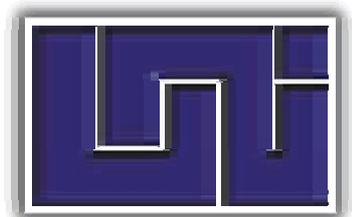


Mon
662.93
L864
2009

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERIA
Facultad de Ingeniería Química



***Estudio de la Remoción de Materia Orgánica por los Procesos de
Coagulación Mejorada y Filtración con Carbón Activado***

Trabajo de Diploma Presentado por:

Br. Xochil Arianna López Mendoza

Para optar al Título de Ingeniero Químico

Tutor:

Msc. Ing. Indiana García Granados

Managua, Septiembre del 2009

DEDICATORIA

A quien ha estado conmigo siempre, dándome fuerza para seguir luchando, esperanza para seguir soñando, guiándome en la vida, mostrándome mis errores, ayudándome en los momentos difíciles y cuidándome cuando lo he necesitado.

A mis abuelas por el cariño que me han dado y el tiempo que invirtieron en mí criándome y educándome

A la memoria de mi madre.

A mis compañeros y amigos de la universidad, tantos que nombrar, quienes vieron mis locuras y aguantaron mis enojos, a esos que a pesar de todo siguieron conmigo.

AGRADECIMIENTO

Le agradezco especialmente a mi tutora la Msc. Ing. Indiana García por haber sido excelente en su labor de guía siendo ardua e incansable trabajadora.

Al proyecto UNI-SAREC-FIQ, por haber hecho posible la realización de esta tesis.

A quienes de una u otra forma me han apoyado.

A quienes han confiado en mí.

A todos los que me acompañaron en esta etapa valiosa y enriquecedora que es la vida universitaria.

CARTA DEL CATEDRATICO GUIA

El trabajo desarrollado por la estudiante Xochil Arianna López Mendoza es innovador ya que combina tres diferentes tipos de tratamiento para reducir la materia orgánica, encontrando en su investigación resultados excelentes. Ella ha demostrado ser una persona muy disciplinada, con espíritu investigador y con mucha iniciativa. Por lo que le solicito al jurado la aprobación de esta tesis que lleva por nombre ***Estudio de la Remoción de Materia Orgánica por los Procesos de Coagulación Mejorada y Filtración con Carbón Activado*** para la obtención del título de Ingeniero Químico.

MSc. Ing. Indiana García

Profesor Titular

RESUMEN

El presente estudio consistió en determinar la influencia de la aplicación de coagulación mejorada, doble coagulación con quitosana y filtración con carbón activado en la remoción de materia orgánica usando agua sintética con tres diferentes concentraciones de ácido húmico. Los resultados demuestran que esta combinación de tratamiento es eficiente en la remoción del material orgánico del tipo disuelto, ya que alcanzan remociones del 100% en el color, carbono orgánico disuelto, y absorbancia a la luz ultravioleta a 254 nm. En cambio, la turbiedad es removida en menor porcentaje.

Debido a lo anterior la máxima concentración de trihalometanos encontrados en el proceso de desinfección fue de 37 encontrada de 37 $\mu\text{g/L}$, valor por debajo de las normas de Nicaragua (460 $\mu\text{g/L}$) y los Estados Unidos (80 $\mu\text{g/L}$).

INDICE

CONTENIDO		Página
Portada Interna		i
Dedicatoria		ii
Agradecimiento		iii
Carta del Catedrático Guía		iv
Resumen		v
Capítulo I	Introducción y Objetivos	1
1.1	Introducción	1
1.2	Objetivos	4
1.2.1	Objetivo General	4
1.2.2	Objetivos Específicos	4
Capítulo II	Marco Teórico	5
2.1	Calidad del Agua	5
2.1.1	Características Físicas	6
2.1.2	Características Químicas	7
2.1.3	Características Microbiológicas	12
2.1.4	Características Orgánicas	14
2.2	Normas de Calidad en Nicaragua	18
2.3	Potabilización del Agua	20
2.3.1	Aireación	20
2.3.2	Mezcla Rápida	21
2.3.3	Coagulación-Floculación	21
2.3.4	Sedimentación	22
2.3.5	Filtración	23
2.3.6	Desinfección	23

2.4 Subproductos de la Desinfección	24
2.4.1 Formación de los DBPs	25
2.4.2 Tipos de Subproductos de la Desinfección	27
2.4.3 Consecuencias a la Salud	30
2.4.4 Normativa para Subproductos de la Desinfección	31
2.4.5 Control de los DBPs	32
2.5 Procesos Aplicados en este Estudio	35
2.5.1 Coagulación Mejorada	35
2.5.2 Coagulación-Floculación con Polímeros	37
2.5.3 Carbón Activado en la Potabilización del Agua	40
Capítulo III	Metodología
	42
3.1 Método de Investigación	42
3.2 Tipo de Investigación	42
3.3 Población y Muestra	42
3.4 Técnicas de Recolección de Datos	43
3.5 Preparación del Agua Sintética	45
3.6 Proceso de Coagulación	45
3.6.1 Coagulación Mejorada	45
3.6.2 Quitosana como Coagulante	46
3.7 Carbón Activo Granular como Medio Filtrante	47
3.8 Eficiencia de Remoción	48
Capítulo IV	Discusión de Resultados
	49
4.1 Calidad del Agua Cruda Sintética	49
4.2 Calidad del Agua Sedimentada 1	53
4.2.1 Selección de Jarras	54
4.2.2 Características Físicas y Químicas	56
4.2.3 Parámetros Indicadores de Materia Orgánica	59
4.3 Calidad del Agua Sedimentada 2	63
4.3.1 Parámetros Indicadores de Materia Orgánica	64

4.4 Calidad del Agua Filtrada	67
4.4.1 Parámetros Indicadores de Materia Orgánica	68
4.4.2 Capacidad Dinámica de Adsorción del GAC para DOC	71
4.5 Comparación en Efectividad de Remoción de los Procesos Utilizados	72
4.6 Cloración	80
Capítulo V Conclusiones y Recomendaciones	82
5.1 Conclusiones	82
5.2 Recomendaciones	82
Abreviaturas	83
Referencias	85
Apéndices	93
Apéndice A.I Calidad del Agua	93
Apéndice A.II Comparación de Coagulantes	95

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Clasificación de las aguas según su dureza	9
Tabla 2.2	Números de oxidación del ión cloruro	11
Tabla 2.3	Requerimientos nutricionales de los microorganismos	13
Tabla 2.4	Enfermedades transmisibles por el agua	13
Tabla 2.5	Valores guías NOM remoción de DOC esperada	18
Tabla 2.6	Parámetros fisicoquímicos y orgánicos importantes en la calidad del agua	19
Tabla 2.7	Valores guías de desinfectantes y subproductos de la desinfección	31
Tabla 2.8	Regulaciones de la USEPA para subproductos de la desinfección	32
Tabla 2.9	Niveles máximos permitidos por la USEPA para desinfectante residual	32
Tabla 2.10	Remoción requerida de TOC	36
Tabla 2.11	pH meta bajo requerimientos de la regla de los DBPs	37
Tabla 3.1	Técnicas de recolección de datos	43
Tabla 3.2	Valores de tolerancia	44
Tabla 4.1	Propiedades físicas del agua cruda sintética	49
Tabla 4.2	Propiedades químicas del agua cruda sintética	50
Tabla 4.3	UV ₂₅₄ vs. Dosis de coagulante usadas	54
Tabla 4.4	Características físico-químicas de las jarras seleccionadas	55
Tabla 4.5	Parámetros indicadores de materia orgánica en AC y AS1	56
Tabla 4.6	Nitritos y nitratos en AC y AS1	59
Tabla 4.7	Color y turbiedad para AC y AS1	60
Tabla 4.8	UV ₂₅₄ y DOC de AC y AS1	62
Tabla 4.9	SUVA de AC y AS1	63
Tabla 4.10	Color y Turbiedad para AS1 y AS2	64
Tabla 4.11	UV ₂₅₄ y DOC para AS1 y AS2	66
Tabla 4.12	SUVA para AS1 y AS2	67
Tabla 4.13	Color y turbiedad para AS2 y AF	68
Tabla 4.14	UV ₂₅₄ y DOC para AS2 y AF	70
Tabla 4.15	Adsorción de DOC en carbón activado granular	71

Tabla 4.16	Variación del pH en AC, AS1, AS2 y AF	72
Tabla 4.17	Color y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF	73
Tabla 4.18	Turbiedad y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF	74
Tabla 4.19	UV ₂₅₄ y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF	76
Tabla 4.20	DOC y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF	77
Tabla 4.21	SUVA y su disminución en AC, AS1, AS2 y AF	78
Tabla 4.22	Cloro residual y trihalometanos en los experimentos 1, 2 y 3	80

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Propiedades de las sustancias húmicas	14
Figura 2.2	Tipos de trihalometanos	28
Figura 2.3	Estructura de los Polielectrólitos Catiónicos	39
Figura 4.1	Influencia del ácido húmico en los parámetros de color	50
Figura 4.2	Tendencia UV_{254}	52
Figura 4.3	Relación ácido húmico-DOC	53
Figura 4.4	UV_{254} vs. Dosis de coagulante	55
Figura 4.5	Conductividad en AC y AS1	57
Figura 4.6	Sólidos totales disueltos en AC y AS1	57
Figura 4.7	Color en AC y AS1	60
Figura 4.8	Turbiedad en AC y AS1	61
Figura 4.9	UV_{254} y DOC en AC y AS1	62
Figura 4.10	SUVA en AC y AS1	63
Figura 4.11	Color en AS1 y AS2	65
Figura 4.12	Turbiedad en AS1 y AS2	65
Figura 4.13	UV_{254} y DOC en AS1 y AS2	66
Figura 4.14	SUVA en AS1 y AS2	67
Figura 4.15	Color en AS2 y AF	69
Figura 4.16	Turbiedad en AS2 y AF	69
Figura 4.17	UV_{254} y DOC en AS2 y AF	70
Figura 4.18	Comportamiento del pH en AC, AS1, AS2 y AF	73
Figura 4.19	Color y turbiedad en AC, AS1, AS2 y AF	75
Figura 4.20	UV_{254} y DOC en AC, AS1, AS2 y AF	78
Figura 4.21	SUVA en AC, AS1, AS2 y AF	79
Figura 4.22	Cloro Residual y trihalometanos en los experimentos 1, 2 y 3	81

Capítulo I Introducción y Objetivos

1.1 Introducción

Nicaragua es un país rico en recursos hidrológicos, aunque gran parte del agua superficial esta siendo contaminada y por lo tanto el potencial para usarla como fuente de agua potable con poco o ningún tratamiento ha ido disminuyendo anualmente. La mayor parte del agua contaminada que entra a los cuerpos de agua se debe al vertido de aguas de uso doméstico no tratadas y de desechos industriales. Estos afluentes están siendo depositados cada vez más en los ríos y áreas costeras sin ningún tratamiento. No obstante, aunque existen regulaciones sobre las descargas de desechos y cómo disponer adecuadamente de ellas (Decreto 33-95 MARENA, 1995; Normativa Ambiental-INAA, 1999), el cumplimiento de estos parece ser muy poco efectivo.

En Nicaragua se cuenta con veintiún cuencas hidrográficas, trece drenando en el Atlántico (90% del territorio) y ocho en el Pacífico (10% del territorio), siendo opuesto a la distribución de la población Nicaragüense que reside mayormente en la Región del Pacífico y solo 4% en la Región del Atlántico. Esto ha ocasionado que en las Regiones del Pacífico y Atlántico se use agua subterránea como fuente para potabilizar el agua a excepción de ciertas comunidades en Rivas y Bluefields, en cambio en la Región Central por razones geológicas se haga uso de agua superficial.

La Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (ENACAL, 2007) reporta 3185 sistemas rurales que usan agua subterránea, 150 sistemas urbanos pequeños de los cuales el 72% hacen uso de agua subterránea, 10% agua superficial y 18% una combinación de ambos. Las plantas potabilizadoras (PTAP) que usan agua superficial son 18 y se encuentran distribuida de la siguiente manera: Matagalpa (2), Boaco (2), Chontales (4), Nueva Segovia (5) Rivas (3), Nueva Guinea (1) y Bluefields (1), esta última no funciona bien debido a la alta salinidad de su fuente de agua cruda.

Los sistemas de abastecimiento en Nicaragua son de dos tipos: convencional (coagulación, floculación, sedimentación, filtración rápida y desinfección) procesos usados como tratamiento en las plantas potabilizadoras mencionadas anteriormente; y el otro tipo es una combinación de filtración gruesa y

desinfección ó filtración gruesa, filtración lenta y desinfección. Este último tipo de tratamiento se usa mucho en zonas rurales.

A pesar de todos los sistemas urbanos y rurales con que cuenta ENACAL, sólo el 67% de la población Nicaragüense es abastecida. De esto el 90% corresponde a la población urbana y el 40% a la población rural.

Otro de los problemas que afecta a la población Nicaragüense es la calidad del agua suministrada lo que puede ser constatado en los periódicos donde a menudo se pueden leer reportes de quejas de algún consumidor o consumidores. En las PTAP, se hace uso a veces de altas dosis de cloro para contrarrestar los problemas de operación y mantenimiento, para entregar al menos agua segura bacteriológicamente.

El exceso de cloro es perjudicial para los seres humanos, ya que este reacciona con la materia orgánica y forma subproductos de la desinfección clorados (CBP_s) los cuales se consideran carcinogénicos (Ivancev et al., 1999; Villanueva, 2003).

Por lo que es de primordial importancias remover la mayor cantidad de materia orgánica en las etapas previas del tratamiento convencional, es decir mucho antes del proceso de desinfección.

En 1999, la USEPA (Agencia de Protección Ambiental) de Estados Unidos propuso reducir los niveles de subproductos de la desinfección clorados en aguas tratadas (CBPs), para ello se utilizaría la coagulación mejorada, que consiste en usar mayores dosis de coagulante para reducir los precursores de los CBPs como trihalometanos (THMs) y ácidos halo acéticos (HAAs) antes de la etapa de desinfección.

En el proceso de coagulación mejorada pueden usarse coagulantes formados por sales de aluminio o hierro y/o polímeros catiónicos, estos últimos han sido utilizados de manera cada vez más intensa en el tratamiento de las aguas para abastecimiento como auxiliares de floculación o de filtración, de esta forma se logra una mayor remoción de las sustancias precursoras de los CBPs.

El uso de la coagulación mejorada para la potabilización del agua ha demostrado su eficiencia a través de diversos estudios realizados en Nicaragua usando agua cruda de diversas plantas potabilizadoras (Gutiérrez y Medrano,

2003; Flores y Hernández, 2003; Matus, 2003; Mendoza y Morazán, 2003; Altamirano y Núñez, 2004; Rodríguez y López, 2004; Álvarez y Marín, 2006).

El uso de quitosana como coagulante está siendo cada vez más considerado debido a las ventajas que presenta, entre las cuales cabe mencionar la formación de menos lodos, uso de dosis mas bajas, formación de flóculos mas pesados que precipitan en menos tiempo.

La USEPA en 2002, sugirió el uso de carbón activado como etapa complementaria a la coagulación mejorada para tratar de alcanzar la mayor eliminación de CBP_s. Resultados de investigadores como Babi et al. (2007) indican la alta efectividad del carbón activo granular en la remoción de los CBPs.

Por lo tanto, conociendo la importancia que representa la eliminación de la materia orgánica antes de que el agua sea sometida al proceso de desinfección, se estudió la influencia de los procesos de coagulación mejorada con quitosana seguida de filtración con carbón activado, esto con el fin de encontrar la forma de reducir la mayor cantidad posible de los precursores de los subproductos de la desinfección en el agua tratada y de esta forma evitar su presencia en el proceso de desinfección, reduciendo riesgos a la salud pública.

En el presente trabajo se muestran los resultados del estudio, encontrándose que la combinación de procesos estudiados (coagulación mejorada con sales de aluminio, doble coagulación con quitosana y filtración con carbón activado) remueven totalmente la materia orgánica medida en forma de color, turbiedad, carbono orgánico disuelto y absorbancia ultravioleta a 254 nm; y como consecuencia la formación de trihalometanos se puede deber a materia orgánica aun remanente y menos reactiva con el cloro. La concentración máxima encontrada fue de 35 µg/L valor por debajo del valor máximo de 80 µg /L y 460 µg /L recomendados por la normativa de la USEPA y la Nicaragüense (CAPRE) respectivamente.

1.2 Objetivos

Objetivo General

- Estudio de la eficiencia de los procesos de coagulación mejorada y filtración con carbón activado en la disminución de los precursores de los subproductos de la desinfección.

Objetivos Específicos

- Determinar el contenido de materia orgánica en el agua cruda sintética.
- Evaluar la efectividad de la coagulación mejorada con sales de aluminio en la remoción de materia orgánica
- Estudiar la utilización de quitosana como segundo coagulante en aguas previamente coaguladas con sales de aluminio.
- Evaluar la eficiencia de la filtración con carbón activado granular en términos de la remoción de la materia orgánica en el agua coagulada con quitosana.

Capítulo II

Marco Teórico

El agua para consumo humano debe cumplir con ciertos estándares de calidad que pueden lograrse mediante el proceso de potabilización, el cual comprende diversas operaciones unitarias, esto con el fin de transformar el agua cruda (no tratada) en agua potable que pueda consumirse, sin embargo, diversos estudios han demostrado que en la etapa de desinfección, el cloro (usado como desinfectante) en presencia de materia orgánica forma subproductos que han resultado ser perjudiciales para la salud.

A continuación se presentan las características que debe de tener el agua potable, así como también los procesos de tratamiento convencionales de potabilización usados comúnmente, se presentan los problemas generados por los subproductos de la desinfección y los métodos alternativos para evitar, en mayor medida, su formación.

2.1 Calidad del Agua

Para fines domésticos el agua debe estar exenta de organismos capaces de generar enfermedades y de cualquier mineral o sustancia orgánica que pueda producir efectos fisiológicos perjudiciales. Para fomentar el consumo de este líquido el agua debe ser aceptable desde el punto de vista estético, por ejemplo, deben estar ausentes indicadores de calidad como turbiedad, color, olor, así como sabor desagradable. El agua que cumple estos requisitos recibe el nombre de agua potable, lo que significa que puede consumirse en cualquier cantidad sin provocar efectos perjudiciales para la salud.

En general se acepta que el agua producida por una planta de tratamiento para abastecimiento doméstico e industrial es de buena calidad cuando: es clara, agradable al gusto, de temperatura razonable, no corrosiva ni formadora de incrustaciones, exenta de sustancias minerales de efectos tóxicos o patológicos y de microorganismos que puedan producir enfermedades intestinales (Pérez, 1988).

Los parámetros que indican la calidad del agua se clasifican en físicos, químicos y biológicos, estos se detallan a continuación.

2.1.1 Características Físicas

Son aquellas que se pueden detectar con los sentidos, lo cual implica que tienen incidencia directa sobre las condiciones estéticas del agua. Las características físicas son: turbiedad, el color, el sabor, el olor, conductividad, sólidos y la temperatura (Pérez, 1988).

Turbiedad

La turbiedad es la propiedad óptica de una suspensión que hace que la luz sea reemitida no transmitida a través de la suspensión y puede ser causada por una gran variedad de materiales en suspensión que varían en tamaño desde suspensiones coloidales hasta partículas gruesas. La turbiedad se mide en unidades nefelométricas de turbiedad (NTU).

Los valores de turbiedad sirven para determinar el grado de tratamiento requerido por una fuente de agua cruda, su filtrabilidad y, consecuentemente, la tasa de filtración más adecuada, la efectividad de los procesos de coagulación y filtración, así como para determinar la potabilidad del agua (Romero, 1999a).

Color

Las causas más comunes de color en el agua son la presencia de hierro y manganeso coloidal o en solución; el contacto del agua con desechos orgánicos, hojas, madera, raíces, etc., en diferentes estados de descomposición, y la presencia de taninos, ácido húmico y algunos residuos industriales. La unidad color es el color producido por un mg/L de platino, en la forma de ión cloro-platinado.

Dos tipos de color se distinguen en el agua: el color verdadero, o sea el color de la muestra una vez que su turbiedad ha sido removida, y el color aparente que incluye no solamente el color de las sustancias en solución y coloidales sino también el color debido al material suspendido. Normalmente el color aumenta con el incremento del pH (Romero, 1999a).

Olor y Sabor

Los olores y sabores en el agua frecuentemente ocurren juntos y en general son prácticamente indistinguibles. Muchas pueden ser las causas de olores y

sabores en el agua; entre las más comunes se encuentran: materia orgánica en solución, H₂S, cloruro de sodio, sulfato de sodio y magnesio, hierro y manganeso, fenoles, aceites, productos de cloro, diferentes especies de algas, hongos, etc. (Romero, 1999a)

Temperatura

La determinación exacta de la temperatura es importante para diferentes procesos de tratamiento y de análisis de laboratorio. El grado de saturación del oxígeno disuelto (OD), la actividad biológica y el valor de saturación con carbonato de calcio se relacionan con la temperatura (Romero, 1999a).

Sólidos

Incluye toda la materia, excepto el agua contenida en los materiales sólidos. En general se recomienda en aguas para suministro público un contenido de sólidos totales menor de 1000 mg/L.

Sólidos Totales: Los sólidos, por definición, son la materia que permanece como residuo después de vaporación y secado a 103°C. El valor de los sólidos totales incluye material disuelto y no disuelto (sólidos suspendidos), (Romero, 1999a).

Conductividad

La conductividad del agua es una expresión numérica de su habilidad para transportar una corriente eléctrica. La conductividad del agua depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación.

La experiencia indica que el producto del valor de la conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ por un factor que oscila entre 0.55 y 0.7 es igual al contenido de sólidos totales disueltos, en mg/L; dicho factor depende de los iones en solución en el agua y de la temperatura (Romero, 1999a).

2.1.2 Características Químicas

Por ser el agua un solvente universal, existe la posibilidad de que una inmensa cantidad de elementos y compuestos estén presentes en ella en forma

de solución; sin embargo, la gran mayoría de estos no tienen mucho significado y es por esto que se consideran sólo algunos de ellos, teniendo en cuenta su posible prevalencia en el agua, los efectos adversos que puedan tener sobre la salud, la influencia que tengan en los procesos de tratamiento o las implicaciones de tipo económico (Pérez, 1988).

Alcalinidad

La alcalinidad de un agua puede definirse como su capacidad para neutralizar ácidos, como su capacidad para reaccionar con iones hidrógeno, como su capacidad para aceptar protones o como la medida de su contenido total de sustancias alcalinas (OH^-). La determinación de la alcalinidad total y de las distintas formas de alcalinidad es importante en los procesos de coagulación química.

En la coagulación química del agua, las sustancias usadas como coagulantes reaccionan para formar precipitados de hidróxidos insolubles. Los iones H^+ originados reaccionan con la alcalinidad del agua y por lo tanto, la alcalinidad actúa como buffer del agua en un intervalo de pH en que el coagulante puede ser efectivo. Por consiguiente, para que ocurra una coagulación completa y efectiva, es necesario un exceso de alcalinidad.

En las aguas naturales, la alcalinidad es debida generalmente a la presencia de tres clases de iones: bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos (Romero, 1999a).

Acidez

La acidez de un agua puede definirse como su capacidad para neutralizar bases, como su capacidad para reaccionar con iones hidroxilo, como su capacidad para ceder protones o como la medida de su contenido total de sustancias ácidas.

La causa más común de acidez en aguas es el CO_2 , el cual puede estar disuelto en el agua como resultado de las reacciones de los coagulantes químicos usados en el tratamiento o de la oxidación de la materia orgánica, o por disolución del dióxido de carbono atmosférico (Romero, 1999a).

pH

Afecta procesos importantes como la coagulación y la desinfección con cloro. El pH se relaciona con los fenómenos de corrosión e incrustaciones en las redes de distribución.

El pH de una disolución se define como el logaritmo negativo de la concentración del ión hidrogeno (en mol/L), (Chang, 2001):

$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+] \quad (2.1)$$

Dureza

Como aguas duras se consideran aquellas que requieren cantidades considerables de jabón para producir espuma y producen incrustaciones en las tuberías de agua caliente, calentadores, calderas y otras unidades en las cuales se incrementa la temperatura del agua. La dureza se expresa en mg/L de CaCO_3 . En términos de dureza, las aguas pueden clasificarse según la Tabla 2.1 en:

Tabla 2.1 Clasificación de las aguas según su dureza.

Valor	Unidad	Clasificación
0 - 75	mg CaCO_3 /L	Blanda
75 - 150	mg CaCO_3 /L	Moderadamente dura
150 - 300	mg CaCO_3 /L	Dura
> 300	mg CaCO_3 /L	Muy dura

Fuente: Romero, (1999a).

