, 2008).

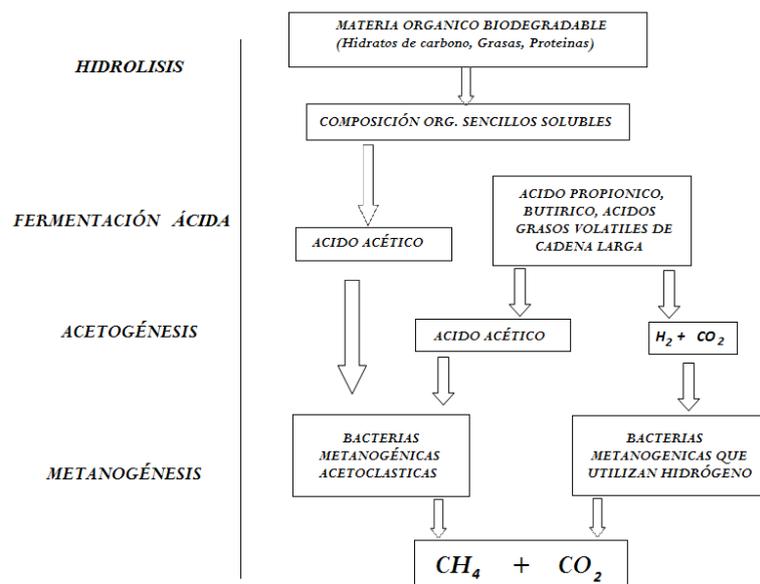


Figura 3 Tratamiento anaeróbico (Wang, 2008).

En los estados unidos, los sistemas anaeróbicos con la utilización de lagunas simples es un método poco común de tratamiento de las aguas residuales de mataderos. Estas no son particularmente adecuadas para la utilización en regiones altamente pobladas del oeste de Europa debido al área de tierra requerida y también debido a las dificultades de controlar los olores en las áreas urbanas donde usualmente están localizados los mataderos. Sin embargo, el amplio uso de las lagunas anaeróbicas demuestra la docilidad de las aguas residuales de los mataderos a la estabilización anaeróbica con reducciones significativas de DBO a un mínimo coste.

La laguna anaeróbica consiste de una excavación en el suelo, dando una profundidad de agua entre 10 y 17pies (3-5m), con un tiempo de retención de 5–15 días. Una práctica común es

proporcionar dos estanques en serie o en paralelo y a veces unirlos a un tercer estanque aeróbico. El estanque no tiene instalado ningún equipo mecánico y no se mezcla excepto por algún mezclado natural ocasionando por la generación interna de gas y por agitación superficial; esta última se minimiza en lo posible para evitar la formación de olor y reaireación. El agua residual entra cerca del fondo del estanque y sale cerca de la superficie para minimizar la posibilidad de cortocircuito. Los estanques anaeróbicos pueden provocar una alternativa económica para la purificación. La reducción de la DBO varían ampliamente, aunque en algunos casos se han publicado rendimientos excelentes, con reducciones de hasta el 97% en la DBO, hasta el 95% en los SS y hasta el 96% en la DQO de los valores de entrada (Johns, 1995; USEPA, 1974; USEPA, 1975). La tabla 5 resume algunos de los datos sobre el rendimiento de las lagunas anaeróbicas para el tratamiento de residuos de mataderos.

Tabla 5 Caudal de carga

Caudal de carga [lb/10 ³ gal día (Kg DBO/m ³ día)]	Tiempo de retención (días)	Profundidad [pies (m)]	Eliminación de DBO (%)
---	16	6.9 (2.1)	80
1.1 (0.13)	7 – 8	15.1 (4.6)	60
1.6 (0.19)	5	14.1 (4.3)	80
1.7 (0.20)	---	10.5 (3.2)	86
3.4 (0.41)	3.5	15.1 (4.6)	87
1.8 (0.21)	1.2	15.1 (4.6)	58
1.3 (0.15)	11	8.9 (2.7)	92
1.3 (0.16)	---	15.1 (4.6)	65

(Wang, 2008)

Las lagunas anaeróbicas no están exentas de posibles problemas, relacionados con sus emisiones tanto gaseosas como acuosas. Como resultado de la ruptura del agua residual, se produce tanto metano como dióxido de carbono. Estos escapan a la atmósfera, contribuyendo de este modo a las emisiones de gases de efecto invernadero, siendo el metano 25 veces más potente que el dióxido de carbono a este respecto. Las emisiones gaseosas también incluyen gases olorosos, sulfuro de hidrógeno y amoníaco. Generalmente, las lagunas operan con una capa de productos grasos y una capa de suciedad en la superficie, que restringe la

transferencia de oxígeno a través de la superficie del líquido, reteniendo algo de calor, y ayudando a prevenir la emisión de olor. Sin embargo, la dependencia de esto se debería evitar en lo posible en cualquier parte, puesto que es un medio seguro de prevenir problemas ya que la capa de aceite y de productos grasos se puede romper fácilmente, por ejemplo, bajo condiciones de flujo de agua en tormentas. Los problemas de olor debidos a los estanques anaeróbicos tienen una larga historia; incluso en los años de 1960 cuando la conciencia medioambiental era más baja y las tolerancias públicas de los umbrales a la contaminación eran más altos, se publicó que al menos 9 de cada 10 de las lagunas anaeróbicas de los Estados Unidos daban olores molestos (Steffen, 1973). Una solución más satisfactoria y sólida medioambientalmente es la utilización de cubiertas de membrana que eviten la liberación de olores, mientras que al mismo tiempo permitan la recolección de biogás que se puede utilizar como fuente de combustible dentro del matadero. Esta clase de innovación mueve la laguna a una etapa más próxima a algo que se puede reconocer como un sistema de tratamiento hecho a propósito, y proporciona la oportunidad de reducir el tamaño de la planta y mejora el rendimiento.

Además, la utilización de reactores anaeróbicos fabricados para el tratamiento de aguas residuales de mataderos está bien establecida. Para trabajar de un modo eficiente estos reactores se diseñan para operar tanto a temperaturas mesófilas (alrededor de 95°F o 35°C) como termófilas (alrededor de 130°F o 55°C). La utilidad de utilizar la digestión anaeróbica para el tratamiento de aguas residuales de mataderos se estableció en los años 1930. En el Matadero de Leeds en el reino unido se realizó un proceso de contacto aeróbico, la planta operaba con un tiempo de retención de 24 horas con una carga de 29.3kg DBO/10³ gal (3.5kg DBO/m³) y mostró una reducción del 88–93% de la DBO, dando una concentración final en el efluente de alrededor de 220mg/L. Se llevaron a cabo ensayos utilizando un proceso de contacto anaeróbico de 106pie³ (3m³) con una carga de 21.7lb DBO/10³ gal día (2.6kg DBO/m³ día), con un rendimiento de eliminación del 80% (Black, 1974). Una evaluación económica del proceso mostró ahorros en las cargas del efluente eliminado. Se registró una reducción de la DBO del 95% para una corriente de entrada de DBO de 2000mg/L. Sin embargo, la producción de gas fue solo la suficiente como para mantener la temperatura del digester a 91°F (33 °C).

Los filtros anaeróbicos también se han aplicado en el tratamiento de aguas residuales de mataderos. A diferencia de los filtros aeróbicos convencionales, los filtros anaeróbicos operan con el medio de soporte sumergido en un modo de flujo ascendente de operación. Debido a que los filtros anaeróbicos contienen un medio de soporte, existe una posibilidad de que

espacios intersticiales dentro del medio lleguen a bloquearse, y es esencial un pretratamiento efectivo para eliminar los sólidos en suspensión así como los aceites, grasas y productos grasos solidificables.

Se han hecho estudios sobre la utilización de un filtro anaeróbico para tratar el agua residual de los mataderos, y se encontraron problemas con los productos grasos en el periodo de puesta en marcha. El problema se solucionó introduciendo una flotación con aire como pretratamiento de eliminación de los productos grasos. El filtro mostro una eliminación entre el 62 y 93% de la DQO en un periodo de prueba de 22 semanas, pero se concluyó que el proceso requería una estrecha supervisión y se hizo hincapié de la necesidad de un buen pretratamiento (Andersen, 1985).

El tercer tipo de sistema anaeróbico de alta velocidad que se puede aplicar a las aguas residuales de mataderos es el reactor anaeróbico de capa de fango con flujo ascendente. Este es básicamente un reactor de lecho expandido en el que el lecho está compuesto de microorganismos, incluyendo metanógenos, que han formado gránulos densos. Los mecanismos por los que estos gránulos se forman todavía están poco comprendidos, pero son intrínsecos a la propia operación. La corriente de agua residual a la entrada fluye hacia arriba a través de una capa de fango de estos gránulos, que permanecen dentro del reactor ya que su velocidad de sedimentación es mayor que la velocidad de flujo ascendente del agua residual. Por consiguiente, el reactor exhibe un alto tiempo de retención de fangos, una alta densidad de biomasa por unidad de reactor, y puede operar con un corto tiempo de retención hidráulico.

Los reactores UASB superan las limitaciones de las plantas de contacto anaeróbico y de los filtros anaeróbicos, pero su aplicación a las aguas residuales de mataderos parece limitada a reactores a escala laboratorio y piloto. La razón de esto son las dificultades en el intento de formar gránulos estables cuando se tratan aguas residuales de mataderos, y esto puede ser debido a las altas concentraciones de grasas (Rajeshwari, 2000).

TRATAMIENTO AERÓBICO

El tratamiento biológico aeróbico para el tratamiento de residuos biodegradables ha sido establecido desde hace más de cien años y esta aceptado como productor de efluentes de buena calidad, reduciendo de forma fiable la DBO de las corrientes de entradas en un 95% o más. Los procesos aeróbicos se pueden dividir aproximadamente en dos tipos básicos: aquellos que mantienen la biomasa en suspensión (fangos activados y sus variantes), y

aquellos que retienen la biomasa sobre un medio de soporte (filtros biológicos y sus variantes). Es indudable que cualquier tipo básico es adecuado para el tratamiento del agua residual de los mataderos. Existen trabajos documentados en donde los procesos aeróbicos se comparan con los anaeróbicos. En la selección de un proceso aeróbico es necesario tener en cuenta cierto número de factores. Estos incluyen la disponibilidad del área de suelo, la carga de agua disponible, las conocidas dificultades asociadas con ciertos tipos de aguas residuales (tales como la formación de espuma estable y en gran cantidad), el rendimiento energético, y el exceso de producción de biomasa. Es importante darse cuenta que los costes energéticos del tratamiento biológico aeróbico convencional pueden ser considerables debido a la necesidad de suministrar aire al proceso. Por consiguiente, es usual tratar solamente lo necesario, ya que un tratamiento más alto de lo normal incurrirá en costos adicionales (Dart, 1974; Kaul, 1986).

Los procesos biológicos más comunes que se utilizan en el tratamiento de los residuos de la industria cárnica son la filtración aeróbica, las plantas de fangos activados, los estanques de estabilización de residuos y las lagunas aireadas.

a. ESTANQUES DE ESTABILIZACIÓN DE RESIDUOS

Un estanque de estabilización de residuos (EER) es el método más simple de tratamiento biológico aeróbico y se puede considerar como el causante del proceso natural que tiene lugar en un río en un tiempo y espacio más limitados. A menudo se utilizan en países donde la abundancia de tierra disponible y las condiciones meteorológicas son favorables. En los estados unidos se utilizan lagunas de estabilización de residuos con profundidades de entre 1.5 y 9 pies. Ha sido publicada una carga típica de DBO de 20-30 lb DBO/día con un tiempo de retención típico de 30 a 120 días. Dichos estanques a menudo se utilizan en serie y pueden incorporar un estanque anaeróbico como primera etapa, seguido de un estanque facultativo y estanques de maduración. Con la utilización de retenciones totales altas y cargas globales de DBO bajas se puede conseguir un efluente de buena calidad (Dart, 1974). Como un sistema independiente el estanque facultativo se puede esperar que de una reducción del nitrógeno total. Cuando se acopla con estanques de maduración se puede conseguir una reducción de la DBO/DQO de más del 40-70% fundamentalmente como resultado de la sedimentación y ruptura de la biomasa generada en el estanque facultativo. Esto da lugar a una reducción global de los sólidos en suspensión de hasta el 80% (Meat and Livestock Australia (MLA), 2002).

Tanto en los estanques facultativos como de maduración el oxígeno necesario para el crecimiento de los organismos aerobios es proporcionado parcialmente por la transferencia a través de la interfase aire/agua y parcialmente por las algas como resultado de la fotosíntesis. Esto conduce a un coste de operación muy bajo ya que no hay necesidad de una aireación inducida mecánicamente. Las condiciones de los estanques de estabilización de residuos no se controlan fácilmente debido a la falta de mezclado, y a que el material orgánico puede sedimentar cerca de la entrada del estanque causando condiciones anaeróbicas y olores desagradables, especialmente cuando se trata de residuos de la industria cárnica que contienen productos y materiales grasos. Por consiguiente, es común encontrar que el estanque facultativo también se puede ajustar con un aireador de superficie flotante para ayudar en la transferencia de oxígeno y promover el mezclado. Sin embargo, existe un punto cuando la entrada de oxígeno por medios mecánicos excede de la que tiene lugar de modo natural por difusión superficial y por fotosíntesis: en este punto el estanque facultativo se asimila a una laguna aireada. El diseño de un estanque de estabilización de residuos depende de cierto número de factores climáticos (Mara, 1998; USEPA, 1983).

b. FILTROS BIOLÓGICOS

Los filtros biológicos, ilustrado en al figura 4, también se pueden utilizar en el tratamiento de residuos de industria cárnica. En este proceso los microorganismos aerobios crecen como un limo o película que se sostiene sobre la superficie del medio filtrante. El agua residual se aplica a la superficie y gotea hacia abajo mientras que el aire percola hacia arriba a través del medio y suministra el oxígeno necesario para la purificación.

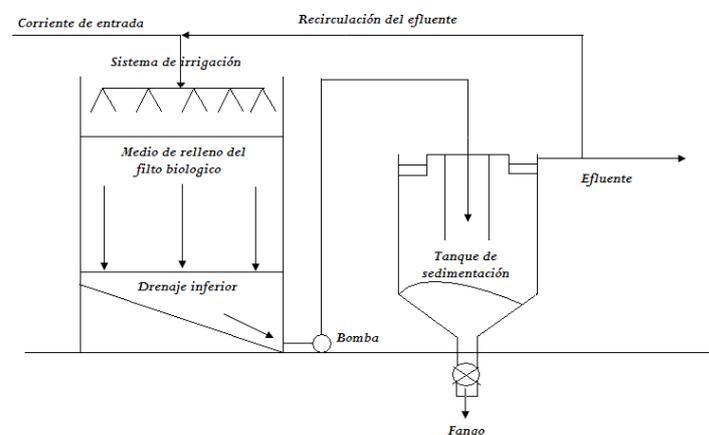


Figura 4 Filtros biológicos (Wang, 2008)

El agua tratada junto con la película microbiana que se desprende del medio de soporte se recoge en un sumidero en la parte inferior y pasa a un tanque de sedimentación secundario donde se separan los sólidos biológicos. Los filtros de goteo necesitan de un tratamiento primario para eliminar los sólidos sedimentables como el aceite y productos grasos para reducir la carga orgánica y evitar el bloqueo del sistema. Las rocas y la escoria de los hornos de soplado se han utilizado tradicionalmente como medios filtrantes para filtros de goteo de caudal bajo e intermedio, mientras que los filtros con altos caudales tienden a utilizar medios de plástico fabricados especialmente, tanto como un relleno suelto como un módulo corrugado prefabricado. La ventaja de los filtros de goteo es su bajo requerimiento energético, pero la desventaja es la baja carga comparada con el fango activado, haciendo más grande la planta con el consiguiente coste de capital más alto. Las velocidades de carga hidráulica se hallan en el intervalo de 0.02-0.06 gal/pie² día para filtros de caudal bajo a 0.8-3.2 gal/pie² día para filtros de caudal alto. Los caudales de carga orgánica están en el intervalo de 5-25 lb DBO/10³ pie² día a 100-500 lb DBO/10³ pie² día. El rendimiento global de eliminación de DBO puede ser tan grande como el 95% pero es independiente de la carga aplicada y del modo de operación.

Debido a la relativamente alta concentración de las aguas residuales de los mataderos, los filtros biológicos son la operación más adecuada con recirculación del efluente, que aumenta de un modo efectivo la carga hidráulica superficial sin aumentar la carga orgánica. Esto da un mayor control sobre el espesor de la película microbiana (US Department of Health Education and Welfare (USDHEW), 1958).

c. FILTROS AIREADOS

Estos comprenden un tanque abierto que contiene un medio soporte de una película biológica sumergida, que tanto puede ser estático como en movimiento. El tanque se suministra con aire para satisfacer las necesidades del proceso de biooxidación. Existen cierto número de diseños patentados en el mercado, pero cada uno de ellos trabaja sobre el principio de retención de una alta concentración de biomasa inmovilizada dentro del tanque de reacción aeróbico, minimizando de este modo la necesidad de una sedimentación secundaria y reciclado del fango. Las principales diferencias entre los procesos son el tipo de medio de soporte de la biomasa, el mecanismo de control de la película biológica, y si está o no el medio de soporte fijado o actúa como un lecho expandido o en movimiento. Como ejemplo de la utilización de dichos procesos, un matadero instaló un reactor de película biológica con lecho en movimiento para tratar un flujo de agua residual de 168,000 gal USA/día, con capacidades

de recepción de 280,000gal/día. Las concentraciones medidas de las DBO y DQO solubles de la corriente de entrada fueron de 1,367mg/L y 1,989mg/L, respectivamente. El proceso seleccionado utilizó un pequeño elemento de soporte de polietileno que ocupaba el 50% de los 9357 pies³ de volumen proporcionado por los dos reactores en serie que daban un tiempo de retención hidráulico de 10 horas con flujos promedios de 6 horas en el pico de flujo hidráulico (Bibby, 2002). El efluente del segundo reactor con película biológica de lecho en movimiento se enviaba a una unidad de flotación con aire disuelto, que eliminaba el 70-90% de los sólidos generados. La DBO y DQO solubles promedio del efluente eran de 59mg/L y de 226mg/L, respectivamente (Wang, 2008).

d. FANGOS ACTIVADOS

El proceso de fangos activados ha sido utilizado con éxito en el tratamiento de aguas residuales de la industria cárnica durante muchas décadas. En el proceso de fangos activados las aguas residuales se mezclan con una suspensión de microorganismos aeróbicos (fangos activados) y aireados. Después de la aireación, el licor mezclado pasa a un tanque de sedimentación donde el fango activado sedimenta y es devuelto al interior de la planta para tratar el residuo que entra. El líquido sobrenadante en el tanque de sedimentación se descarga como efluente de la planta. El aire se puede suministrar a la planta de diferentes formas, incluyendo el soplado de aire dentro del licor mezclado a través de difusores; aireación mecánica superficial; tuberías de riego montadas en el suelo. Todos los métodos son satisfactorios siempre que estén diseñados adecuadamente para obtener la concentración necesaria de oxígeno disuelto en el licor mezclado y para mantener el fango en suspensión, para que tenga lugar la nitrificación puede ser necesario mantener concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 2mg/L.

El proceso de fangos activados se puede diseñar para satisfacer cierto número de necesidades, incluyendo el área de tierra disponible, el operador, la disponibilidad de las rutas de eliminación de los fangos y el capital disponible para la construcción.

La primera etapa en el diseño de un sistema de fangos activados es seleccionar el caudal de carga, que usualmente se define como la razón del flujo de entrada de sustrato a la masa de fangos activados; esto comúnmente se refiere como la razón del alimento a microorganismos (A:M). Para una operación convencional el intervalo es de 0.2-0.6; la utilización de valores más altos tiende a producir un fango disperso o no floculado y valores más bajos requieren una entrada adicional de oxígeno debido a las altas velocidades de respiración endógenas. Los

sistemas con ratios A:M por encima de 0.6 veces se mencionan como de alta velocidad, mientras que los que están por debajo de 0.2 se conocen como sistemas de aireación ampliada. El último a pesar de su alta inversión y costes de operación elevados comúnmente se escogen para instalaciones pequeñas debido a su estabilidad, su baja producción de fangos y su fiable nitrificación. Debido a la relación estequiometría entre la razón A:M y el tiempo de residencia medio de las células (TRMC), las plantas de altos caudales tienen un TRMC de menos de 4 días y las plantas de aireación de más de 13 días. Debido a las bajas velocidades de crecimiento de las bacterias nitrificantes, que también están influenciadas notablemente por la temperatura, la oxidación de amoníaco a nitritos (nitrificación) solamente puede tener lugar para razones A:M menores de 0.1. A veces también es útil considerar el caudal de carga de nitrógeno, que para una nitrificación efectiva debería estar en el intervalo de 0.03-0.08 lb N/lb MLSS-día (Kg N/Kg MLSS día).

Las plantas convencionales se pueden utilizar cuando la nitrificación no es crítica, por ejemplo, como un pre tratamiento antes de la descarga a la alcantarilla. Sin embargo, uno de los principales inconvenientes del proceso convencional de fangos activados es su pobre capacidad de amortiguación cuando se tratan cargas de choque. Este problema se puede superar mediante la instalación de un tanque de equilibrado aguas arriba del proceso, o mediante la utilización de un sistema de fangos activados con aireación ampliada. En el proceso de aireación ampliada, la pila de aireación proporciona un tiempo de retención de 24-30 horas con mezcla perfecta de los contenidos del tanque mediante aireación mecánica o por difusión. El gran volumen combinado con una entrada elevada de aire da como resultado un proceso estable que puede aceptar cargas intermitentes, una desventaja más de utilizar un proceso de fangos activados convencional es la generación de una cantidad considerable de fangos excedentes, que usualmente requieren más tratamiento antes de su eliminación. La utilización de fangos activados con aireación ampliada o lagunas de aireación minimiza la producción de sólidos biológicos debido a la naturaleza endógena de las reacciones. Sin embargo, el tamaño de la planta y la aireación adicional requerida para la estabilización de los fangos conduce a un incremento de la inversión y de los costes de operación. Considerando las altas concentraciones de nitrógeno presente en el agua residual de los mataderos, la eliminación de amoníaco a menudo es considerada como esencial desde el punto de vista reglamentario para la descarga directa, y cada vez más existe la necesidad de eliminación de nutrientes. Por consiguiente no es sorprendente que los diseños más modernos de hoy día son del tipo de aireación ampliada con el fin de promover una nitrificación fiable así como minimizar la producción de fangos. Los diseños eficaces también intentan recuperar el oxígeno

enlazado químicamente en el nitrato a través del proceso de desnitrificación, reduciendo de este modo los costes de tratamiento y rebajando las concentraciones de nitrato en el efluente (Wang, 2008).

1.8 EL QUITOSÁN EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS

EL quitosán es un polímero parcialmente desacetilado, obtenido de la desacetilación alcalina de la quitina, biopolímero extraído de los crustáceos. El quitosán cuenta con una gran variedad de propiedades fisicoquímicas y biológicas resultado de una gran número de aplicaciones en diferentes campos como cosméticos, biomédicas, ingenierías, farmacéuticas, oftalmológicas, biotecnológicas, agricultura, textil, nutrición y de procesos alimentarios. Este biopolímero también recibe gran atención en las últimas décadas en el proceso de tratamiento de aguas para la remoción de partículas y contaminantes disueltos. En particular, su actividad coagulante/floculante es un campo extenso en tratamiento de aguas residuales. Sus propiedades coagulantes y floculantes pueden ser utilizadas para la remoción de partículas inorgánicas y orgánicas en suspensión, y también tiene la capacidad de disolver sustancias orgánicas (Renault et al, 2008).

1.9 ANTECEDENTES DE QUITINA Y QUITOSÁN

Por su amplia distribución en la naturaleza la quitina es el segundo polisacárido en abundancia, después de la celulosa, Fue descubierta en 1811 cuando estudiaba las sustancias derivadas del *Agaricus volvaceus* y otros hongos. Posteriormente Odier, en un artículo sobre insectos, reportó que había encontrado en algunos insectos la misma sustancia que forma la estructura de las plantas, llamándola quitina (del griego tunic, envoltura). En 1943, se inició una controversia que duró más de cien años sobre las diferencias entre la quitina y la celulosa, en parte porque se pensaba que la presencia de nitrógeno reportada por algunos investigadores se debía a residuos de proteínas que no podían ser completamente eliminados de las muestras.

El nombre sistemático de la quitina es β (1-4)-2-acetamido-2-desoxi-D-glucosa. Se encuentra principalmente en las conchas de crustáceos y formando parte del exoesqueleto de los insectos, así como también en las paredes celulares de muchos hongos, levaduras y algas. La quitina es completamente insoluble en agua o en medio ácido. Por su parte, el quitosán es

también un polisacárido que se encuentra en estado natural en las paredes celulares de algunos hongos; sin embargo, su principal fuente de producción es la hidrólisis de la quitina en medio alcalino, usualmente hidróxido de sodio o de potasio, a altas temperaturas.

El quitosán fue descubierto en 1859, se encontró que al tratar quitina con una solución caliente de hidróxido de potasio se obtiene un producto soluble en ácidos orgánicos. Esta quitina modificada, como él la llamó, se tornaba de color violeta en soluciones diluidas de yoduro y ácido, mientras la quitina era verde. Más tarde, en 1894, fue estudiada por Hoppe-Seyler quien la denominó "quitosán".

La desacetilación completa de la quitina produce un material totalmente soluble en medio ácido conocido como quitano; sin embargo, cuando la deacetilación del material de partida es incompleta se crea una mezcla de cadenas que tienen distintas proporciones de unidades $\beta(1-4)$ -2-acetamido-2-desoxi-D-glucosa y $\beta(1-4)$ -2-amino-2-desoxi-D-glucosa, cuya relación depende de las condiciones de reacción y que, obviamente, genera materiales con distintas propiedades denominados quitosanos. La diferencia en las propiedades de estos materiales puede llegar a ser notable, como por ejemplo, la distinta solubilidad en medio acuoso que pueden llegar a tener.

La presencia de grupos aminos en la cadena polimérica ha hecho del quitosano uno de los materiales más versátiles que se estudian desde hace ya algún tiempo, por la posibilidad de realizar una amplia variedad de modificaciones, tales como la reacción de anclaje de enzimas, reacciones de injerto, obtención de películas entrecruzadas, etcétera; de las cuales se obtienen materiales con propiedades adecuadas para aplicaciones inmediatas, futuras en biotecnología, biomedicina, agricultura, etc. Su importancia adquirió interés internacional como materiales poliméricos de primer orden, especialmente por su biodegradabilidad, ya desde finales de los setenta, cuando apareció el libro de Chitin en 1977 y se realizó la primera conferencia internacional sobre la quitina y quitosán en 1978 (Lárez, 2003).

Cuando el grado de desacetilación de la quitina está por encima del 50%, se convierte en soluble en soluciones acuosas ácidas y se le denomina quitosán. La solubilidad ocurre por protonación del $-\text{NH}_2$ en la posición C-2 de la D-glucosamina, por lo cual el polisacárido se convierte en un medio ácido polielectrolito. El quitosán es el único polímero catiónico pseudonatural y así, se pueden encontrar varias aplicaciones debido a esta característica única. Por ser soluble en soluciones acuosas, es ampliamente utilizado en diferentes aplicaciones como solución en gel, películas y fibras.

En estado sólido, el quitosán es un polímero semicristalino. Pequeños cristales de quitosán son obtenidos desacetilando totalmente la quitina de bajo peso molecular (Rinaudo, 2006).

1.9.1 FUENTES DE QUITINA Y QUITOSÁN

La quitina se encuentra distribuida ampliamente en la naturaleza y, después de la celulosa (materia base del papel), es el segundo polisacárido en abundancia. Sus fuentes principales son el exoesqueleto (caparazón) de muchos crustáceos, alas de insectos (escarabajos y cucarachas), paredes celulares de hongos, algas, etc. Sin embargo, la producción industrial de este biomaterial prácticamente se basa en el tratamiento de las conchas de diversos tipos de crustáceos (camarones, langostas y cangrejos) debido a la facilidad de encontrar estos materiales como desecho de las plantas procesadoras de estas especies.

Por su parte, el quitosán se puede encontrar de forma natural en las paredes celulares de algunas plantas y hongos (por ejemplo en el *Mucor rouxii* llega a representar hasta un tercio de su peso). Sin embargo, la fuente más importante de quitosán, a nivel industrial, lo constituye la quitina, la cual, mediante un proceso de desacetilación química o enzimática, ha permitido producirlo a gran escala.

Desde el punto de vista químico, los procesos para obtener la quitina y el quitosán son relativamente sencillos, aunque el tratamiento con álcali concentrado a temperaturas relativamente altas, implica riesgos importantes para los operadores de las plantas de producción y hostilidad hacia el ambiente.

1.9.2 ESTRUCTURAS

Entre los materiales naturales más usados en la actualidad una pareja de polisacáridos que ha tomado mucho auge por la infinidad de aplicaciones que ha logrado encontrarseles, y, especialmente, por su poco impacto ambiental, lo constituye la quitina y el quitosán. Ambos biopolímeros están químicamente emparentados; la quitina, por su parte, es una poli(β -N-acetil-glucosamina) ver figura 5, la cual, mediante una reacción de desacetilación que elimine al menos un 50% de sus grupos aceto, se convierte en quitosán [poli (β -N-acetil-glucosamina-co- β -glucosamina)] ver figura 5. Estos dos biopolímeros poseen la ventaja de ser conocidos por la naturaleza desde hace millones de años.

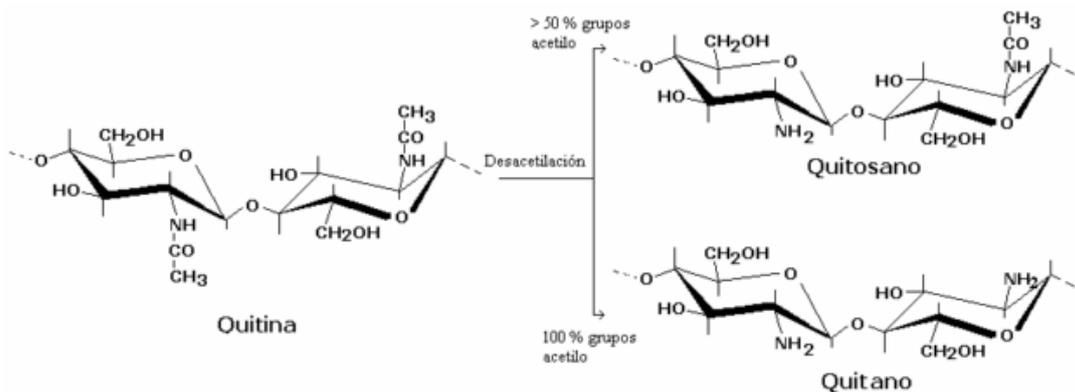


Figura 5 Relación estructural entre quitina, quitano y quitosán (Lárez, 2006)

1.9.3 PROPIEDADES QUÍMICAS DEL QUITOSÁN

El quitosán es un polímero lineal que presenta en su estructura grupos funcionales hidroxilo, amino y N-acetilamino, los que tienen la propiedad de formar puentes de hidrógeno intermoleculares que proporcionan una gran estabilidad al polímero, el cual presenta una alta temperatura de degradación (170°C) (Qin, 2003 y Qu, 2000).

El carácter hidrófilo e hidrófobo del quitosano, dado por los grupos amino y acetilamino, respectivamente, hacen que este polímero tenga diversas características según la proporción de unidades acetiladas (A) y desacetiladas (D) que conformen al polímero. Adicionalmente el quitosán tiene entre sus principales características, la de ser un polímero no tóxico, biocompatible, biodegradable, insoluble en agua y en soluciones alcalinas así como en disolvente orgánicos (Brzezinski, 2004). Los grupos amino libres presentes en la cadena polimérica, se protonan en medio ácido, resultando soluble el quitosano en la mayoría de los ácidos orgánicos acuosos como el acético, tartárico y cítrico, entre otros (Watcher, 1999).

Las características del quitosán dependen de su grado de desacetilación, la distribución de los grupos acetilos, la cercanía de los grupos cargados y la masa molecular y su distribución. El quitosán es un excelente formador de películas, membranas y cápsulas. El grado de acetilación del quitosán, el pH y la fuerza iónica del medio influyen sobre la flexibilidad de las cadenas y controlan el tamaño del poro, la fortaleza mecánica, y la permeabilidad de las membranas o cápsulas preparadas a partir de quitosán. La modificación de la flexibilidad de las cadenas de quitosán puede lograrse usando quitosán con diferentes grados de desacetilación, o con soluciones con diferentes valores de pH y fuerza iónica (Hong, 2002).

La protonación de los grupos amino libres produce la especie cargada $-\text{NH}_3^+$, adquiriendo el polímero un comportamiento de policación, esto justifica muchas propiedades del quitosán tales como la capacidad de enlazarse a sustancias cargadas negativamente como las proteínas y colorantes; su comportamiento como floculante, su capacidad como adsorbente y su bioadhesividad (Domard, 1983 y 1999).

1.10 APLICACIONES DEL QUITOSÁN

1.10.1 TRATAMIENTO DE AGUAS INDUSTRIALES Y EFLUENTES

Remoción de iones metálicos y pesticidas: remoción de fenoles, radioisótopos, PCBs y colorantes, recuperación de materiales sólidos de la industria alimenticia (proteínas, polisacáridos, etc).

El quitosán puede ser usado para la remoción de varios iones de metales inestables en agua como Al^{3+} , Zn^{2+} , Cr^{3+} , Hg^{2+} , Ag^+ , Pb^{2+} , Ca^{2+} , Cu^{2+} and Cd^{2+} ... etc. Debido a la presencia de grupos amino activos en la molécula de quitosán puede ser protonado con H^+ en agua en un polielectrolito catiónico. La molécula está provista de una atracción estática y de propiedades de adsorción. El quitosán también puede flocular partículas, en grandes flóculos que se convierten en depósitos. Por lo tanto, el quitosán puede ser usado efectivamente para remover contaminantes orgánicos (COD) y sustancias sólidas suspendidas (SS) en tratamiento de agua. Comparado con floculantes químicos tradicionales, se han encontrado ventajas en el quitosán: se requiere menos dosificación, tiene una mayor velocidad para flocular, mayor eficiencia removiendo COD, SS y iones metálicos, fácil tratador de cieno (fango) y no promueve la contaminación (Dafang, 2008).

Este amino-biopolímero está recibiendo mucha atención en las últimas décadas en los procesos de tratamiento de aguas para remover partículas y contaminantes disueltos. En particular, el desarrollo del quitosán como coagulante y floculante es un campo en expansión en el área de tratamiento de aguas y aguas residuales (Renault, 2009).

1.10.2 COAGULACIÓN

La coagulación es el método más importante para la remoción de partículas coloidales y suspendidas del agua durante su potabilización. Además de reducir la turbidez del agua, la coagulación parcialmente remueve el color, bacterias y virus. Las partículas coloidales en el agua están por lo general cargadas negativamente, debido a la presencia de grupos COO^- y

OH-. La carga negativa en la superficie causa repulsión entre las partículas, evitando la aglomeración o formación de partículas más grandes que sedimentarían más fácilmente.

Debido a la combinación de factores de tamaño de partícula pequeño y superficie cargada negativamente, las suspensiones coloidales son estables. Para remover estas partículas cargadas negativamente, las suspensiones coloidales deben ser desestabilizadas, mediante la adición de iones cargados positivamente como Al^{3+} o Fe^{3+} . Entonces se rompe la repulsión electrostática entre las partículas coloidales y se produce la aglomeración mediante fuerzas de Van de Waals. Este proceso de desestabilización de partículas coloidales se llama coagulación y es llevada a cabo por la adición de un agente conocido como coagulante. Una vez desestabilizadas las partículas, éstas experimentan el proceso de floculación, al aglomerarse para formar microfloculos y más tarde floculos, que pueden sedimentarse fácilmente. En este punto, también se puede agregar otro agente químico (polímeros inorgánicos, sintéticos o naturales), llamados floculantes, que promueven la formación de floculos (Vargas, 2006).

La Tabla 6 muestra algunos usos del quitosán en diferentes tipos de industria.

Tabla 6 Usos del quitosán.

CAMPOS DE APLICACIÓN	USOS
Fabricación de papel	Tratamiento de superficies y papel fotográfico.
Medicina	Gasas, algodón, contenedor artificial de sangre, control de colesterol, inhibidor tumoral, membranas, inhibición de placas dentarias, cicatrización de heridas, piel artificial, tratamiento de enfermedades óseas, lentes de contacto, membrana de diálisis, bolsas de sangre y anticoagulantes.
Cosmética	Maquillaje, esmalte de uñas, loción de baño, cremas y dentrífico.
Biotecnología	Inmovilización de enzimas y células, separación de proteínas, cromatografía, recuperación celular.
Agricultura	Recubrimiento de semillas y frutas (film), fertilizante, funguicida y antivirósico.
Alimentaria	Remoción de colorantes, conservantes, estabilizante de color, exaltador del sabor natural, preservante, antioxidante, emulsionante y aditivo de alimentos para animales.

CAPITULO II. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Este capítulo describe los materiales y métodos que se llevaron a cabo en esta investigación, desde los compuestos que se utilizaron para realizar las pruebas físicas, químicas y microbiológicas, las reacciones que se dan en cada técnica, el montaje de las mismas, hasta los métodos realizados para determinar la eficiencia tanto del agente biológico propuesto.

2.1 OBJETIVO

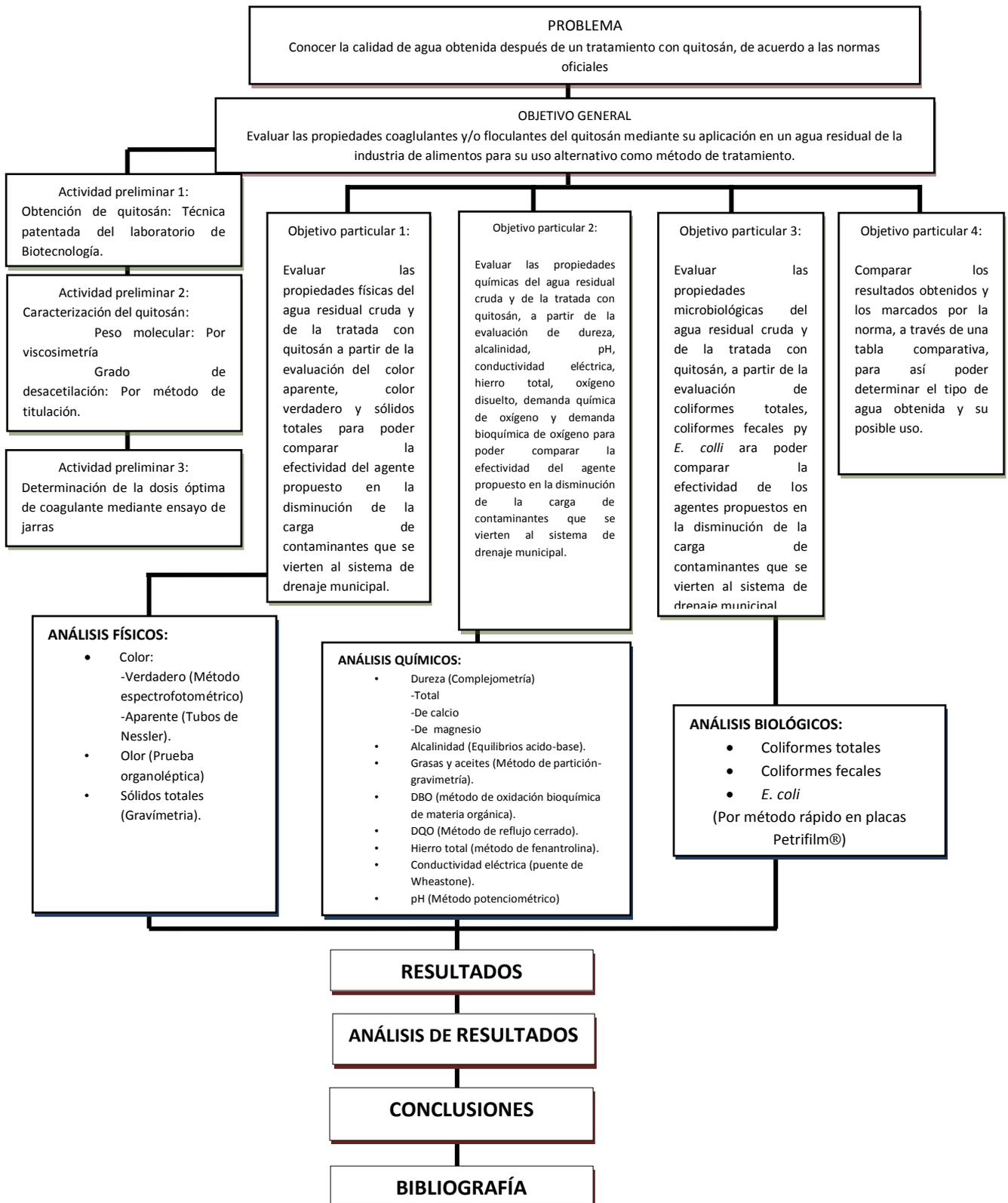
OBJETIVO GENERAL:

Evaluar las propiedades coagulantes y/o floculantes del quitosán mediante su aplicación en un agua residual de la industria de alimentos para su uso alternativo como método de tratamiento.