Compuestos Nitrogenados

Los compuestos del nitrógeno son de gran interés para los ingenieros ambientales debido a su importancia en los procesos vitales de todas las plantas y animales. La química del nitrógeno es compleja debido a los varios estados de valencia que puede asumir este elemento y al hecho de que los cambios en la valencia pueden ser efectuados por organismos vivos. Las formas de mayor interés en el caso del agua son:

- Nitrógeno Amoniacal
- Nitrógeno de Nitritos
- Nitrógeno de Nitratos

- Nitrógeno Orgánico

Nitrógeno Amoniacal: Se considera como nitrógeno amoniacal todo el nitrógeno que existe como ión amonio en el equilibrio:



Nitrógeno de Nitritos: Raras veces aparece en concentraciones mayores de 1 mg/L, aun en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales. En aguas superficiales y subterráneas su concentración es generalmente 0.1 mg/L, su presencia es generalmente indicativo de procesos activos biológicos en el agua, ya que es fácil y rápidamente convertido en nitrato.

Nitrógeno de Nitratos: Subproductos de los procesos metabólicos biológicos del nitrógeno de nitritos, los nitratos; pues, pueden ser determinados mediante la reacción con ácido fenoldisulfónico, también pueden ser determinados mediante electrodo de membrana o por cromatografía.

Nitrógeno Orgánico: Todo el nitrógeno presente en compuestos orgánicos puede considerarse como nitrógeno orgánico. El contenido de nitrógeno orgánico de un agua incluye el nitrógeno de aminoácidos, aminos, polipéptidos, proteínas y otros compuestos orgánicos de nitrógeno. El Método Kjeldahl se utiliza para la determinación de nitrógeno orgánico y consiste en usar sulfato de mercurio como catalizador y ácido sulfúrico como agente oxidante para convertir, mediante digestión, el nitrógeno orgánico en bisulfato de amonio (Romero, 1999a).

El nitrógeno encontrado en las aguas superficiales puede provenir de los efluentes domésticos o industriales así como del lavado de suelos enriquecidos con abonos nitrogenados.

Cloruros

El ión cloruro es una de las especies de cloro de importancia en aguas. Las principales formas del cloro en el agua con sus correspondientes números de activación son:

Tabla 2.2 Números de oxidación del ión cloruro.

Compuesto	Nombre	Número de oxidación
HCl	Ácido Clorhídrico	-1
Cl ⁻	Ion Cloruro	-1
Cl ₂	Cloro Molecular	0
HOCl	Ácido hipoclorosos	1
OCl ⁻	Ion Hipoclorito	1
HClO ₂	Ácido Cloroso	3
ClO ₂ ⁻	Ion Clorito	3
ClO ₂	Dióxido de Cloro	4
HClO ₃	Ácido Clórico	5
ClO ₃ ⁻	Ion clorato	5

Fuente: Romero, (1999a).

Los cloruros en concentraciones razonables no son peligrosos para la salud y son elemento esencial para las plantas y los animales. En concentraciones por encima de 250 mg/L producen un sabor salado en el agua, el cual es rechazado por el consumidor; para consumo humano el contenido se limita a 250 mg/L. Sin embargo, hay áreas donde se consumen aguas con 2000 mg/L de cloruros, sin efectos adversos gracias a la adaptación del organismo humano (Romero, 1999a).

Hierro y Manganeseo

El hierro existe en suelos y minerales principalmente como óxidos férricos insolubles y sulfuros de hierro. En algunas áreas se presenta también como carbonato ferroso, siderita, la cual es muy poco soluble.

El manganeseo existe en el suelo principalmente como dióxido de manganeseo, el cual es muy insoluble en aguas que contienen dióxido de carbono. Bajo condiciones anaeróbicas, el manganeseo en la forma de dióxido es reducido de una valencia +4 a una valencia +2 y se presenta en solución de la misma manera que con los óxidos férricos.

Las aguas con hierro y manganeseo al ser expuestas al aire, por acción del oxígeno se hacen turbias e inaceptables estéticamente debido a la oxidación del hierro y el manganeseo soluble los cuales forman precipitados coloidales (Romero, 1999a).

Oxígeno Disuelto (OD)

La determinación de oxígeno disuelto es importante por ser el factor que determina la existencia de condiciones aerobias o anaerobias en un medio en particular. La determinación de OD sirve como base para cuantificar la aerobisidad de los procesos de tratamiento, tasas de aireación en los procesos de tratamiento aerobios y grado de contaminación de ríos. Los valores de OD en aguas son bajos y disminuyen con la temperatura. El oxígeno libre en solución, especialmente cuando está acompañado de CO₂, es un agente de corrosión importante del hierro y el acero (Romero, 1999a).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO es un parámetro analítico de contaminación que mide el material orgánico contenido en una muestra líquida mediante oxidación química. La determinación de DQO es una medida de la cantidad de oxígeno consumido por la porción de materia orgánica existente en la muestra y oxidable por un agente químico oxidante fuerte. El ensayo tiene la ventaja de ser más rápido que el de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y no está sujeto a tantas variables como las que pueden presentarse en el ensayo biológico (Romero, 1999a).

Las formas disueltas y coloidales constituyen la principal fracción de materia orgánica natural (NOM) en aguas naturales. La materia orgánica disuelta (DOM) en ambiente acuático se deriva de las fuentes externas e internas de materiales orgánicos como resultado de varias reacciones de complejos bióticos y abióticos. La DOM está compuesta de una mezcla heterogénea de sustancias húmicas y sustancias no húmicas. Se han conocido que las sustancias húmicas constituyen la mayor porción de la DOM de aguas superficiales, aproximadamente 50–65% (Marhaba y Pipada, 2000).

2.1.3 Características Microbiológicas

Los organismos constituyen la parte biológica de la contaminación del agua, y han sido las causas de las grandes epidemias que se han producido a lo largo de la historia de la humanidad. Con base en sus requerimientos nutricionales es común clasificar a los organismos como se indica en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3 Requerimientos nutricionales de los microorganismos.

	Autotróficos		Heterotróficos
	Fotosintéticos	Quimiosintéticos	
Fuente de Carbono	CO ₂	CO ₂	Compuestos Orgánicos, Carbohidratos, Ácidos Orgánicos, Cetonas, Aldehídos, Parafinas
Fuente de Energía	Luz Solar	Compuestos Orgánicos Oxidables	Compuestos Orgánicos, Carbohidratos, Ácidos Orgánicos, Cetonas, Aldehídos, Parafinas
Fuente de Nitrógeno	NH ₃ , NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ , N ₂	Nitrógeno Orgánico, Nitrógeno Inorgánico
Fuente Mineral	Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Cu, Co, Mo, Zn, P, S		-

Fuente: Glynn y Heinke, (1996).

En la Tabla 2.4 se muestran las enfermedades más comunes transmisibles en el agua debido a la presencia de organismos patógenos en ésta.

Tabla 2.4 Enfermedades transmisibles por el agua.

Enfermedad	Organismo Causante	Fuente del Organismo en el Agua	Síntoma
Gastroenteritis	<i>Salmonella</i>	Excrementos Humanos o de animales	Diarrea Aguda y Vómito
Tifoidea	<i>Salmonella typhosa</i>	Excrementos Humanos	Intestino Inflamado, Bazo Agrandado, Alta Temperatura
Disentería	<i>Shigella</i>	Excrementos Humanos	Diarrea
Cólera	<i>Vibro Comma</i>	Excrementos Humanos	Vómito, Diarrea Severa
Hepatitis Infecciosa	<i>Virus</i>	Excrementos Humanos, Mariscos	Piel Amarilla, Dolores Fuertes
Amibiasis	<i>Entamoeba hystolítica</i>	Excrementos Humanos	Diarrea, Disentería Crónica
Giardiasis	<i>Giardia lambia</i>	Excrementos Humanos y animales	Diarrea, Retortijones

Fuente: Glynn y Heinke, (1996).

El análisis bacteriológico del agua es vital en la prevención de epidemias como resultado de la contaminación del agua. Usualmente involucra dos ensayos: la estimación del número de bacterias de acuerdo con el conteo total

en placa y la determinación, más significativa, de la presencia o ausencia de miembros del grupo coliformes.

2.1.4 Características Orgánicas

La materia orgánica (NOM) en el agua es la responsable de la formación de los subproductos de la desinfección y su concentración depende del tipo de fuente de agua. Consiste de sustancias húmicas, aminoácidos, azúcares, ácidos alifáticos, urea, polímeros, ácidos aromáticos y muchas otras moléculas orgánicas. (Figura 2.1). Las formas disueltas y coloidales constituyen la mayor fracción de NOM en aguas naturales.

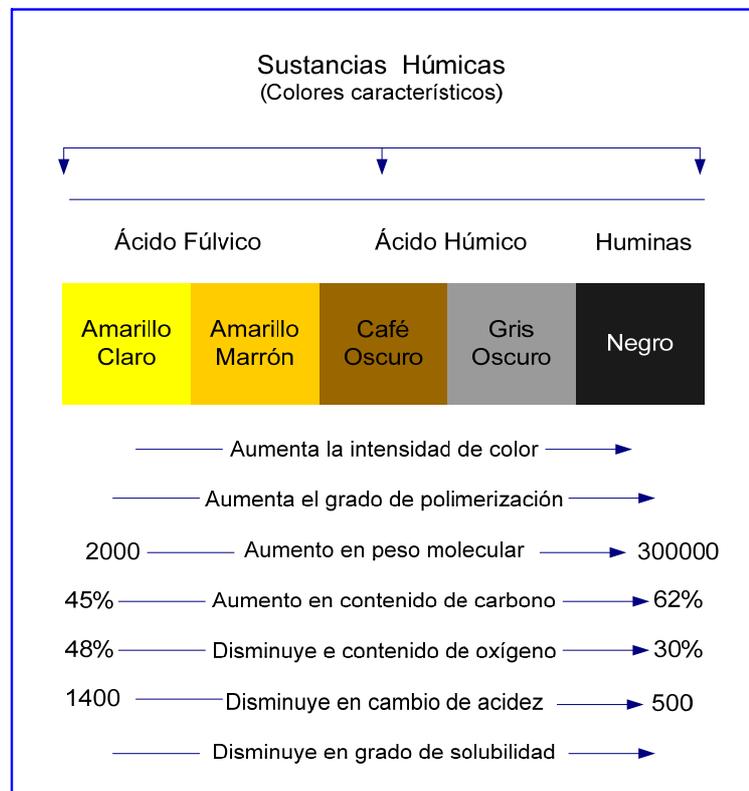


Figura 2.1 Propiedades de las sustancias húmicas.

Fuente: Stevenson, (1982).

El interés en la investigación de la NOM y su eliminación ha girado principalmente en torno a la reacción entre la NOM y los desinfectantes químicos, sin embargo, se ha demostrado que la NOM se une a metales peligrosos y químicos sintéticos orgánicos (SOCs, por sus siglas en inglés) permitiendo de ese modo que estos contaminantes continúen hacia el proceso

de tratamiento no diseñado para remover NOM. La NOM crea demanda de desinfectante y conlleva a utilizar dosis más altas en la desinfección para garantizar un adecuado residual de desinfectante en los sistemas de distribución. Algunos componentes de la NOM pueden proporcionar sustrato para el crecimiento biológico indeseable en estos sistemas de distribución.

Durante el tratamiento del agua, las moléculas de materia orgánica natural formada por compuestos nitrogenados pueden reaccionar con los desinfectantes para formar productos carcinogénicos, los subproductos de desinfección nitrogenados (Por ejemplo: Haloacetonitrilos, halonitrometanos, N- nitroso-dimetilamina) y pueden afectar la especiación de los subproductos de desinfección regulados tales como los trihalometanos y los ácidos haloacéticos (Richardson, 2003; Peters et al., 1990).

Materia Orgánica Nitrogenada

La materia orgánica natural (NOM) contiene aproximadamente 40-60% de carbono y de 1-5% de nitrógeno en peso. Westerhoff y Mash (2002) encontraron que la concentración media de nitrógeno orgánico disuelto es de 0.37 mg/L de N en aguas superficiales y en las aguas subterráneas poco profundas a profundas es de 0,24 y 0,18 mg/L de N respectivamente.

El nitrógeno orgánico disuelto también reacciona con el cloro libre y con el cloro combinado para formar cloraminas orgánicas, que tiene poca o ninguna actividad bactericida. Además, los materiales proteínicos y los polisacáridos se han considerados como un componente importante de las impurezas orgánicas adheridas a las membranas durante el tratamiento del agua para consumo. Es necesario entender y cuantificar la remoción de nitrógeno orgánico disuelto antes de la cloración, cloraminación o tratamiento por membranas.

Durante la coagulación, la materia orgánica natural es removida mediante la neutralización de cargas, trampa y adsorción en la superficie de los flóculos; la fase particulada es removida durante la separación sólido-líquido, sin embargo Pietsch et al. (2001) y Vilge-Ritter et al. (1999) demostraron que las sales de hierro o aluminio no remueven eficientemente compuestos orgánicos nitrogenados como dimetilaminas, ciclohexaminas, etc. y tampoco las proteínas.

Cuantificación de la Materia Orgánica

Debido a que no existe ningún parámetro que por si solo mida el contenido de materia orgánica presente en el agua, se hace uso de parámetros sustitutos para medir la concentración de los precursores de los CBPs entre los cuales están:

- Carbono Orgánico Total
- Carbono Orgánico Disuelto
- Absorbancia de Luz Ultravioleta a 254 nm
- Absorción Ultravioleta Especifica (SUVA)

Carbono Orgánico Total (TOC)

El TOC es una medida directa del contenido del carbono orgánico del agua, pero no puede estimar consistentemente las diferentes concentraciones de los precursores de los subproductos de la desinfección clorados (CBPs). Una explicación para esto es que el TOC no proporciona una indicación de la aromaticidad, grupo químico funcional, naturaleza alifática, o enlaces químicos asociados con las moléculas orgánicas naturales. Es probable que la reactividad de los enlaces químicos y los grupos funcionales sean un factor significativo en la explicación de porqué aguas diferentes con la misma concentración de TOC forman concentraciones diferentes de CBPs bajo las mismas condiciones de la desinfección y niveles de bromuro.

Vrijenhoek et al. (1998) reporta una reducción de TOC y UV_{254} al hacer uso de coagulación química y concluye que la fracción de materia orgánica en el agua depende fuertemente del tipo cuenca de donde es extraída el agua.

Carbono Orgánico Disuelto (DOC)

El DOC mide la cantidad de carbono orgánico disuelta en el agua. La fase orgánica disuelta puede ser más reactiva que el resto de las partículas orgánica. Así, la proporción de DOC a TOC también puede ser considerada un factor importante en la explicación de porqué las distintas aguas que tienen la misma concentración de TOC forman concentraciones de CBPs diferentes bajo las mismas condiciones de la desinfección y niveles de bromuro.

La relación DOC/TOC puede ser utilizada para conocer que tipo de tratamiento es el más adecuado en dependencia del tipo de materia orgánica presente en el agua. Si la relación DOC/TOC es baja (< 0.5) grandes cantidades de material orgánico existe en forma particulada y procesos físicos como la sedimentación y la filtración eliminan una fracción significativa de la NOM. Por otra parte, si la proporción DOC/TOC es relativamente alta (> 0.5), indican mucha NOM en forma soluble. Por lo tanto, otros procesos como la coagulación, adsorción de GAC, y filtración de membrana son requeridos para lograr una remoción significativa de materia orgánica.

Absorbancia de Luz Ultravioleta a 254 nm (UV₂₅₄)

El principio se basa en que la luz ultravioleta es absorbida en proporción a la concentración de los constituyentes. La absorbancia UV₂₅₄ indica las concentraciones de moléculas orgánicas con grupos aromáticos o conjugaciones extendidas. Antes de la adición de un desinfectante u oxidantes deben tomarse muestras de agua para medir UV, esto debido a que los oxidantes reaccionan con compuestos orgánicos. Los rayos UV deben ser medidos con celdas de 1 cm y las muestras deben ser analizadas tan pronto como sea posible y no exceder las 48 horas después del muestreo. El pH de los rayos UV no puede ser ajustado.

La absorbancia de luz para una muestra de agua natural es una propiedad aditiva de todos los cromóforos en la muestra. La gran diversidad de los cromóforos en cuanto a las moléculas de NOM se refiere, es causada por las diferentes bandas de absorbancia al sobreponerse y unirse al espectro de absorbancia UV total de agua natural que parece única.

Absorción Ultravioleta Específica a 254 nm (SUVA)

La absorción ultravioleta específica (SUVA) es un indicador del contenido húmico del agua. Este parámetro es calculado igual que la absorción UV con una longitud de onda de 254 nm dividida por el carbono orgánico disuelto (DOC) contenido en el agua. El principio tras este método es que la luz UV es absorbida en proporción a la concentración de los constituyentes. La ecuación para calcular SUVA es la siguiente:

$$\text{SUVA (L/mg-m)} = 100 \text{ (cm/m)} [\text{UV}_{254}(\text{m}^{-1}) / \text{DOC (mg/L)}] \quad (2.3)$$

Tabla 2.5 Valores guías NOM remoción de DOC esperada.

SUVA	Composición	Coagulación	Remoción DOC
< 2	Mayormente no-húmicos Baja hidrofobicidad Bajo peso molecular	NOM tiene poca influencia Pobre remoción de DOC	< 25% para aluminio Un poco mayor para hierro
2 - 4	Mezcla de ácidos húmicos y otras NOM Mezcla de NOM hidrofóbica e hidrofílica Mezcla de pesos moleculares	Influencia de NOM Remoción de DOC es de normal a buena	25-50% para aluminio. Un poco mayor para hierro
> 4	Mayormente ácidos húmicos Alta hidrofobicidad Alto peso molecular	NOM controlada. Buena remoción de DOC	50% para aluminio. Un poco mayor para hierro

Fuente: Edzwald y Tobiason, (1999).

Si SUVA tiene un valor igual o menor que 2 L/mg-m significa que el agua contiene principalmente materia húmica en forma disuelta (Tabla 2.5). Si SUVA tiene un valor > 4 L/mg-m significa que es agua típica conteniendo principalmente materia húmica en forma particulada. Aguas con valores altos de SUVA muestran una gran reducción de TOC como resultado de la coagulación mejorada, indicando una completa remoción sustancial de NOM.

2.2 Normas de Calidad en Nicaragua

La Tabla 2.6 resume los parámetros fisicoquímicos y orgánicos importantes en la calidad del agua.

Tabla 2.6 Parámetros fisicoquímicos y orgánicos importantes en la calidad del agua.

Parámetro	Unidad	Valor Recomendado	Valor Máximo Admisible
Color Verdadero	mg/L (Pt-Co)	1	15
Turbiedad	NTU	1	5
Iones Hidrógeno	Valor pH	6.5 a 8.5 (a)	-
Dureza	mg/L CaCO ₃	400	-
Parámetros		Valor Máximo Admisible (µg/L)	
Subproductos de la Desinfección			
Bromato		25	
Clorito		200	
Clorato		-	
Clorofenoles			
2-clorofenol		-	
2,4-diclorofenol		-	
2,4,6-triclorofenol		200	
Formaldehído		900	
Trihalometanos			
Bromoformo		100	
Dibromoclorometano		100	
Bromodiclorometano		60	
Cloroformo		200	
Ácidos Acéticos Clorados			
Ac. Monocloroacético		-	
Ac. Dicloroacético		50	
Ac. Tricloroacético		100	
Tricloroacetaldehído/cloralhidrato		100	
Cloropropanonas		-	
Haloacetoneitrilos			
Dicloroacetoneitrilo		90	
Dibromoacetoneitrilo		100	
Bromocloroacetoneitrilo		-	
Tricloroacetoneitrilo		1	
Cloruro de Cianógeno (como CN ⁻)		70	

Fuente: INAA, (2001).

Las Normas de Calidad del Agua para el consumo humano han sido adoptadas de la "Norma Regional de Calidad del Agua para el Consumo Humano", editadas por CAPRE en Septiembre de 1993 y revisadas en Marzo de 1994; y la "National Primary Drinking Water Standards", editadas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) en Febrero de 1994.

En las tablas mostradas en el apéndice (Tablas A.1 - A.7) se presentan las concentraciones máximas permisibles de otros parámetros que sirven para indicar la calidad del agua.

2.3 Potabilización del Agua

El objetivo de la purificación del agua es proveer a las personas de agua potable, satisfaciendo de esta manera un requerimiento fundamental para su bienestar y comodidad. La calidad del agua cruda varía de una fuente a otra, por lo que el tratamiento requerido para la potabilización también cambia dependiendo de la calidad de la fuente, entre los tratamientos más utilizados en países sub-desarrollados se encuentra el llamado convencional.

El tratamiento convencional para la potabilización del agua comprende las siguientes operaciones:

- Aireación
- Mezcla Rápida
- Coagulación-Floculación
- Sedimentación
- Filtración
- Desinfección

A continuación se detalla cada una de estas operaciones, la función de cada una en el tratamiento, así como los principios bajo los cuales operan.

2.3.1 Aireación

Aireación es el proceso mediante el cual el agua es puesta en contacto íntimo con el aire con el propósito de modificar las concentraciones de sustancias volátiles contenidas en ella.

Las funciones más importantes de la aireación son:

- Transferir Oxígeno al Agua para aumentar el Oxígeno Disuelto (OD)
- Disminuir la Concentración de CO₂
- Disminuir la Concentración de H₂S
- Remover Gases como Metano, Cloro y Amoníaco
- Oxidar Hierro y Manganeseo
- Remover Compuestos Orgánicos Volátiles
- Remover Sustancias Volátiles productoras de Olores y Sabores

La aireación cumple sus objetivos de purificación del agua mediante el arrastre o barrido de las sustancias volátiles causado por la mezcla turbulenta del agua con el aire y por el proceso de oxidación de los metales y los gases (Romero, 1999b).

2.3.2 Mezcla Rápida

Es una operación empleada en el tratamiento del agua con el fin de dispersar diferentes sustancias químicas y gases. En plantas de purificación de agua el mezclador rápido tiene generalmente el propósito de dispersar rápida y uniformemente el coagulante a través de toda la masa o flujo de agua.

La mezcla es instantánea, ya que las reacciones de coagulación demoran entre 0.1 y 7 segundos, esto en dependencia de la turbiedad del agua.

2.3.3 Coagulación-Floculación

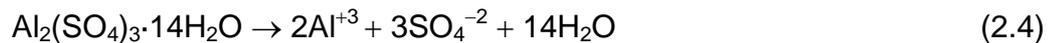
La coagulación es un proceso que consiste en adicionar productos químicos como el sulfato de aluminio, sulfato férrico, cloruro férrico o poli-electrolitos con el fin de formar flóculos precipitados que tienen lugar entre el coagulante soluble y la alcalinidad del agua. Este proceso desestabiliza las partículas coloidales suspendidas. En cambio, la floculación es la aglomeración de partículas coaguladas en partículas floculentas, a través de una mezcla suave de las partículas para incrementar la tasa de colisiones entre ellas, sin romper los agregados preformados que serán posteriormente removidos por sedimentación y/o filtración.

Los factores que más influyen en el desarrollo del proceso de coagulación son:

- El Tipo de Coagulante
- La Dosis del Coagulante
- Contenido y Tipo de Color y Turbiedad
- Características del Agua tales como: Alcalinidad, Hierro, Materia orgánica natural (NOM), etc.
- pH
- Tiempo de Mezcla Rápida y Floculación
- Temperatura

- Agitación (durante la Floculación)
- Utilización de Ayudantes de Floculación

Los ayudantes de floculación (polielectrolitos) promueven la formación de flóculos más densos y pesados. El coagulante más usado debido a su fácil manipulación y obtención es el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), el cual se ioniza de la siguiente forma:



Fases de la Coagulación

- Primera Fase: Hidrólisis de los coagulantes y desestabilización de las partículas existentes en la suspensión.
- Segunda Fase: Precipitación y formación de compuestos químicos que se polimerizan.
- Tercera Fase: Adsorción de las cadenas poliméricas en la superficie de los coloides.
- Cuarta Fase: Adsorción mutua entre coloides.
- Quinta Fase: Acción de barrido.

De cierta manera la coagulación y la floculación son semejantes por ser básicamente operaciones de mezclas, diferenciadas solo por la intensidad con que se realiza la mezcla.

2.3.4 Sedimentación

Es la operación por la cual se remueven las partículas sólidas de una suspensión mediante la fuerza de gravedad; en algunos casos se denomina clarificación o espesamiento. Dos son las formas de sedimentación usadas en la purificación del agua: sedimentación simple y sedimentación después de coagulación y floculación o ablandamiento.

La sedimentación simple es generalmente un tratamiento primario para reducir la carga de sólidos sedimentables antes de la coagulación; en estos casos se le conoce como pre-sedimentación.

La sedimentación después de la adición de coagulantes y de la floculación se usa para remover los sólidos sedimentables que han sido producidos por el tratamiento químico, como en el caso de la remoción de color y turbiedad o en el ablandamiento con cal. Generalmente la sedimentación va seguida de la filtración (Romero, 1999b).

2.3.5 Filtración

La producción de agua clara y cristalina es prerequisite para el suministro del agua potable. Aunque cerca del 90% de la turbiedad y el color son removidos por la coagulación y la sedimentación, una cierta cantidad de flóculos pasa al tanque de sedimentación y requiere su remoción por filtración.

En las planta de purificación o potabilización, la filtración remueve el material suspendido medido en la práctica como turbiedad, metales oxidados y microorganismos. La remoción de microorganismos es de gran importancia puesto que muchos de ellos son extremadamente resistentes a la desinfección y, sin embargo, son removibles mediante filtración.