OBJETIVOS PARTICULARES:

1. Evaluar las propiedades físicas del agua residual cruda y de la tratada con quitosán, a partir de la evaluación del color aparente, color verdadero y sólidos totales para poder comparar la efectividad de los agentes propuestos en la disminución de la carga de contaminantes que se vierten al sistema de drenaje municipal.
2. Evaluar las propiedades químicas del agua residual cruda y de la tratada con quitosán a partir de la evaluación de dureza, alcalinidad, pH, conductividad eléctrica, hierro total, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno para poder comparar la efectividad de los agentes propuestos en la disminución de la carga de contaminantes que se vierten al sistema de drenaje municipal.
3. Evaluar las propiedades microbiológicas del agua residual cruda y de la tratada con quitosán, a partir de la evaluación de coliformes totales, coliformes fecales y *E. coli* para poder comparar la efectividad de los agentes propuestos en la disminución de la carga de contaminantes que se vierten al sistema de drenaje municipal.
4. Comparar los resultados obtenidos y los marcados por la norma, a través de una tabla comparativa, para así poder determinar el tipo de agua obtenida.

2.2 CUADRO METODOLÓGICO



2.3 OBTENCIÓN DEL QUITOSÁN

La quitina y el quitosán fueron obtenidos mediante la metodología de la patente “Proceso para la extracción de quitina a partir de crustáceos y su conversión a quitosán”, con número de folio: 1175930-5, del laboratorio de biotecnología de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán (Miranda, 2000).

2.4 CARACTERIZACIÓN DEL QUITOSÁN

a. PESO MOLECULAR PROMEDIO VISCOSIMÉTRICO

La viscosidad depende de la estructura química del polímero y las interacciones con el disolvente y del peso molecular (Macrogalleria, 2005).

Viscosidad relativa: $\eta_r = \eta / \eta_o$

η_o = viscosidad del disolvente puro

η = viscosidad de la solución del polímero

Viscosidad específica: $\eta_{sp} = \eta_r - 1 = \eta - \eta_o / \eta_o$

Viscosidad reducida: capacidad para aumentar la viscosidad del disolvente. $\eta_{red} = \eta_{sp} / c$

c = concentración del polímero

Viscosidad inherente $\eta_{inh} = \ln \eta_r / c$

Aun en soluciones muy diluidas las moléculas de polímero son capaces de interacciones intermoleculares. Las dos contribuciones a la viscosidad reducida son el movimiento de las moléculas aisladas en el disolvente y la interacción entre las moléculas del polímero y la solución.

Para eliminar las interacciones es necesario extrapolar a concentración cero para obtener las viscosidades inherente y reducida, comúnmente conocidos como viscosidad intrínseca.

$$[\eta] = (\eta_{red})_{c \rightarrow 0} = (\eta_{inh})_{c \rightarrow 0}$$

La viscosidad intrínseca tiene las unidades de masa/volumen y es una medida del tamaño de una molécula en solución.

La viscosidad intrínseca, es una medida de la habilidad de una molécula de polímero para aumentar la viscosidad de un disolvente en ausencia de interacciones intermoleculares.

Ec. Huggins y Kraemer

$$\eta_{sp}/c = [\eta]_H + K_H [\eta]_H^2 c$$

$$\ln \eta_r / c = [\eta]_K + K_K [\eta]_K \eta_{sp}/c$$

El peso molecular viscosimétrico se puede calcular utilizando la ecuación de Mark-Houwink-Sakurada en la cual M_v es el Peso Molecular viscosimétrico promedio y “K” y “a” son constantes para un sistema dado polímero/disolvente/ T° . Se puede calcular el peso molecular si se conocen los valores de K y a para un conjunto de condiciones particulares.

$$[\eta] = K M_v^a$$

Secuencia Experimental (se realizaron 3 repeticiones)

1. Se prepararon 11 concentraciones, mostradas en tabla 12, de solución de quitosán en 25mL de buffer de acetato de sodio 0.2M y ácido acético 0.3M ajustado a pH 4.6, las cuales se muestran en la figura 6.



Figura 6 Preparación de concentraciones de quitosán.

2. Se filtraron las soluciones para eliminar cualquier partícula de quitosán, la cual pudiera quedar atrapada en el capilar del tubo Oswald obstruyendo el paso de la solución.
3. Se colocaron 4mL de cada solución de quitosán en la parte A de un tubo Oswald (Figura 7).

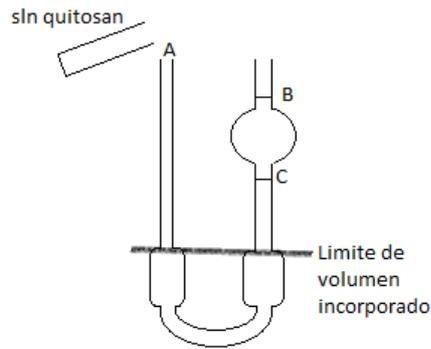


Figura 7 Tubo Oswald

4. Posteriormente se introdujo el tubo con los 4mL de la solución de quitosán en un baño térmico regulando previamente a una temperatura de 20°C permitiendo intervalos de variación de $\pm 1^\circ\text{C}$ en cada prueba con ayuda de un calentador digital con agitador Gant, se colocó un termómetro para corroborar la Temperatura (Ver figura 8).

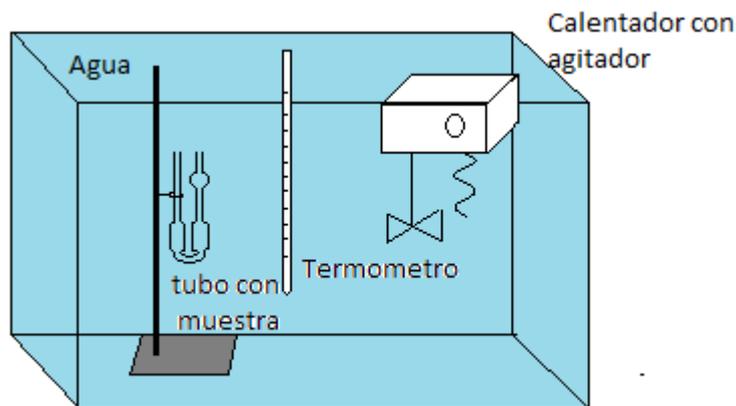


Figura 8 Baño térmico

5. Se verificó la Temperatura de la solución de quitosán mediante equilibrio térmico hasta que fuera de $25 \pm .1^\circ\text{C}$.
6. Posteriormente se succionó la solución de quitosán con la ayuda de una propipeta hasta cubrir los puntos B y C del tubo Oswald. Se debe evitar que sobrepase el nivel de agua del baño térmico.
7. Se tomó el tiempo de caída en los puntos B y C, mostrados en la figura 9, con ayuda de un cronómetro. Se procuró que los tiempos no tengan una variación mayor de ± 0.2 s.

8. Posteriormente, se calcularon los valores de las viscosidades: relativa, específica y reducida, con ayuda de esta última, por método gráfico, se obtuvo la viscosidad intrínseca con la cual se calculó el peso molecular del quitosán por medio de la ecuación de Mark-Houwink-Sakurada mencionada anteriormente.

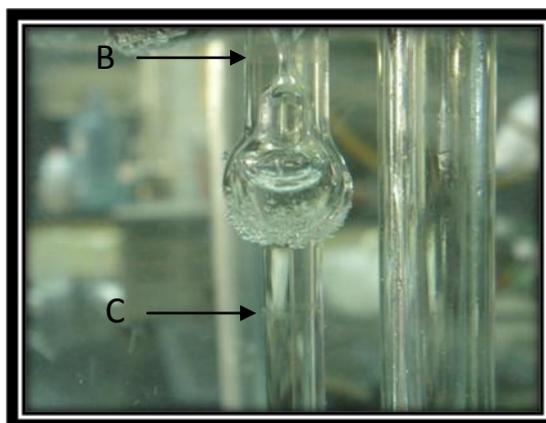


Figura 9 Puntos B y C en tubo Oswald.

Preparación de solución buffer

- Solución A 0.2 M ácido acético (11.5ml/ 1000ml).
- Solución B 0.2 M acetato de sodio (27.2 g $C_2H_3O_2Na \cdot 3H_2O$ / 1000ml).

$X mlA + Y mlB$ diluido a 100 ml

Tabla 7 Preparación de solución buffer

xA(ml)	yB(ml)	pH
46.3	3.7	3.6
44	6.0	3.8
41	9.0	4.0
36.8	13.2	4.2
30.5	19.5	4.4
25.5	24.5	4.6
14.8	35.2	5.0
10.5	39.5	5.2
8.8	41.2	5.4

(Murray, 1990)

b. GRADO DE DESACETILACIÓN

Medido para quitosán por el método de titulación (Miranda, 2007).

La titulación potenciométrica fue utilizada en la experimentación, la cual, es una titulación ácido-base de los grupos amino de la muestra del quitosán disuelto en un exceso de ácido.

PROCEDIMIENTO

- Se pesaron 0.30g de quitosán previamente secado a 105 °C durante 12 horas.
- Se colocó la muestra en un vaso de precipitados de 100mL.
- Se agregaron 45mL de HCl a 0.2 M, agitando hasta la disolución.
- Se calibró el potenciómetro para asegurar lecturas confiables con ayuda de buffers de precisión.
- Se utilizó una bureta con la base (NaOH al 0.1 M).
- Se colocó la muestra en la parte inferior del sistema.

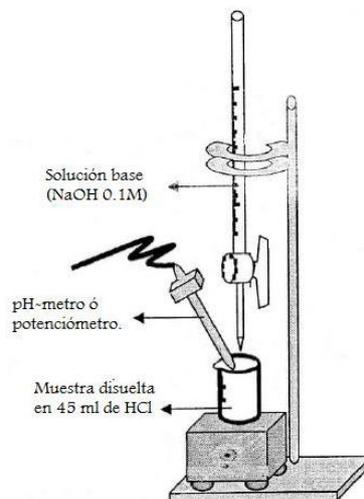


Figura 10 Montaje del sistema (Miranda, 2007).

Se agregaron incrementos de base, se anotaron los valores de pH de cada volumen agregado, titulando hasta pH=11 de la muestra.

- Una vez obtenidos los datos de pH y volumen gastado, se procedió a graficar los valores colocando los datos de volumen de base gastada en el eje de las ordenadas (x).
- Con el gráfico pH vs volumen gastado de NaOH, se determinaron los puntos de equivalencia. Se realizaron los cálculos necesarios para determinar el grado de desacetilación.

- Localizando los puntos de equivalencia en la gráfica (ver figura 11).

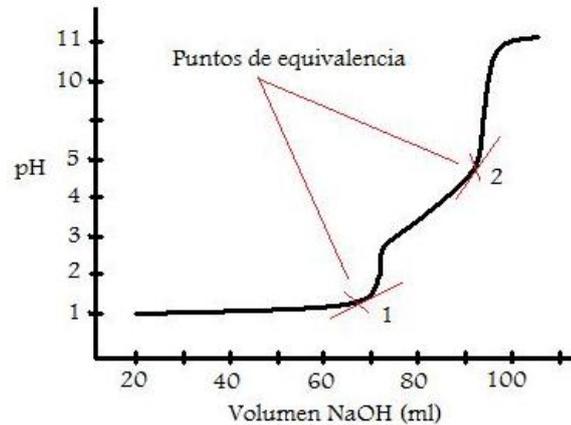


Figura 11 Identificación de los puntos de equivalencia.

Para calcular el volumen gastado de NaOH, se utilizan las siguientes ecuaciones:

$$Vol\ promedio\ (ml) = \frac{V\ equivalencia\ 2\ (ml) - V\ equivalencia\ 1\ (ml)}{2}$$

$$Vol\ gastado\ (L) = \frac{Vol\ promedio\ (ml)}{1000}$$

Para calcular la masa en equivalentes, se utiliza la siguiente formula:

$$Meq = \frac{m\ (g)}{[NaOH] * V\ gastado\ (L)}$$

Donde:

Meq= masa (equivalentes)

m= masa de quitosán (g)

[NaOH] = Concentración de hidróxido de sodio (N)

V gastado = Volumen final (L)

Para calcular el grado de desacetilación, se utiliza la siguiente ecuación:

$$\% DA = \frac{203}{Meq + 42} * 100$$

2.5 ENSAYO DE JARRAS

El ensayo de jarras es uno de los procesos más importantes en el control de la coagulación química de aguas. Se realiza, entre otros con los siguientes propósitos:

- * Evaluación de la dosis optima de coagulante.
- * Determinación de la dosis de ayuda de coagulación.
- * Determinación de pH óptimo de coagulación.

Este ensayo ha sido ampliamente usado; sus resultados tienen gran aplicabilidad en el diseño y la operación real de las unidades de tratamiento, así como en la utilización en plantas existentes. El procesamiento requiere como datos previos mínimos los valores de pH, Turbiedad, color y alcalinidad del agua cruda. La unidad de mezcla típica consiste en una serie de agitadores de paletas acoplados mecánicamente para operar a la misma velocidad, generalmente entre 10 y 100 rpm (Rigola, 1999).

Esta prueba se llevó a cabo para la determinación de la cantidad de quitosán que se utilizó durante la experimentación.

No se modificó el pH del agua residual, debido a que sería más difícil el manejo de las muestras, ya que el pH inicial del agua del taller de cárnicos presenta un valor de 7.3, que es cercano a la neutralidad, esto también es conveniente debido a que se puede tener un mayor control de este parámetro.

Para la obtención de la dosis de coagulante a utilizar se realizó lo siguiente:

Colocar diez vasos de precipitados, en cada uno de ellos se colocó una muestra de 100mL del agua residual del taller de cárnicos de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlan, se manejó una temperatura de $23 \pm 1^{\circ}\text{C}$, a cada vaso se le adicionaron de 1 a 10 gotas de la solución de quitosán al 1%, se agitó la mezcla de cada uno de los vasos, los cuales son mostrados en la figura 11.

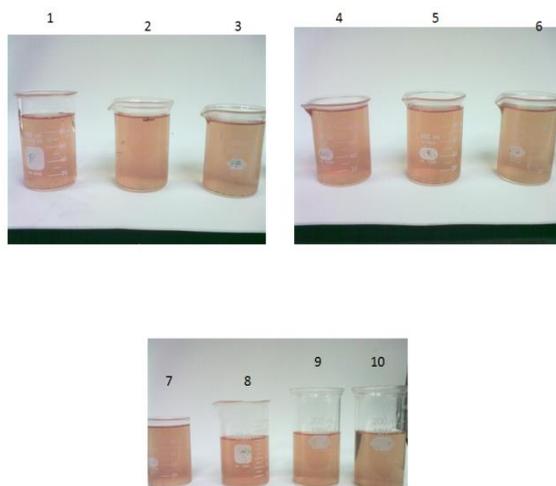


Figura 12 Montaje de la ensayo de jarras.

Se dejaron reposar por 24 horas para tener una sedimentación de flóculos y se filtraron cada una de las muestras, a las cuales se les determinó el grado de turbidez mediante el uso de Turbidímetro marca Engineered Systems & Designs, modelo TUR800 2160, para así establecer la dosis a la cual se demostraba una mayor reducción de las partículas coloidales suspendidas.

Se midió el pH después de adicionar el agente coagulante de cada una de las muestras mediante un potenciómetro marca Horizon, modelo 5997-20, para observar el cambio que tuvieron al aplicar el agente coagulante a cada uno de los vasos de precipitados de la prueba y así tener un control de este parámetro que es determinante para la correcta acción del quitosán.

2.6 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

- Todas la pruebas realizadas fueron obtenidas del libro: APHA, AWWA, WPCF. (1985). “Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales”, 16ª ed, Díaz de Santos, S.A. Madrid.
- Cada una de las muestras fueron realizadas por triplicado.

2.6.1 PROPIEDADES FÍSICAS

a. COLOR APARENTE

Uno de los parámetros físicos más importantes es el color. El término color se define como la capacidad de absorber ciertas radiaciones del espectro visible. Usualmente, si el agua presenta

color, por tenue que éste sea, es indicativo de que existe contaminación. La presencia de color en las aguas residuales es debida principalmente a la existencia de materia orgánica proveniente de los suelos vegetales, como es el caso de los ácidos húmicos que proporcionan un color amarillento, el hierro que aporta colores rojizos y el manganeso que les proporciona tonalidades negras.

Existen diversos métodos para llevar a cabo las medidas de color. Uno de esos métodos, es la comparación, con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto (Cl_2Co) y cloroplatinato de potasio (Cl_6PtK_2) que expresa en una escala de unidades Pt-Co (unidades Hazen) o simplemente Pt. Para este método se emplea lo que se conoce como Disco de Helliger.

Material y equipo

- Tubos Nessler
- Aparato de Helliger

PROCEDIMIENTO

1. Se llenó un tubo Nessler, uno con agua destilada y el otro con la muestra de agua residual.
2. Se colocaron los tubos dentro del aparato de Helliger y se observó verticalmente hacia abajo, de manera que la luz se reflejara hacia arriba a través de las columnas del líquido.
3. Si el color excede las 70 unidades, se diluye la muestra en agua destilada a proporciones conocidas hasta que el color se situe dentro de los márgenes del estándar.



Figura 14 Color aparente de agua sin tratar.



Figura 13 Color aparente de agua tratada.

b. COLOR VERDADERO

Otro método que se utiliza con gran frecuencia es el método espectrofotométrico.

Cuando hacemos un análisis de aguas residuales, un requisito primordial para poder llevar a cabo el método espectrofotométrico, es determinar dos tipos de color: el aparente y el verdadero. Se conoce como color aparente, a aquel que es proporcionado tanto como por la materia disuelta como por las sustancias en suspensión. Por otro lado, el color verdadero es real, es aquel que se presenta después de que la muestra está sometida a procesos de filtración o centrifugación para eliminar turbidez, es decir, las sustancias suspendidas.

Material y equipo

- Espectrofotómetro
- Celdas para espectrofotómetro

PROCEDIMIENTO

1. Se colocó una pequeña cantidad de muestra en las celdas limpias del espectrofotómetro.
2. Se determinaron los valores de transmitancia de la muestra, variando la longitud de onda desde 400nm a 700nm y calibrando con un blanco de agua destilada para cada medición.
3. Se tabularon los valores de transmitancia correspondiente a las longitudes de onda mostradas en las columnas X, Y, y Z de la tabla 8.

Tabla 8 Rango de longitudes de onda para prueba de color verdadero

Ordinal	X	Y	Z
Núm.	Longitud de onda		
	Nm		
1.00	424.40	465.9	414.1
2*	435,5	489,5	422.2
3.00	443.90	500.40	426.3
4.00	452.1	508.7	429.40
5	461,2	515,2	432.0
6.00	474.00	520.6	434.30
7.00	531.20	525.4	436.5
8	544.3	529.8	438,6
9.00	552.40	533.90	440.6
10.00	558.7	537.70	442.50
11	564.1	541,4	444.4
12.00	568.9	544.90	446.3
13.00	573.2	548.40	448.2
14	577.4	551,8	450.1
15.00	581.3	555.1	452.10
16.00	585.00	585.5	454

CONTINUA TABLA 8

17	588,7	561.9	455.9
18.00	592.4	565.3	457.90
19.00	596.00	568.9	459.9
20	599,6	572,5	462,0
21.00	603.3	576.4	464.1
22.00	607.00	580.40	466.30
23	610,9	584,8	468.7
24.00	615.00	589.60	471.4
25.00	619.4	594.80	474.3
26	624,2	600,8	477.7
27.00	629.80	607.70	481.80
28.00	636.6	616.1	487.2
29	645,9	627.3	495,2
30.00	663.00	647.40	511.20
Factores cuando se usan 30 ordinales			
	0.03	0.03	0.04
Factores cuando se usan 10 ordinales			
	0.10	0.10	0.118

(APHA, AWWA, 1985)

- Se llenó cada columna de transmitancia y se multiplicaron los totales por los factores adecuados (para 10 ó 30 números) que figuran en la parte baja de la tabla, para obtener valores triestímulos X, Y y Z. El valor triestímulo corresponde al porcentaje de luminancia.
- Se calcularon los coeficientes tricromáticos x e y a partir de los valores triestímulo X, Y y Z mediante las siguientes ecuaciones:

$$x = \frac{X}{X+Y+Z}$$

$$y = \frac{Y}{X+Y+Z}$$

- Se localizó el punto (x, y) en uno de los diagramas de cromaticidad y se determinó la longitud de onda predominante (en nanómetros) y la pureza (en porcentaje).