La filtración ocurre al hacer pasar el flujo de agua a través de un medio poroso. Este medio generalmente es arena, antracita, granate o tierras diatomeas; también puede utilizarse material orgánico preparado para tal efecto como cáscara de arroz, cáscara y fibra de coco. El medio poroso más utilizado es la arena colocada sobre una capa de grava. Otra alternativa es usar filtros con medios filtrantes dobles los cuales están formados por carbón activado y antracita.

2.3.6 Desinfección

Es el proceso por el cual se inactivan los microorganismos patógenos, es decir, una disminución de la población de bacterias hasta una concentración inocua. La desinfección se puede lograr por diversos procesos que se pueden agrupar en: métodos físicos y métodos químicos.

Entre los métodos físicos se pueden mencionar:

- Desinfección Térmica: Puede ser por calentamiento, radiación ultravioleta (UV), por luz solar, por radiación X o radiación gamma
- Por Radiación con Microondas

- Desinfección Ultrasónica

Los métodos químicos de desinfección requieren la aplicación de químicos al agua, que por acción directa o mediante la disolución de sus compuestos matan a los microorganismos, entre estos destacan: los halógenos (cloro, bromo, yodo) y sus derivados, ozono y permanganato de potasio. De todos estos los más utilizados son el cloro y los hipocloritos debido a su bajo costo y efectividad.

La desinfección con cloro presenta las siguientes ventajas:

- Buenas Propiedades Desinfectantes
- Prolongado Efecto Residual
- Es Económico
- Fácil de Operar si se tiene Precaución
- Fácil de Detectar y Determinar
- Dosis Bajas no son peligrosas para los seres humanos y los animales

Las principales desventajas son las siguientes:

- Es un gas venenoso y corrosivo, por lo cual se requiere de un cuidadoso manejo.
- Puede causar problemas de mal gusto y olor desagradable cuando se emplea en presencia de fenoles.
- La cloración hecha en presencia de color orgánico originado por ácidos húmicos principalmente, da origen a la formación de trihalometanos (THMs), cuando el tiempo de contacto del cloro residual con dichos ácidos es prolongado (Pérez, 1988).

A continuación se explica la formación de los subproductos de la desinfección (DBPs) especialmente los clorados (CBPs), también se presentan los diferentes tipos de DBPs que existen, su control y normativas existentes.

2.4 Subproductos de la Desinfección (DBPs)

Los subproductos de la desinfección son sustancias orgánicas e inorgánicas que se forman durante la reacción de un agente desinfectante con materia orgánica presente de manera natural en el agua. La formación de estos productos se da generalmente durante las reacciones con materia orgánica

como ácido húmico u otros, los cuales son producto de la descomposición de la materia.

En el año 1974, Bellar descubrió que el cloroformo no existía en el río Ohio el cual se usó como fuente para agua potable. Sin embargo, el cloroformo si estaba presente en el agua potable proveniente de plantas de purificación; esto probaba la formación de cloroformo como subproducto de la desinfección durante la cloración.

Poca información existe sobre la estructura de los ácidos húmicos y fúlvicos debido a la falta de técnicas de análisis o metodologías apropiadas, por esto, el mecanismo de formación de los subproductos de la desinfección es a veces poco claro.

2.4.1 Formación de los DBPs

La formación de subproductos de la desinfección (DBPs) en el agua potable es causada por la reacción entre la materia orgánica natural (NOM) y el cloro u otros desinfectantes. La tipificación y concentración de los DBPs en el agua, depende de los parámetros de calidad de esta y de las condiciones de operación, incluyendo la materia orgánica natural, cloro residual, tiempo de reacción, bromuros inorgánicos y pH. Para un mejor control de los DBPs en el agua tratada, es importante entender la tipificación y formación de estos (Xie, 2003).

Esquemáticamente, la formación de subproductos de la desinfección es la siguiente:

$$\begin{array}{l} \text{Desinfectante u oxidante + Precursores (Materia orgánica natural + Bromuros)} \rightarrow \\ \text{Subproductos de la desinfección} \end{array} \quad (2.5)$$

La principal causa de generación de subproductos de la desinfección es la materia orgánica natural, que se evalúa mediante el carbono orgánico total (TOC), o el carbono orgánico disuelto (DOC), (Croué, 1999).

La materia orgánica natural puede ser separada en distintas fracciones, incluyendo ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, ácidos hidrofóbicos, ácidos hidrofílicos, ácidos transfílicos (Xie, 2004).

Según Arboleda (2000), toda agua contiene una mezcla heterogénea de sustancias orgánicas no bien definidas, que constituyen la materia orgánica natural entre las que se destacan las sustancias húmicas y no húmicas.

Las sustancias húmicas al estar constituidas por coloides hidrofóbicos (sustancias insolubles en el agua, como arcillas y metales), de alto peso molecular, pueden ser removidas más fácilmente que las sustancias no húmicas, que son coloides hidrofílicos (dispersiones coloidales que tienen una fuerte atracción por el agua), (Arboleda, 2000).

En general, aguas cloradas con mayor nivel de materia orgánica natural tienen mayor tendencia a la formación de subproductos (Xie, 2004). La formación de trihalometanos bromados durante la cloración depende de la presencia de bromuros en el agua sin tratar, cuyas fuentes pueden ser la intrusión salina, descargas industriales o derivados de la agricultura (Krasner, 1999).

Stevens et al. (1976) observó que la tasa de formación de cloroformo aumenta con el pH. En cambio, algunos haloacetoneitrilos y ácidos halogenados (en particular el dicloroacetoneitrilo y el ácido tricloroacético), reducen su concentración al aumentar el pH (Reckhow y Singer, 1985).

La formación de trihalometanos se ve favorecida con el tiempo de contacto, por lo que en general se detectan mayores concentraciones en los sistemas de distribución que en los efluentes de las plantas de tratamiento (Krasner, 1999).

La formación de subproductos de la desinfección se incrementa con el aumento de la temperatura del agua (Rios, 2005). Stevens et al. (1976), estudió los efectos de la temperatura sobre la tasa de reacción de precursores presentes en el río Ohio. Las producciones de cloroformo, luego de 96 horas de reacción a pH neutro, fueron de 50, 100 y 200 µg/L, para 3, 25 y 40°C respectivamente.

En un estudio realizado sobre 31 sistemas de agua potable, se observó que la concentración de trihalometanos fue mayor en los sistemas con temperaturas de 24 a 31°C, respecto a los sistemas con 1.1 a 8.5°C, y 16 a 23°C (Krasner et al., 1990, en Krasner, 1999).

2.4.2 Tipos de Subproductos de la Desinfección

La clase y cantidad de subproductos depende de varios factores como son el tipo de desinfectante u oxidante empleado, cantidad y naturaleza de los precursores presentes en el agua, tiempo de contacto, dosis aplicada, temperatura, pH y concentración de bromuro disponible.

Trihalometanos (THMs)

Los trihalometanos conforman el grupo más difundido y que mayormente se identifica en las reglamentaciones de los distintos países. Se forman a partir de la sustitución de tres átomos de hidrógeno del metano (CH_4), por átomos de un halógeno (cloro, bromo, y o eventualmente yodo) (Xie, 2004).



Se pueden formular algunas afirmaciones con respecto a los THMs en el agua potable clorada (Galad-Gorchey, 1994):

- La concentración de THM es variable y fluctúa entre un grado no detectable a 1 mg/L o más.
- Los niveles de THM son mayores en el agua superficial clorada que en las aguas subterráneas cloradas.
- La concentración de THM tiende a aumentar con la temperatura, el tiempo de contacto, el pH y especialmente la dosificación de cloro (Feijó, 1999).
- El tiempo de contacto influye más que la temperatura en el aumento de la concentración de THM (Feijó, 1999). Por lo tanto aumenta la concentración de THM con el almacenamiento del agua incluso después del agotamiento del cloro residual, lo cual indica la formación de productos intermedios que conducen a la lenta producción de THM.
- El cloroformo es generalmente el principal componente de los THM y a menudo representa más del 90% de la concentración total de trihalometanos (TTHM). Feijó, (1999) reporta que en Brasil aproximadamente el 70% de las plantas de potabilización, el cloroformo representa el 80% de los TTHM, mientras que el tribromometano es raramente detectado, y el dibromoclorometano contribuye con el 3% de los TTHM.

- La formación de THM se puede reducir al mínimo si se evita la precloración y se recurre a la oxidación con otro agente y a los procesos convencionales para eliminar los precursores orgánicos antes de la desinfección final.

La formación de trihalometanos puede ser ilustrada por la reacción entre el cloro y el propanol, donde este se oxida a tricloropropanol, el cual mediante una reacción de hidrólisis forma cloroformo (Xie, 2004):

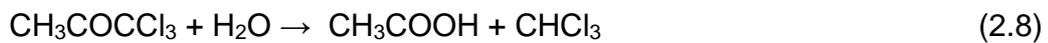
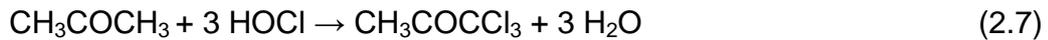


Figura 2.2 Tipos de trihalometanos.

Fuente: http://www.fortunecity.es/felices/andorra/51/subproductos_de_la_desinfeccion.htm

Ácidos Acéticos Halogenados (HAAs)

Los nueve ácidos halogenados (HAAs) son el segundo grupo en importancia, luego de los trihalometanos, en los subproductos de la desinfección con cloro (Xie, 2004).

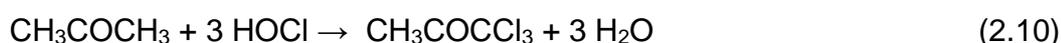
Se forman a partir de la sustitución de átomos de hidrógeno de los ácidos acéticos (CH_3COOH), por átomos de halógenos (cloro, bromo), al reaccionar la materia orgánica natural con el cloro y el bromo:



Existen tres categorías, el ácido monohaloacético, tiene un átomo de halógeno, mientras que los ácidos dihaloacético y trihaloacético cuentan con dos y tres halógenos respectivamente (Xie, 2004).

Los valores típicos de los ácidos acéticos halogenados en el agua de suministro clorada varían entre 0.03 y 0.15 mg/L. Sobre la base de datos limitados, el ácido monocloroacético generalmente está presente en concentraciones menores que 0.001 mg/L, el ácido dicloroacético entre 0.01 y 0.1 mg/L y el ácido tricloroacético entre 0.02 y 0.15 mg/L. La concentración de ácidos haloacéticos tiende a disminuir al aumentar el pH (Galad-Gorchev, 1994).

La formación de ácidos acéticos halogenados se puede ilustrar también mediante la reacción de propanol con cloro (Xie, 2004):



(*) Ácido dicloroacético

Haloacetoneitrilos (HAN), Halo-aldehídos y Halopropanonas

Estos subproductos de la desinfección están presentes en menores cantidades que los trihalometanos (THMs) y ácidos haloacéticos (HAAs). Estos compuestos normalmente se forman inmediatamente durante la desinfección del agua, pero se descomponen rápidamente mediante reacciones de hidrólisis o reacciones con desinfectantes residuales (Xie, 2003). Los compuestos pueden ser también productos de las reacciones de otros subproductos desinfectantes como los THMs y HAAs y no hay diferencia entre las concentraciones de verano e invierno.

Los haloacetoneitrilos se forman durante la reacción entre el cloro y el acetoneitrilo. Cuando el tiempo de reacción del desinfectante en el agua es bajo, estos subproductos de la desinfección se descomponen.

Tricloro acetaldehído y compuestos aldehídos brominados son el segundo grupo de subproductos de la desinfección. Mono y dicloro acetaldehídos se pueden formar durante la desinfección, pero se oxidan inmediatamente a forma tricloro acetaldehído. El mecanismo de reacción entre el acetaldehído y el cloro es:



Las halopropanonas son comúnmente detectadas en muy bajos niveles en el agua potable clorada. Desde que la propanona es comúnmente conocida como acetona, las halopropanonas son también llamadas halocetonas o halocetones. La propanona contiene tres átomos de hidrógeno en la posición alpha, la cual es la posición cercana a la posición del grupo CO. Cuando dos o tres átomos de hidrógeno son reemplazados por átomos de halógenos, se obtienen las dihalopropanonas ($\text{CHX}_2\text{COCH}_3$) o trihalopropanonas (CX_3COCH_3). Al igual que los ácidos dihaloacéticos, existen tres dihalopropanonas, incluyendo el dicloropropanona, bromo-cloro propapona y dibromopropanona. Similar a los THMs, existen cuatro trihalopropanonas, los cuales son tricloropropanona, bromo-dicloropropanona, cloro-dibromopropanona y tribromopropanona (Xie, 2003)

MX

Andrzejwski et al. (2005), reportó que un nuevo subproducto de la desinfección fue descubierto, denominado 3-cloro-4(diclorometil)-5-hydroxy-2(5H) furano, ó llamado también MX. Al menos el 30% de la actividad mutagénica en agua puede ser acreditado a este subproducto de la desinfección. MX es un compuesto presente en agua, y debido a su actividad y riesgo para la salud, la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2004) lo ha incluido en la lista de sustancias potencialmente peligrosas para la salud humana. No existen guías para el MX disuelto, debido a la falta de información toxicología de esta sustancia. En la tercera edición de las guías para la calidad del agua potable (OMS, 2004) se establece una concentración máxima de 1.8 $\mu\text{g/L}$ de MX como recomendable.

Otros subproductos de la desinfección formados normalmente durante la cloración del agua son los halonitrometanos, halofenoles y halofuranos.

2.4.3 Consecuencias a la Salud

Los DBPs tienen diferentes propiedades químicas y toxicológicas, pueden entrar al cuerpo humano por ingestión, inhalación o por absorción de la piel. Distintos autores (Cedergren et al., 2002; Takanashi et al., 2001; Graves et al., 2001; Hsu et al., 2001; Diehl et al., 2000; Mougald et al., 2000; Ivancev et al., 1999) han estudiado y encontrado que los subproductos de desinfección tienen relación con la ocurrencia del cáncer, retardación del crecimiento, anomalías del tracto urinario, abortos espontáneos y defectos cardíacos congénitos.

2.4.4 Normativa para Subproductos de la Desinfección

La Organización Mundial de la Salud (OMS), fijó en 1994 unos valores guía para los desinfectantes y algunos subproductos de la desinfección, que se incluyen en la siguiente tabla:

Tabla 2.7 Valores guías de desinfectantes y subproductos de la desinfección.

Desinfectante	Valor Guía (mg/L)
Cloro	5
Monocloramina	3
Subproductos de la Desinfección	Valores Guía (mg/L)
Bromato	10
Bromodiclorometano	60
Bromoformo	100
Hidrato de cloral (Tricloroacetaldehído)	10
Clorato	700
Clorito	700
Cloroformo	200
Cloruro de cianógeno	70
Dibromoacetnitrilo	70
Dibromoclorometano	100
Dicloroacetato	40
Dicloroacetnitrilo	20
Formaldehído	900
Monocloroacetato	20
Tricloroacetato	200
Triclorofenol 2, 4, 6	200

Fuente: OMS, (1994).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2003) establece dentro de las regulaciones primarias de calidad de aguas una lista de subproductos y sus niveles autorizados, a como se muestra en la Tabla 2.8:

Tabla 2.8 Regulaciones de la USEPA para subproductos de la desinfección.

Compuesto	MCLG (mg/L)	MCL (mg/L)
Bromato	0	0.010
Bromodichlorometano	0	ver TTHMs
Bromoformo	0	ver TTHMs
Clorito	0.8	1.0
Cloroformo	0	ver TTHMs
Dibromoclorometano	0.06	ver TTHMs
Ácido dicloroacético	0	ver HAA ₅
Ácidos Acéticos Halogenados (HAA5)	-----	0.06
Ácido tricloacético	0.3	ver HAA ₅
Trihalometanos Totales (TTHMs)	-----	0.08

Fuente: USEPA, (2003). MCLG: Valor meta del nivel de contaminante máximo. MCL: Máximo nivel de contaminante.

A los efectos de reducir la producción de subproductos de la desinfección (DBPs), la USEPA impone límites a la concentración de desinfectantes, de acuerdo a la siguiente tabla:

Tabla 2.9 Niveles máximos permitidos por la USEPA para desinfectante residual.

Desinfectante	MRDLG (mg/L)	MRDL (mg/L)
Cloro	4.0 (como Cl ₂)	4.0 (como Cl ₂)
Cloraminas	4.0 (como Cl ₂)	4.0 (como Cl ₂)
Dióxido de cloro	0.8 (como ClO ₂)	0.8 (como ClO ₂)

Fuente: USEPA, (2003). MRDLG: Valor meta de desinfectante residual. MRDL: Nivel máximo de desinfectante residual.

2.4.5 Control de los DBPs

Las formas de combatir los DBPs se enfocan en la eliminación de los precursores o bien en la eliminación de los DBPs luego de su formación, lo que generalmente es mucho más costoso y técnicamente menos apropiado (Ríos, 2005).

Los procesos convencionales de potabilización de aguas superficiales, si bien generalmente fueron diseñados para remover contaminantes físicos y biológicos, tienen relativa eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos que pueden dar lugar a la formación de subproductos, dependiendo de las características del agua cruda, del tipo de tratamiento, del coagulante utilizado y de sus dosis (Ríos, 2005).

Desde el punto de vista práctico, la mejor alternativa para la eliminación de sustancias húmicas es mejorar el proceso de coagulación, dado que obligatoriamente se utiliza en las plantas potabilizadoras. Optimizando el proceso con el objetivo de obtener una eficiencia adecuada en la remoción de compuestos orgánicos, evaluados a través de la concentración de TOC, no se producen perjuicios en la remoción de turbiedad (Federico et al., 1999)

Para reducir la concentración de DBPs en el agua potabilizada existen procesos que se pueden aplicar en el tratamiento de potabilización tales como:

- Coagulación mejorada
- Pre-oxidación
- Adsorción con carbón activado
- Biofiltración
- Filtración con membranas

La coagulación mejorada se refiere al proceso modificado de coagulación con el objetivo de potenciar la remoción de precursores de DBPs durante la potabilización de aguas. La remoción de materia orgánica natural mediante este proceso, que es altamente efectivo para la remoción de TOC, tanto con sales de aluminio como con sales de hierro, ha sido demostrada por medio de investigaciones de laboratorio y plantas piloto (USEPA, 1999).

La pre-oxidación consiste en la aplicación de oxidantes tales como permanganato de potasio, peróxido de hidrógeno, dióxido de cloro u ozono, para oxidar los precursores de DBPs y posteriormente utilizar cloro con fines de desinfección. Otra alternativa es oxidar después de la coagulación, sedimentación y filtración, lo cual baja la demanda de oxidante y reduce la formación de potencial de DBPs (ENHOSA, 2000).

Con la dosis habitualmente empleada (2 mg/L) los oxidantes alternativos tienen poco impacto en la concentración de NOM, pero en general se cumple que los mismos reducen la demanda de cloro (cuando este se utiliza como desinfectante final), bajando el riesgo de formación de trihalometanos y otros subproductos (Xie, 2004).

La adsorción es mayor cuando mayor es la superficie del adsorbente, que se define como la superficie total que está disponible para la adsorción por unidad de peso del adsorbente. Por lo tanto, cuando más poroso es, y finamente

dividido está el adsorbente, mayor es su capacidad de adsorción (ENHOSA, 2000).

El carbón activado puede ser útil para controlar los DBPs a través de la remoción de los precursores (especialmente NOM), o a través de la remoción de los subproductos ya formados, aunque la efectividad en este último caso es menor, particularmente para los THMs (Snoeyink et al., 1999, Xie, 2004).

Comparado con otros procesos de tratamiento (coagulación, oxidación), la adsorción en carbón activado aparece como la tecnología más apropiada para el tratamiento de aguas con elevados niveles de precursores de trihalometanos. Los mejores resultados se logran si el precursor se reduce al mínimo posible por coagulación, previo a la adsorción (Glaze et al., 1984).

La biofiltración es un proceso efectivo para la remoción de HAAs, lo cual lo demuestra los trabajos realizados por Zhoug et al. (2002), en cambio, la biofiltración en general no es un proceso apropiado para la remoción de THMs, ya que remueve los DBPs en forma selectiva, en función de su capacidad de biodegradación (Xie, 2004).

En el control de subproductos de la desinfección, las membranas de filtración resuelven el problema de la remoción de los precursores, especialmente la materia orgánica natural, en particular por nanofiltración. En el pasado reciente los procesos de membrana eran utilizados exclusivamente con fines de desalinización, hoy son aplicados con múltiples propósitos tales como desalinización, remoción de patógenos, clarificación, remoción de contaminantes inorgánicos y orgánicos sintéticos (SOCs), y control de subproductos de la desinfección (Jacangelo, 1999).

Habrá que tener en cuenta que los subproductos de desinfección pueden volver a formarse en la red de distribución si se emplea cloro como desinfectante residual y, por otra parte, también habrá que considerar que cuando se regenera el carbón activo granular por el que ha pasado agua clorada se pueden producir dioxinas y, además, la capacidad de adsorción del carbón activo se agota rápidamente cuando se adsorben THMs, es por tanto, mejor, emplear el carbón activo para eliminar los precursores de THMs que para eliminar los THMs formados.

Algunas de las medidas que se pueden seguir para reducir la formación de estas sustancias son las siguientes:

- Ajustar durante la cloración el valor del pH, próximo a 7 y no a pH más altos.
- Cambiar el punto de cloración dentro del proceso, con objeto de eliminar la mayor parte de los precursores antes de entrar en contacto con el cloro, es decir, proceder a una coagulación-floculación y sedimentación parcial antes de la pre-cloración.
- Ajustar la dosis de cloro y el tiempo de contacto, de forma que atendiendo a las necesidades bactericidas del agua, y después de haber reaccionado la cantidad de cloro precisa con el amonio (velocidad de reacción rápida), no quede cloro, que llegaría a formar THMs posteriormente.
- Finalmente, para disminuir o evitar la formación de THMs, no debería emplearse cloro en la desinfección. En este sentido cabe destacar el empleo de dióxido de cloro, ozono y cloraminas, que no generan THMs.

2.5 Procesos Aplicados en este Estudio

En este acápite se hace énfasis de los procesos de tratamientos utilizados en esta investigación a escala de laboratorio.

2.5.1 Coagulación Mejorada

La coagulación mejorada se refiere al proceso de mejorar la remoción de los precursores de los subproductos de la desinfección (DBPs) en una planta de tratamiento convencional de agua. La USEPA (1999) ha calificado a la coagulación mejorada como la mejor alternativa de remoción de material orgánico natural, disminuyendo así la formación de los subproductos de la desinfección (DBPs). Esta coagulación usa dosificaciones más altas de coagulante ajustando el pH del agua de la fuente para remover la NOM (Vrijenhoek et al., 1998).

De esta forma la coagulación mejorada se define como condiciones de dosificación y pH que logran la remoción máxima de turbiedad, y precursores DBPs y residuos mínimos de coagulante en el agua.

Este tipo de coagulación debe tener al menos cinco objetivos, éstos son:

- Maximizar la Remoción de Partículas y por ende la Turbiedad.
- Maximizar la Remoción de TOC, como consecuencia de esto se reducen los DBPs.
- Minimizar Residuos de Coagulante.
- Minimizar la Producción de Lodo.
- Minimizan los Costos de Producción.

Una concentración de carbono orgánico total (TOC) mayor de 2 mg/L en un sistema de potabilización de agua, determina la implementación de coagulación mejorada, pero antes es necesario realizar prueba de jarra o pruebas a escala piloto para proponer una nueva alternativa para la eliminación de TOC.

La Tabla 2.10 presenta los porcentajes de remoción requeridos de TOC mediante coagulación mejorada.

Tabla 2.10 Remoción requerida de TOC.

Fuente de Agua TOC (mg/L)	Alcalinidad de la Fuente de Agua (mg/L de CaCO ₃)		
	0 a 60	60 a 120	>120
2.0 - 4.0	35.0%	25.0%	15.0%
4.0 - 8.0	45.0%	35.0%	25.0%
>8.0	50.0%	40.0%	30.0%

Fuente: USEPA, (1999).

El porcentaje de remoción requerido especificado en la tabla muestra la tendencia de que la remoción de TOC se torna más difícil a medida que la alcalinidad aumenta y el TOC decrece.

Para el agua cruda con concentraciones de DOC moderadas o altas y contenido de ácidos húmicos altos, la coagulación mejorada puede ser una herramienta eficaz y barata para controlar la NOM en el agua (Volk et al., 2000). Para aguas de DOC bajas, un tratamiento adicional sería necesario para lograr una remoción mayor de la NOM.

El AOC (Carbono Orgánico Asimilable) es la fracción que representa los compuestos que se asimilan fácilmente, los cuales son más difíciles de remover durante la coagulación que los componentes de BDOC (Carbono Orgánico Biodegradable); debido a que el AOC está principalmente compuesto de

pequeñas moléculas no húmicas que no son impactadas por la coagulación. La efectividad del proceso del tratamiento puede ser diferente para DOC, BDOC y AOC. La reducción en uno de estos parámetros no garantiza que los otros fragmentos han sido igualmente afectados. Por consiguiente, es importante, supervisar cada uno de estos fragmentos para asegurar reducciones en niveles de materia orgánica biodegradable (BOM).

En la coagulación mejorada, incrementos de 10 mg/L de aluminio (o su cantidad equivalente de sal férrica) son agregados sin la adición de ácidos para el ajuste de pH y determinar de esta forma el incremento de remoción de TOC. El coagulante debe ser adicionado en los incrementos requeridos hasta que el pH meta es alcanzado (Tabla 2.11).

Tabla 2.11 pH meta bajo requerimientos de la regla de los DBPs.

Alcalinidad (mg/L de CaCO ₃)	pH Meta
0 – 60	5.5
60 – 120	6.3
120 – 240	7.9
>240	7.5

Fuente: USEPA, (1999).

El procedimiento requiere que los incrementos en la adición de coagulante sean continuos hasta que el pH de la muestra tratada sea tal o por debajo del pH meta para asegurar que la tratabilidad de la muestra examinada sea en todo el rango de valores de pH. Los valores de pH meta son dependientes de la alcalinidad, esto de acuerdo al hecho de que, altas dosis de coagulantes son necesarias para reducir el pH en aguas con altos niveles de alcalinidad.

2.5.2 Coagulación-Floculación con Polímeros

Los polímeros han sido utilizados, de manera cada vez más intensa en el tratamiento de las aguas para abastecimiento, tanto como auxiliares de floculación o de filtración, como en forma de coagulantes primarios. Su uso ha sido restringido al primer caso, en la mayoría de las veces. El uso de polímeros da lugar a una reducción significativa de la dosis requerida de alumbre, encontrándose reducciones del 40-60% (Hall y Hyde, 1992).

Entre las principales ventajas directas e indirectas de la utilización de polímeros como auxiliares de floculación en una planta de tratamiento convencional se tienen (Hall y Hyde, 1992):

- Mejoría en la calidad del agua decantada y filtrada.
- Reducción en el consumo de coagulante primario.
- Reducción en el volumen de lodo sedimentado en el decantador.
- Aumento en la remoción de precursores que podrían producir compuestos indeseables, después de la desinfección con agentes químicos.
- Aumento de la duración en la carrera de filtración.
- Aumento en la remoción de microorganismos presentes en el agua cruda.
- Aumento de eficiencia en la desinfección, como consecuencia de la reducción de la concentración de sólidos suspendidos en el agua filtrada.
- Disminución del efecto de depósito de lodo en la red y en los tanques de almacenamiento del sistema de distribución.
- Reducción de los problemas debidos a la sobrecarga en decantadores y filtros, ya que la utilización de polímeros permite, generalmente, cargas superficiales mayores que las permitidas, cuando se usa únicamente sulfato de aluminio y cal.
- Aumento de flexibilidad en la operación de la planta de tratamiento.
- Uso como solución de emergencia, cuando alguna unidad de decantación, floculación o filtración debe ser retirada de operación y las otras unidades tienen que funcionar sobrecargadas.
- En algunos casos, reducción de los costos totales de los productos químicos utilizados en el proceso de tratamiento.

Otro gran beneficio del uso de polímeros es la reducción de la materia orgánica natural (Edzwald y Tobiason, 1999) y la eliminación de partículas para asegurar la ausencia de organismos patógenos como *Giardia* y *Cryptosporidium* (Bernhardt y Clasen, 1996). Así para un agua que contiene 5 mg/L del ácido húmico, una dosis de 75 mg/L de alumbre disminuirá solamente 20% de las sustancias húmicas, pero la adición de un polímero aniónico conjuntamente con 10 mg/L del alumbre dará una reducción del 95% (Edzwald et al., 1987).

La eficiencia de un polímero en la coagulación y/o floculación o filtración, depende de su estructura química, las propiedades del medio y las características de las sustancias o partículas a ser coaguladas y/o floculadas.

La característica más importante de los floculantes poliméricos es el peso molecular (MW) y, en el caso de los poli-electrólitos, la densidad de carga (CD).

Todos los polímeros usados como floculantes en el tratamiento de aguas, deben ser solubles en agua; existiendo polímeros catiónicos y aniónicos, así como también de origen natural y artificial.

Quitosana

La quitosana es un polímero de origen natural y puede ser absolutamente eficaz en la disminución de NOM (Bolto et al., 1998, 2001; Eikebrokk y Saltnes, 2002), aun adicionada en pequeñas concentraciones en niveles de pH neutro. La estructura de la quitosana se presenta en la Figura 2.3 así como la de otros polímeros artificiales con compuestos aminos libres.

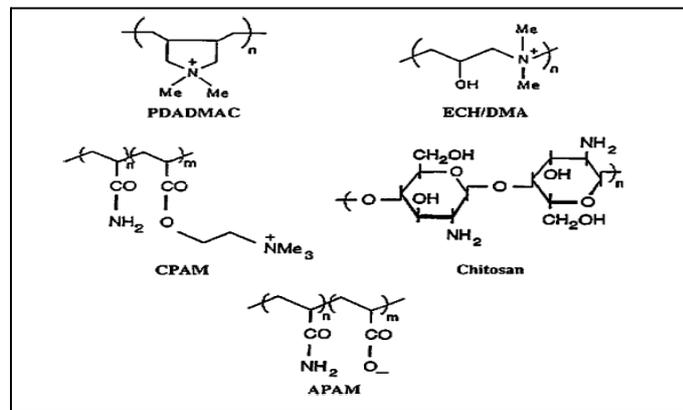
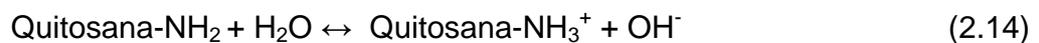


Figura 2.3 Estructura de los Polielectrólitos Catiónicos.

Fuente: Bolto y Gregory, (2007).

Muzarelli (1977), considera que la quitosana como polímero básico reacciona con el agua de la siguiente manera:



Cuando la quitosana se empapa con agua, el pH se incrementa ligeramente y la cantidad del ion hidróxido y el catión de la quitosana producida son pequeños.

La quitosana es un polisacárido que se encuentra en estado natural en las paredes celulares de algunos hongos, pero su principal fuente de producción es la hidrólisis de la quitina en medio alcalino, usualmente hidróxido de sodio o de potasio a altas temperaturas. En la obtención de este biopolímero la materia

prima utilizada por excelencia a escala mundial es el exoesqueleto de los crustáceos (cangrejos, langostas y camarones).

El interés por la quitosana se debe principalmente a su propiedad de formar numerosas sales solubles e insolubles en agua; y a la propiedad de remover metales pesados. Entre sus reacciones más importante se tienen:

Formación de Policomplejos

Los poli-complejos poli-electrolitos son formados por la atracción electrostática de dos poli-electrolitos con cargas opuestas como fuerza conductora del proceso.

Se ha logrado preparar una serie de poli-complejos que tienen características de hidrogeles. En su proceso de hinchamiento, normalmente los hidrogeles preparados por el entrecruzamiento de una sola especie de poli-electrolito (un poli-cación o un poli-anión) son altamente sensibles al pH del medio. Por lo que los hidrogeles preparados con quitosana logran un grado de hinchamiento máximo a valores de pH ácidos bien determinados, debido a que el máximo grado de hinchamiento de estos materiales se origina cuando ocurre la máxima repulsión de los grupos cargados y el mínimo apantallamiento que genera la adición de un exceso del ácido. En el caso de los complejos poli-electrolitos, entrecruzados químicamente en reacciones posteriores, es posible obtener materiales que se hinchen tanto a pH ácido como a pH básico.

Reacciones de Entrecruzamiento

Los hidrogeles químicos son redes tridimensionales formadas por la unión covalente de todas las cadenas de polímeros existentes en un sistema determinado, hasta formar, teóricamente, una sola macromolécula.

2.5.3 Carbón Activado en la Potabilización del Agua

Cuando los precursores de los subproductos de la desinfección son difíciles de remover con coagulación mejorada, se puede usar carbón activo (AC) como tratamiento complementario para asegurar la máxima remoción de los precursores ya que éste los adsorbe eficazmente, siempre y cuando no se encuentre agotada su capacidad de adsorción (Xie, 2004).

La aplicación del AC puede llevarse a cabo sin necesidad de cambiar los equipos de las plantas existentes: simplemente se sustituyen los lechos de los filtros de arena por lechos de carbón activado granular (GAC), que realizarán, tanto la función de filtración, como la de adsorción. Aunque esto significa una inversión que puede ser relativamente alta, el costo por metro cúbico de agua tratado es relativamente bajo, mientras que el beneficio en la protección de la salud es importante.

Los trihalometanos se remueven bien con carbón activado (AC) pero este pierde en pocas semanas su capacidad para adsorberlos (Xie, 2004). Por lo tanto, se recomienda utilizar un desinfectante diferente al cloro o separar los contaminantes orgánicos previos a la cloración, con coagulación mejorada por ejemplo. El proceso de filtración con carbón activado, teniendo en cuenta que es tecnológicamente mejor eliminar los precursores de los DBPs que eliminarlos cuando estos ya se han formado debido a la cloración, tendría un costo menor por litro de agua tratada y resolvería el problema de los DBPs.

Por su universalidad como adsorbente de compuestos orgánicos, prácticamente no existe un proceso de potabilización en la industria de bebidas que no utilice AC. Sin embargo, frecuentemente se le considera únicamente como un método para eliminar el cloro residual después de la desinfección, sin embargo, el AC elimina el cloro libre no por adsorción, sino por reacción química en la que lo convierte en cloruro.

Capítulo III Metodología

En este capítulo se presenta la metodología que se siguió para llevar a cabo la presente investigación. Se detalla la preparación del agua sintética que se utilizó para la experimentación en el proceso de coagulación mejorada con sales de aluminio, y doble coagulación con quitosana; así como el uso de carbón activado granular como medio filtrante.

3.1 Método de Investigación

La presente investigación consistió en un estudio a nivel de laboratorio de la aplicación de coagulación mejorada y la doble coagulación con quitosana con el objetivo de disminuir los precursores de los subproductos de la desinfección; así como también se estudió la aplicación del carbón activo granular como medio filtrante.

El método que se utilizó es de tipo “Cuantitativo”, ya que este es el indicado para analizar e identificar las cantidades de los diferentes parámetros en el caso de un estudio experimental.

3.2 Tipo de Investigación

La investigación se tipifica como experimental por lo que se realizó un análisis sistemático de las variables en estudio para el agua cruda, sedimentada, filtrada y desinfectada, por lo que el tipo de investigación que se efectuó es “descriptiva”.

3.3 Población y Muestra

Se utilizó agua sintética debido a que el estudio es a escala de laboratorio y para este tipo de investigación se necesitan mantener controladas las concentraciones de los parámetros a analizar. Se hizo un total de tres corridas a tres diferentes concentraciones de ácido húmico cada una, las cuales se sometieron al proceso de coagulación mejorada, posteriormente se realizó una segunda coagulación con quitosana seguido de la filtración con carbón activo granular, esto con el propósito de estudiar el efecto del uso de quitosana en las condiciones explicadas anteriormente. Se hicieron sólo tres corridas debido al

número de mediciones de parámetros que había que medir en cada una de las etapas de tratamiento y al alto costo de análisis de cada parámetro.

3.4 Técnicas de Recolección de Datos

Las técnicas de recolección de datos tienen como objetivo la determinación de las características fisicoquímicas que tiene el agua sintética desde su preparación hasta las diferentes estrategias de tratamiento aplicadas. A continuación en la Tabla 3.1 se reflejan los métodos que se utilizaron para la determinación de dichas características. Toda la metodología está descrita en el Standard Methods for Water and Wastewater Examination, (1998) y en el Manual HACH DR 5000.

Tabla 3.1 Técnicas de recolección de datos.

Variables	Unidades	Procedimiento
Parámetros Organolépticos		
Turbiedad	NTU	Turbidímetro HACH 2010
Color	mg/L Pt-Co	Método HACH 8025
Parámetros Fisico-Químicos		
Alcalinidad	mg/L	SM 2320B
Dureza	mg/L	SM 2340C
pH	-	SM 4500
Temperatura	°C	SM 2550B
Conductividad	µS/cm	Conductivímetro HACH CO150
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	Conductivímetro HACH CO150
Sulfato, SO ₄ ⁻²	mg/L	Método HACH 8051
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	Método HACH 10054
SUVA	L/mg-m	Métodos requeridos para DOC y UV ₂₅₄
Carbono Orgánico Disuelto (DOC)	mg/L	Método HACH 10129
Cloro Residual	mg/L	Método HACH 8021
THMs	µg/L	Método HACH 10132
Nitrógeno Total	mg/L	Método HACH 10071
Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	Método HACH 8075
Nitrógeno Amoniacal, NH ₄ ⁺ -N	mg/L	Método HACH 8038
Nitritos, NO ₂ ⁻	mg/L	Método HACH 8153
Nitratos, NO ₃ ⁻	mg/L	Método HACH 8171

La Tabla 3.2 muestra los límites de tolerancia para las diferentes metodologías empleadas en este estudio.

Tabla 3.2 Valores de tolerancia.

Variables	Precisión	Exactitud	Desviación Estándar	Sensibilidad
Parámetros Organolépticos				
Turbiedad	-	± 2% entre lecturas 0-1000	-	-
Color	14-16 units Pt-Co	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 7.4 mg/L Pt-Co
Parámetros Físico-Químicos				
Alcalinidad	-	-	40 mg/L entre pruebas	-
Dureza	-	< 2.9 % RSD	-	-
pH	-	± 0.002%	± 0.13 Units	-
Temperatura	± 1 °C	-	-	-
Conductividad	-	± 0.5% entre lecturas	-	-
STD	-	± 1% RSD de 5 a 10 °C	-	-
Sulfatos	30-50 mg/L	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 0.4 mg/L
UV254	0.431-0.433 cm ⁻¹	-	-	-
Nitratos	4.8-5.2 mg/L	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 0.04 mg/L
Nitritos	191-299 mg/L	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 1.4 mg/L
Nitrógeno Total Disuelto	9.6-10.4 mg/L	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 0.5 mg/L
Nitrógeno Kjeldahl	70-82 mg/L	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 1 mg/L NH ₃ -N
Cloro Residual	1.23-1.27 mg/L Cl ₂	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 0.02 mg/L Cl ₂
THMs	53-79 ppm CHCl ₃	-	-	$\Delta_{\text{absorbancia}}$ 0.01 $\Delta_{\text{concentración}}$ 19 ppb CHCl ₃

RSD: Relative Standard Deviation

También se determinó carbono orgánico disuelto (DOC) usando la Ecuación 3.1, esto se puede calcular de esta manera debido a que existe una relación lineal entre el DOC y UV₂₅₄ de acuerdo al estudio realizado por Brandstetter et al., (1996).

$$\text{DOC} = 62.9 (\text{Absorbancia del UV}_{254 \text{ nm, cm}^{-1}}) + 0.705 \quad (3.1)$$

Esta ecuación fue desarrollada por García (2005) usando agua sintética.

3.5 Preparación del Agua Sintética

El agua sintética se preparó con el fin de simular las propiedades del agua natural, es por ello que se debe de asegurar una fuerza iónica de 0.006 M, para ello se adicionó 80 mg de KNO_3 , 200 mg de CaCO_3 por litro de agua. Además se adicionaron 250 mg/L de arcilla. Las concentraciones de las sustancias antes mencionadas se mantuvieron constantes durante la fase experimental para el primer y segundo experimento, para el tercer experimento se mantuvo constante la cantidad agregada de KNO_3 y de arcilla, sin embargo se varió la cantidad agregada de CaCO_3 , siendo de 400 mg/L, la cantidad agregada en la preparación del agua sintética. La cantidad de ácido húmico agregada fue de 1, 3 y 5 mg/L, para el primer, segundo y tercer experimento, respectivamente.

Después de preparada el agua sintética se estuvo mezclando por 1 hora para asegurar la dispersión de todos los compuestos en el agua.

3.6 Proceso de Coagulación

En la presente investigación se trabajó con la coagulación mejorada mediante el uso de sal de aluminio y con una segunda coagulación (doble coagulación) con quitosana. A continuación se explica cada una de ellas.

3.6.1 Coagulación Mejorada

La Coagulación Mejorada se realizó en el laboratorio con la ayuda del Equipo de Prueba de Jarras, y con los pasos establecidos en el protocolo de la USEPA "Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual", USEPA (1999).

Para aplicar coagulación mejorada se debe de asegurar que la concentración del carbono orgánico total sea mayor a 2 mg/L. En el paso 1 del protocolo de la USEPA (1999) se considera el porcentaje de remoción de TOC basados en la TOC y alcalinidad de la fuente de agua (Tabla 2.10, página 34). Sin embargo, la USEPA (1999) establece que si no se cumple con el porcentaje de remoción de TOC, se debe de ir al paso 2 del protocolo.

En el paso 2 se estima un rango de dosis de coagulante en incrementos de 10 mg/L haciendo uso de la prueba de jarra mediante la titulación del pH hasta

que se alcanza el valor del pH meta para la alcalinidad obtenida en el agua sintética (Tabla 2.11, página 35). Pero para poder aplicar el paso 2 se debe determinar si el agua cumple con al menos uno de los seis criterios de complacencia alternativa que se presenta a continuación.

- Agua de la Fuente con TOC < 2 mg/L
- Agua Tratada con TOC < 2 mg/L
- Agua Cruda con SUVA \leq 2 L/mg-m
- Agua Tratada con SUVA \leq 2 L/mg-m
- Agua Cruda con TOC < 4 mg/L, Alcalinidad > 60 mg/L (CaCO_3), TTHMs < 40 $\mu\text{g/L}$, HAA₅ < 30 $\mu\text{g/L}$
- TTHMs < 40 $\mu\text{g/L}$, HAA₅ < 30 $\mu\text{g/L}$

Dado que el agua cruda de los tres experimentos presentó valores de SUVA \leq 2 L/mg-m, se procedió a realizar las pruebas de jarra, las cuales se realizaron con las siguientes condiciones:

- Tipo de coagulante: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$
- Número de jarras: 8
- Volumen de jarras: 1.5 litros
- Mezcla Rápida: 150 rpm, 1 minuto
- Floculación: 30 rpm, 30 minutos
- Sedimentación: 1 hora

3.6.2 Quitosana como Coagulante

Terminado el proceso de coagulación mejorada, se sometió al agua tratada a una segunda coagulación utilizando la quitosana como un segundo coagulante, asegurando una concentración de 0.15 mg/L de quitosana en el agua a ser coagulada. Este valor se tomó usando el valor medio del intervalo recomendado por Eikebrokk y Saltnes (2002), quienes recomiendan usar valores de 0.1 mg/L a 0.2 mg/L, cuando se usa la quitosana como ayudante en la coagulación.

Se decidió utilizar la quitosana como un segundo coagulante (ayudante a la primera coagulación), debido a que de esta forma se utilizan dosis mas bajas (0.1 a 0.2 mg/L) de quitosana, ya que debido a los costos de esta (mayores que los del sulfato de aluminio) sería poco viable económicamente que una planta la implementara como coagulante principal, ya que se requerirían dosis de hasta

12 mg/L, esto a pesar de que la quitosana ha demostrado ser un coagulante mas eficiente que las sales de aluminio a como lo muestran los experimentos realizados en el laboratorio de ingeniería ambiental de la facultad de ingeniería química (2009), los cuales se presentan del apéndice A.I.6 y A.I.7.

Otra posibilidad en el uso de quitosana es usarla como medio filtrante en una columna de adsorción, lo que presenta la ventaja de la reutilización de la quitosana, sin embargo, en esta forma la quitosana solo trabaja bien en concentraciones muy diluidas de materia orgánica natural, lo que lo hace inviable, dado que en Nicaragua, las aguas crudas a tratarse en las plantas potabilizadoras llegan a tener hasta 12 mg/L de DOC como materia orgánica natural. El problema de la quitosana en una columna de adsorción se debe a las diferencias de presión interna entre el adsorbente y el adsorbato lo que causa *channeling* (encauzamiento), ya que se crean caminos a través de la columna por los que el agua pasa, quedando de esta manera grandes áreas de la columna sin ser utilizadas.

Para el proceso de coagulación con quitosana se elaboró una solución stock con una concentración de 15 mg/L de quitosana, para esto se pesó 15 mg de quitosana a la cual se le agregó 3 mL de ácido clorhídrico concentrado (para lograr diluir la quitosana en hojuelas y formar una pasta uniforme), luego se diluyó la pasta formada hasta obtener un volumen de 1 L de solución, esta solución patrón de quitosana tuvo un valor de pH de 1.44. De la solución patrón se tomó 10 mL (1 mL de solución patrón = 0.015 mg de quitosana) el cual se le agregó a cada muestra de 1000 mL para asegurar una concentración aproximada de 0.15 mg/L de quitosana.

Esta dosis se agregó a cada una de las jarras que previamente habían sido coaguladas con sales de aluminio.

3.7 Carbón Activo Granular como Medio Filtrante

El agua previamente coagulada con quitosana se transportó hacia una columna rellena de carbón activado usando una bomba peristáltica Watson. La columna de vidrio tiene una longitud de 50 cm, diámetro externo de 25 mm e interno de 20 mm. El carbón activo granular se colocó en la columna a una altura de 35 cm para dejar espacio a la capa de agua que se filtró. A la salida de la columna se colocó fibra de vidrio para evitar que se escaparan partículas finas

de carbón activado. La velocidad de filtración se mantuvo constante, a 2.5 m/h. El caudal a pasar por la columna fue de $6.36 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{h}$, este caudal aseguró un tiempo de contacto del lecho vacío de 12 minutos como recomienda Okoniewska et al. (2007). El carbón activo granular (GAC) que se utilizó en estos experimentos es Sigma-Aldrich tipo Darco® con tamaño de partícula de 12-20 mesh, volumen del poro en base seca de 0.95 mL/g y área superficial de 600 m^2/g . Antes de llenar la columna con GAC, este se lavó con agua destilada y se secó en un horno a 103.5°C por 24 h. El GAC se mantuvo en el desecador antes de ser usado.

La capacidad dinámica de adsorción (A_d) de GAC se calculó al conocer la adsorción de DOC en el volumen total de carbón activado; la Ecuación 3.2 se usó para ello. C_i y C_e representan las concentraciones del influente y el efluente en mg/m^3 , Q es el flujo volumétrico m^3/min , τ es el tiempo de residencia en minutos y V es el volumen de carbón activado en m^3 .

$$A_d = \frac{(C_i - C_e) \cdot Q \cdot \tau}{V} \quad (3.2)$$

3.8 Eficiencia de Remoción

La eficiencia para cada una de las etapas se determinó comprobando el cambio de los parámetros físicos, químicos, microbiológicos y orgánicos de las diferentes etapas del proceso de tratamiento del agua con respecto a las características iniciales del agua sintética.

De esta forma se evaluaron los distintos procesos de coagulación y adsorción para encontrar de esta manera el proceso más eficiente. El porcentaje de remoción se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_{\text{inicial}} - C_{\text{final}}}{C_{\text{inicial}}} \times 100 \quad (3.3)$$

Donde:

C_{inicial} : Concentración inicial del analito

C_{final} : Concentración final del analito después del proceso

Capítulo IV

Discusión de Resultados

En este capítulo se abordan y analizan los resultados obtenidos de las pruebas realizadas con el agua sintética preparada. Primero se presentan y analizan los parámetros fisicoquímicos del agua cruda en las distintas experimentaciones y luego los de las jarras correspondientes a cada experimento de coagulación y filtración a las diferentes concentraciones de ácido húmico aplicadas.

4.1 Calidad del Agua Cruda Sintética

Antes de presentar los resultados obtenidos para cada experimento, se caracteriza el agua cruda preparada de acuerdo a su calidad en cuanto a parámetros físicos y químicos y se comparan estos para cada caso experimental.

Características Físicas

Las características físicas se presentan de forma resumida en la siguiente tabla, a continuación se discute de cada una de ellas.

Tabla 4.1 Propiedades físicas del agua cruda sintética.

Parámetros	Unidad	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
Ácido Húmico agregado	mg/L	1.0	3.0	5.0
Color	mg/L Pt-Co	17.0	47.0	81.0
Turbiedad	NTU	5.3	8.5	11.4
Conductividad	μS/cm	145.2	147.6	148.7
Temperatura	°C	24.7	25.7	24.8

Puede observarse en la Tabla 4.1, que los datos muestran que el color y la turbiedad varían significativamente de acuerdo a la cantidad de ácido húmico agregado, esto es debido a que el ácido húmico representa la materia orgánica disuelta, que tiene influencia directa en estos parámetros. Sin embargo también incrementa la conductividad ya que esta depende de los iones en solución, y de la cantidad de sustancias agregadas. Así mismo puede verse que las variaciones en la temperatura a las que se hicieron las mediciones son muy pequeñas entre experimentos.

La siguiente figura muestra la tendencia a aumentar de los parámetros color y turbiedad de acuerdo al incremento del ácido húmico.