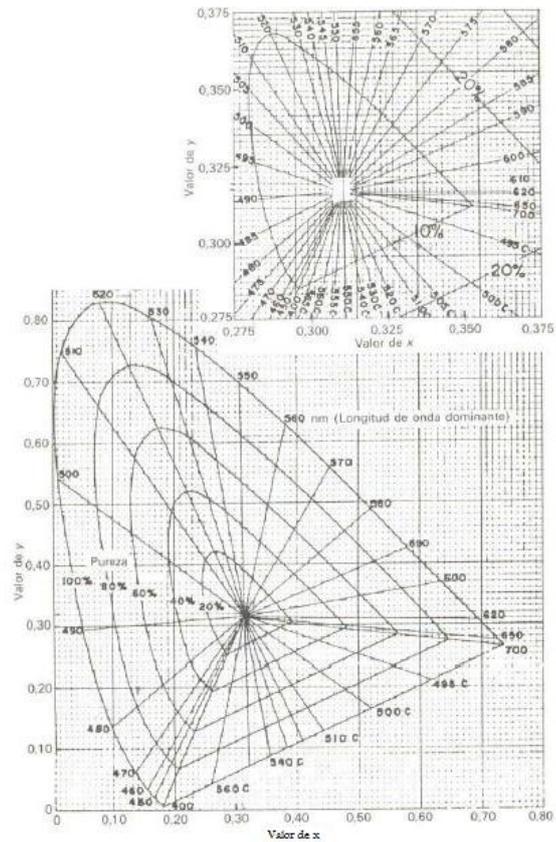


Figura 15 Diagramas de cromaticidad (APHA, AWWA, 1985).

Se determinó la tonalidad a partir del valor de longitud de onda dominante, de acuerdo con los márgenes de la tabla 9.

Tabla 9 Matrices de color para márgenes de longitud dominante

Margen de longitud de onda (nm)	Matiz
400-465	Violeta
465-482	Azul
482-497	Azul - verde
497-530	Verde
530-575	Amarillo verdoso
575-580	Amarillo
580-587	Naranja amarillento
587-598	Naranja
598-620	Naranja - rojo
620-700	Rojo

(APHA, AWWA, 1985)

Se determinaron los valores de transmitancia correspondientes a las longitudes de onda variando de 400 a 663nm, calibrando con un blanco de agua destilada para cada medición.

Se tabularon los datos de la transmitancia correspondientes a las longitudes de onda mostradas en las columnas X, Y, Z de la tabla correspondiente para cada tipo de agua a analizar.

c. SÓLIDOS TOTALES

Sólidos, son los materiales suspendidos o disueltos en aguas limpias y residuales. Sólidos totales, es la expresión que se aplica a los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado, en estufa, a temperatura definida.

La mayor parte de los contaminantes de aguas son sólidos, disueltos o suspendidos. En un concepto general, los sólidos se definen como materia que permanece a modo de residuo después de someterse a evaporación de una muestra de agua, a una temperatura de 105°C.

Debido a la amplia variedad de materiales inorgánicos y orgánicos, encontrados en los análisis de sólidos, las pruebas son de carácter empírico y relativamente simple de efectuarse.

Los sólidos pueden afectar negativamente a la calidad del agua o su suministro de varias maneras. Las aguas, con abundantes sólidos disueltos, suelen ser de menos potabilidad y pueden inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor ocasional. Por estas razones, para las aguas potables es deseable un límite de 500mg/L de sólidos disueltos.

Los análisis de sólidos son importantes en el control de procesos de tratamiento biológico y físico de aguas residuales, y para evaluar el cumplimiento de las limitaciones que regulan su vertido, para calcular los diversos tipos de sólidos se cuentan con las siguientes formulas:

SÓLIDOS TOTALES: $ST = SST + SDT = STV + STF$

SÓLIDOS TOTALES FIJOS: $STF = ST - STV$

SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES: STV

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES: $SST = SSV + SSF$

SÓLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS: $SSF = SST - SSV$

SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES: SSV

SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES: $SDT = SDV + SDF$

SÓLIDOS DISUELTOS FIJOS: $SDF = SDT - SDV$

SÓLIDOS DISUELTOS VOLÁTILES: SDV

MATEIRAL Y EQUIPO

- Cápsula de porcelana
- Crisol Gooch de 25 a 45mL con adaptador
- Pipeta volumétrica de 25mL
- Probeta de 25mL
- Baño maría con discos concéntricos
- Agitador de vidrio
- Matraz Kitazato
- Manguera de hule
- Perilla
- Mechero bunsen
- Tripié con tela de asbesto
- Equipo generador de vacío
- Horno de secado
- Mufla

PROCEDIMIENTO

1. SOLIDOS TOTALES

- 1.1 Se pesó la cápsula de porcelana previamente puesta a peso constante
- 1.2 Se agregaron 25mL de muestra de agua residual.
- 1.3 Se evaporaron a sequedad la muestra (en baño maría para no perder los sólidos, en la evaporación, en forma directa).
- 1.4 Se colocó la cápsula de porcelana en la estufa por 30 minutos a una temperatura de 105°C.
- 1.5 Se colocó la cápsula en el desecador por 15 minutos.
- 1.6 Se pesó nuevamente la cápsula (ST).
- 1.7 Se colocó la cápsula de porcelana en la mufla a 600°C por 30 minutos, dejar enfriar la mufla a aproximadamente 400°C, para abrirla.
- 1.8 Se repitieron pasos 1.4 – 1.6 (STV).

2. SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

- 2.1 Se colocó el papel filtro al crisol Gooch y se puso a peso constante.
- 2.2 Se pesó el crisol Gooch (con todo y papel filtro).
- 2.3 Se tomó una muestra de 25mL y se aplicó el vacío.

- 2.4 Se colocó el crisol Gooch en la estufa por espacio de 30 min a 105°C.
- 2.5 Se pasó al desecador el crisol por 15 min.
- 2.6 Se pesó.
- 2.7 Se colocó la muestra en la mufla a 600°C por 30 minutos.
- 2.8 Se repitieron los pasos 2.4 – 2.6 (SSV).



Figura 17 Muestra de agua a crisol Gooch



Figura 16 Aplicación de Vacío a crisol Gooch

CALCULOS:

$$ST \text{ (mg/L)} = ((W2 - W1)/25 \text{ ml}) * 10^6$$

$$STV = W2 - W3$$

$$STF = ST - STV$$

$$SST \text{ (mg/L)} = ((W5 - W4)/25 \text{ ml}) * 10^6$$

$$SSV = W5 - W6$$

$$SSF = SST - SSV$$

DONDE:

W1: Peso de la cápsula (g).

W2: Peso de la cápsula + muestra seca.

W3: Peso de la cápsula + cenizas de la muestra.

W4: Peso del crisol Gooch.

W5: Peso del crisol Gooch + muestra seca.

W6: Peso del crisol Gooch + cenizas de la muestra.

2.6.2 PROPIEDADES QUÍMICAS

a. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se procedió a determinar la conductividad eléctrica utilizando el puente de Wheatstone modelo 31 marca Conductivity Bridge, para lo cual, se llevaron a cabo los siguientes pasos:

Se enjuago perfectamente el tubo capilar del aparato con agua destilada e se introdujo en la muestra de agua de manera que se cubra la parte angosta del tubo como lo muestra la figura 18.



Figura 18 Determinación de conductividad eléctrica con el puente de Wheatstone.

Se procede a lo siguiente:

1. Se colocó el aparato en mínima sensibilidad girando la perilla hacia la izquierda.
2. Se puso en máxima sombra con la ayuda del interruptor (escala negra).
3. Con la perilla Drive, se buscó la máxima sombra.
4. Se buscó la máxima sensibilidad girando la perilla a la derecha.
5. Se leyó la aguja indicadora y multiplicar el valor por la escala de la celda y multiplicar por el valor de la constante K del electrodo (1/cm).
6. Se regresó a mínima sensibilidad girando hacia la izquierda.
7. Se reportó el valor en micromhos/cm.

b. DUREZA

Originalmente, la dureza del agua era entendida como la medición de la capacidad del agua para precipitar el jabón. La precipitación del jabón es principalmente por los iones de calcio y magnesio presentes. Otros cationes polivalentes también precipitan al jabón, pero a menudo están en formas complejas, frecuentemente con constituyentes orgánicos.

La dureza total se define como la suma de las concentraciones de calcio y magnesio, ambas se expresan en carbonato de calcio, en miligramos por litro.

METODO TITULOMETRICO DE EDTA.

PRINCIPIO: Ácido etilendiaminotetraacético y sus sales de sodio (EDTA) forman complejos quelados solubles cuando se adiciona a una solución acuosa que contenga iones de calcio y magnesio a un pH de 10 ± 1 , la solución se torna color vino. Si el EDTA se adiciona como un titulante, el calcio y el magnesio será complejo, y cuando todo el magnesio y el calcio se hayan complejado la solución se tornará de color vino a azul, marcando el final de la titulación. El Ion magnesio se debe presentar para obtener un satisfactorio punto final.

Material y equipo

- Pipetas volumétricas de 25mL
- Pipeta graduada de 5mL
- Bureta graduada de 50mL
- Soporte universal con pinza y nuez
- Matraces Erlenmeyer de 125mL
- Vasos de precipitados de 50mL
- Pizeta
- Tiras para determinar pH

Soluciones y reactivos

- ☆ Negro de eriocromo T.
- ☆ Murexida
- ☆ EDTA 0.01M.
- ☆ Solución para determinación de Ca^{+2} , NaOH 0.1N
- ☆ Solución amortiguadora de $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{NH}_4\text{OH}$ pH=10

PROCEDIMIENTO

1) Dureza Total

- 1.1 Se colocaron muestras de 25mL de agua potable y 25mL de agua residual en matraces Erlenmeyer de 125mL.
- 1.2 Se agregaron 25mL de agua destilada en cada matraz.
- 1.3 Se agregaron 2mL de solución amortiguadora para dureza total $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{NH}_4\text{OH}$, pH=10.
- 1.4 Se agregó una pizca de indicador (negro de eriocromo T), figura 19, y se tituló con una solución de EDTA 0.01 M hasta cambio de color (violeta – azul) como se muestra en la figura 20.



Figura 19 Muestras a analizar (incluye blanco)



Figura 20 Vire de las muestra de violeta a azul

2) Dureza de Calcio

- 2.1 Se colocaron la muestra de 25mL de agua potable y 25mL de agua residual en matraces Erlenmeyer
- 2.2 Se agregaron 25mL de agua destilada a cada matraz.
- 2.3 Se agregó 1mL de solución NaOH 0.01N para dureza de calcio.
- 2.4 Se agregaron unos miligramos de indicador murexida, figura 21.
- 2.5 Se tituló con una solución EDTA 0.01 M hasta cambio de color (rosa – violeta) como se muestra la figura 22.



Figura 21 Muestras a analizar (incluye blanco)



Figura 22 Vire de muestras a violeta

c. ALCALINIDAD

La alcalinidad del agua es su capacidad de neutralizar la acidez. Es la suma de todas las bases titulables. La medida puede variar significativamente con el pH usado. Es una medida de la propiedad de agregación del agua y puede ser interpretada en términos de sustancias específicas solo cuando la composición química de la muestra se conoce.

La alcalinidad es importante en muchos usos para el tratamiento de aguas naturales y aguas residuales, porque la alcalinidad de muchas aguas superficiales es primeramente función del carbonato, bicarbonato y contenido de hidróxidos, estos son tomados como indicador de la concentración de esos constituyentes. Esta se expresa en carbonato de calcio, en miligramos por litro.

Material y equipo

- Pipetas volumétricas de 25mL
- Pipeta graduada de 5mL
- Bureta graduada de 50mL
- Soporte universal con pinza y nuez
- Matraces Erlenmeyer de 125mL
- Vasos de precipitados de 50mL
- Pizeta
- Tiras para determinar pH

Soluciones y reactivos

- ☆ Fenolftaleína
- ☆ Ácido sulfúrico 0.02 N.
- ☆ Anaranjado de metilo.

PROCEDIMIENTO

1. Se colocaron muestras de 25mL de agua potable y 25mL de agua residual en matraces Erlenmeyer de 125mL.
2. Se agregaron 25mL de agua destilada a cada matraz.
3. Se agregaron unas gotas de fenolftaleína.
4. Se tituló con H_2SO_4 0.02N hasta que desapareció el color.

En caso de que la fenolftaleína no cambie la tonalidad de la muestra (rosa)...

5. Se agregaron unas gotas de anaranjado de metilo, figura 23.
6. Se tituló la solución con H_2SO_4 0.02 N hasta cambio de color (amarillo – naranja), figura 24.



Figura 23 Muestras a evaluar (incluye blanco)



Figura 24 Vire de muestras de amarillo a naranja

d. GRASAS Y ACEITES

Las grasas y aceites que son arrojadas a las aguas residuales o los efluentes tratados pueden crear películas en la superficie y depósitos de borde de playa que llevan a la degradación del ambiente.

Es útil conocer la concentración de grasas y aceites contenida en las aguas contaminadas, para decidir el tipo de diseño de sistemas de tratamiento, ya que si se presentan en cantidades excesivas, pueden interferir con los procesos biológicos aerobios y anaerobios reduciendo la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales.

En la determinación de aceites y grasas no se mide una cantidad absoluta de una sustancia específica, más bien se determina cuantitativamente grupos de sustancias, con características físicas similares, sobre la base de su solubilidad común en un disolvente orgánico dado (APHA, 1985).

Material y equipo

- Embudo de separación
- Parrilla eléctrica
- Triángulo de porcelana
- Embudo
- Vaso de precipitado de 500mL.
- Propipeta
- Pipeta graduada de 10mL.
- Pipeta graduada de 100mL.
- Vaso de precipitado de 100mL.
- Estufa

➤ Desecador

Soluciones y reactivos

- ☆ Ácido clorhídrico
- ☆ Triclorotrifluoroetano
- ☆ Na₂SO₄, cristal anhidro

PROCEDIMIENTO

1. Se puso a peso constante un vaso de precipitado de 100mL.
2. Se acidificó 250mL de agua residual a pH 2, mediante 1mL de HCL. Se pasó a un embudo de separación.
3. Se aclaró con cuidado el recipiente que contenía la muestra con 20mL de Benceno.
4. Se añadió al embudo de separación, la muestra acidificada y los 20mL del Benceno. Se agitó vigorosamente durante 2 min, hasta que se presenten dos fases (orgánica e inorgánica). Primer lavado.
5. Se separaron las fases del embudo, como se observa en figura 25, sacando en primera instancia la grasa y posteriormente el agua residual que se fue colectando en el vaso de precipitado, figura 26, sometido previamente a peso constante.
6. Se introdujo nuevamente la grasa al embudo de separación y se adicionó un volumen de 20mL de disolvente; se agitó y separaron las fases. Segundo lavado.
7. Se realizó un último lavado agregando 20mL más de Benceno. Tercer lavado.
8. La fase orgánica (acumulada a lo largo de los 3 lavados), que contiene básicamente aceite mas Benceno, se sometió a evaporación en una parrilla, figura 27, dentro de la campana de extracción hasta que se evaporó el disolvente y quedo un residuo.
9. Se introdujo al desecador durante media hora y se peso.
10. El cambio de peso registrado en el vaso en que se colectó la fase orgánica y que después se sometió a evaporación y desecación; menos su peso en un inicio, representó el contenido de grasas y aceites contenidos en un volumen de 250mL de agua.



Figura 25 Aparición de fases en embudo de separación



Figura 26 Separación de las fases

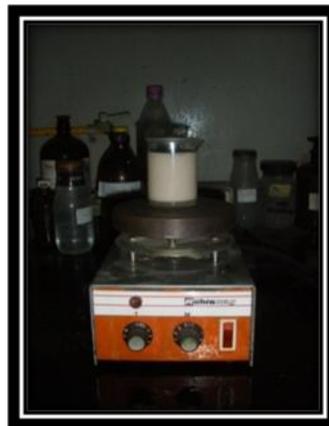


Figura 27 Evaporación de benceno dentro de fase orgánica acumulada

Cálculos:

$$\text{Grasas y aceites mg/L} = ((W2 - W1) \times 100) / \text{vol. (muestra)}$$

Donde:

W1 = peso inicial del vaso de precipitado (sometido a peso constante).

W2= peso del vaso de precipitado (después de haber evaporado la fase orgánica).

e. HIERRO TOTAL

El hierro es una sustancia esencial para la vida. Solo existe en el organismo en pequeñas cantidades, pero su deficiencia se nota por participar en procesos vitales, mediante los cuales las células producen energía.

Algunas aguas subterráneas y drenajes superficiales ácidos pueden contener una cantidad de hierro bastante mayor.

El hierro del agua puede ocasionar manchas en la ropa de lavado y en la porcelana. Algunas personas son capaces de detectar el gusto astringente dulce-amargo a niveles por encima de 1 mg/L.

En condiciones reductoras, el hierro existe en estado ferroso. En ausencia de iones que forman complejos, el hierro férrico no es significativamente soluble a menos que el pH sea muy bajo. Al exponerlo al aire o al añadir oxidantes, el hierro ferroso se oxida al estado férrico y puede hidrolizarse para formar óxido férrico hidratado insoluble (APHA, AWWA, 1985).

Material y equipo

- Vaso de pp. de 50mL
- Matraz aforado de 25mL
- Pipeta volumétrica de 25mL
- Pipeta graduada de 2mL
- Pipeta graduada de 1mL
- Parrilla
- Perlas de ebullición
- Espectrofotómetro con celdas.

Reactivos

- ☆ HCl concentrado
- ☆ Solución de Hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH HCL}$) al 10%
- ☆ Solución tampón de acetato de amonio ($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$) a pH entre 2.9 y 3.5
- ☆ Solución de fenantrolina $\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2 \text{H}_2\text{O}$

PROCEDIMIENTO

1. Se colocaron 25mL de agua residual, bien mezclada, en un matraz Erlenmeyer de 125mL.
2. Se agregó 1mL de HCl concentrado y 0.5mL de Hidroxilamina. Se mezcló hasta homogeneizar la solución.
3. Se hirvió suavemente utilizando perlas de ebullición, figura 28, hasta reducir a un volumen aproximado de 15mL. Se dejó enfriar.



Figura 28 Muestra en ebullición con perlas.

4. Se puso la muestra en un matraz aforado de 25mL, se agregaron 5mL de solución amortiguadora de acetato de amonio y 2mL de fenantrolina. Se aforó con agua destilada.
5. Se mezcló y se dejó enfriar un lapso de tiempo, de 10 a 15min, para desarrollar el color al máximo, como se observa en la figura 29.
6. Se realizó un blanco de reactivos.
7. Se midió el color de la solución en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 510nm.



Figura 29 Coloración de las muestras listas para Medir en espectrofotómetro.

Para la elaboración de esta medición, se realizó una curva patrón, con valores de Fe conocidos con ayuda de Sulfato Ferroso Amoniacal (Sal Mohr).

1. Lentamente se adicionaron 20mL de H_2SO_4 en 50mL de agua destilada.
2. Se disolvieron 1.404g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$.
3. Se adicionó permanganato de potasio ($KMnO_4$) 0.1N, gota a gota hasta que el color rosa persistió.
4. Se diluyó en 1000mL con Agua destilada y se mezcló (1mL = 200 μg Fe).
5. Se pipetearon 50mL y aforaron a 1000mL (1mL = 10 μg Fe).
6. Se pipetearon 5mL y aforaron a 1000mL (1mL = 1 μg Fe).

Las muestras se tiñen de distintas intensidades de café dependiendo de la cantidad de Fe que están contengan como se muestra en la figura 30.



Figura 30 Muestras realizadas para curva Patrón

f. OXÍGENO DISUELTO

En casi todas las aguas la cantidad de oxígeno disuelto es variable. En aguas naturales y residuales, depende de la actividad física, química y bioquímica del sistema de aguas. En agua pura, a temperatura ambiente, el oxígeno se disuelve a una concentración aproximada de 8.5 mg/L; la solubilidad disminuye conforme aumenta, tanto la cantidad de sólidos disueltos, así como la temperatura, pero se incrementa al aumentar la presión. El análisis de oxígeno disuelto es una prueba clave en la contaminación del agua, y en el control de proceso de tratamiento de aguas residuales. En aguas industriales, el oxígeno disuelto tiene un interés primordial debido a su relación con las reacciones de corrosión. Incluso cantidades pequeñísimas de oxígeno pueden provocar una corrosión severa. La experiencia ha demostrado que el contenido de oxígeno disuelto en el agua de alimentación, para caldera a alta presión, debe ser inferior a 0.03 mg/L (APHA, AWWA, 1985).

Un procedimiento de uso frecuente para determinar la concentración de OD es el método Winkler. En este procedimiento, el OD se reduce por presencia de Mn^{2+} a pH elevado. Donde el $MnO_{2(s)}$ es un precipitado café.

Material y equipo

- Pipetas graduadas de 2mL
- Matraz Erlenmeyer de 125mL
- Probeta de 100mL
- Bureta de 50mL
- Soporte universal con pinzas y nuez
- Vaso de pp. De 50mL
- Frascos Winkler de 300mL
- Perilla

Reactivos

- ☆ Solución de almidón 0.5%
- ☆ Solución de $MnSO_4 \cdot 2H_2O$ al 40%
- ☆ Solución de álcali-Yoduro
- ☆ Acido sulfúrico concentrado.
- ☆ Solución de $Na_2S_2O_3$ 0.025 N.