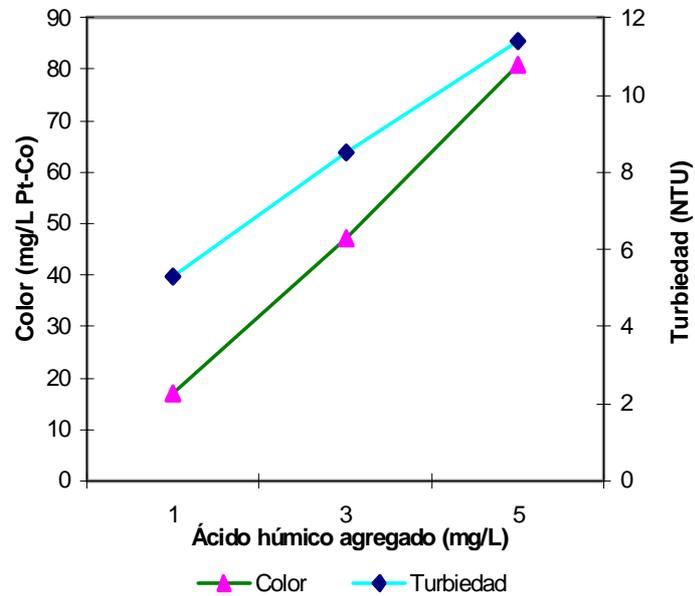


Figura 4.1 Influencia del ácido húmico en los parámetros de color y turbiedad.

Características Químicas

Las características del agua cruda sintética se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4.2 Propiedades químicas del agua cruda sintética.

Parámetros	Unidad	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
Ácido Húmico agregado	mg/L	1.0	3.0	5.0
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	67.1	70.2	73.5
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	26.0	26.0	22.4
Dureza	mg CaCO ₃ /L	52.6	52.2	39.6
pH	unidad	9.3	9.3	9.1
Sulfatos	mg/L	2.0	6.0	4.0
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	0.049	0.068	0.125
N-Nitritos	mg/L	0.6	0.6	0.6
N-Nitratos	mg/L	11.5	8.8	5.1
Nitrógeno Total Disuelto	mg/L	12.1	9.4	5.7
DOC	mg/L	3.8	4.9	8.5
SUVA	L/mg-cm	1.3	1.4	1.5

Los sólidos totales disueltos no varían significativamente en los distintos experimentos aunque tienden a aumentar a medida que se incrementa la cantidad de ácido húmico en el agua sintética. Igualmente, el pH se mantiene, sin mucha variación, en valores que indican una ligera basicidad.

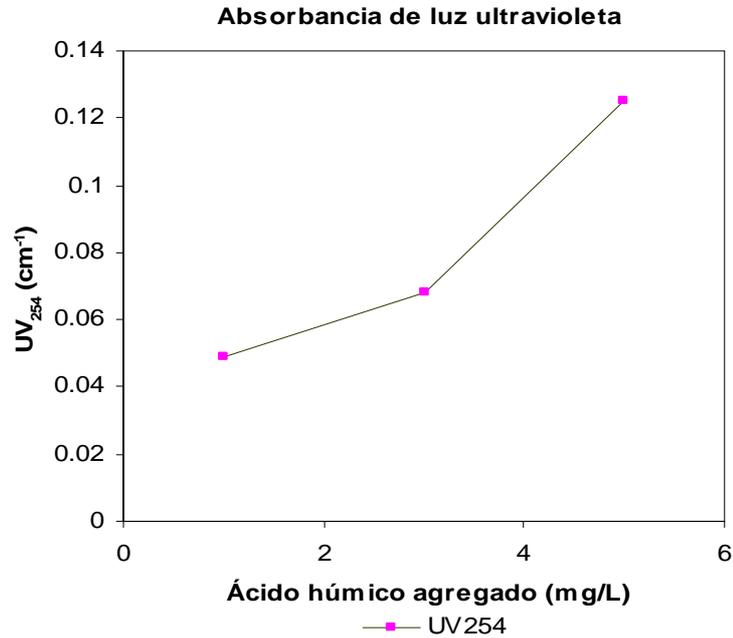
La alcalinidad se debe a la cantidad de carbonatos disueltos, esta se mantiene en valores bajos pese a la cantidad agregada de CaCO_3 (200 mg/L) para el primer y segundo experimento, por lo que se agregaron 400 mg/L para el tercer experimento, sin embargo no hubo un aumento significativo en la alcalinidad del agua preparada, lo cual podría ser causado a que la solubilidad del carbonato de calcio es muy baja y agotado su límite de solubilidad éste tiende a precipitar, por lo que resulta en valores bajos de alcalinidad, considerando el agua preparada como poco alcalina, de acuerdo al carbonato disuelto.

La dureza es el resultado de la presencia de iones metálicos, principalmente Ca^{2+} y Mg^{2+} , en este caso a la cantidad de iones Ca^{2+} agregados en forma de CaCO_3 . La dureza en el agua preparada presenta valores que caracterizan a las aguas denominadas blandas (valores entre 0 y 75 mg CaCO_3/L).

Los sulfatos se mantienen en valores bajos, esto es debido a que en la formulación para la preparación del agua sintética no se usó ningún compuesto que pudiese aportar cantidades apreciables a este parámetro.

En la absorbancia de luz ultravioleta a 254 nm (UV_{254}) se observa una tendencia ascendente (la Figura 4.2 ilustra este comportamiento), lo que indica que en cada experimento la cantidad de materia orgánica del tipo aromático aumenta, lo cual puede justificarse con la cantidad de ácido húmico agregado en cada experimento.

Los nitritos presentan valores pequeños, esto de acuerdo a su elevada inestabilidad. No obstante, los valores de N-Nitratos muestran una tendencia a disminuir en cada experimento. Así mismo, el nitrógeno total disuelto presenta valores entre 5.7 y 12.1 mg/L.

Figura 4.2 Tendencia UV₂₅₄.

También se puede observar que los valores en nitrógeno total y N-Nitratos son bastante cercanos en todos los experimentos, lo que demuestra que la presencia de nitrógeno en el agua cruda se debe principalmente a las formas de nitratos. Lo que puede decirse es que al momento de hacer el análisis de nitrógeno total, el nitrógeno en forma de nitritos, debido a su elevada inestabilidad, se había convertido casi totalmente a nitratos y que aún quedaba una pequeña cantidad en forma de nitritos. Debido a esto se puede asumir que la presencia de nitrógeno en el agua preparada se debe enteramente a las formas de nitrógeno inorgánico y que el ácido húmico agregado no aportó ninguna cantidad de nitrógeno en las formas orgánicas y amoniacal.

El DOC presenta la misma tendencia a aumentar del UV₂₅₄ en cada experimento, lo que demuestra que aumenta la materia orgánica disuelta, esto está acorde con las cantidades de ácido húmico agregadas para simular la materia orgánica presente en aguas naturales.

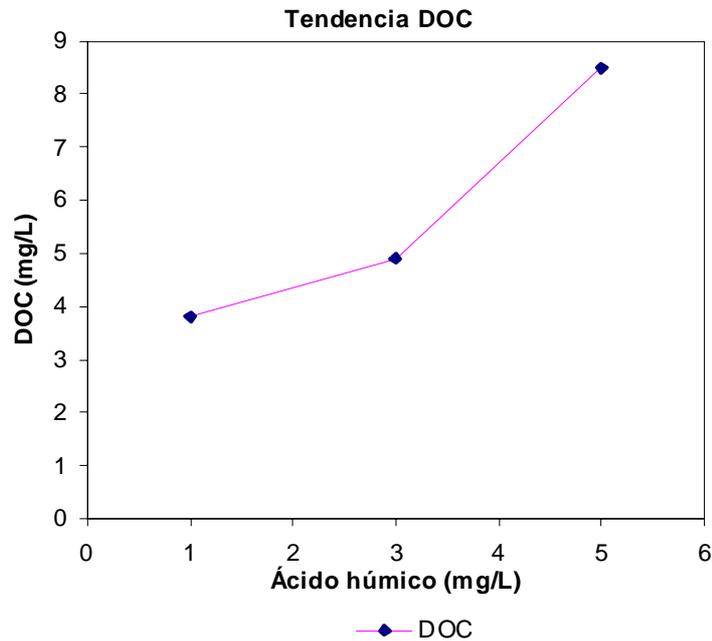


Figura 4.3 Relación ácido húmico-DOC.

4.2 Calidad del Agua Sedimentada 1¹

Se llama agua sedimentada al agua sintética sedimentada después del proceso coagulación-floculación.

En este acápite, primero se analizan las cantidades de materia orgánica de cada jarra en cada experimento de acuerdo a la dosis de coagulante usada y luego se hace una comparación de estas propiedades entre los distintos experimentos.

Para el coagulante, se preparó una solución madre de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ con una concentración de 20 g/L, de manera que 1 mL de esta solución equivale a 20 mg de coagulante.

En el proceso de coagulación mejorada no se usan ácidos o bases para ajustar el pH, este tiene que llevarse hasta un valor de pH meta, que depende de la alcalinidad del agua cruda, al agregar el coagulante. Después de la adición del

¹ Coagulación con sales de aluminio

coagulante al agua cruda, esta se agitaba para asegurar la dispersión del coagulante y se medía el pH después de cada incremento de coagulante.

4.2.1 Selección de Jarras

En cada experimento se seleccionó una jarra, esta selección se hizo en base a la remoción de UV_{254} , teniendo en cuenta la dosis de coagulante usada, es decir, se seleccionó la jarra que presentó una buena remoción de UV_{254} y cuya dosis de coagulante usada no fuese muy alta. A continuación se presenta una tabla en la que se detallan los valores UV_{254} obtenidos y las dosis de coagulante usadas en cada experimento y para cada jarra.

Tabla 4.3 UV_{254} vs. Dosis de coagulante usadas.

	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 3	
	UV_{254}	Dosis	UV_{254}	Dosis	UV_{254}	Dosis
Agua Cruda	0.049	0.0	0.068	0.0	0.125	0.0
Jarra 1	0.023	60.0	0.020	62.5	0.019	26.7
Jarra 2	0.015	120.0	0.015	125.0	0.016	53.3
Jarra 3	0.013	180.0	0.012	187.5	0.013	80.1
Jarra 4	0.007	240.0	0.008	250.0	0.012	106.7
Jarra 5	0.006	300.0	0.005	312.5	0.009	133.4
Jarra 6	0.005	360.0	0.004	375.0	0.008	160.0
Jarra 7	0.003	420.0	0.002	437.5	0.004	186.7
Jarra 8	0.002	480.0	0.002	500.0	0.004	213.4

En las siguientes figuras se puede observar el comportamiento de la remoción de UV_{254} con las dosis de coagulante usadas para cada experimento, así como también se señala la jarra seleccionada en cada experimento.

De acuerdo a la Figura 4.4, las jarras seleccionadas fueron: la jarra 2 para los experimentos 1,3 y la jarra 1 para el experimento 2.

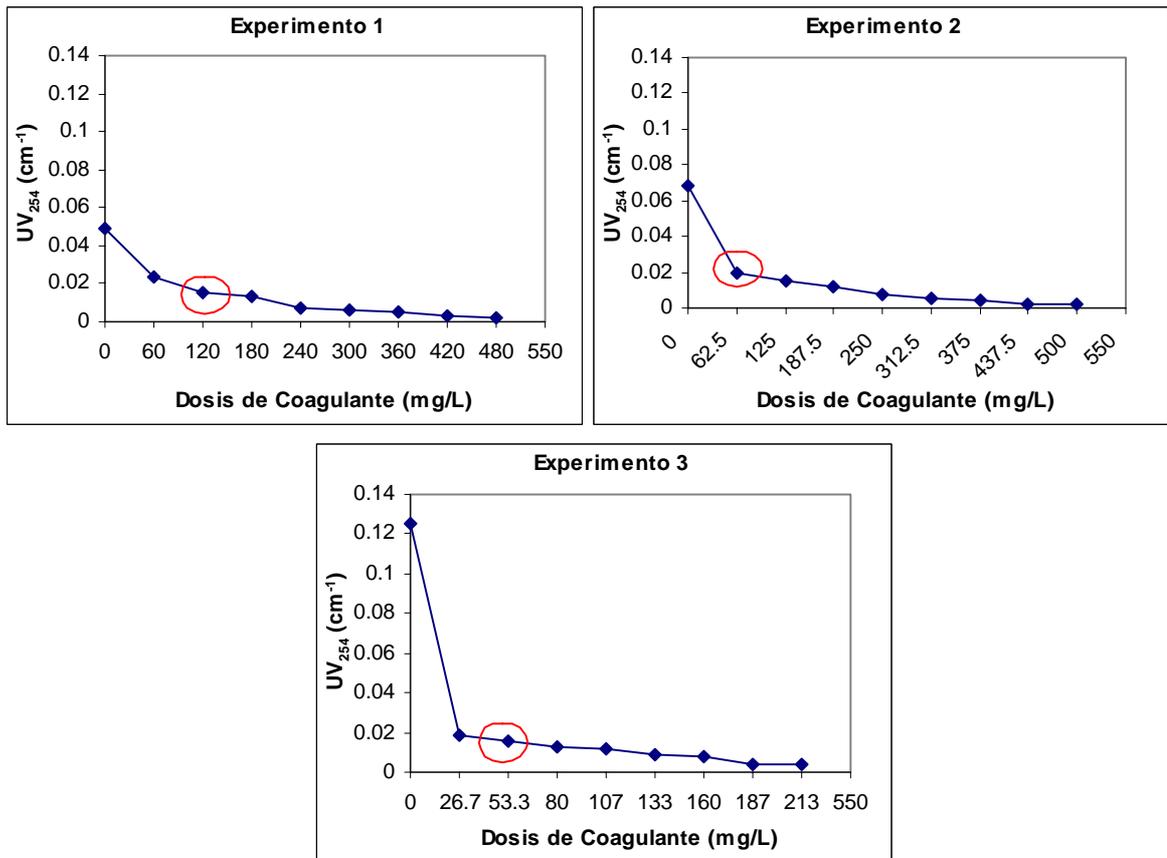


Figura 4.4 UV₂₅₄ vs. Dosis de coagulante.

En la Tabla 4.4 se presentan las características físicas y químicas de las jarras seleccionadas para cada experimento.

Tabla 4.4 Características físico-químicas de las jarras seleccionadas.

Parámetros	Unidad	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3	Norma CAPRE (VR) (a)	Norma CAPRE (VMA) (b)
Ácido Húmico agregado	mg/L	1.0	3.0	5.0	-	-
Color	NTU	1.0	1.0	0.0	1	15
Turbiedad	mg/L Pt-Co	1.0	1.3	1.3	1	5
Temperatura	°C	24.6	24.7	24.3	18 a 30	-
Conductividad	µS/cm	269.0	212.0	214.0	400	-
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	128.0	101.0	103.0	-	1000
Alcalinidad	mg/L	21.6	19.0	20.0	-	-
Dureza	mg/L	181.6	134.1	144.3	400	-
pH	Und.	7.0	7.3	7.5	6.5 a 8.5	-

Sulfatos	mg/L	51.0	29.0	21.0	25	250
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	0.015	0.020	0.016	-	-
Nitritos	mg/L	1.0	1.0	0.7	0.1	1
N-Nitritos	mg/L	0.3	0.3	0.2	-	-
Nitratos	mg/L	46.5	35.9	21.3	25	45
N-Nitratos	mg/L	10.5	8.1	4.8	-	-
Nitrógeno Total	mg/L	10.8	8.4	5.0	-	-
DOC	mg/L	1.6	1.9	1.7	-	-
SUVA	L/mg-m	0.9	1.0	0.9	-	-

(VR) Valor recomendado, (VMA) Valor máximo admisible.

En la siguiente tabla se presentan las disminuciones de los parámetros indicadores de la materia orgánica de las jarras seleccionadas.

Tabla 4.5 Parámetros indicadores de materia orgánica en AC y AS1

Parámetros	Unidad	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 3	
		AC	AS1	AC	AS1	AC	AS1
Color	mg/L Pt-Co	17.0	1.0	47.0	1.0	81.0	0.0
Turbiedad	NTU	5.3	1.0	8.5	1.3	11.4	1.3
DOC	mg/L	3.8	1.6	4.9	1.9	8.5	1.7
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	0.049	0.015	0.068	0.020	0.125	0.016
SUVA	L/mg-m	1.3	0.9	1.4	1.0	1.5	0.9

AC: Agua Cruda, AS1: Agua Sedimentada previa Coagulación Mejorada.

4.2.2 Características Físicas y Químicas

A continuación se detallan para cada experimento las características físicas obtenidas después del proceso de coagulación-floculación-sedimentación.

Conductividad y Sólidos Totales Disueltos

La conductividad depende de la cantidad de iones en solución y al aumentar éstos en la solución se aumenta la cantidad de sólidos totales disueltos, es decir que estos dos parámetros se encuentran relacionados, esta es la razón por la que la conductividad y los sólidos totales disueltos son mayores en el agua tratada que en el agua cruda, debido a la cantidad de iones agregados por medio del coagulante (sal de aluminio).

En las siguientes figuras se muestra el comportamiento de estos parámetros, así como también se presenta el valor recomendado para la conductividad y el máximo admisible para los sólidos totales disueltos según la norma CAPRE.

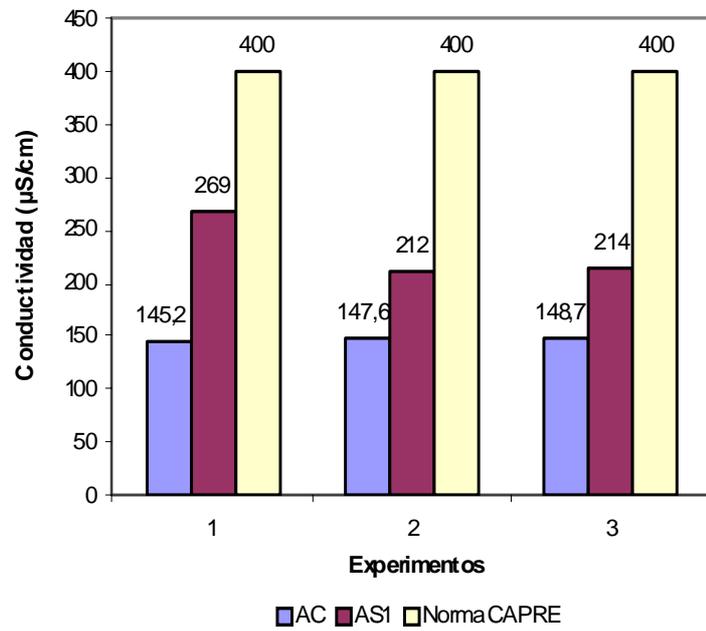


Figura 4.5 Conductividad en AC y AS1.

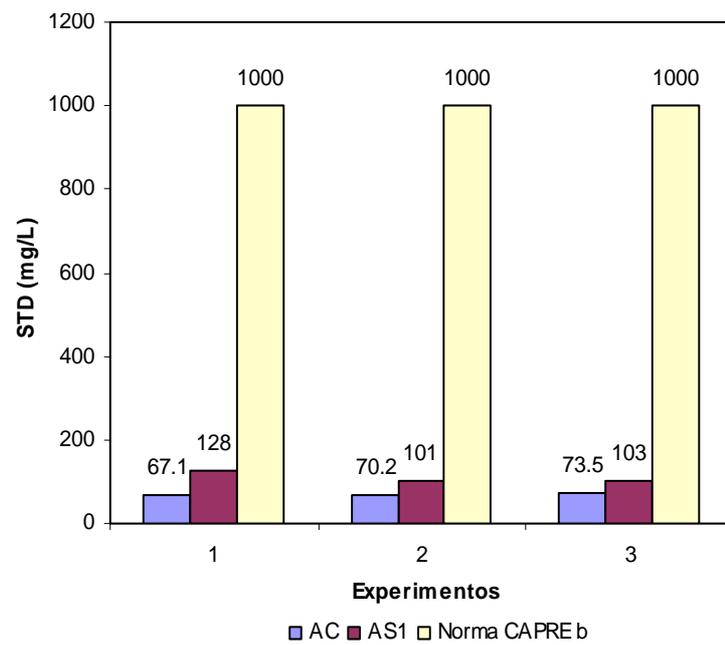


Figura 4.6 Sólidos totales disueltos en AC y AS1.

Alcalinidad y Dureza

La alcalinidad del agua se debe al contenido de sales del dióxido de carbono (bicarbonatos y carbonatos), hidróxidos y en menor grado por los boratos, fosfatos y silicatos presentes en el agua. El bicarbonato es el componente que más contribuye a la alcalinidad. El valor de la alcalinidad se relaciona con la resistencia del agua a bajar el pH cuando se le añade ácido.

La alcalinidad en las jarras seleccionadas de los distintos experimentos se mantiene en valores bajos (21.6 mg/L, 19.0 mg/L y 20.0 mg/L para los experimentos 1, 2 y 3, respectivamente), teniendo poca variación respecto al agua cruda.

La dureza para el experimento 1 se encuentra en la clasificación de agua dura (181.6 mg/L) y moderadamente dura (134.1 mg/L y 144.3 mg/L) para los experimentos 2 y 3 respectivamente según la clasificación dada por Romero, 1999a.

pH

El pH en los experimentos tiende a disminuir, esto es porque la cantidad de coagulante agregada neutraliza la cantidad de carbonato disuelto, el cual es la fuente de alcalinidad en estos experimentos.

Los valores de pH obtenidos son de 7.0, 7.3 y 7.5 para los experimentos 1, 2 y 3 respectivamente. Estos valores se encuentran dentro del margen recomendado por la norma CAPRE (6.5 a 8.5).

Sulfatos

La cantidad de sulfatos aumenta debido al coagulante usado (sulfato de aluminio). Para el experimento 1 se tienen 51.0 mg/L con una dosis de coagulante de 120 mg/L, para el experimento 2 se tienen 29.0 mg/L con una dosis de coagulante de 62.5 mg/L y para el experimento 3 se tienen 21.0 mg/L con una dosis de coagulante usada de 53.3 mg/L, si bien solo el tercer experimento cumple con el valores recomendado de sulfatos por la norma CAPRE (25 mg/L), las concentraciones de los experimentos 2 y 3 están dentro del máximo admisible, el cual es de 250 mg/L.

Materia Nitrogenada

La materia nitrogenada total está compuesta por el nitrógeno contenido en los nitritos, los nitratos y el nitrógeno total Kjeldhal, este a su vez está compuesto por el nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal.

La materia nitrogenada encontrada en el agua preparada es debida solamente a la forma de nitratos y nitritos, no habiendo nitrógeno orgánico ni amoniacal, por lo que puede decirse que el ácido húmico agregado no aportó en ninguna cantidad nitrógeno orgánico.

A continuación se presentan los valores iniciales de nitritos y nitratos en el agua cruda preparada para cada experimento y sus valores finales para las jarras seleccionadas.

Tabla 4.6 Nitritos y nitratos en AC y AS1.

Parámetros	Unidad	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 3	
		AC	AS ¹	AC	AS ¹	AC	AS ¹
Nitritos	(mg/L)	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	0.7
N-Nitritos	(mg/L)	0.6	0.3	0.6	0.3	0.6	0.2
Nitratos	(mg/L)	50.7	46.5	38.9	35.9	22.5	21.3
N-Nitratos	(mg/L)	11.5	10.5	8.8	8.1	5.1	4.8

AC: Agua Cruda. AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.

Como puede observarse, la disminución de las concentraciones de nitritos y nitratos en los experimentos es muy poca. Según Westerhoff y Mash (2002), la remoción de materia nitrogenada es muy difícil de alcanzar con coagulación mejorada y se hace necesario el uso de otras técnicas de tratamiento.

4.2.3 Parámetros Indicadores de Materia Orgánica

Color y Turbiedad

El color y la turbiedad varían proporcionalmente en cada etapa de los procesos aplicados, debido a que ambos se encuentran en forma de coloides y la efectividad del uso de coagulante en el tratamiento de aguas radica en la capacidad de estos para desestabilizar las partículas coloidales y de esta forma lograr que precipiten.

En la siguiente tabla se presentan los valores obtenidos para color y turbiedad en cada experimento y las disminuciones alcanzadas con respecto al agua cruda.

Tabla 4.7 Color y turbiedad para AC y AS1.

Parámetros	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 3		Norma CAPRE	
	AC	AS1	AC	AS1	AC	AS1	VR (a)	VMA (b)
Color (mg/L Pt-Co)	17.0	1.0	47.0	1.0	81.0	0.0	1	15
Turbiedad (NTU)	5.3	1.0	8.5	1.3	11.4	1.3	1	5

AC: Agua Cruda. AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.

El proceso de coagulación mejorada logró remover el 94.1 %, 97.9 % y el 100 % del color; así como el 81.1 %, 84.7 % y el 88.6 % de la turbiedad presente en el agua cruda para los experimentos 1, 2 y 3 respectivamente, presentando una buena remoción de estos parámetros. Romero (1999b) reporta que remociones por encima del 80% de color y turbiedad indican proceso eficiente de potabilización.

En las siguientes figuras se representan los valores obtenidos para estos parámetros.