PROCEDIMIENTO

1. Se llenaron los frascos Winkler hasta el borde, cuidando de no dejar aire dentro, tres con agua residual y uno con agua potable (blanco).
2. Se taparon y dejaron desbordar, se ladearon para escurrir.
3. Se retiró el tapón y se agregaron 2mL de sulfato de manganeso resbalando lentamente para evitar la introducción de aire.
4. Se agregaron 2mL de álcali-yoduro modificado con azida de sodio.
5. Se agregaron 2mL de ácido sulfúrico concentrado y se agitó la muestra, las muestras se tornaron amarillas oscuras como se muestra en la figura 31. (Un tono café indica la presencia de oxígeno, dependiendo de la intensidad es la cantidad).
6. Se tomaron 100mL de la muestra y se titularon con una solución de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.025N usando como indicador unas gotas de almidón (amarillo – transparente).



Figura 31 Frascos Winkler con muestras a evaluar

Cálculos:

$$\text{OD (mg O}_2\text{/L)} = (N_{(\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3)} \times V_{(\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3)} \times 8000 / \text{vol. (muestra)}).$$

g. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación de la materia orgánica biodegradable presente en una muestra de agua y como resultado de la acción de oxidación bioquímica aerobia. Las reacciones complejas que intervienen pueden resumirse en la siguiente forma:



Para asegurar la presencia de un exceso de oxígeno disuelto durante la prueba, se estipula que, para que la prueba sea válida, después de 5 días de incubación debe haber presente un OD residual de 1 mg/L. Para asegurar que pueda medirse el consumo de OD, se estipula que la prueba será válida si durante los cinco días de incubación hay una absorción mínima de OD de 2 mg/L. Como el agua a 20°C, la temperatura común de la prueba de DBO, solo contiene alrededor de 9mg OD/L, casi siempre es necesario diluir las muestras para determinaciones de DBO. La dilución se lleva a cabo con agua suplementada con todos los minerales inorgánicos para el crecimiento microbiano y regulada a un valor fisiológico de pH. Se suministra oxígeno saturando el agua de dilución con aire. Los microorganismos se incorporan inoculando el agua de dilución con el contaminante apropiado (casi siempre aguas negras, aguas negras tratadas, o en algunos casos microorganismos aclimatados al sustrato de interés particular).

En aguas superficiales, la descomposición de la materia orgánica tiende a usar oxígeno disuelto y formar bióxido de carbono. Esta demanda bioquímica de oxígeno, de acuerdo a como la define la American Public Health Association, es como sigue: “el oxígeno expresado en ppm requerido durante la estabilización de materia orgánica capaz de descomponerse por acción bacteriana aeróbica”.

La demanda bioquímica de oxígeno es una prueba de gran valor en el análisis de los efluentes de aguas negras o muy contaminadas. En los procesos naturales de purificación de ríos y corrientes, las aguas negras y otras sustancias orgánicas se oxidan debido a la acción bacteriana, utilizando el oxígeno disuelto del agua. En esta forma, las aguas negras que penetran en una corriente eliminan el oxígeno disuelto, cuando la contaminación es excesiva, dará como resultado la destrucción de la vida vegetal y animal. La DBO es la única prueba que indica directamente la cantidad de oxígeno que consumirán los procesos naturales para estabilizar la materia orgánica (APHA, AWWA, 1985).

Material y equipo

- Frascos Winkler de 300mL
- Pipeta volumétrica
- Soporte universal con pinza y nuez
- Estufa
- Bureta de 50mL
- Matraz Erlenmeyer de 125mL
- Pipeta graduada de 2mL
- Probeta de 100mL

- Vaso de pp. De 50mL

Reactivos

- ☆ Solución de $MnSO_4 \cdot 2H_2O$ al 40%
- ☆ Solución de almidón al 0.5%
- ☆ Solución Amortiguadora de fosfato de amonio de pH 7.2
- ☆ Solución de $CaCl_2$ al 2.75%
- ☆ Solución de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ al 2.25%
- ☆ Solución de $FeCl_3$ al 0.025%
- ☆ Solución de $Na_2S_2O_3$ 0.025 N
- ☆ Ácido sulfúrico concentrado

PROCEDIMIENTO

Se hicieron las diluciones de la muestra en frascos de Winkler de acuerdo a la calidad del agua residual (OD), utilizando los valores de la tabla 10.

Tabla 10 Oxígeno disuelto segun el Tipo de agua

TIPO DE AGUA	OXIGENO DISUELTO	DILUCIÓN
Aguas industriales fuertes	OD = 0	0.0 – 1%
Aguas residuales depuradas y brutas	1 < OD < 3	1 – 5 %
Efluente tratado biológicamente	3 < OD < 5	5 – 25 %
Aguas fluviales contaminadas	OD > 7	25 – 100%

(APHA, AWWA, 1985)



Figura 32 Rellenado de los frascos Winkler con solución nutritiva para DBO.

1. Se llenaron los frascos Winkler con solución nutritiva para DBO (figura 32).

2. Una vez que se tuvieron los frascos con las diluciones requeridas de acuerdo al O.D, se agitaron y se les colocó un tapón de agua, como se muestra en la figura 33, con la finalidad de evitar la introducción de oxígeno del ambiente a los frascos.



Figura 33 Colocación del tapón de agua en cada uno de los frascos Winkler

3. Los frascos con las diluciones de la muestra y un blanco se metieron a una estufa modelo 30 GC, marca Lab Oven, a una temperatura de 20°C durante 5 días, como se aprecia en la figura 34.



Figura 34 Introducción de los frascos en la estufa para su incubación

4. Después del tiempo transcurrido se midió el O.D. de la siguiente manera:
A cada frasco se les retiró el tapón de agua y se les agregó lo siguiente:
 - a. 2mL de solución de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ al 2.25%, las muestras se tiñen de café como se aprecia en la figura 35, se colocó el tapón, se retiró el sobrenadante y se agitó hasta mezclar completamente.



Figura 35 Adición del sulfuro manganosos a cada una de las muestras de A.R

- b. Se agregaron 2mL de álcali-yoduro, la muestra se torna blanca como se ve en la figura 36 y se agitó cada frasco.



Figura 36 Adición del álcali-yoduro a cada una de las muestras

- c. Se agregaron 2mL de ácido sulfúrico concentrado y se agito cada frasco hasta que las muestras se tornan amarillentas como muestra la figura 37 .



Figura 37 Adición del ácido sulfúrico concentrado

5. Ya que se observó la coloración amarillenta en cada uno de los frascos, se procedió a añadir 6 gotas de almidón como indicador, la cual tiñó a las muestras de color azul como se aprecia en la figura 38, en alícuotas de 100mL cada una.



Figura 38 Adición del almidón como indicador

6. Ya que se tuvieron las muestras con el indicador de almidón, se procedió a titular con solución de sulfito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ al 0.025N) y se observó el cambio de coloración de azul a incoloro como lo muestra la figura 39.

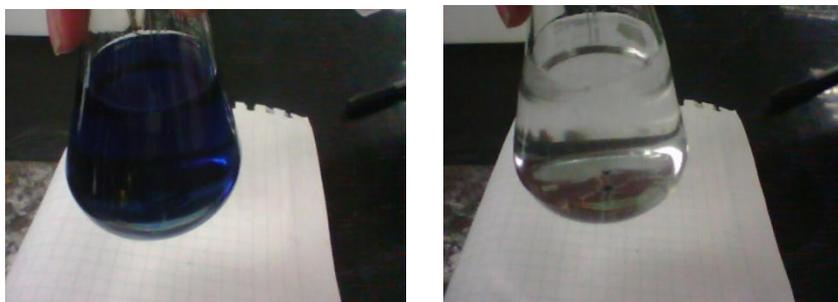


Figura 39 Vire de color al titular las muestras

Cálculos:

Muestra que reduce la mitad el OD del blanco de cinco días

$$\text{DBO}_5 \text{ (Mg/L)} = (\text{OD}_{\text{inicial}} - \text{OD}_{\text{final}}) / f$$

Donde:

$\text{OD}_{\text{inicial}}$ = el oxígeno disuelto en el blanco

OD_{final} = el oxígeno disuelto en la muestra diluida que se acerca a la mitad del oxígeno consumido por el blanco.

f = es el porcentaje de la muestra seleccionada como la mitad del oxígeno consumido por el blanco.

h. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

Tanto la actividad natural como la humana contribuyen a la contaminación orgánica de aguas naturales. De la actividad agrícola resultan residuos de herbicidas y pesticidas; la concentración de estos compuestos orgánicos en el agua no es constante sino variable por múltiples causas y obliga a ajustes permanentes en las plantas de tratamiento. El uso de tratamientos biológicos, para la eliminación de la materia orgánica, implica el uso de parámetros menos específicos que aquellos que miden radicales químicos y que sin embargo permiten el control de las unidades de tratamiento.

La demanda química de oxígeno (DQO), proporciona la medida del oxígeno que es equivalente a la proporción de la muestra orgánica presente en una muestra de agua, capaz de oxidarse por procedimientos químicos oxidantes fuertes.

Esta prueba está basada en la oxidación en condiciones químicas severas en donde el oxidante utilizado (ion dicromato $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$), para oxidar la materia orgánica en la muestra, se expresa como equivalente de oxígeno.

Esta prueba es capaz de oxidar la mayoría de las sustancias orgánicas hasta un nivel entre 95% y 100%, sin embargo, algunas resisten a este tipo de oxidación como son el benceno, el tolueno y la piridina (APHA, AWWA, 1985).

FUNDAMENTO

Las sustancias orgánicas e inorgánicas presentes en la muestra, se oxidan con una solución sulfúrica caliente de dicromato potásico y sulfato de plata como catalizador. Los cloruros son enmascarados con sulfato de mercurio. A continuación se determina fotométricamente la concentración de los iones $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$ amarillos no consumidos o los iones Cr^{+3} verdes.

Material y equipo

- Tubos de digestión de borosilicato de 10mL con tapones de rosca
- Pipeta de 5mL
- Termo-reactor
- Gradilla
- Espectrofotómetro
- Celdas

Reactivos

- ☆ Solución catalítica de H_2SO_4 concentrada y Ag_2SO_4
- ☆ Solución de digestión de $K_2Cr_2O_7$ 0.035 M

PROCEDIMIENTO

1. En un tubo de digestión se pusieron 3mL de agua residual. Se preparó un blanco de reactivos con agua destilada.



Figura 40 Adición de soluciones catalíticas a las muestras de Agua Residual.

2. Se agregaron 0.3mL de solución de digestión y se vertieron cuidadosamente por la pared interna del tubo inclinado 2.85mL de solución catalítica. Se cerró y apretó bien el tapón de los tubos.
3. Se mezcló por completo, invirtiendo varias veces los tubos de digestión, antes de aplicar calor para evitar el calentamiento local del fondo del tubo y una posible reacción explosiva. Una vez mezclada la muestra se torna de color amarillo como lo muestra la figura 40.
4. Se colocaron los tubos en el termoreactor, figura 41, a $150^{\circ}C$, durante 2 horas, hasta que el color se torna verde.



Figura 41 Colocación en el termoreactor

5. Una vez transcurrida la hora, se abrió con cuidado cada uno de los tubos Hach para liberar los vapores de las muestras, y se disminuyó la temperatura de los tubos colocándolos bajo el chorro de agua corriente.

- Una vez fría la solución, se colocó en las celdas para espectrofotómetro, figura 42, y se realizó la lectura a 605nm.

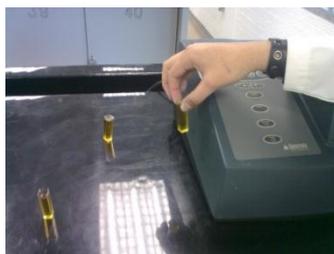


Figura 42 Colocación de las muestras en el espectrofotómetro.

2.6.3 PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

DETERMINACIÓN DE COLIFORMES TOTALES, FECALES Y *E.coli*

Para la determinación de estos parámetros, se utilizó como referencia la Norma Mexicana AA-042-1987, para así conocer los valores máximos permitidos de los microorganismos presentes en el agua residual del taller de cárnicos a las cuales se pretende hacer dicho análisis microbiológico.

Tomando en cuenta que se podría facilitar el uso de placas con preparación necesaria para la confirmación de la presencia de estos microorganismos en las muestras de agua residual, se decidió utilizar la solución de Ringer (NMx-042, 1987) como medio de dilución y las placas Petrifilm[®] para recuento de Coliformes y *E.coli* marca 3M, adquiridas en el laboratorio de Biotecnología.

Para la determinación de estos parámetros se utilizó un método rápido de detección de microorganismos, ya que este método permitió un análisis de organismos coliformes y termotolerantes en un menor tiempo y utilizando la menor cantidad de material y reactivos en comparación con el método de número más probable propuesto por la NMx-042 en la que se basó este estudio.

Las placas Petrifilm[®] para detección de coliformes totales, fecales y *E. coli*, contienen nutrientes de bilis rojo violeta (VRB), un agente gelificante soluble en agua fría (goma guar), un indicador de actividad de glucoronidasa (para la detección de *E. coli* que tiñe de azul en presencia de este microorganismo) y otro que es trifeniltetrazoilo (para detección de coliformes por la degradación de la lactosa presente y que es característica de este tipo de microorganismos). La película superior atrapa el gas producido por *E. coli* y Coliformes fermentadores de lactosa (totales). Cerca del 95% de las *E. coli* producen gas, representado

por colonias entre azules y rojo-azules asociadas con el gas atrapado en la placa Petrifilm EC® (dentro del diámetro aproximado de una colonia).

Las colonias Coliformes que crecen en las placas, producen un ácido (láctico) que causa el oscurecimiento del gel por el indicador de pH. El gas atrapado alrededor de las colonias rojas de Coliformes confirma su presencia (Guía 3M, 2010).

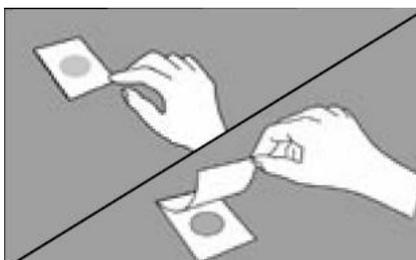
- ☆ Para la detección de coliformes totales se utilizó una temperatura de incubación de 35 ± 1 °C durante 24 horas.
- ☆ Para la detección de *E.coli*, se utilizó una temperatura de incubación de 35 ± 1 °C durante 24 horas.
- ☆ Para la detección de coliformes fecales, se utilizó una temperatura de incubación de 44.5 ± 1 °C por 48 horas.

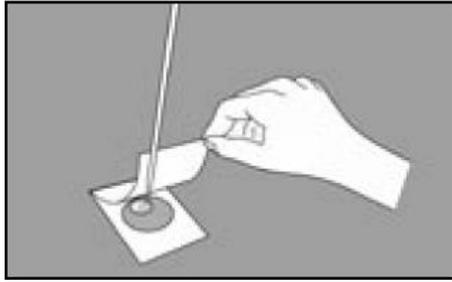
Para proceder al sembrado de las muestras en las placas Petrifilm® del agua residual cruda, no se realizó dilución debido a que no se observaba una cantidad considerable de materia fecal proveniente de los matadero, para lo cual, se utilizó el agua de dilución contenida en la norma mexicana 042, conocida como solución de Ringer, la siembra en las petrifilm de agua tratada se hizo de manera directa respectivamente.

Recomendaciones de uso de las Placas Petrifilm® para el Recuento de *E. coli* / Coliformes como método rápido de detección de microorganismos en muestras de laboratorio.

Inoculación

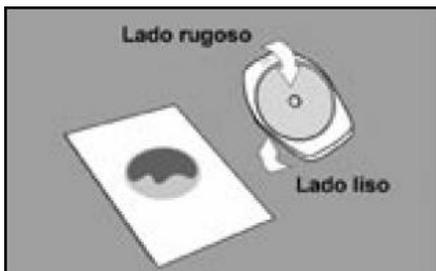
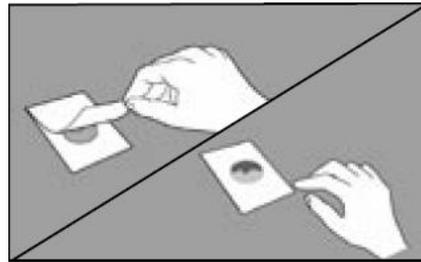
1. Coloque la Placa Petrifilm en una superficie plana y nivelada. Levante la película superior.





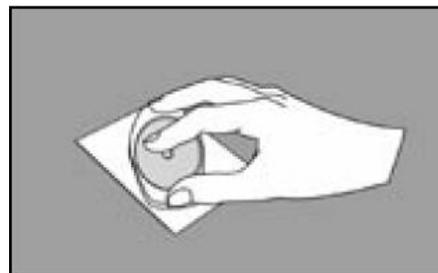
2. Con la Pipeta Electrónica 3MTM, o una pipeta equivalente perpendicular a la Placa Petrifilm, coloque 1 ml de la muestra en el centro de la película inferior.

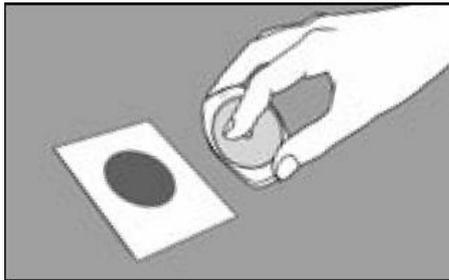
3. Baje con cuidado la película superior para evitar que atrape burbujas de aire. No la deje caer.



4. Con el lado liso hacia abajo, coloque el dispersor en la película superior sobre el inóculo.

5. Presione suavemente el dispersor para distribuir el inóculo sobre el área circular. No gire Ni deslice el dispersor.

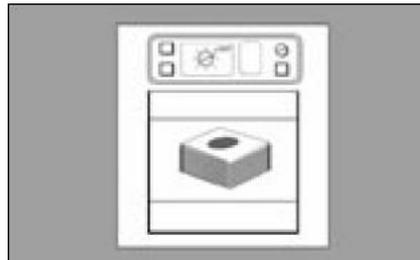




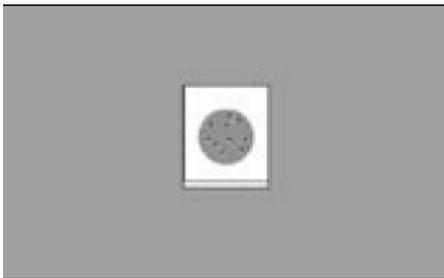
6. Levante el dispersor. Espere, por lo menos un minuto, a que solidifique el gel.

Incubación

Incube las placas cara arriba en grupos de no más de 20 piezas. Puede ser necesario humectar el ambiente de la incubadora con un pequeño recipiente con agua estéril, para minimizar la pérdida de humedad.



Interpretación



Las Placas Petrifilm[®] pueden ser contadas en un contador de colonias estándar u otro tipo de lupa con luz. Consulte la Guía de Interpretación para leer los resultados. Las colonias pueden ser aisladas para su posterior identificación. Levante la película superior y tome la colonia del gel.

Almacenamiento

1. Almacene los paquetes cerrados a una temperatura $\leq 8^{\circ}\text{C}$ ($\leq 46^{\circ}\text{F}$). Las placas deben usarse antes de su fecha de caducidad. En áreas de alta humedad, donde la condensación puede ser un inconveniente, es recomendable que los paquetes se aatemperen al ambiente del lugar de trabajo antes de abrirlos.

Las Placas Petrifilm[®] tienen un tiempo de vida útil de 18 meses desde su fecha de elaboración. Observe la fecha de caducidad en la parte superior de la placa.

2. Para cerrar un paquete abierto, doble el extremo y s ellelo con cinta adhesiva para evitar el ingreso de humedad y, por lo tanto, la alteración de las placas.
3. Mantenga los paquetes cerrados (según se indica en el punto 2) a temperatura $\leq 25^{\circ}\text{C}$ ($\leq 77^{\circ}\text{F}$) y una humedad relativa $\leq 50\%$.

No refrigere los paquetes que ya hayan sido abiertos. Utilice las Placas Petrifilm máximo un mes después de abierto el paquete.

CAPITULO III. RESULTADOS Y ANALISIS DE RESULTADOS

3.1 CARACTERIZACIÓN DEL QUITOSÁN

a. PESO MOLECULAR

Se prepararon las diluciones a diferente concentración de quitosán, mostrados en la tabla 11.

Tabla 11 Diluciones de quitosán

Concentración (g/ml)	Quitosán (g)
.01	0.0025
.02	0.005
.03	0.0075
.05	0.01
.06	0.015
.10	0.025
.12	0.03
.14	0.035
.16	0.04
.18	0.045
.20	0.05

Obteniendo diferentes tiempos con cada concentración en el viscosímetro de Ostwald mostrados en la tabla 12.

Tabla 12 Tiempos medidos en Viscosímetro de Ostwald de las diferentes concentraciones de quitosán en solución.

Concentración (g/ml)	REPETICIÓN 1 (min)	REPETICION 2 (min)	REPETICION 3 (min)	PROMEDIO (min)	SEGUNDOS
.01	1.35.6	1.35.3	1.35.4	1.33.9	93.9
.02	1.49.9	1.49.7	1.49.1	1.48.9	108.9
.03	1.56.9	1.56.9	1.56.5	1.56.4	116.4
.05	2.20.0	2.19.6	2.19.6	2.19.3	139.3
.06	3.6.2	3.5.5	3.5.3	3.6.1	186.1
.10	4.32.7	4.32.0	4.30.3	4.28.1	268.1
.12	5.5.2	5.5.9	5.5.2	5.5.6	305.6
.14	5.27.1	5.26.6	5.25.5	5.27.0	327
.16	6.30.3	6.30.0	6.30.0	6.30.2	390.2
.18	8.23.0	8.23.7	8.20.3	8.21.5	501.5
.20	8.27.5	8.26.2	8.26.0	8.27.2	507.2

Una vez que se llevó a cabo el procedimiento descrito anteriormente para esta prueba, se obtuvo la viscosidad relativa (μ rel), la viscosidad específica (μ esp) y la viscosidad reducida (μ red), las cuales pueden verse en la tabla 13.

Tabla 13 Visosociedades obtenidas.

Concentración (g/ml)	Viscosidad relativa (μ rel)	Viscosidad específica (μ esp)	Viscosidad reducida (μ red)
0.01	1.2323	0.2323	23.2283
0.02	1.4291	0.4291	21.4567
0.03	1.5276	0.5276	17.5853
0.05	1.8281	0.8281	16.5617
0.06	2.4423	1.4423	24.0376
0.1	3.5184	2.5184	25.1837
0.12	4.0105	3.0105	25.0875
0.14	4.2913	3.2913	26.5096
0.16	5.1207	4.1207	25.7546
0.18	6.5814	5.5814	31.0076
0.20	6.6562	5.6562	28.2808

Tabla 14 Parámetros promedio para la obtención viscosidad intrínseca por método gráfico

Concentración (g/ml)	Viscosidad reducida (μ red).
0.01	23.2283
0.02	21.4567
0.06	24.0376
0.1	25.1837
0.12	25.0875
0.16	25.7546
0.2	28.2808

En seguida se graficó la viscosidad reducida contra la concentración (tabla 14) para obtener extrapolando a cero la viscosidad intrínseca, la cual se muestra en la figura 43.

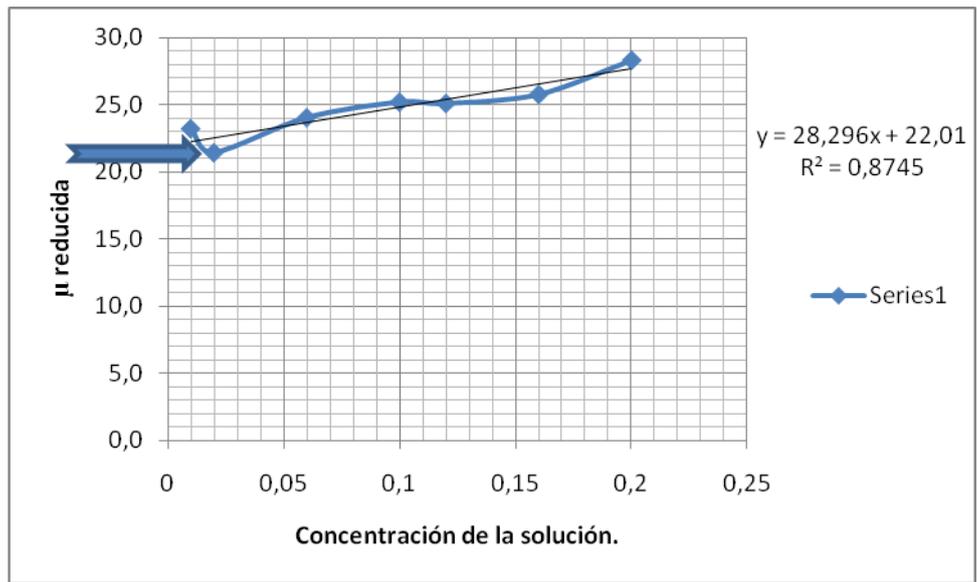


Figura 43 Gráfica de concentración de solución de quitosán vs viscosidad reducida.

El valor de μ intrínseca es de 22, por lo que es sustituido en la ecuación de Mark-Houwink-Sakurada para obtener el peso molecular viscosimétrico.

$$[\eta] = k M v^a$$

Utilizando los valores de a y K para la solución de acetato se tiene que:

$$\ni k = 0.076$$

$$\ni a = 0.76$$

$$\ni A = 22.01$$

$$10^{\frac{\log[\eta] - \log k}{a}}$$

$$M_v = 10 [\log (22) - \log (0.76 \text{ d/L}) / .76]$$

$$M_v = 1734.6785 \text{ kDa.}$$

b. GRADO DE DESACETILACIÓN

De acuerdo a la titulación potenciométrica de la solución de quitosán, se obtuvieron los resultados que se muestran en la figura 44.

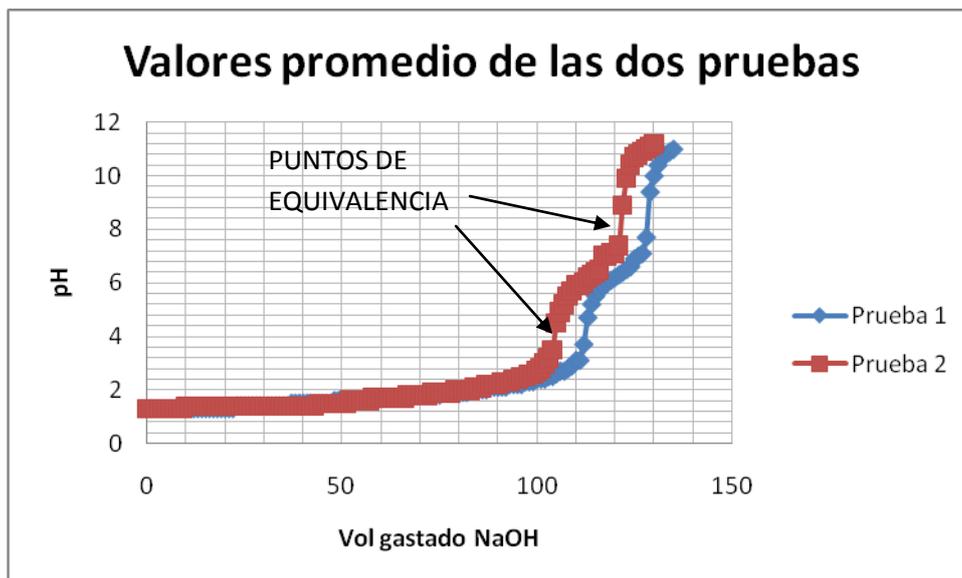


Figura 44 Gráfico que muestra los puntos de equivalencia de ambas pruebas

Tomando los puntos de equivalencia, se tienen los valores mostrados en la tabla 15:

Tabla 15 Grado de desacetilación del quitosán utilizado en la experimentación corrida 1.

Punto de equivalencia 1	93	
Punto de equivalencia 2	126	
Vol. Promedio	$(126-93)/2$	16.5
Vol. Gastado	$16.5/1000$	0.0165
Masa en equivalentes	$.3/(.1*0.0165)$	181.81
Grado de desacetilación (%)	$203/(181.81+42)*100$	90.69

En la segunda prueba se tienen los valores mostrados en la tabla 16:

Tabla 16 Grado de desacetilación del quitosán utilizado en la experimentación corrida 2.

Punto de equivalencia 1	91	
Punto de equivalencia 2	125	
Vol. Promedio	$(125-91)/2$	17
Vol. Gastado	$17/1000$	0.017
Masa en equivalentes	$.3/(.1*0.017)$	176.47
Grado de desacetilación (%)	$203/(176.47+42)*100$	92.91

Por lo que el grado de desacetilación promedio del quitosán obtenido en el laboratorio fue de:

$$\%DA \text{ promedio} = (90.69 + 92.91)/2 = 91.8\%$$

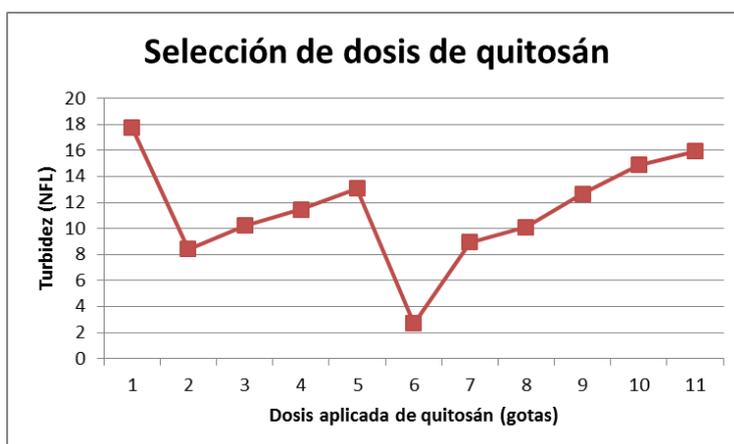
3.2 ENSAYO DE JARRAS

Al aplicar el quitosán en diez muestras de agua residual y al determinar la turbidez de cada una de estas, se obtuvieron los valores mostrados en la tabla 17:

Tabla 17 Valores de Turbidez y pH para prueba de jarras

MUESTRA	DOSIS DE QUITOSAN 1% (GOTAS)	TURBIDEZ (NFL)	pH
Agua sin tratar	0	17.75	7.3
A	1	8.40	7.3
B	2	10.23	7.5
C	3	11.45	7.2
D	4	13.09	7.5
E	5	2.70	7.4
F	6	8.94	7.4
G	7	10.12	7.3
H	8	12.68	7.4
I	9	14.87	7.3
J	10	15.94	7.4

Graficando los valores de turbidez con la dosis aplicada en cada muestra de agua residual para quitosán, se obtuvo la grafica mostrada en la figura 45.



GOTAS 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Figura 45 Gráfico de Turbidez vs Dosis de Quitosán

Tomando en cuenta los valores de turbidez obtenidos se determinó que la dosis a utilizar fuera de 5 gotas/100mL.

3.3 PROPIEDADES FÍSICAS

a. COLOR APARENTE

La tabla 18 muestra las Unidades Hazen obtenidas de cada muestra analizada.

Tabla 18 Unidades Hazen obtenidas.

TIPO DE AGUA	Disco utilizado	UNIDADES HAZEN
Sin tratar	No. 620-44 High Varnish	12
Tratada	No. 620-43 Low Varnish	8

Por lo tanto, de acuerdo con la tabla 19:

Tabla 19 Unidades de color.

UNIDADES DE COLOR	REGISTRO DE COLOR MÁS CERCANO
1-50	1
51-100	5
101-250	10
251-500	20

(APHA,AWWA,1985)

En caso de ambas aguas, se tuvo un registro de color de 1 en ambos casos.

b. COLOR VERDADERO

Se hicieron tres corridas por cada tipo de muestra de agua, utilizando un espectrofotómetro modelo 35-UV/VIS-Spectrometer que muestra los resultados como se muestran en las tablas 20 y 21 para cada tipo de agua analizada:

Tabla 20 Parámetros para agua residual Sin tratamiento

Parámetro	X	y	Z
$\Sigma 1$	426,4850	423,6170	258,9940
$\Sigma 2$	438,2530	436,1020	272,0760
$\Sigma 3$	457,2690	455,5230	284,7240
Promedio	440,669	438,4139997	271,931333

Continuación tabla 20

Factor 1	0,09806	0,1	0,11814
Factor 2	0,09806	0,1	0,11814
Factor 3	0,09806	0,1	0,11814
Promedio	0,0981	0,1000	0,1181
Tristimulus value 1	41,8211191	42,3617	30,59755104
Tristimulus value 2	42,97508918	43,6101999	32,14305864
Tristimulus value 3	44,83979814	45,5523	33,63729336
Promedio	43,2120	43,8414	32,1260
Trichromatic coefficient 1	0,3845	0,3819	0,2335
Trichromatic coefficient 2	0,3823	0,3804	0,2373
Trichromatic coefficient 3	0,3818	0,3804	0,2378
Promedio	0,3829	0,3809	0,24

Este valor promedio se utilizó para localizar el color en el diagrama de cromaticidad que se muestra en la figura 46 y la longitud de onda en la figura 47.

Tabla 21 Parámetros para agua residual Tratada

Parámetro	X	Y	Z
$\Sigma 1$	954,7100	956,4800	924,3400
$\Sigma 2$	954,4560	956,3200	924,5730
$\Sigma 3$	954,9860	956,7500	924,7990
Promedio	954,7173	956,5167	924,5707
Factor 1	0,0981	0,1000	0,1181
Factor 2	0,0981	0,1000	0,1181
Factor 3	0,0981	0,1000	0,1181
Promedio	0,0981	0,1000	0,1181
Tristimulus value 1	93,6189	95,6480	109,2015
Tristimulus value 2	93,5940	95,6320	109,2291
Tristimulus value 3	93,6459	95,6750	109,2558
Promedio	93,6196	95,6517	109,2288
Trichromatic coefficient 1	0,3367	0,3373	0,3260
Trichromatic coefficient 2	0,3366	0,3373	0,3261
Trichromatic coefficient 3	0,3367	0,3373	0,3260
Promedio	0,3367	0,3373	0,3260

Este valor promedio se utilizó para localizar el color en el diagrama de cromaticidad que se muestra en la figura 46 y la longitud de onda en la figura 47.

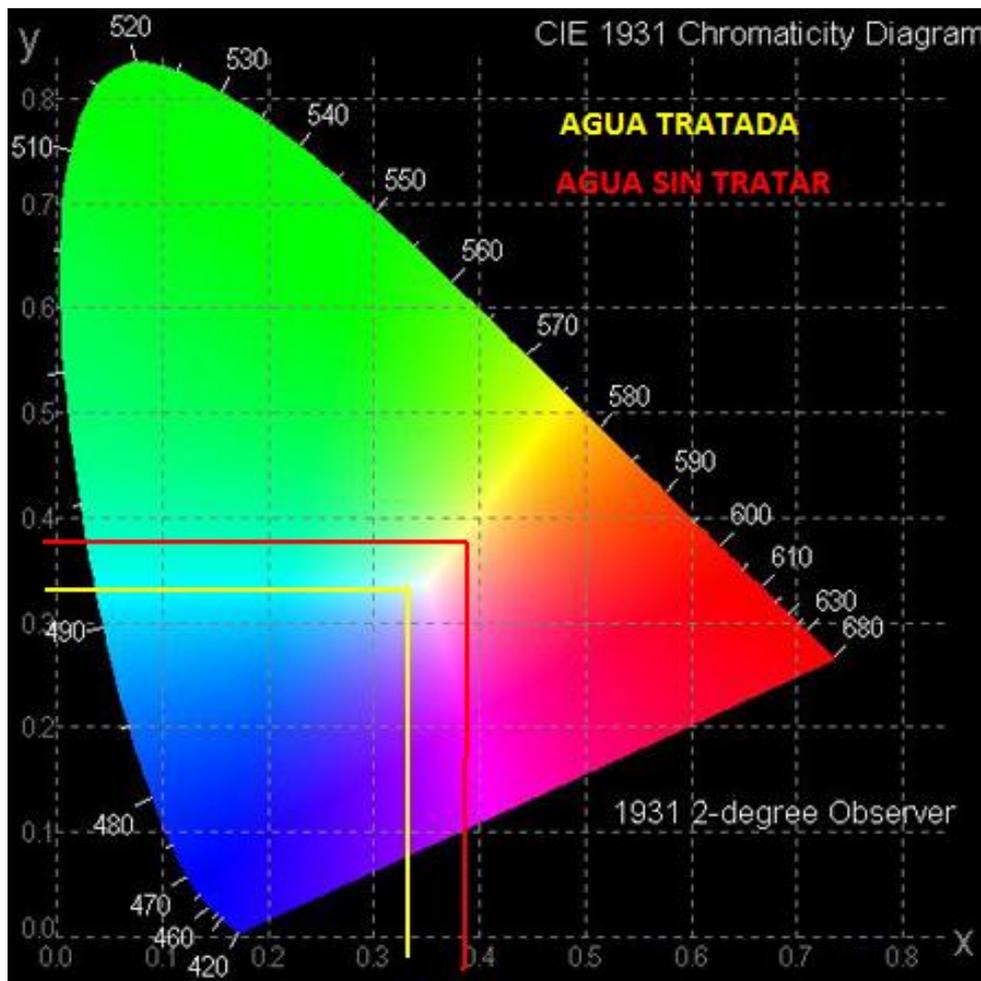


Figura 46 Diagrama de cromaticidad de las muestras analizadas.

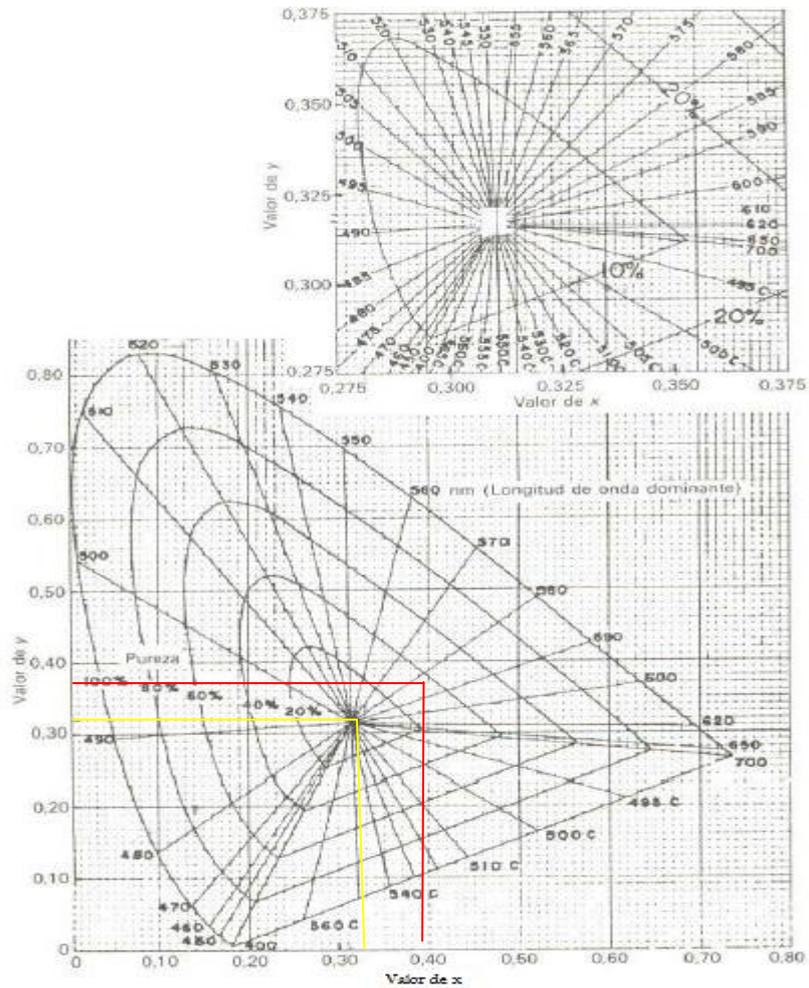


Figura 47 Diagrama de cromaticidad con longitudes de onda de las muestras analizadas (APHA, AWWA, 1985).

Se obtuvieron las longitudes de onda según el tipo de agua las cuales fueron:

Agua sin tratar: 520nm

Agua tratada: 580nm

Dándonos como colores según la tabla número 8:

Agua sin tratar: Verde

Agua tratada: de Amarillo a Naranja amarillento

c. SÓLIDOS TOTALES

En la tabla 22 se muestran datos obtenidos con cápsula de porcelana y crisol Gooch para cada muestra analizada.

Tabla 22 Datos obtenidos de capsula de porcelana y crisol Gooch + muestras de agua sin tratar y tratada

	AGUA SIN TRATAR			AGUA TRATADA		
	Repetición 1 (gr)	Repetición 2 (gr)	Repetición 3 (gr)	Repetición 1 (gr)	Repetición 2 (gr)	Repetición 3 (gr)
Cápsula de porcelana a peso constante (W1)	45.86	54.65	51.3	59.12	44.73	54.28
Cápsula + Muestra seca (W2)	45.88	54.66	51.31	59.14	44.74	54.29
Cápsula + Ceniza de Muestra (W3)	45.88	54.66	51.29	59.04	44.70	54.24
Gooch (W4)	23.47	18.64	22.33	22.03	21.81	21.34
Gooch + Muestra seca (W5)	23.48	18.67	22.36	22.05	21.82	21.36
Gooch + ceniza de Muestra (W6)	23.46	18.64	22.33	22.02	21.80	21.34

Cálculos:

Para el cálculo de los sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos solubles totales (SST), sólidos solubles volátiles (SSV) y los sólidos solubles fijos (SSF), se tomaron en cuenta los promedios de cada peso mostrados en la tabla 24.