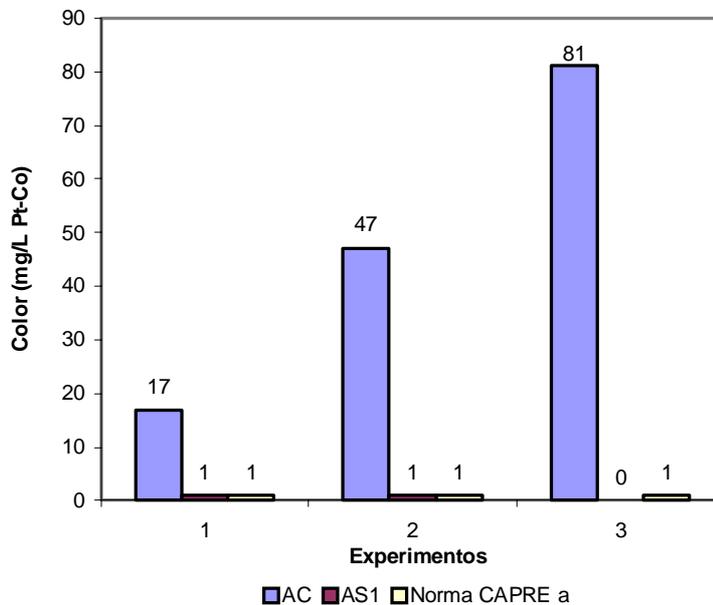


Figura 4.7 Color en AC y AS1.

Los valores obtenidos para color en los experimentos están dentro del valor recomendado de 1 mg/L Pt-Co por la Norma CAPRE (2003).

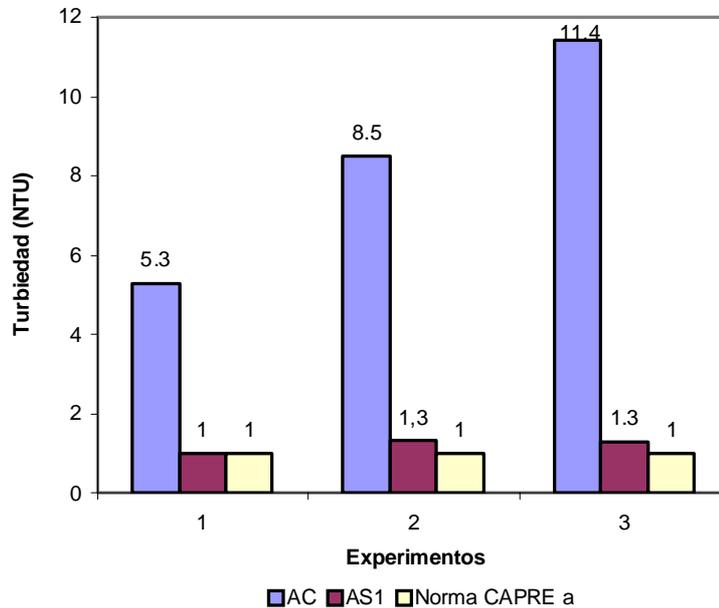


Figura 4.8 Turbiedad en AC y AS1.

El experimento 1 cumple con el valor recomendado para turbiedad de 1 NTU según la norma CAPRE, para los experimentos 2 y 3 se tiene valores ligeramente superiores al valor recomendado.

De acuerdo a estos resultados se puede decir que el proceso de coagulación mejorada es eficiente en la remoción de color y turbiedad.

UV₂₅₄ y DOC

La Absorción de luz Ultravioleta o UV₂₅₄, mide la cantidad de compuestos aromáticos contenidos en la materia orgánica.

La materia orgánica carbonácea está compuesta por el carbono orgánico disuelto en el agua, por lo tanto sí se aumentó la cantidad de ácido húmico agregado en la preparación del agua cruda, también se incrementó la cantidad de carbono orgánico. A continuación se presenta una tabla que muestra los datos del DOC y UV₂₅₄, para cada experimento y sus respectivas jarras seleccionadas.

Tabla 4.8 UV₂₅₄ y DOC de AC y AS1.

	Acido Húmico (mg/L)	Fuente	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	DOC (mg/L)
Experimento 1	1	AC	0.049	3.8
		AS1	0.015	1.6
Experimento 2	3	AC	0.068	4.9
		AS1	0.02	1.9
Experimento 3	5	AC	0.125	8.5
		AS1	0.016	1.7

AC: Agua Cruda. AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.

A medida que se adicionó más ácido húmico, se aumentó el porcentaje de remoción de DOC y UV₂₅₄, lo que puede significar que la efectividad en la remoción de DOC y UV₂₅₄, por medio del proceso de coagulación mejorada es poco eficiente al tratar aguas con bajas concentraciones de materia orgánica disuelta.

La siguiente figura muestra los valores de DOC y UV₂₅₄ del agua cruda y el comportamiento en la remoción de estos parámetros con respecto a la cantidad del ácido húmico agregado.

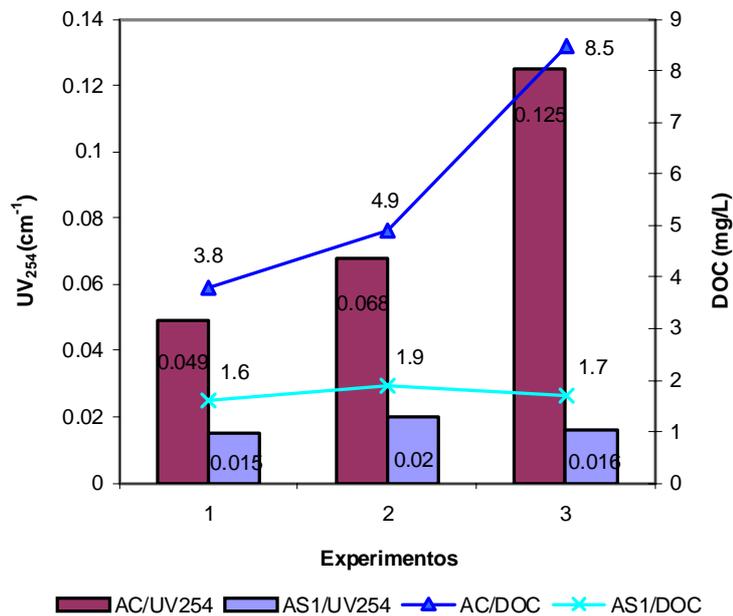


Figura 4.9 UV₂₅₄ y DOC en AC y AS1.

SUVA

La variación de SUVA fue mayor en el experimento en el que se usó mayor cantidad de ácido húmico en la preparación del agua sintética, a como se

demuestra en la siguiente tabla. La materia orgánica presente en el agua es principalmente no húmica, de baja hidrofobicidad y de bajo peso molecular. Esto significa que el agua es menos reactiva al cloro y por lo tanto formará menos trihalometanos en el proceso de desinfección.

Tabla 4.9 SUVA de AC y AS1.

	Acido Húmico (mg/L)	Fuente	SUVA (L/mg-m)
Experimento 1	1	AC	1.3
		AS1	0.9
Experimento 2	3	AC	1.4
		AS1	1.0
Experimento 3	5	AC	1.5
		AS1	0.9

AC: Agua Cruda. AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.

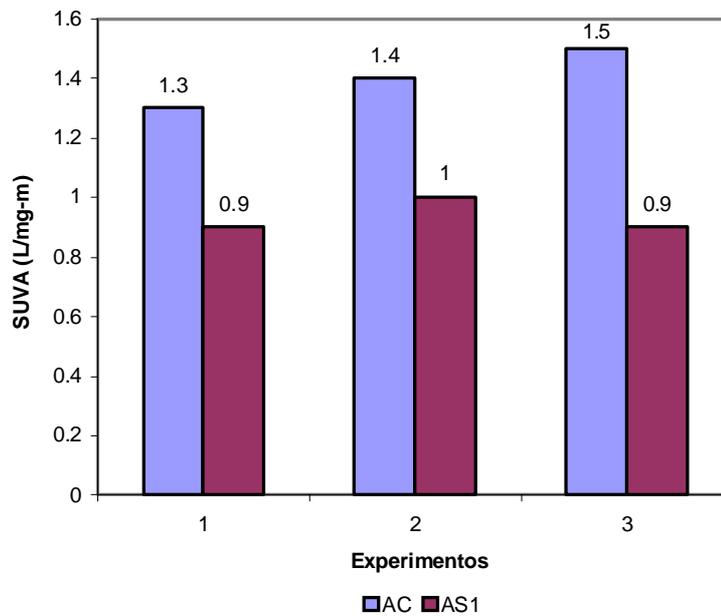


Figura 4.10 SUVA en AC y AS1.

4.3 Calidad del Agua Sedimentada 2

Esta agua fue previamente coagulada con sales de aluminio y quitosana, por lo que los resultados difieren al del agua sedimentada y tratada solo con sales de aluminio en la coagulación mejorada.

pH

El efecto causado por el proceso de coagulación con quitosana es una pequeña disminución del pH en los tres experimentos, habiendo una disminución de 7.0 a 6.9 para el primer experimento, de 7.3 a 7.0 para el segundo experimento y de 7.5 a 7.3 para el tercer experimento. Estos valores aún se encuentran dentro del rango recomendado por la norma CAPRE (6.5 a 8.5).

4.3.1 Parámetros Indicadores de Materia Orgánica

Color y Turbiedad

La coagulación con sales de aluminio y quitosana logra remover más de los compuestos responsables de la turbiedad en el agua a tratar, sin embargo, también provocó un aumento en el color, a como se detalla a continuación.

Tabla 4.10 Color y Turbiedad para AS1 y AS2.

Parámetros	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 3		Norma CAPRE	
	AS1	AS2	AS1	AS2	AS1	AS2	VR	VMA
Color (mg/L Pt-Co)	1.0	2.0	1.0	2.0	0.0	3.0	1	15
Turbiedad (NTU)	1.0	0.8	1.3	0.4	1.3	0.8	1	5

AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.

AS2: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación con Sal de Aluminio y Quitosana.

En las siguientes figuras se muestra el comportamiento en la remoción de estos parámetros con respecto al agua cruda.

El proceso de coagulación con quitosana provoca, a como puede observarse, un aumento en el color del agua tratada, sobrepasando el valor recomendado por la norma CAPRE (1993) de 1 mg/L Pt-Co. En cambio, si logra una disminución adicional en la turbiedad (Figura 4.12).

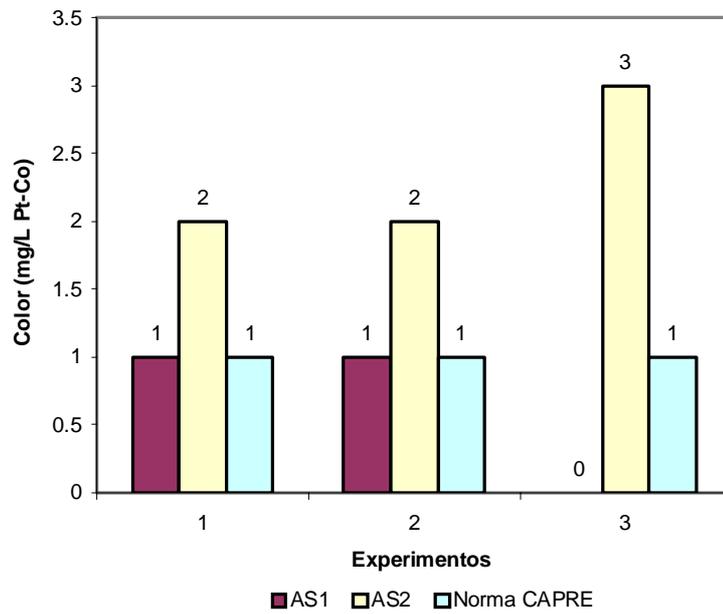


Figura 4.11 Color en AS1 y AS2.

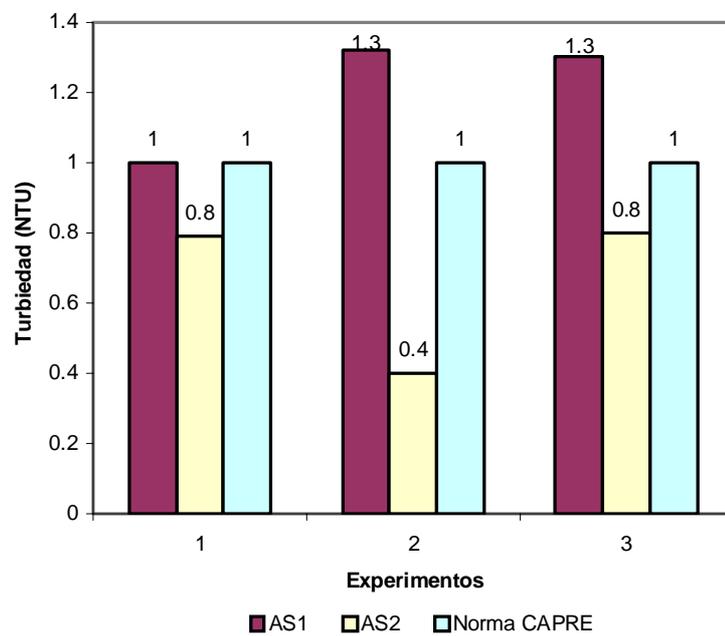


Figura 4.12 Turbiedad en AS1 y AS2.

UV₂₅₄ y DOC

El proceso de coagulación con quitosana logra disminuir un poco más de materia orgánica medida como UV₂₅₄ y DOC (materia disuelta), los valores obtenidos se presentan en la siguiente tabla, posteriormente se muestra el comportamiento de estos parámetros mediante una gráfica.

Tabla 4.11 UV₂₅₄ y DOC para AS1 y AS2.

	Unidad	Acido Húmico	Fuente	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	DOC (mg/L)
Experimento 1	mg/L	1	AS1	0.015	1.6
			AS2	0.010	1.3
Experimento 2	mg/L	3	AS1	0.020	1.9
			AS2	0.007	1.1
Experimento 3	mg/L	5	AS1	0.016	1.7
			AS2	0.009	1.3

AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.

AS2: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación con Sal de Aluminio y Quitosana.

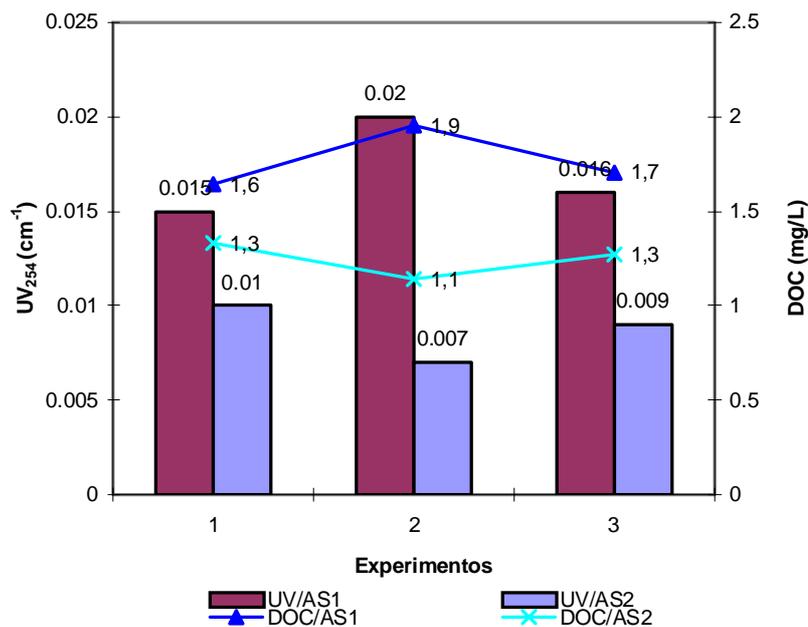


Figura 4.13 UV₂₅₄ y DOC en AS1 y AS2.

SUVA

Dado que el proceso de coagulación con quitosana logra una remoción adicional de UV₂₅₄ y DOC, el valor del SUVA decrece aun más. Esto significa que el agua tiene muy poco contenido de material húmico y por tanto la

formación de trihalometanos será mucho menor que en la coagulación mejorada sólo con sales de aluminio.

Tabla 4.12 SUVA para AS1 y AS2.

	Acido Húmico (mg/L)	Fuente	SUVA (L/mg-m)
Experimento 1	1	AS1	0.9
		AS2	0.7
Experimento 2	3	AS1	1.0
		AS2	0.6
Experimento 3	5	AS1	0.9
		AS2	0.7

AS1: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación Mejorada.
 AS2: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación con Sal de Aluminio y Quitosana.

A continuación se muestra gráficamente este comportamiento.

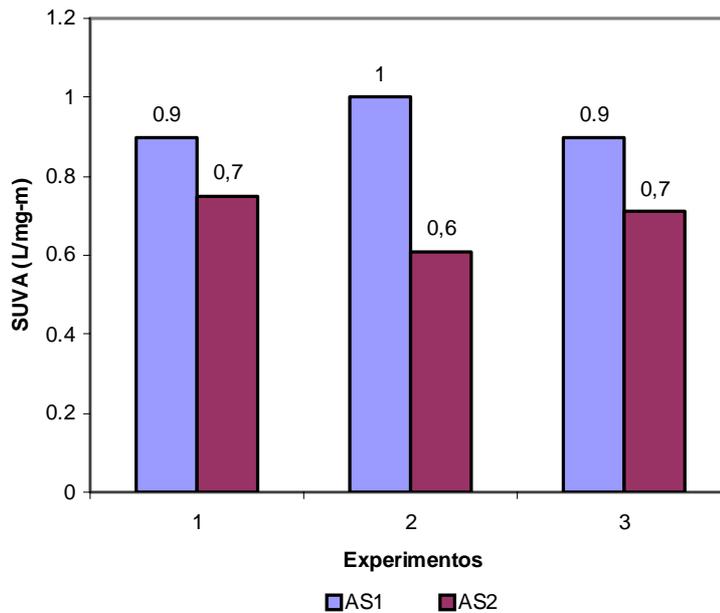


Figura 4.14 SUVA en AS1 y AS2.

4.4 Calidad del Agua Filtrada

En este acápite se presentan los resultados del agua filtrada en una columna de carbón activado granular previo tratamiento con coagulación mejorada y doble coagulación con quitosana.

pH

El efecto de la adsorción con carbón activado en el agua tratada con quitosana fue el aumento de pH, un incremento de 6.9 a 7.2 en el primer experimento, de 7.0 a 7.4 en el segundo experimento y de 7.3 a 7.6 en el tercer experimento. Esto se debe a que todos los carbones tienen cantidades importantes de sodio y potasio que, en el proceso de carbonización, permanecen en el carbón en forma de óxidos. Estos óxidos se convierten en hidróxidos al entrar en contacto con el agua, se disuelven en la misma y aumentan su pH (Romero 1999a).

4.4.1 Parámetros Indicadores de Materia Orgánica

Color y Turbiedad

El proceso de filtración con carbón activado logra disminuir los valores en los parámetros de color y turbiedad (Tabla 4.13). Para el color se logra una remoción total, obteniéndose un agua tratada con cero unidades de mg/L Pt-Co. En el caso de la turbiedad, los experimentos 1 y 2 presentan remociones del 25%. En cambio en el experimento 3 se logra una remoción del 50% en cuanto a turbiedad. El carbón activado ha sido utilizado ampliamente para la eliminación de color debido a su capacidad de adsorción de los compuestos orgánicos, sobretodo si se usa carbón con poros de tamaño micro los cuales aumentan la cinética (velocidad de adsorción) sustancialmente al disminuir el tamaño de partícula del carbón (Romero 1999a).

Tabla 4.13 Color y turbiedad para AS2 y AF.

Parámetros	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 3		Norma CAPRE	
	AS2	AF	AS2	AF	AS2	AF	VR	VMA
Color (mg/L Pt-Co)	2	0	2	0	3	0	1	15
Turbiedad (NTU)	0.8	0.6	0.4	0.3	0.8	0.4	1	5

AS2: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación con Sal de Aluminio y Quitosana. AF: Agua Filtrada.

En las siguientes figuras se presenta el efecto en la remoción de color y turbiedad causado por la filtración con carbón activado.

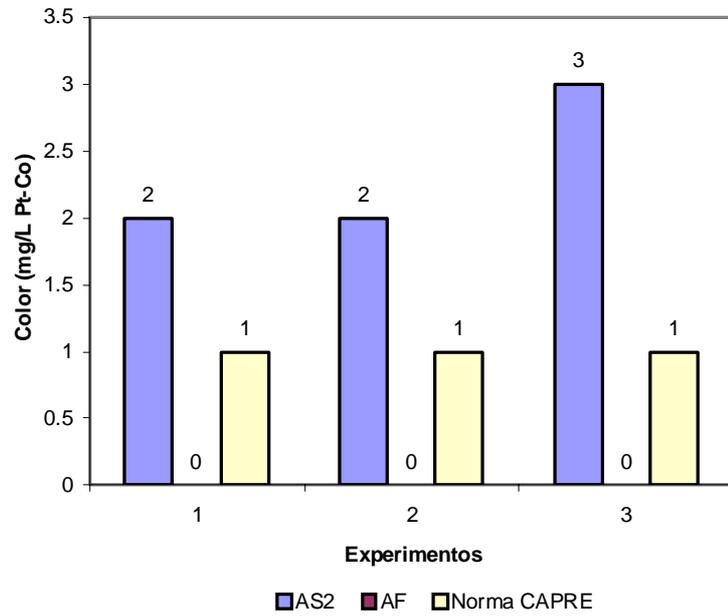


Figura 4.15 Color en AS2 y AF.

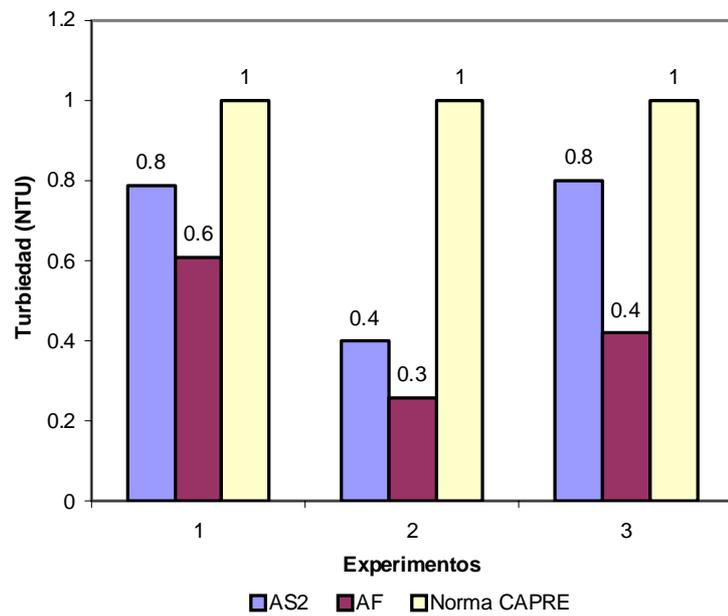


Figura 4.16 Turbiedad en AS2 y AF.

UV₂₅₄ y DOC

La filtración con carbón activado logra remover UV₂₅₄ y DOC hasta cero unidades cm⁻¹ y cero mg/L en los tres experimentos a como se muestra en la siguiente tabla. Esto se debe a la capacidad de adsorción del carbón activado al poseer microporos donde los compuestos orgánicos pueden ser adsorbidos. El proceso de retención de los compuestos orgánicos, es bastante más complejo que una simple adsorción mediante interacción con la superficie del sólido a través de fuerzas de Van der Waals. Esta retención es consecuencia de la adsorción del compuesto, más la interacción química entre los grupos funcionales del carbón activado y el anillo aromático de los compuestos orgánicos (Romero, 1999a).

Tabla 4.14 UV₂₅₄ y DOC para AS2 y AF.

	Unidad	Acido Húmico	Fuente	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	DOC (mg/L)
Experimento 1	mg/L	1	AS2	0.010	1.3
			AF	0.000	0.0
Experimento 2	mg/L	3	AS2	0.007	1.1
			AF	0.000	0.0
Experimento 3	mg/L	5	AS2	0.009	1.3
			AF	0.000	0.0

AS2: Agua Sedimentada después de aplicar Coagulación con Sal de Aluminio y Quitosana. AF: Agua Filtrada.

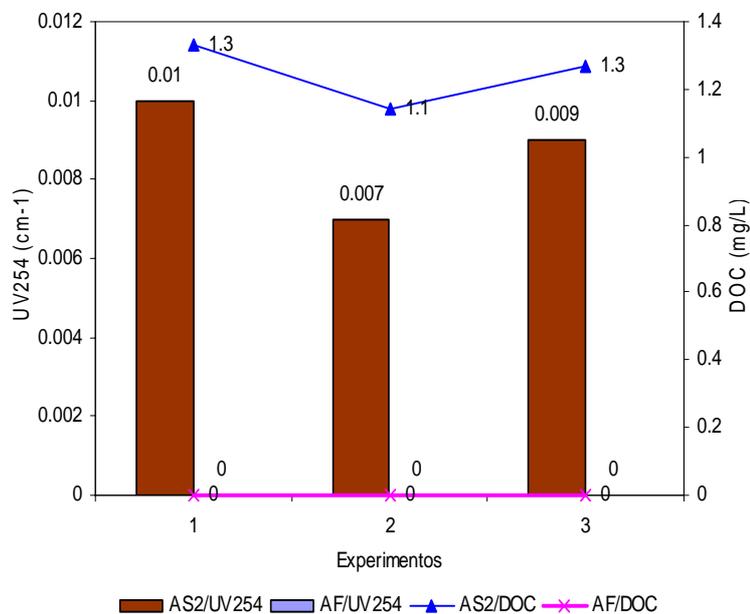


Figura 4.17 UV₂₅₄ y DOC en AS2 y AF.

SUVA

Debido a que SUVA es función de UV_{254} y DOC, y como los valores obtenidos después del proceso de filtración son nulos para los tres experimentos, significa que no hay materia orgánica del tipo aromática en la materia que resta en los tres experimentos, SUVA también en cero en los tres experimentos.

4.4.2 Capacidad Dinámica de adsorción del GAC para DOC

La capacidad dinámica de adsorción (A_d) permite calcular la eficiencia del adsorbente utilizando la siguiente ecuación:

$$A_d = \frac{(C_i - C_e) \cdot Q \cdot \tau}{V} \quad (4.1)$$

Donde:

A_d : Capacidad dinámica de adsorción

C_i : Concentración inicial de DOC (mg/m^3)

C_e : Concentración final de DOC (mg/m^3)

Q : Flujo volumétrico ($1.06 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{min}$)

τ : Tiempo de residencia (12 min)

V : Volumen de carbón activado ($1.09 \times 10^{-4} \text{ m}^3$)

Al aplicar la ecuación con los datos de DOC antes y después del proceso de filtración se obtuvieron los siguientes valores:

Tabla 4.15 Adsorción de DOC en carbón activado granular.

	Fuente	DOC (mg/L)	DOC (mg/m^3)	A_d
Experimento 1	C_i	1.3	1330	1538.5
	C_e	0.7	0	
Experimento 2	C_i	1.1	1140	1318.7
	C_e	0.7	0	
Experimento 3	C_i	1.3	1270	1469.1
	C_e	0.7	0	

C_i : Concentración inicial de DOC. C_e : Concentración final de DOC.

La adsorción dinámica aumenta a medida que aumenta la cantidad de DOC presente en el agua, esto es debido a que el carbón activado utilizado logró remover las cantidades de DOC remanentes después de la segunda

coagulación con quitosana en las jarras seleccionadas en cada experimento. El carbón activo granular tiene gran capacidad de adsorción de compuestos orgánicos sobretodo de bajo peso molecular los cuales pueden ser adheridos mas rápidamente en los microporos del carbón.

4.5 Comparación en Efectividad de Remoción de los Procesos Utilizados

Una comparación entre los tres procesos estudiados se presenta a continuación.

pH

A continuación se muestra la variación en el pH para cada experimento en cada proceso.

Tabla 4.16 Variación del pH en AC, AS1, AS2 y AF.

	Agua Cruda	Coagulación Mejorada	Coagulación con Quitosana	Filtración con Carbón Activado
Experimento 1	9.3	7.0	6.9	7.2
Experimento 2	9.3	7.3	7.0	7.4
Experimento 3	9.1	7.5	7.3	7.6

En las figuras de abajo puede verse que el único valor de pH fuera del rango recomendado por la Norma CAPRE (1993) de 6.5 a 8.5 es el que corresponde al agua cruda. Para los tres experimentos, el proceso de coagulación mejorada logra disminuir el pH en valores aceptables, este decrecimiento se debe a que en el proceso de coagulación mejorada, con la adición de coagulante, se logran neutralizar iones carbonatos, los cuales son los responsables del pH inicial en el agua cruda preparada. Así mismo en el proceso de coagulación con quitosana se disminuyen aun más los valores de pH. Por el contrario, el proceso de filtración con carbón activado aumenta el pH del agua debido a que el carbón contiene óxidos que al hacer pasar agua sobre la columna de carbón se transforman en hidróxidos y aumentan el pH. Sin embargo, en los tres experimentos y durante las distintas fases de los procesos se logra mantener un pH aceptable y cercano al neutro.

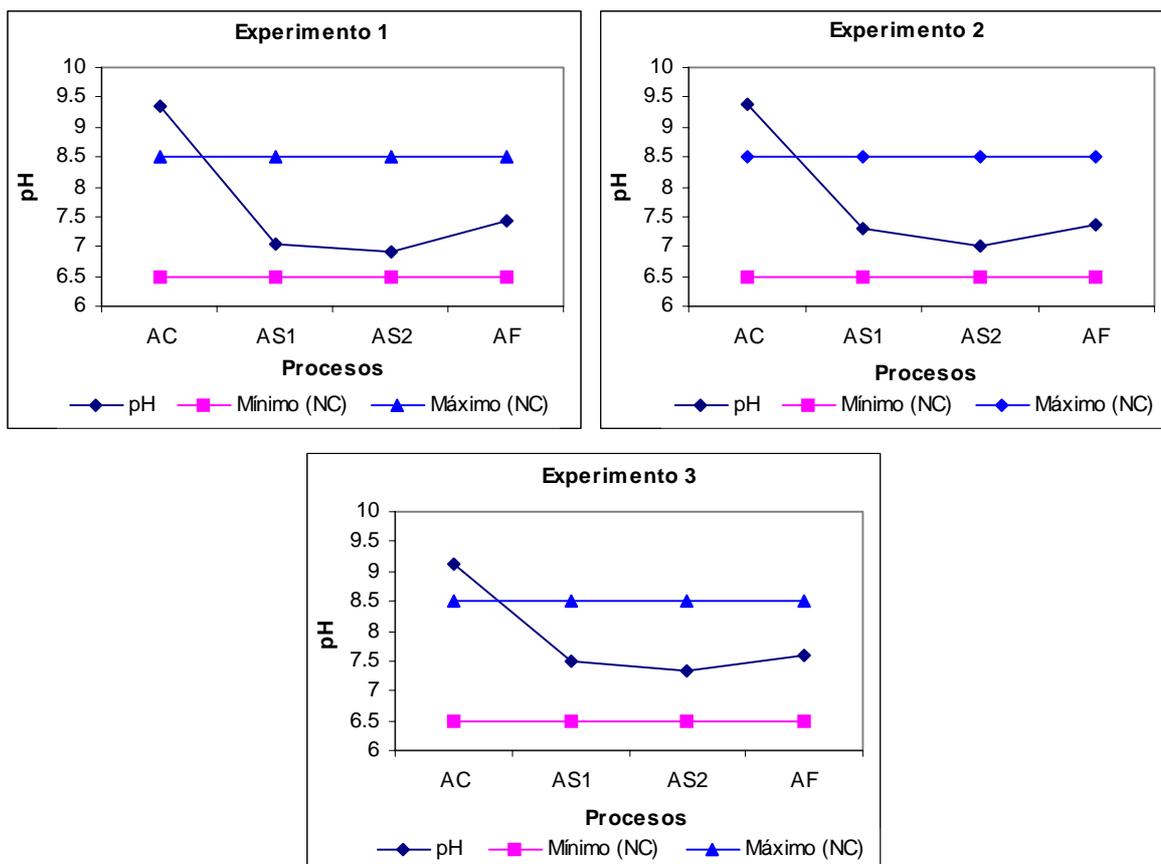


Figura 4.18 Comportamiento del pH en AC, AS1, AS2 y AF.
 NC: Normas CAPRE

Color y Turbiedad

En los tres experimentos la coagulación mejorada logra disminuir el color del agua cruda, sin embargo en la coagulación con quitosana ocurrió un ligero aumento en el color, pero en la filtración con carbón activado se redujo nuevamente el color a 0 mg/L Pt-Co. La siguiente tabla detalla los cambios en el color obtenidos después de cada proceso.

Tabla 4.17 Color y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF.

	Agua Cruda	Coagulación Mejorada		Coagulación con Quitosana		Filtración con Carbón Activado	
		Color (mg/L)	% Remoción	Color (mg/L)	% Remoción	Color (mg/L)	% Remoción
Experimento 1	17.0	1.0	94.1	2.0	-	0.0	100.0
Experimento 2	47.0	1.0	97.9	2.0	-	0.0	100.0
Experimento 3	81.0	0.0	100.0	3.0	-	0.0	100.0

La coagulación mejorada logra reducir el color del primer experimento de 17 a 1 mg/L Pt-Co, logrando una de remoción del 94.1%, para el segundo experimento disminuye de 47 a 1 mg/L Pt-Co, alcanzando una remoción del 97.9%, y para el tercer experimento decrece de 81 a 0 mg/L Pt-Co con una remoción total del 100%. El proceso de coagulación mejorada logra alcanzar el valor recomendado para color de la norma CAPRE 1 mg/L Pt-Co en todos los experimentos. Estos porcentajes tan altos de remoción se deben a las reacciones de adsorción entre el coagulante y los compuestos que originan color, los cuales se adsorben en los flóculos que se forman en el proceso de coagulación.

En cambio, con la coagulación con quitosana aumenta el color del agua tratada del primer y segundo experimento de 1 a 2 mg/L Pt-Co, y para el tercer experimento incrementa el color de 0 a 3 mg/L Pt-Co, esto puede deberse a la quitosana utilizada que tenía un color blancuzco al preparar la solución. Sin embargo, con la filtración con carbón activado disminuye en un 100% el color en los tres experimentos debido a la adsorción de los compuestos orgánicos en los microporos del carbón activado.

En la Tabla 4.18 se muestra el efecto en la turbiedad de cada proceso para los experimentos realizados. Los tres procesos utilizados disminuyen la turbiedad en los tres experimentos.

Tabla 4.18 Turbiedad y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF.

	Agua Cruda	Coagulación Mejorada		Coagulación con Quitosana			Filtración con Carbón Activado		
		Turbiedad	% Remoción	Turbiedad	% Remoción		Turbiedad	% Remoción	
					Parcial	Global		Parcial	Total
Experimento 1	5.3	1.0	81.1	0.8	20.0	84.9	0.6	25.0	88.7
Experimento 2	8.5	1.3	84.7	0.4	69.2	95.3	0.3	25.0	96.5
Experimento 3	11.4	1.3	88.6	0.8	38.5	93.0	0.4	50.0	96.5

La coagulación mejorada logra disminuir la turbiedad de 5.3 a 1 NTU en el primer experimento, presentando una remoción del 81.1%, en el segundo experimento varía de 8.5 a 1.3 NTU con una remoción del 84.7%, y en el tercer experimento cambia de 11.4 a 1.3 NTU con una remoción del 88.6%.

En cambio, en la coagulación con quitosana se disminuye de 1 a 0.8 NTU con una remoción del 20.0% y una remoción global (coagulación mejorada y coagulación con quitosana) del 84.9% en el primer experimento, en el segundo experimento decreció de 1.3 a 0.4 NTU, logrando una remoción del 69.2% y una remoción global del 95.3%, en el tercer experimento se redujo de 1.3 a 0.8 NTU con una remoción del 38.5% y una remoción global del 93.0%.

La filtración con carbón activado permite una disminución de turbiedad de 0.8 a 0.6 NTU logrando una remoción del 25.0% y una remoción total del 88.7% en el primer experimento, en el segundo experimento la reducción en la turbiedad es poca ya que solo decrece de 0.4 a 0.3 NTU con una remoción del 25% y una remoción total del 96.5%, en el tercer experimento la turbiedad cambia de 0.8 a 0.4 NTU con una remoción del 50.0% y una remoción total del 96.5%.

La siguiente figura muestra el comportamiento del color y la turbiedad en los distintos procesos de los tres experimentos.

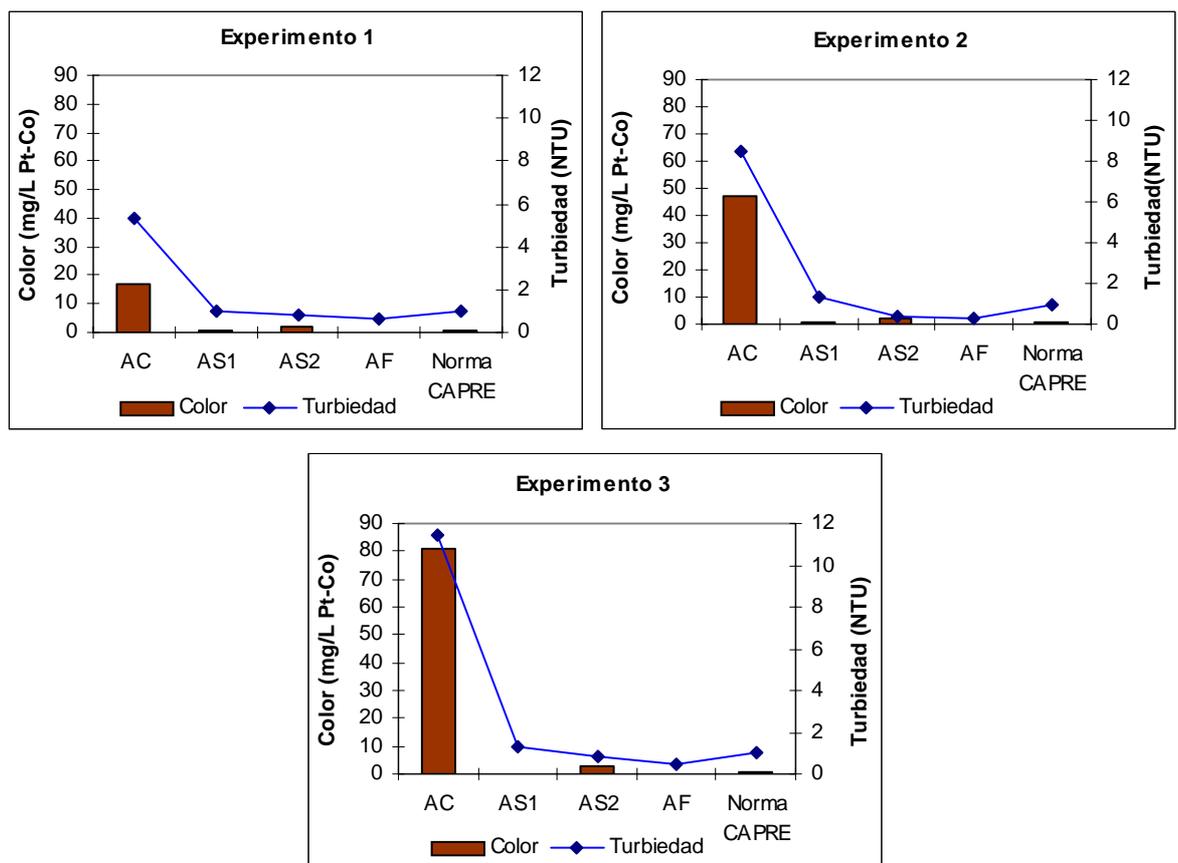


Figura 4.19 Color y turbiedad en AC, AS1, AS2 y AF.

UV₂₅₄ y DOC

La Tabla 4.19 muestra los cambios en UV₂₅₄ después de cada proceso, así como también se detalla el porcentaje de remoción global y total alcanzado en los procesos de coagulación mejorada con quitosana y filtración con carbón activado respectivamente.

Tabla 4.19 UV₂₅₄ y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF.

	Agua Cruda	Coagulación Mejorada		Coagulación con Quitosana			Filtración con Carbón Activado		
		UV ₂₅₄	% Remoción	UV ₂₅₄	% Remoción		UV ₂₅₄	% Remoción	
					Parcial	Global		Parcial	Total
Experimento 1	0.049	0.015	69.4	0.010	33.3	79.6	0	100	100
Experimento 2	0.068	0.020	70.6	0.007	65.0	89.7	0	100	100
Experimento 3	0.125	0.016	87.2	0.009	43.8	92.8	0	100	100

La coagulación mejorada logra disminuir UV₂₅₄ de 0.049 a 0.015 cm⁻¹ presentando una remoción del 69.4% para el primer experimento, en el segundo experimento cambia de 0.068 a 0.02 cm⁻¹ con una remoción del 70.6%, y para el tercer experimento decrece de 0.125 a 0.016 cm⁻¹ con una remoción del 87.2%. Cabe señalar que el porcentaje de remoción aumenta a medida que aumenta la cantidad de ácido húmico agregado, en otras palabras, a mayor valor de UV₂₅₄, mayor es el porcentaje de remoción, esto podría indicar que el proceso de coagulación mejorada es más efectiva en aguas con mayores niveles de UV₂₅₄, el cual es un indicador de la materia orgánica aromática contenida en el agua.

En el proceso de coagulación con quitosana disminuye UV₂₅₄ de 0.015 a 0.010 cm⁻¹ con una remoción del 33.3% y una remoción global (coagulación mejorada y coagulación con quitosana) del 79.6% para el primer experimento, para el segundo experimento varió de 0.020 a 0.007 cm⁻¹ con una remoción del 65% y una remoción global del 89.7%, y en el tercer experimento cambia de 0.016 a 0.009 cm⁻¹ con una remoción del 43.8% y una remoción global del 92.8%. estos bajos porcentajes de remoción se deben

En la filtración con carbón activado se logra disminuir el 100% de UV₂₅₄ restante del proceso de coagulación con quitosana debido a la capacidad de adsorción del carbón activado de compuestos orgánicos en sus poros de tamaño micro que aumentan la cinética de adsorción.

La siguiente tabla detalla los cambios en la cantidad de DOC después de cada proceso, también muestra los porcentajes de remoción logrados por cada proceso, además de la remoción global y parcial.

Tabla 4.20 DOC y porcentaje de remoción en AC, AS1, AS2 y AF.

	Agua Cruda	Coagulación Mejorada		Coagulación con Quitosana			Filtración con Carbón Activado		
		DOC	% Remoción	DOC	% Remoción		DOC	% Remoción	
					Parcial	Global		Parcial	Total
Experimento 1	3.8	1.6	57.9	1.3	18.9	65.8	0.0	100	100
Experimento 2	4.9	1.9	61.2	1.1	42.1	77.6	0.0	100	100
Experimento 3	8.5	1.7	80.0	1.3	23.5	84.7	0.0	100	100

En la coagulación mejorada se logra reducir de 3.8 a 1.6 mg/L de DOC con una remoción del 57.9% en el primer experimento, en el segundo experimento decrece de 4.9 a 1.9 mg/L con una remoción del 61.2%, y en el tercer experimento se reduce de 8.5 a 1.7 mg/L con una remoción del 80.0%. Según los resultados obtenidos, la coagulación mejorada es más efectiva a medida que aumenta la cantidad de DOC ya que hay más material orgánico para ser removido por el coagulante.

La coagulación con quitosana logra reducir de 1.6 a 1.3 mg/L con una remoción del 18.9% y una remoción global del 65.8% en el primer experimento; en el segundo experimento el decrecimiento fue de 1.9 a 1.1 mg/L con una remoción del 42.1% y una remoción global del 77.6%; y en el tercer experimento la reducción fue de 1.7 a 1.3 con una remoción del 23.5% y una remoción global del 84.7%. En la coagulación con quitosana se tiene la misma tendencia que con las sales de aluminio de remover mas material orgánico en forma de DOC a medida que aumenta la sus concentraciones de ácido húmico empleadas; por lo que, el porcentaje de remoción global aumenta a medida que hay mayor cantidad de DOC.

La filtración con carbón activado reduce de 1.0, 1.1 y 1.3 mg/L de DOC a 0.0 mg/L, por lo que se alcanzan remociones del 100% en los tres experimentos al utilizar filtración con carbón activado.

La Figura 4.20 representa el comportamiento de estos dos parámetros (UV₂₅₄ y DOC).

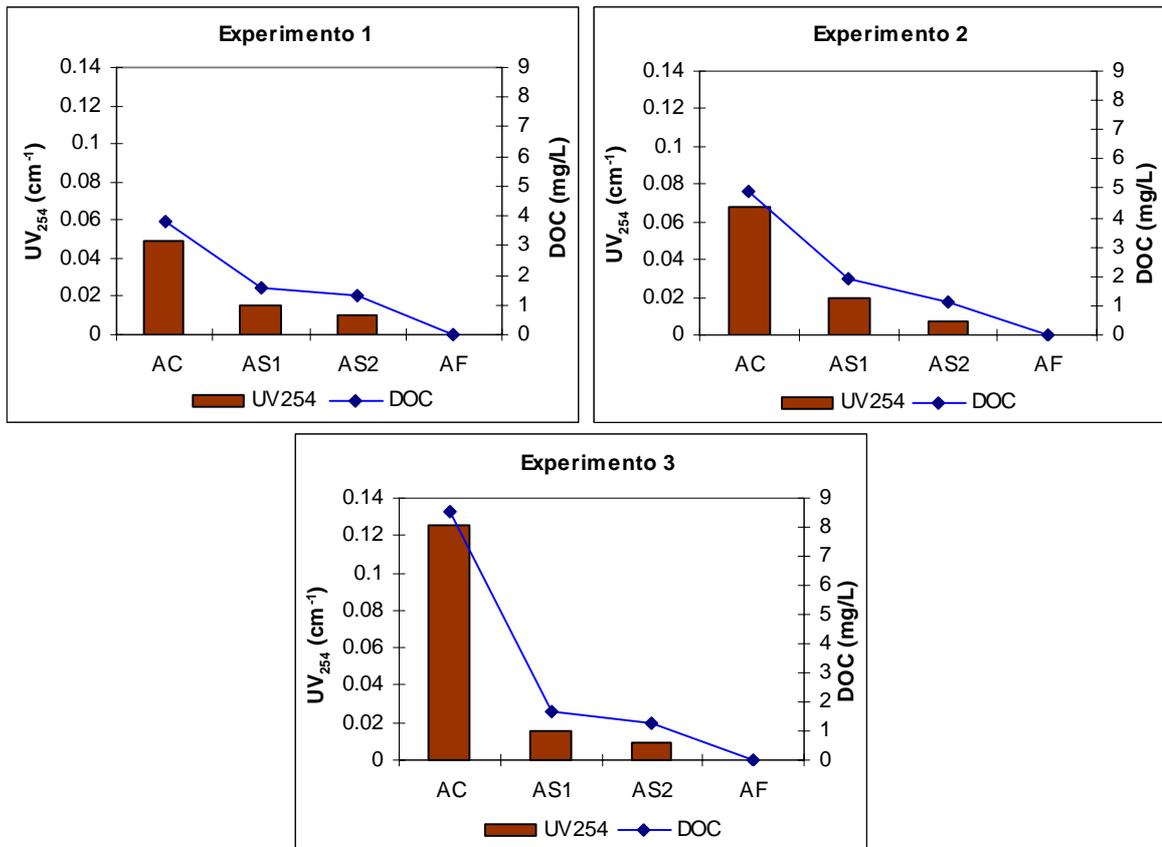


Figura 4.20 UV₂₅₄ y DOC en AC, AS1, AS2 y AF.

SUVA

A continuación se presentan los valores calculados de SUVA después de cada proceso.

Tabla 4.21 SUVA y su disminución en AC, AS1, AS2 y AF.

	Agua Cruda	Coagulación Mejorada		Coagulación con Quitosana			Adsorción con Carbón Activado		
		SUVA	% Variación	SUVA	% Variación		SUVA	% Variación	
					Parcial	Global		Parcial	Global
Experimento 1	1.3	0.9	30.8	0.7	55.6	69.2	0	100	100
Experimento 2	1.4	1.0	28.6	0.6	40.0	57.1	0	100	100
Experimento 3	1.5	0.9	40.0	0.7	44.4	66.7	0	100	100

Con la coagulación mejorada la disminución en SUVA en el primer experimento es de 1.3 a 0.9 L/mg-m con una variación del 30.8%, en el segundo experimento cambia de 1.4 a 1.0 L/mg-m con una variación del 28.6%, y en el tercer experimento pasa de 1.5 a 0.9 L/mg-m con una variación del 40.0%.

Según los datos obtenidos, la coagulación con quitosana disminuye el SUVA en el primer experimento de 0.9 a 0.4 L/mg-m con una variación del 55.6 y una variación global (coagulación mejorada y coagulación con quitosana) del 69.2%, en el segundo experimento se decrece de 1.0 a 0.6 L/mg-m con una variación del 40.0% y una variación global del 57.1%, y en el tercer experimento se pasó de 0.9 a 0.5 L/mg-m con una variación del 44.4% y una variación global del 66.7%.

En la filtración con carbón activado se remueve completamente el SUVA, esto ocurre porque en la filtración con carbón activado se logra disminuir el material orgánico en forma de UV_{254} , y DOC.

A continuación se muestra gráficamente el comportamiento de SUVA en cada etapa del tratamiento dado al agua preparada.