Tabla 23 Valores obtenidos para la prueba de sólidos totales.

	AGUA SIN TRATAR			AGUA TRATADA		
	800	400	400	800	400	400
Sólidos Totales (mg/L)	0	0	0.02	0.01	0.04	0.05
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)						

CONTINUA TABLA 23

Sólidos Totales Fijos (mg/L)	800	400	399.98	799.99	399.96	399.95
Sólidos Solubles Totales (mg/L)	400	1200	1200	800	400	800
Sólidos Solubles Volátiles (mg/L)	0.02	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02
Sólidos Solubles Fijos (mg/L)	399.98	1199.97	1199.97	799.97	399.98	799.98

$$ST = (W2 - W1/25ml) * 10^6$$

$$STV = W2 - W3$$

$$STF = ST - STV$$

$$SST = (W5 - W4 / 25ml) * 10^6$$

$$SSV = W5 - W6$$

$$SSF = SST - SSV$$

Tabla 24 Promedio de resultados de la prueba de sólidos totales

	Agua sin tratar	Agua tratada
Sólidos Totales (mg/L)	533.33	533.33
Sólidos Totales Volátiles(mg/L)	0.01	0.03
Sólidos Totales Fijos (mg/L)	533.33	533.30
Sólidos Solubles Totales (mg/L)	933.33	666.67
Sólidos Solubles Volátiles (mg/L)	0.03	0.02
Sólidos Solubles Fijos (mg/L)	933.31	666.64

3.4 PROPIEDADES QUÍMICAS

a. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Al utilizar el puente de Wheatstone se tiene que tomar en cuenta el valor de la constante del electrodo (1 micro mho/cm).

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 25.

Tabla 25 Resultados de conductividad eléctrica promedio de aguas analizadas.

Tipo de muestra a analizar	Repetición 1 (μmhos)	Repetición 2 (μmhos)	Repetición 3 (μmhos)	PROMEDIO (μmhos)
Agua residual	500	550	530	526.6
Agua tratada	410	410	410	410

b. DUREZA TOTAL

Los volúmenes iniciales fueron de 50mL en todas las muestras. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 26.

Tabla 26 Resultados por triplicado de volumen de EDTA para agua residual y tratada del taller de cárnicos

	Volumen ml gastado de titulante EDTA 0.01M			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	6.9	7	7.5	7.13
Tratada	3.2	3	3	3.07

Obtenidos estos datos se procede a hacer el cálculo de la dureza total para cada una de las muestras utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{CaCO}_3 \text{ mg/L} = \text{Vol gastado de titulante promedio} * \text{Molaridad de titulante} * 100 * 1000 / \text{vol. de la muestra.}$$

Obteniendo los resultados de la tabla 27.

Tabla 27 Resultados de dureza total promedio de aguas analizadas

	CaCO ₃ mg/L			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO

Continuación tabla 27

Sin tratar	138	140	150	142.67
Tratada	64	60	60	61.33

c. DUREZA DE CÁLCIO

Los volúmenes iniciales fueron de 50 ml en todas las muestras. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 28.

Tabla 28 Resultados por triplicado de dureza de calcio para agua residual y tratada del taller de cárnicos.

	Volumen gastado de titulante EDTA 0.01M			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	4.3	4.0	4.0	4.1
Tratada	2.0	1.8	1.9	1.9

Obtenidos estos datos se procede a hacer el cálculo de la dureza total para cada una de las muestras utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{CaCO}_3 \text{ mg/L} = \text{Vol gastado de titulante promedio} * \text{Molaridad de titulante} * 100 * 1000 / \text{vol. de la muestra.}$$

Obteniendo los resultados de la tabla 29.

Tabla 29 Resultados de dureza de calcio promedio de aguas analizadas

	CaCO ₃ mg/L			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	86	80	80	82
Tratada	40	36	38	38

Con estos datos se pudo obtener la Dureza de Magnesio por diferencia (Ver tabla 30).

Tabla 30 Resultados de dureza de magnesio de aguas analizadas.

	DUREZA DE MAGNESIO			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	52	60	70	60.67

Continuación tabla 30				
Tratada	24	24	22	23.33

d. ALCALINIDAD

Al agregar las gotas de indicador fenolftaleína no se observó ningún cambio en la coloración de la muestra de agua (de incoloro a rosa), se procedió a la titulación utilizando naranja de metilo.

A las mismas muestras, se les añadió unas gotas de indicador naranja de metilo y se observó un cambio en su coloración de incolora a amarillo, lo cual nos indica la presencia de iones en las muestras de agua; por lo que se procedió a la titulación con el ácido sulfúrico obteniendo los datos mostrados en la tabla 31.

Los volúmenes iniciales fueron de 50mL en todas las muestras.

Tabla 31 Resultados de alcalinidad en agua residual y tratada del taller de cárnicos.

	Volumen en mL gastado de titulante Ácido Sulfúrico 0.02N			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	6.1	6.2	6.4	6.3
Tratada	4.2	4.3	4.1	4.2

Obtenidos estos datos se procedio a hacer el cálculo de la alcalinidad para cada una de las muestras utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{CaCO}_3 \text{ mg/L} = (\text{Vol gastado de titulante promedio} * \text{Molaridad de titulante} * 50 * 1000) / \text{vol. de la muestra.}$$

Logrando así los resultados mostrados en la tabla 32.

Tabla 32 Resultados de Alcalinidad promedio de agua analizadas.

	Alcalinidad total mg/L			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	122	124	132	126
Tratada	84	86	82	84

e. GRASAS Y ACEITES

La determinación de las grasas y aceites obtenidos en las muestras de agua residual se calcularon a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{Grasas y aceites mg/L} = (W2 - W1) * 1000 / \text{Vol. De la muestra}$$

W1: Peso inicial del vaso de precipitados sometido a peso constante [=]g.

W2: Peso del vaso de precipitados después de haber realizado la evaporación de la fase orgánica [=]g.

Obteniendo los resultados mostrados en la tabla 33 para vasos precipitados sometidos a peso contante, la tabla 34 muestra los pesos finales de los vasos sometidos a evaporación.

Tabla 33 Resultados por triplicado de peso inicial de vasos precipitados sometidos a peso constante.

	Pesos W1 (g)		
	Rep 1	Rep 2	Rep 3
Sin tratar	49.32	49.55	48.57
Tratada	27.46	49.61	29.57

Tabla 34 Resultados por triplicado de pesos finales después de la evaporación.

	Pesos W2 (g)		
	Rep 1	Rep 2	Rep 3
Sin tratar	49.39	49.60	48.62
Tratada	27.45	49.60	29.56

Los valores obtenidos de grasas y aceites se muestran en la tabla 35.

Tabla 35 Resultados por triplicado de grasas y aceites de aguas analizadas.

	Grasas y aceites (mg/L)			
	Rep 1	Rep 2	Rep 3	PROMEDIO
Sin tratar	0.28	0.2	0.2	0.2
Tratada	0.04	0.04	0.04	0.04

f. HIERRO TOTAL

Los valores obtenidos para la curva patrón fueron los que se muestran en la tabla 36.

Tabla 36 Valores de absorbancia para Hierro total.

µg Fe	% Absorbancia
1	0.012
2	0.035
10	0.085
20	0.14
40	0.225
60	0.27

Una vez obtenidos los valores de la tabla 35, se procedió a realizar la curva patrón la cual se ilustra en la figura 48.

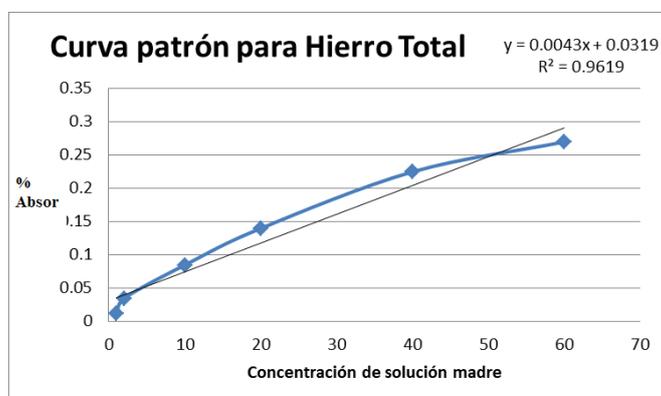


Figura 48 Curva patrón para determinar %Absorbancia en la prueba de Hierro Total

Para cada tipo de agua analizada se obtuvieron distintos valores de absorbancia mostrados en la tabla 37.

Tabla 37 Porcentajes de Absorbancia para hierro total.

	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
Agua sin tratar	0.25	0.25	0.25	0.25
Agua tratada	0.04	0.06	0.05	0.05

Con la curva patrón realizada se pudo obtener la cantidad de Hierro en las aguas analizadas (ver tabla 38).

Tabla 38 Microgramos de Hierro en Aguas analizadas.

	µg Hierro
Agua sin tratar	55.5
Agua tratada	Menos de 1

g. OXÍGENO DISUELTO

En la tabla 39 se muestran los promedios de los resultados obtenidos para cada tipo de agua analizada.

Tabla 39 Volumen gastado de titulante promedio de cada tipo de agua analizada.

	Volumen en ml de titulante gastado para cada muestra			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
Agua sin tratar	2.1	2.5	2.3	2.3
Agua tratada	3.3	3.2	3.4	3.3

Con los valores promedio de cada tipo de agua analizada, se calculó la cantidad de oxígeno disuelto en las muestras mediante la siguiente fórmula:

$$\text{OD mg/l} = (\text{Normalidad del titulante}) * [(\text{Volumen de titulante (ml)} * (8000))] / (\text{Volumen de muestra (ml)}).$$

Dando los resultados mostrados en tabla 40.

Tabla 40 Cantidad de Oxígeno disuelto de cada agua analizada.

Tipo de agua	Oxígeno Disuelto (mg/L)
Agua sin tratar	4.6
Agua tratada	6.6

h. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

Tomando en cuenta que el valor de Oxígeno Disuelto del Agua Residual sin tratar es de 4.6 mg/L, se hicieron diluciones mostradas en la tabla 41, tomando en cuenta el rango de dilución recomendada para este valor:

Tabla 41 Diluciones realizadas para cada tipo de agua según el valor de Oxígeno disuelto calculado.

Tipo de agua	Valor de OD (mg/L)	Primera dilución	Segunda dilución	Tercera dilución	Cuarta dilución
Agua sin tratar	4.6	5% = 15 ml	10% = 30 ml	15% = 45 ml	****
Agua tratada	6.6	10% = 30 ml	20% = 60 ml	30% = 30 ml	40% = 120 ml

De acuerdo a la dilución para cada tipo de agua, se colocaron los mililitros en cada frasco Winkler y se llenaron hasta el tope con el agua nutritiva preparada y aireada con anterioridad.

Una vez que se observó el vire de cada una de las muestras de obtuvieron los volúmenes gastados de titulante, y se registraron los valores mostrados en tabla 42.

Tabla 42 Resultados promedio obtenidos de volumen de titulante gastado para cada tipo de agua analizada en la prueba de DBO

Tipo de agua	Agua sin tratar			Agua tratada			
	MILILITROS GASTADOS (ml)						
Concentración	5%	10%	15%	10%	20%	30%	40%
Repetición 1	0.2	2.3	0	1.3	0.4	1.8	0.7
Repetición 2	0.2	2.6	0	1.6	0.5	2.2	1
Repetición 3	0.2	2.3	0	1.6	0.5	2.3	1
PROMEDIO	0.2	2.4	0	1.5	0.46	2.1	0.9

Con los valores promedio se procedió a calcular el valor de OD para cada muestra utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{OD mg/L} = (\text{Normalidad del titulante} * \text{Volumen gastado de titulante (ml)} * 8000) / \text{Volumen de la muestra (ml)}.$$

Obteniendo los valores de la tabla 43.

Tabla 43 Valores de Oxígeno Disuelto en muestras de DBO

	Concentración (%)	Oxígeno Disuelto (mg/L)
Agua sin tratar	5	0.4
	10	4.8
	15	0
Agua tratada	10	3
	20	0.92
	30	4.2
	40	1.8

Se tomó en cuenta el valor de la muestra diluida que representara la mitad del Oxígeno Disuelto del blanco.

$$DBO_5 \text{ mg/L} = O.D. \text{ inicial} - O.D._{1/2} \text{ final} / f$$

Donde:

OD inicial= el oxígeno disuelto en el blanco.

O.D._{1/2} final= el oxígeno disuelto en la muestra diluida que se acerca a la mitad del oxígeno consumido por el blanco.

f= es el porcentaje de la muestra de agua tratada seleccionada como la mitad del oxígeno consumido por el blanco.

Los valores del Blanco calculado fueron los mostrados en la tabla 44.

Tabla 44 Oxígeno Disuelto del Blanco

	Concentración	Volumen gastado de titulante (ml)	Oxígeno Disuelto (mg/L)
Blanco	0%	0.6	6.69 - 7

Es entonces cuando se tienen los resultados mostrados en la tabla 45 para cada tipo de agua analizada:

Tabla 45 Resultados de DBO de aguas analizadas.

	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)
Agua sin tratar	46
Agua tratada	16.33

e. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

Para esta prueba se obtuvieron los valores promedio mostrados en la tabla 46.

Tabla 46 Resultados promedio de %Absorbancia para Demanda Química de Oxígeno

	Repetición 1 (%Absorbancia)	Repetición 2 (%Absorbancia)	Repetición 3 (%Absorbancia)	Promedio
Agua Residual	0.112	0.086	0.086	0.094
Agua tratada	0.019	0.017	0.019	0.018

En esta experimentación se construyó una curva patrón, ilustrada en la figura 49, para poder determinar los parámetros de nivel de oxígeno disponible en cada muestra para la oxidación de la materia orgánica químicamente posible, para la construcción de esta curva se utilizó Ftalato de potasio desecado previamente a las concentraciones mostradas en la tabla 47.

Tabla 47 Valores para construcción de curva patrón para DQO

CONCENTRACIÓN DE FTALATO	ABSORBANCIA
0	0
25	0.002
100	0.011
750	0.106
1000	0.13533
1200	0.17533
1500	0.21366
1800	0.29333
2000	0.31866

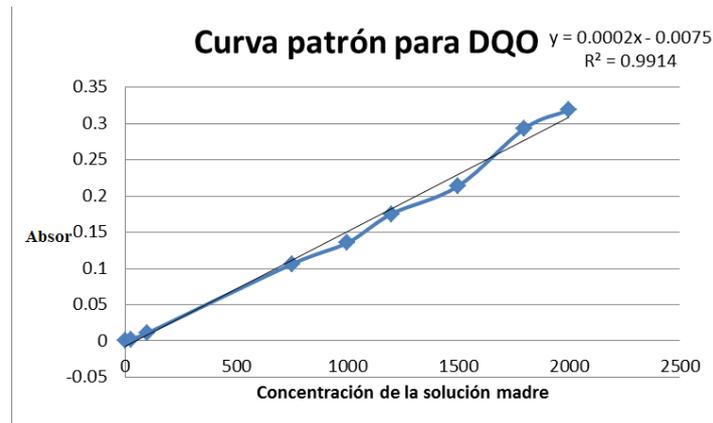


Figura 49 Curva patrón para determinar Absorbancia en la prueba de DQO

Interpretando los valores promedio de nivel de absorbancia para cada tipo de muestra, se observó que la concentración de DQO en las muestras de agua tienen los valores mostrados en la tabla 48.

Tabla 48 Valores de DQO presentes en aguas analizadas.

	Promedio Absor	Valor de DQO(mg/L)
Agua sin tratar	0.094	665.094
Agua tratada	0.018	127.358

3.5 DETERMINACIÓN DE COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES FECALES Y *E. COLI*

Se siguieron las instrucciones dadas por el fabricante de las placas Petrifilm[®] obteniendo los valores mostrados en la tabla 49.

Tabla 49 Conteo de placas Petrifilm[™] para coliformes totales, fecales y *E. coli*

	Coliformes Totales (UFC/100 ml)	Coliformes Fecales (UFC/100 ml)	<i>E. coli</i> (UFC/100 ml)
Condiciones de incubación	35 ±1 °C x 24 horas	44.5±1°C x 48 horas	35±1°C x 24 horas
Agua sin tratar	250	10	3
Agua tratada	2	0	0

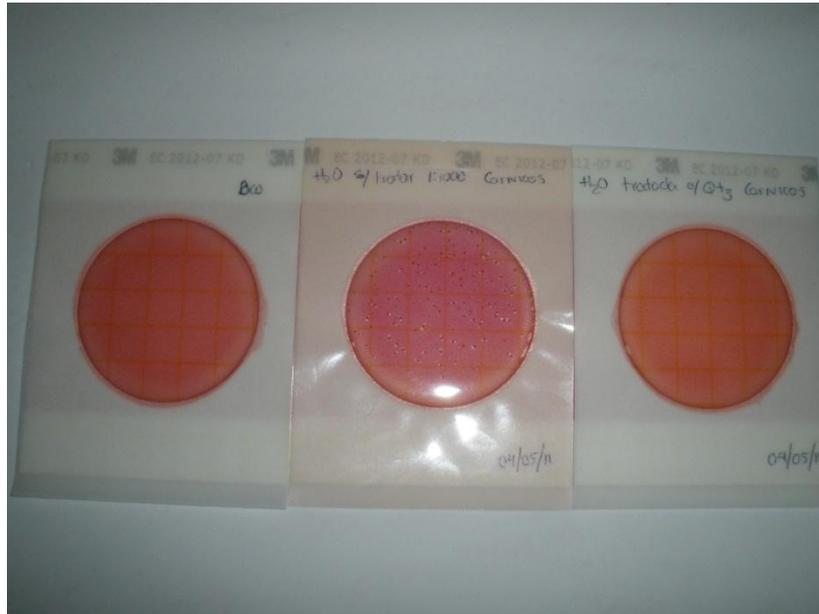


Figura 50 Resultado obtenidos de aguas analizadas en Placas Petrifim®.

3.6 TABLA RESUMEN DE RESULTADOS OBTENIDOS

Tabla 50 Resumen de resultados

PARAMETRO	AGUA SIN TRATAR	AGUA TRATADA	Porcentaje de diferencia
Color aparente (UPtCo)	1	1	0%
Color Verdadero (nm)	580	520	Naranja amarillenta a Verde
Ph	7.3	7.4	↑0.1
Dureza Total (CaCO ₃ mg/L)	142.67	61.3	↓57%
Dureza de Calcio (CaCO ₃ mg/L)	82	38	↓54%
Dureza de magnesio (CaCO ₃ mg/L)	60.67	23.3	↓63%
Alcalinidad (CaCO ₃ mg/L)	126	84	↓33%
Sólidos Totales (mg/L)	533.33	533.33	0%

CONTINUACION TABLA 50

Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	0.01	0.03	↑300%
Sólidos Totales Fijos (mg/L)	533.33	533.30	↓0.9%
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	933.33	666.67	↓29%
Sólidos Suspendidos Volátiles (mg/L)	0.03	0.02	↓33%
Sólidos Suspendidos Fijos (mg/L)	933.31	666.64	↓29%
Conductividad Eléctrica	526.6	410	↓22%
Grasas y Aceites (mg/L)	0.2	0.04	↓20%
Hierro total (µg)	55.5	<1	↓100%
Oxígeno Disuelto (mg O₂/L)	4.6	6.6	↑43%
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) (mg/L)	46	16.33	↓35%
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	665.094	127.358	↓80%
Coliformes totales (UFC/100ml)	250	2	↓99%
Coliformes Fecales (UFC/100ml)	10	0	↓100%
<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	3	0	↓100%

3.7 ANALISIS DE RESULTADOS

La tabla 49 muestra una comparación de los resultados obtenidos tanto de aguas sin tratar como aguas tratadas con su respectivo porcentaje de aumento de descenso de cada parámetro.

PRUEBAS FÍSICAS

En primer lugar se tiene el *color aparente*, físicamente las aguas se observaban distintas en cuanto a su color debido a la presencia excesiva de materia orgánica proveniente del matadero, la cual disminuyó considerablemente con respecto al agua ya tratada con el biopolímero, se obtiene que el valor es de 1 en unidades de color según la tabla 19 en ambos casos.

Para *color verdadero*, se debe de tomar en cuenta que el aparato de medición de color por espectrofotometría tiene una mayor precisión, los resultados muestran que el color del agua residual es Naranja amarillenta y que el agua tratada con el biopolímero es Verde según los resultados obtenidos durante el análisis espectrofotométrico y los gráficos de cromaticidad, esto quiere decir que el biopolímero retiró la mayor parte de la materia orgánica disuelta.

A medida que el color aumenta, la capacidad de absorción de energía solar es mayor, y por ello se eleva la temperatura del agua al contacto con el suelo del canal en donde se confinan estos efluentes. Esto afecta la capacidad de absorción de oxígeno disuelto en la corriente y la falta de este causa el efecto de eutrofización temprana en el canal, lo que trae severos problemas ya que puede existir producción de toxinas que eliminan algunas algas presentes por lo tanto existiría una desoxigenación del agua, problemas de acumulación de fangos por la disminución del flujo de estas aguas residuales y reducción de la posibilidad de utilización del agua para otros fines debido al lodo, infestación de malas hierbas y olores molestos producción por la descomposición de las algas (Ongley, 1997).

Para *potencial de hidrógeno* se observa un aumentó de 7.3 a 7.4, esto puede ser debido a la adición del biopolímero, este aumento no presenta un problema significativo debido a que se encuentran ambos casos cerca de la neutralidad.

Se han realizado estudios extensos que indican que el quitosán puede reducir *sólidos suspendidos* en aguas de desecho de procesos de alimentos desde un 65% a un 99% (Yarema, 2005); en los resultados mostrados se puede observar que la mayor cantidad removida fue de *sólidos suspendido volátiles* con un 33%, los demás valores van desde 0% hasta un aumento del 300% en el caso de *sólidos totales volátiles*, esto puede ser debido a la presencia del biopolímero aun dentro del agua tratada, todos los valores pueden ser disminuidos con una

filtración para que el agua quede más limpia y con poca presencia de los sólidos que puede proporcionar el quitosán.

PRUEBAS QUÍMICAS

Para *Dureza total, de calcio y de magnesio* de acuerdo a los resultados obtenidos se observa el efecto que tiene el quitosán para la reducción de iones Ca^{++} y Mg^{++} en una concentración del 1%, la reducción en los tres casos de Dureza va desde el 38 al 42%, esto indica que el quitosán es efectivo en la remoción de estos iones.

Para la *Alcalinidad* se muestra con los resultados obtenidos que este valor es elevado en los efluentes del taller de Cárnicos de la FES Cuautitlan, la cual al ser tratada con el biopolímero disminuye un 67% al valor original, esto muestra que el biopolímero tiene una fácil interacción con las sales presentes en este tipo de agua residual, posiblemente las sales encontradas en esta agua eran aniónicas y como el quitosán posee una carga positiva, la unión electrostática de ambos compuestos fue efectiva y se logró la remoción de estas sales efectivamente.

Para *conductividad eléctrica* al tener el tratamiento del agua residual con el biopolímero natural, se observa una reducción del 78% del valor inicial de conductividad eléctrica del agua sin tratamiento, este es un valor importante, esto indica que el quitosán tiene una mayor capacidad para atraer los iones disueltos en este tipo de agua por la forma y disposición de los grupos amino que están a lo largo de la cadena polimérica.

Para *grasas y aceites* durante el tratamiento se observa que se tiene una reducción del 20%, esto es debido a que los grupos amino cargados positivamente del polielectrolito quitosán, pueden interaccionar fácilmente con las cargas negativas de los carboxilos y formar flóculos grasos más materia orgánica, que pueden ser removido por filtración del agua y así tener un agua tratada con mejores características tanto visuales como en la disminución de su carga de materia grasa. Esta característica del quitosán además de permitir obtener una agua tratada con menor cantidad de grasas y aceites, ha llevado a su uso en productos farmacéuticos cuya finalidad es atrapar la grasa de la ingesta diaria y así disminuir el contenido calórico de la dietas (Pacheco, 2009).

Para *oxígeno disuelto* en el agua residual sin tratamiento se encuentra presente lo cual nos dice que no es un agua totalmente contaminada, al tratar esta agua con el biopolímero se tiene una mayor cantidad de oxígeno lo que nos indica que el polímero no interfiere con la disociación del oxígeno en el afluente, lo que se ve reflejado en el aumento del 13%, esto nos

dice que esta agua tratada tiene una mayor posibilidad de ser utilizada en actividades en lugar de ser vertida al sistema de drenaje.

Para *Demanda Bioquímica de Oxígeno* la reducción de este parámetro es de 35%, esto debido a que entre menor sea la carga orgánica e inorgánica presente, los valores de DBO₅ disminuyen porque existe menos cantidad de materia potencialmente oxidable o degradable por la carga microbiana, esto nos indica que la composición orgánica permite la interacción con la cadena polimérica del quitosán, teniendo así la reducción de este parámetro.

Para *Demanda Química de Oxígeno* las reducciones suelen ser bajas debido al alto contenido de sustancias orgánicas solubles que no son removidas por coagulación (Yarema, 2005), en este trabajo se muestra una reducción del 80% por lo tanto las sustancias orgánicas presentes en esta agua son insolubles en agua y es fácil su remoción por coagulación por gravedad.

Para *Hierro Total* la reducción de este parámetro es notorio ya que disminuye un 100% esto también se puede observar por el cambio de coloración dentro del agua, lo cual nos indica que la presencia de sangre es nula dentro del agua tratada y por lo tanto se obtuvo una agua más cristalina.

PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

Para la determinación de coliformes fecales, totales y *E. coli*, a pesar de que las temperaturas de incubación de cada una de las pruebas es distinta, el quitosán mostró una gran eficacia en su eliminación.

Para el caso de Coliformes fecales en que las condiciones de incubación son de $44.5 \pm 1^\circ\text{C}$ por un periodo de 48 horas, se tiene una eliminación total de este microorganismo. Para la detección de *E. coli* en la que las condiciones de incubación son de $35 \pm 1^\circ\text{C}$ por 24 horas también se ve una eliminación total de este microorganismo. Para coliformes totales donde sus condiciones de incubación son de $35 \pm 1^\circ\text{C}$ por 24 horas de incubación, el porcentaje de reducción es muy elevado. Todos estos resultados nos dicen que el quitosán es un buen agente bactericida, esto es debido quizás a que la interacción electrostática entre el quitosán cargado positivamente (polielectrolito catiónico) y algunas bacterias con membranas celulares cargadas negativamente (Gram negativas como la *Escherichia coli*), esto altera significativamente las propiedades de barrera de la membrana exterior del microorganismo (Helander, 2001).

COMPARACIÓN DE RESULTADOS

Tabla 51 Límites máximos permisibles establecidos en la NOM-ECOL-001- 1996 y resultados obtenidos de agua residual.

			AGUAS RESIDUALES	AGUA RESIDUAL SIN TRATAR
PARÁMETROS	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM 001 ECOL/96	RESULTADOS OBTENIDOS	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM 001 ECOL/96	RESULTADOS OBTENIDOS
Temperatura	TEMP	°C	24.6	24
Potencial de Hidrógeno	Ph	Unidad	6.8	7.3
Conductividad Eléctrica	COND	umhos/cm.	1,338	526.6
Grasas y Aceites	GYA	mg/l	89	0.2
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	389	933.33
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/l	319	46
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	620	665.094
Coliformes	C.T.	NMP/100 ml	2.687E+07	250

Totales				
----------------	--	--	--	--

CONTINUACION TABLA 51

Coliformes Fecales	C.F.	NMP/100 ml	2.890E+06	10
-------------------------------	------	------------	-----------	-----------

***** No especificado en Norma

De acuerdo con la NOM-ECOL-001.1996 los valores registrados en la tabla 50 son los máximos permisibles para que ésta sea desechada. Se puede observar que en general el agua residual sin tratar cumple con los valores permitidos según la norma para su deshecho a excepción de 4 parámetros, Potencial de hidrogeno, Sólidos suspendidos totales, DQO, esto puede deberse a que las aguas en esta norma son en general y no menciona específicamente parámetros para aguas provenientes de mataderos, el potencial de Hidrógeno tanto el reportado como el obtenido se encuentra cerca de la neutralidad así que este parámetro se encuentra en rango de aceptación, la DQO y SST son elevados debido a la presencia de materia orgánica.

Tabla 52 Usos posibles de acuerdo a resultados obtenidos de agua tratada según NOM 001 Y 003.

		NORMA OFICIAL MEXICANA NOM 001 ECOL/96	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM 003 ECOL/97	NORMA OFICIAL MEXICANA NOM 003 ECOL/97	RESULTADOS OBTENIDOS
PARÁMETROS		SUELO - RIEGO AGRICOLA (A)	USO PUBLICO - DIRECTO	USO PUBLICO - INDIRECTO	AGUA TRATADA
Temperatura	TEMP	N.A.	*****	*****	24
Potencial de Hidrógeno	PH	(5 - 10)	*****	*****	7.4
Conductividad Eléctrica	COND	*****	*****	*****	410
Grasas y Aceites	GYA	15-25	15	15	.04

CONTINUACION TABLA 52

Sólidos Suspendidos Totales	SST	N.A.	20	30	666.67
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	N.A.	20	30	16.33
Demanda Química de Oxígeno	DQO	N.A.	*****	*****	127.358
Color	Color	*****	*****	*****	Verde
Coliformes Totales	C.T.	N.A	*****	*****	2
Coliformes Fecales	C.F.	1,000-2,000	240	1000	0

N.A. : No aplica

***** No especificado en Norma

La ley federal de derechos en materia de agua dice que los cuerpos receptores tipo A son aquellos en las que las descargas se hacen en ríos, aguas costeras y suelo, algunos parámetros varían de acuerdo al cuerpo receptor:

- ≥ sólidos suspendidos 150 – 200 en ríos y aguas costeras
- ≥ DBO₅ de 150 – 200 en ríos y aguas costeras

La NOM-003 dice que:

- El agua de reuso en servicios al público con contacto directo es aquel que se destina a actividades donde el público usuario esté expuesto directamente o en contacto físico (llenado de lagos y canales artificiales recreativos con paseos en lancha, remo, canotaje y esquí; fuentes de ornato, lavado de vehículos, riego de parques y jardines).
- El agua de reuso en servicios al público con contacto indirecto u ocasional es aquel que se destina a actividades donde el público en general esté expuesto indirectamente o en contacto físico accidental y que su acceso es restringido, ya sea por barreras físicas o personal de vigilancia (riego en jardines y camellones en autopistas, camellones en avenidas, fuentes de ornato, campos de golf, abastecimiento de hidrantes de sistemas contra incendio, lagos artificiales no recreativos, barreras hidráulicas de seguridad y panteones).

De acuerdo con los resultados obtenidos de la experimentación y a las normas consultadas, se puede tener un agua de riego agrícola (A) y para uso público directo e indirecto.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este trabajo representa una pequeña aportación a la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán Campo 1 y al Taller de Cárnicos de Campo 4; ya que no existe hasta el momento ningún aporte detallado del agua que se vierte al sistema de drenaje municipal, ni de su calidad y posible uso como agua tratada.

La utilización de agentes coagulantes es una buena opción en el tratamiento de efluentes. La utilización de quitosán en concentraciones y condiciones de pH apropiadas es una buena opción para la remoción de carga orgánica, inorgánica y pigmentos disueltos en este tipo de aguas.

El quitosán posee varias propiedades intrínsecas, tales como su no toxicidad, su biodegradabilidad y su comportamiento sobresaliente hace que sea un coagulante efectivo y/o floculante para la eliminación de contaminantes en el estado disuelto. Sus características coagulantes y floculantes, su alta carga catiónica y cadenas largas de polímero, dan lugar a la precipitación.

Numerosos trabajos han demostrado que el quitosán puede ser un sustituto potencial de sales metálicas en el tratamiento de aguas residuales para la eliminación de partículas y sustancias disueltas.

En los resultados obtenidos en el laboratorio, se observó que para el tratamiento de este tipo de aguas el Quitosán al 1% con un grado de desacetilación del 91.8% es una alternativa de tratamiento, ya que disminuye considerablemente la materia orgánica, metales y microorganismos, haciendo que los efluentes tengan una menor carga contaminante, esto hace que esta agua tratada pueda ser reutilizada para riego o uso público ya sea directo o indirecto según la NOM-001-ECOL-1996 Y NOM-003-ECOL-1997.

Se recomienda realizar más estudios en el tratamiento de las aguas que se encuentran en los canales de Campo 4, ya que en estos canales se desechan las aguas residuales provenientes del taller de Lácteos y el taller de Cárnicos al igual que las heces de los animales que ahí se encuentran, el agua en estos se encuentra estancada y esto puede provocar un caldo de cultivo, un aumento en la contaminación de la misma y liberación de gases de efecto invernadero, los cuales contribuyen con el calentamiento global.

BIBLIOGRAFÍA

1. Andersen, D.R.; Schmid, L.A. (1985). "Pilot plant study of an anaerobic filter for treating wastes from a complex slaughterhouse. In Proceedings of 40th Purdue Industrial Waste Conference", Purdue University, Lafayette, IN, 87-98.
2. APHA, AWWA, WPCF. (1985). "Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuals", 16^a ed, Díaz de Santos, S.A. Madrid.
3. Araki, C.; Nakajima, T.; Shimada, A. J. (1992) Jpn. Soc., 39: 894.
4. Black, M.G.; Brown, J.M.; Kaye, E. (1974). "Operational experiences with an abattoir waste digester plant at Leeds", Water Pollut. Control 73:532-537.
5. Bibby, J. (2002). "Innovative Technology Reduces Costs for a Meat Processing Plant", Waterlink, Inc.
6. CAC/RCP 58/2005. Código de prácticas de higiene para la carne.
7. Camin, K.Q. (1970). "Cosst of waste treatment in the meat packing industry. In Proceedings of 25th Purdue Industrial Waste Conference", Purdue University Lafayette, IN, 193-202.
8. COFEPRIS. 2006. "Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales". México.
9. COFEPRIS. 2007. "Guía para lel manejo de residuos en rastros y mataderos municipales". México.
10. DafangZeng (2008). "Application of a chitosan flocculant to water treatment", Carbohydrate polymers 71.
11. Domard A.; Rinaudo M. (1983). "Int. J. Biol. Macromol", 5:49.
12. Domard A.; Piron E.; Federici V.; Barton Y. (1999). "Method of separating al least one metal present in a solution by fixiation onto chitosane", Patente Americana 58932107.
13. Eldridge, E.F. (1942). "Meat-packing and slaughterhouse wastes. In Industrial Waste Treatment Practice", McGraw-Hill, London and New York.
14. Hans Huber (2002). "Wastewater treatment in slaughterhouses and meat processing factories; Technical brochure", Hans Huber AG, Maschinen-und-Andagenbau: Berching, Germany.
15. Hans Huber (2002). "Slaughterhouse wastewater treatment in combination with flotata sludge dewatering, practice report/application info", Hans Huber AG, Maschinen-und-Andagenabau: Berching, Germany.

16. Helander, I. M.; E. L. Nurmiäho Lassila; R. Ahvenainen; J. Rhoades and S. Roller (2001). "Chitosan disrupts the barrier properties of the outer membrane of Gram-negative bacteria". *International Journal of Food Microbiology*. 71:235-244.
17. Hong Kyoon N.; Na Young P.; Shin Ho L.; Samuel PM. (2002). "International Journal of Food Microbiology", 74:65.
18. Jimenez Cisneros, Blanca E. (2001). "La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada". Editorial Limusa, México D.F.
19. Johns, M.R. (1995). "Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review", *Biores. Technol* 54:203-216.
20. Kaul, S.N. (1986). "Biogas from industrial wastewaters", *J. IPHE India* 3:5-17.
21. Kato, M.; Field, J. A.; Versteeg, P.; Lettinga, G. (1994). "Feasibility of the expanded granular sludge bed (EGSB) reactors for the anaerobic treatment of low strength soluble wastewater", *Biotechnol. Bioeng.* 44:469-479.
22. Lárez V. Cristobal (2003), "Algunos usos del quitosán en sistemas acuosos", *Revista Iberoamericana de Polimeros* 4(2).
23. Lárez Velásquez, C. (2006). "Quitina y quitosano: Materiales del pasado para el presente y el futuro", *Avances en química*, 1(2):7.
24. Lettinga, G.; et al. (1980). "Used of up flow. Sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment", *Biotechnol. Bioeng.* 22:699-734.
25. Ley federal de derechos en material de agua (2007). *Diario oficial de la Federacion*.
26. López Vazquez R. (2004). "Tecnología de Mataderos", *Mundi Prensa, Colección Tecnología de alimentos, México*.
27. Mara, D.D.; Pearson, H.W. (1998). "Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean countries", *lagoon technology international: Leeds*.
28. Masse, D.I.; Masse, L. (2000). "Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems", *Can. Agr. Eng.* 42:131-137.
29. Meat and Livestock Australia Ltd. *Eco-Efficiency Manual for Meat Processing*, ABN 39 081 678 364 (MLA), 2002.
30. Millamena, S. M. (1992). "Ozone Treatment of slaughterhouse and laboratory wastewaters", *Aquacult. Eng* 11:23-31.
31. Miranda Castro, Susana Patricia. (2007). "Manual de laboratorio de biotecnología, valoración pH-métrica para grado de desacetilación del quitosán".

32. Miranda Castro, Susana Patricia. (2000). "Proceso para la extracción de quitina a partir de crustáceos y su conversión a quitina. Instituto mexicano de la propiedad industrial. No. De expediente 005444. No. De folio 1175930-5.
33. Muñoz, M. Deyanira. (2005). "SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE MATADERO", Facultad de ciencias agropecuarias 3(1).
34. Nemerow, N.L.; Agardy, F.L. (1998). "Origin and characteristics of meat-packing wastes. In Strategies of Industrial and Hazardous Waste Management", Van Nostrand Reinhold: New York, Agardy, F.J. (editor), 427-432.
35. Norma Mexicana, NMx-AA-042-1987, "Calidad del agua, determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (organismos termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva", publicada en Diario Oficial de la Federación en abril de 1980.
36. NMx-AA-42-1987, "Calidad del agua determinación del numero mas probable (nmp) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva".
37. NOM-001-ECOL-1996, "Limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales".
38. NOM-003-ECOL-1997, "Limites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reusen en servicio al publico".
39. NOM-003-ZOO-1995, "Sacrificio humanitario de los animales domesticos y silvestres".
40. NOM-008-ZOO-1994. "Especificaciones zoosanitarias para la construcción y equipamiento de establecimientos para el sacrificio de animales y los dedicados a la industrialización de productos cárnicos, en aquellos puntos que resultaron procedentes"
41. NOM-194-SSA1-2004, "Productos y servicios. Especificaciones sanitarias en los establecimientos dedicados al sacrificio y faenado de animales para abasto, almacenamiento, transporte y expendio. Especificaciones sanitarias de productos"
42. Ongley, E.D (1997), "Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos" FAO, Roma.
43. Pacheco Aguilar, Ramón (2009), "Efecto de la concentración de quitosano y pH sobre la remoción de sólidos en agua de cola de la industria sardinera", Interciencia, 34:4.
44. Peavy, H.S.; Rowe, D.R. (1986). "Tchobanoglous, G. Environmental Engineering", McGraw-Hill, New York.
45. Qin C.; Qin Q.; Du Y.; Xiao L. (2003) "Polymer Degradation and Stability", 80:435.
46. Qu X.; Wirsén A.; Albertsson A. (2000). "Polymer", 41:4841.

47. Rajeshwari, K.V.; Balakrishnan, M.; Kansal, A.; Lata, K.; Kishore, V.V.N. (2000). "State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment", *Renew. Sust. Energy. Rev.* 4:135-156.
48. Renault F.; Sancey B.; Badot M.; Crini G. (2009). "Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach", *European Polymer Journal* 45(5).
49. Rigola Lapeña, Miguel. (1999). "Tratamiento de aguas industriales, aguas de proceso y residuales", Editorial Alfaomega, Marcombo, Barcelona España.
50. Rinaudo, Marguerite (2006). "Quitin and Quitosan, Properties and applications", *Progress in polymer science* 31.
51. Travers, S.M.; Lovett, D.A. (1985). "Pressure flotation of slaughterhouse wastewaters using carbon dioxide", *Water Res.* 19:1479-1482.
52. US Department of Health Education and Welfare (1958). "An Industrial Waste Guide to the Meat Industry", USDHEW. US Public Health Service Publication 386.
53. USEPA (1975). "Development Document for effluent limitation guidelines and new source performance standards for the poultry segment of the meat product and rendering processing point source category", USEPA, EPA-440/1-75-031b.
54. USEPA (1983). "Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds", USEPA, EPA 625/1-83-016.
55. Vargas C. Maricruz; Romero E. Luis (2006). "Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en costa rica", *Tecnología en Marcha* 19:4.
56. Wang, Lawrence (2008). "Tratamiento de los residuos de la industria del procesado de alimentos", *Acribia*, 1ª edición, Zaragoza.
57. Watcher R.; Mc. Grath S.; Baker A. (1999). "Cationic Biopolymers", *Patente norteamericana* 5962663.