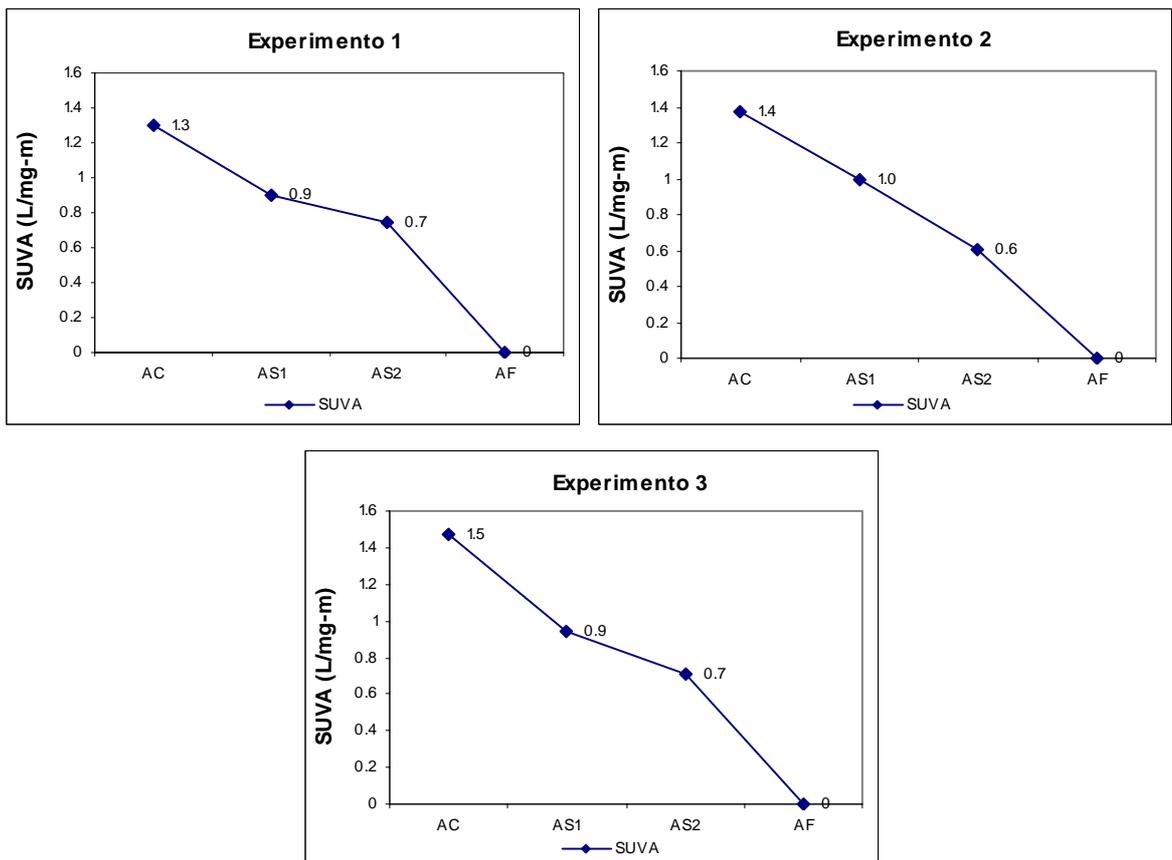


Figura 4.21 SUVA en AC, AS1, AS2 y AF.

Con estos valores de SUVA alcanzados después de aplicar los procesos de coagulación y filtración, el material orgánico remanente en el agua es de bajo peso molecular, poca hidrofobicidad y principalmente no húmica, por ende forma menos subproductos de la desinfección.

4.6 Cloración

Al finalizar los tres procesos a los cuales se sometió el agua cruda preparada, se procedió a clorar el agua tratada resultante con el objetivo de encontrar la cantidad de cloro residual y trihalometanos formados.

Cloro Residual y Trihalometanos

En la siguiente tabla se presentan los datos de cloro residual y trihalometanos formados de las tres jarras seleccionadas en los tres experimentos realizados (una jarra por experimento) después de haber sido sometidas a los tres tratamientos aplicados (coagulación mejorada, coagulación con quitosana y filtración con carbón activado).

Tabla 4.22 Cloro residual y trihalometanos en los experimentos 1, 2 y 3.

	Cloro Residual (mg/L)	Trihalometanos (µg/L)
Experimento 1	0.12	35
Experimento 2	0.37	10
Experimento 3	0.24	16

Como puede verse en la tabla, el experimento 2 presenta mayor cantidad de cloro residual (0.37 mg/L), el experimento 1 presenta la menor cantidad de cloro residual (0.12 mg/L) de los tres experimentos y el experimento 3 con 0.24 mg/L. Sin embargo, fue el experimento 2 el que presentó menor formación de trihalometanos con 10 µg/L y el experimento 1 el que formó mayor cantidad de trihalometanos con 35 µg/L, el experimento 3 obtuvo una formación de 16 µg/L de trihalometanos. Aun con este comportamiento tan variado puede observarse que la concentración de trihalometanos es menor a los 80 µg/L como nivel máximo de contaminante de la USEPA (1999) y mucho menor que los 460 µg/L de CAPRE.

La siguiente figura muestra el comportamiento entre cloro residual y trihalometanos formados presentados por cada experimento.

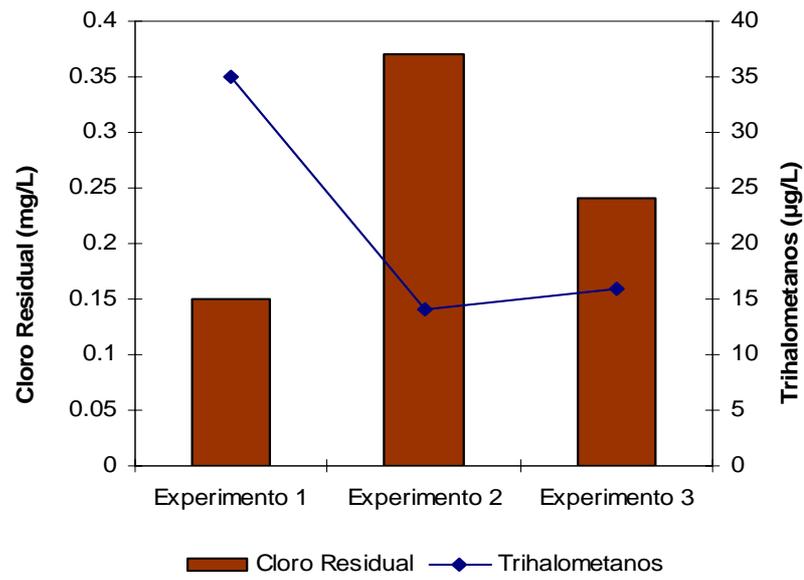


Figura 4.22 Cloro Residual y trihalometanos en los experimentos 1, 2 y 3.

Capítulo V Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

Los valores de Color, turbiedad, UV_{254} y DOC, aumentan a medida que incrementa la concentración de ácido húmico agregado al preparar el agua sintética. El ácido húmico no aportó nitrógeno orgánico o no fue detectado.

La coagulación mejorada remueve más del 90% de color, y alrededor del 80% de turbiedad. La remoción de UV_{254} y DOC (60 al 80%) aumenta a medida que se hace mayor la concentración de ácido húmico presente.

La coagulación con quitosana remueve adicionalmente hasta el 69.2% de turbiedad, 42.1% de DOC y 65.0% de UV_{254} , sin embargo provocó un aumento en el color del agua. Estos porcentajes de remoción son menores a los reportados en la coagulación con aluminio posiblemente al bajo grado de desacetilización de la quitosana.

La filtración con carbón activado provocó un ligero aumento del pH, una remoción total del color, disminución del 25 al 50% de turbiedad y el 100% de UV_{254} y DOC.

La combinación de los procesos utilizados logra remover el 100% del color, UV_{254} y DOC, así como removi6 la turbiedad entre el 88.7 al 96.5%

5.2 Recomendaciones

Debido a que la coagulación mejorada y la coagulación con quitosana muestran mayor eficiencia en la remoción de los precursores de los DBP's a medida que aumenta la concentración de ácido húmico, se recomienda usar estos procesos en el tratamiento de aguas con alta de materia orgánica.

Dado que los procesos de coagulación mejorada y coagulación con quitosana se llevan a cabo bajo las mismas condiciones, se recomienda utilizar un solo tanque para llevar a cabo ambos procesos simultáneamente.

Abreviaturas

AC:	Agua cruda
AM:	Acidez mineral
AOC:	Carbono orgánico asimilable
BDOC:	Carbono orgánico disuelto biodegradable
BOM:	Carbono orgánico biodegradable
COS:	Químicos orgánicos sintéticos
DBO:	Demanda biológica de oxígeno
DBP_s:	Subproductos de la desinfección
DBPR:	Regla de los subproductos de la desinfección
DOC:	Carbono orgánico disuelto
DOM:	Materia orgánica disuelta
DQO:	Demanda química de oxígeno
EPA:	Agencia de la protección ambiental
F:	Acidez al punto de vire de la fenolftaleína
GAC:	Carbón activo granular
HAA:	Ácidos haloacéticos
HAA₅:	Los cinco ácidos haloacéticos: ácido mono-, di- y tricloroacético; y ácido mono y dibromoacético
HAN:	Haloacetoneitrilos
MCL:	Nivel máximo permitido del contaminante
MCLG:	Nivel máximo meta del contaminante
MCLs:	Máximos niveles de contaminantes
MRDLs:	Máximos niveles de desinfectante residual
NOM:	Materia orgánica natural
NTU:	Unidades nefelométricas

- OD:** Oxígeno disuelto
- OMS:** Organización mundial de la salud
- SH:** Acidez por sales hidrolizadas de carácter ácido
- SOCs:** Químicos orgánicos sintéticos
- SUVA:** Absorción ultravioleta específica
- THMs:** Trihalometanos
- TTHMs:** Trihalometanos totales
- TOC:** Carbono orgánico total
- USEPA:** Agencia de protección ambiental de Estados Unidos
- UV:** Radiación ultravioleta
- UV₂₅₄:** Radiación ultravioleta a 254 nm

Referencias

Altamirano, A.A. y Núñez, J.C. (2004). Evaluación de la eficiencia entre sulfato de aluminio y cloruro de hierro en el proceso de coagulación mejorada para la remoción de precursores del proceso de desinfección en la PTAP de Camoapa. Universidad Nacional de Ingeniería; Facultad de Ingeniería Química, Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB. Managua, Nicaragua, C.A.

Álvarez, R.A. y Marin, L.F. (2006). Caracterización del tipo y tamaño de partícula que más influye en la formación de trihalometanos. Universidad Nacional de Ingeniería; Facultad de Ingeniería Química, Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB. Managua, Nicaragua, C.A.

Andrzejwski, P., Elshorbagy, W., Nikolaou, C y Anastasia, D. (2005). Haloforms and related compounds in drinking water. *Global Nest Journal*. (7), 27-42.

Arboleda, J. (2000). Teoría y práctica de la purificación del agua. Editorial McGraw Hill, 3^{ra} Edición. 57-66.

Babi, K.G., Koumenides K.M., Nikolaou, A.D., Makri, C.A., Tzoumerkas, F.K. y Lekkas, T.D. (2007). Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC from drinking water by GAC adsorption. *Journal of Desalination*. 210, 215-224.

Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J. y Kroner, R.C. (1974). The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. *J. American Water Works Association*. 66(22), 703-706.

Bernhardt, H. y Clasen, J. (1996). Elimination of micro-organisms illustrated with reference to the treatment of reservoir water. *GWF-Wasser/Abwasser*. 137, 109-116.

Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R. y King, S. (1998). The use of cationic polymers as primary coagulants in water treatment. In: Hahn, H.H., Hoffmann, E. y Odegaard, H. (Eds.). *Proceedings of the fifth Gothenburg symposium. Chemical water and wastewater treatment*. Berlin, Springer. 173-182.

Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R. y King, S. (2001). Cationic polymer and clay or metal oxide combinations for natural organic matter removal. *J. Water Research.* 35 (11), 2669-2676.

Bolto, B. y Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *J. Water Research.* 41(7), 2301-2324.

Brandstetter, A., Sletten, R.S., Mentler, A. y Wenzel, W.W. (1996). Estimating dissolved organic carbon in natural Waters by UV absorbance (254 nm). Quaternary research center, University of Washington, Seattle, WA. 159, 605-607.

CAPRE (1993). Normas Regional de Calidad del Agua para Consumo Humano. INAA. Managua, Nicaragua.

Cedergren, M.I., Selbing, A.J., Lofman, O. y Kallen, A.J. (2002). Chlorination by-products and nitrate in drinking water and risk for congenital cardiac defects. *J. Environmental Research Section.* A(89), 124-130.

Chang, R. (2001). Química. 6^{ta} Edición. Editorial McGraw Hill. 601-603.

Croué, J.P., Debroux, J.F., Amy G.L., Siren, G.R. y Leenheer, J.A. (1999). Formation and control of disinfection by-products in drinking water. Chapter four: "Natural organic matter: Structural characteristics and reactive properties". *J. American Water Work Association.* 65-93.

Diehl, A, Speitel G., Symons, J., Krasner, S., Hwang, C. y Barret, S. (2002). DBP formation during chlorination. *J. American Water Work Association.* 87(1), 78-89.

Edzwald, J.K., Becker, W.C. y Tambini, S.J. (1987). Organics, polymers, and performance in direct filtration. *J. Environmental Engineering.* 113(1), 167-185.

Edzwald, J. y Tobiason, J. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *J. of Water Science and Technology.* 40(9), 63-70.

Eikebrokk, B. y Saltnes, T. (2002). NOM removal from drinking water by chitosan coagulation and filtration through lightweight expanded clay aggregate filters. *J. Water Supply, Research Science Technology-Aqua.* 51(6), 323-332.

Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados, ENACAL. (2007). Reporte Interno. Managua, Nicaragua.

ENHOSA (Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento de la República de Argentina). (2000). Guía para la Presentación de Proyectos de Agua Potable. Capítulo 10: Desinfección. 243-245.

Federico, E.A., Garzuzi, M.P, Sidney, S.F.F. y Mozeto, A.A. (1999). Remoção de compostos orgânicos naturais no processo convencional de tratamento de água: influenciado pH e da dosagem de coagulante na eficiência do processo. 20° Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ABES), Río de Janeiro, 10 a 14 de mayo.

Feijó, F.R. (1999). Factores que influenciaron a formação de trihalometanos em águas de abastecimento. 20° Congreso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Río de Janeiro, 10 a 14 de mayo.

Flores, E.J. y Hernández, W. (2003). Optimización del proceso de coagulación como método de remoción de precursores de subproductos de la desinfección en la PTAP de Camoapa. Universidad Nacional de Ingeniería; Facultad de Ingeniería Química, Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB. Managua, Nicaragua, C.A.

Galad-Gorchev, H. (1994). Subproductos de la desinfección química de interés para la salud. Regional symposium on water quality: Balancing the microbial and chemical risk in drinking water disinfection. 25-27 de Octubre.

García, I. (2005). Removal of natural organic matter by enhanced coagulation in Nicaragua. Royal Institute of Technology. Stockholm, Sweden. ISSN 1104-3466.

Glaze W.H. y Wallace J.L. (1984). Control of trihalomethane precursors in drinking water: Granular activated carbon with and without preozonation. J. American Water Work Association. 76(2), 26-31.

Glynn, H. y Gary W. (1996). Ingeniería Ambiental. 2^{da} Edición. Prentice Hall. Capítulo 8. 273-288.

Graves, C.G., Matanosky, G.M. y Tardiff, R.C. (2001). Weight evidence for an association between adverse reproductive and developmental effects and exposure to disinfection by-products: a critical review. *J. Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 34, 103-124.

Gutiérrez, L. y Medrano, J. (2003). Remoción de los precursores de los subproductos de la desinfección en la PTAP de la ciudad de Boaco usando la coagulación mejorada. Universidad Nacional de Ingeniería; Facultad de Ingeniería Química, Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB. Managua, Nicaragua, C.A.

Hall, T. y Hyde, R. (1992). *Water treatment processes and practices*. Water Research Centre. Swindon.

Hsu, Ch.H., Jeng, W.L., Chang, R.M., Chien, L.Ch. y Han, B.Ch. (2001). Estimation of potential lifetime cancer risk for THM from consuming chlorinated drinking water in Taiwan. *J. Environmental Research*. A(85), 77-82.

Instituto Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados, INAA. (2001). *Normas técnicas para el diseño de abastecimiento y potabilización del agua*. 1^{ra} Edición. Managua, Nicaragua. 17-25.

Ivancev, I., Dalmacija, B., Tamas, Z. y Karlovic, E. (1999). The effect of different drinking water treatment process on the rate of chloroform formation in the reaction of natural organic matter with hypochlorite. *J. Water Research*. 33(18), 3715-3722.

Jacangelo, J.G. (1999). Formation and control of disinfection by-Products in drinking water. Chapter fifteen: Control of disinfection by pressure driven membrane processes. *J. American Water Works Association*. 305-328.

Kitis, M., Kilduff, J. y Karanfil, T. (2001). Isolation of dissolved organic matter (DOM) from surface water using reverse osmosis and its impact on the reactivity of DOM to formation and speciation of disinfection by-products. *J. Water Research*. 35(9), 2225-2234.

Krasner, S.W. (1999). Formation and control of disinfection by-products in drinking water. Chapter two: Chemistry of disinfection by-products formation. *J. American Water Works Association*. 27-52.

Manual de Analisis HACH. www.hach.com

Marhaba T. y Pipada N. (2000). Coagulation: Effectiveness in removing dissolved organic matter fractions. *J. Environment Engineering Science*. 17(2), 107-115.

Matus, R.A. (2003). Disminución de los subproductos de la desinfección en la PTAP de Santo Tomas-Chontales a través de la coagulación reforzada ó mejorada. Universidad Nacional de Ingeniería; Facultad de Ingeniería Química, Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB. Managua, Nicaragua, C.A.

Mendoza, C.F y Morazán E. (2003). Remoción de trihalometanos como subproductos del proceso de desinfección utilizando coagulación mejorada en la PTAP de Juigalpa. Universidad Nacional de Ingeniería; Facultad de Ingeniería Química, Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB. Managua, Nicaragua. C.A.

Ministerio de Recursos Naturales y del Ambiente, MARENA. (1995). Decreto 33-95. Normas de Vertido de Aguas Residuales.

Mougdal, C.J., Lipscomb, J.C. y Bruce, R.M. (2000). Potencial health effect of drinking water disinfection by-products using quantitative structures toxicity relationship. *J. Toxicology*. 147, 109-131.

Muzzarelli, L. (1977). Chitin, chelation of metal Ion. Pergamum Press, Oxford. 145.

Normativa Ambiental, INAA. (1999). Instituto Nicaraguense de Acueductos y Alcantarillados. Managua, Nicaragua.

Okoniewska, E., Lach, J., Kacprzak, M. and Neczaj, E. (2007). The removal of manganese, iron and ammonium nitrogen on impregnated activated carbon. *J. Desalination*. 206, 251-258.

Organización Mundial de la Salud, OMS. (1994). Directivas de calidad para el agua de bebida, Vol. 1. Ginebra, Suiza.

Organización Mundial de la Salud, OMS. (2004). Guías para la calidad del agua potable. 3ª Edición. Ginebra, Suiza.

Pérez, J. (1988). Manual de Potabilización del Agua. Cali, Colombia. 156-169.

Peters, R.J., Deleer, E.W. y Degalan, L. (1990). Dihaloacetoneitriles in Dutch drinking waters. *J. Water Research*. 24, 797–800.

Pietsch, J., Sacher, F., Schmidt, W. y Brauch, H.J. (2001). Polar nitrogen compounds and their behavior in the drinking water treatment process. *J. Water Research*. 35, 3537–3544.

Reckhow, D.A. y Singer, P.C. (1985). Mechanism of organic halide formation during fulvic acid chlorination and implication respect to pre-ozonation. In *water Chlorination Chemistry: Environmental Impact and Health Effect*. Volume 5. Lewis Publisher.

Ríos, D. (2005). Riesgos biológicos y subproductos de la desinfección en el agua de bebida. Capítulo 6: Identificación de riesgos químicos asociados a la desinfección. 140-145. Capítulo 7: Reducción de los riesgos químicos. 153-172.

Richardson, S.D. (2003). Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water. *J. of Trends Analytical Chemistry*. 22, 666–684.

Romero, J. (1999a). Calidad del agua. 2^{da} Edición. Editorial Alfaomega. Capítulo 2-4, 63-164.

Romero, J. (1999b). Potabilización del agua. 3^{ra} Edición. Editorial Alfaomega. Capítulo 2-7, 29-255.

Snoeyink V.L., Kirisits M.J. y Pelekan, C. (1999). Formation and control of disinfection by-products precursors. *J. American Water Works Association*. 259-284.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters. (1998). 20th Edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

Stevens, C.J., Seeger, D.R. y Robeck G.G. (1976). Chlorination of organics in drinking water. *J. American Water Works Association*. 68(11).

Stevenson, F.J. (1982). Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. New York, John Wiley and Sons. 443-445.

Takanashi, H., Urano, K., Hirata, M., Hano, T. y Ohgaki, S. (2001). Method for measuring mutagen formation potential (MFP) on chlorination as a new water quality index. J. Water Research. 35(7), 1627-1634.

Thurman E.M. y Malcom R.L. (1981). Isolation of natural organic matter by resin adsorption. J. Environment Science and Technology. 15(4), 463-466.

United States Environmental Protection Agency, USEPA. (1994). National primary drinking water regulation; disinfectants and disinfection by-products: Proposed rule. Federal Register: EPA 59-145-38667.

United States Environmental Protection Agency, USEPA. (1999). Enhanced coagulation and enhanced precipitate softening guidance manual. Environmental Protection Agency. United States. Office of Water. EPA 815-R-99-012.

United States Environmental Protection Agency, USEPA. (2002). Long term 2 enhanced surface water treatment preamble and rule language. Draft

United States Environmental Protection Agency, USEPA. (2003). National primary drinking water standards. US Environmental Protection Agency. EPA 816-F-01-007.

Vilge-Ritter, A., Masion, A., Boulange, T., Rybacki, D. y Bottero, J.Y. (1999). Removal of natural organic matter by coagulation-flocculation: A pyrolysis-GC-MS study. J. of Environmental Science and Technology. 33, 3027–3032.

Villanueva, C.M., Kogevinas, K. y Grimalt, J.O. (2003). Haloacetic acids and trihalomethanes in finished drinking Waters from heterogeneous sources. J. Water Research. 37, 953-958.

Volk Ch., Bell K., Ibrahim E., Verges D., Amy G. y Lechevallier M. (2000). Impact of enhanced and optimised coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. J. Water Research. 34(12), 3247-3257.

Vrijenhoek E., Childress A., Elimelech M., Tanaka T. y Beulher M. (1998). Removing particles and THM precursors by enhanced coagulation. J. American Water Works Association. 90(4), 139-150.

Westerhoff, P. y Mash, H. (2002). Dissolved organic nitrogen in drinking water supplies: A review. AQUA. 51, 415–448.

Xie, F. (2003). Disinfection by-products in Drinking Water. Formation analysis and control. Lewis Publisher. 14-33.

Xie, F. (2004). Disinfection by-products in drinking water. Formation analysis and control. Lewis Publisher. 154-185.

Zhoug, H. y Xie, F. (2002). Using biologically active carbon for HAAs removal: Part I, Batch Study. J. American Water Works Association. 94(4), 7-13.

Sitios Web Visitados

Fortunecity. Subproductos de la desinfección. Visitado el 10 de Julio del 2009 a las 10:00 a.m.

http://www.fortunecity.es/felices/andorra/51/subproductos_de_la_desinfeccion.htm

Apéndice A.I Calidad del Agua

Tabla A.I.1 Parámetros organolépticos.

Parámetro	Unidad	Valor Recomendado	Valor Máximo Admisible
Color Verdadero	mg/L (Pt-Co)	1	15
Turbiedad	NTU	1	5
Olor	Factor dilución	0	2 a 12 °C 3 a 25 °C
Sabor	Factor dilución	0	2 a 12 °C 3 a 25 °C

Fuente: INAA, (2001).

Tabla A.I.2 Parámetros físico-químicos.

Parámetro	Unidad	Valor Recomendado	Valor Máximo Admisible
Temperatura	°C	18 a 30	-
Iones Hidrógeno	-	6.5 a 8.5 (a)	-
Cloro Residual	mg/L	0.5 a 1.0 (b)	(c)
Cloruros	mg/L	25	250
Conductividad	µs/cm	400	-
Dureza	mg/L CaCO ₃	400	-
Sulfatos	mg/L	25	250
Aluminio	mg/L	-	0.2
Calcio	mg/L CaCO ₃	100	-
Cobre	mg/L	1	2.0
Magnesio	mg/L MgCO ₃	30	50
Sodio	mg/L	25	200
Potasio	mg/L	-	10
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	-	1000
Zinc	mg/L	-	3.0

a) Las aguas deben ser estabilizadas de manera que no produzcan efectos corrosivos ni incrustaciones en las tuberías

b) Cloro residual libre

c) 5 mg/L en casos especiales para proteger a la población de brotes epidémicos

Fuente: INAA, (2001).

Tabla A.I.3 Parámetros para sustancias no deseadas.

Parámetro	Unidad	Valor Recomendado	Valor Máximo Admisible
Nitrato (NO ₃ ⁻¹)	mg/L	25	45
Nitritos (NO ₂ ⁻¹)	mg/L	0.1	1
Amonio	mg/L	0.05	0.5
Hierro	mg/L	-	0.3
Manganeso	mg/L	0.1	0.5
Fluoruro	mg/L	-	0.7 -1.5
Sulfuro de Hidrógeno	mg/L	-	0.05

Fuente: INAA, (2001).

Tabla A.I.4 Parámetros para Sustancias Inorgánicas de significado para la salud.

Parámetro	Unidad	Valor Máximo Admisible
Arsénico	mg/L	0.01
Cadmio	mg/L	0.05
Cianuro	mg/L	0.05
Cromo	mg/L	0.05
Mercurio	mg/L	0.001
Níquel	mg/L	0.05
Plomo	mg/L	0.01
Antimonio	mg/L	0.05
Selenio	mg/L	0.01

Fuente: INAA, (2001).

Tabla A.I.5 Parámetros para Subproductos de la Desinfección.

Parámetros	Valor Máximo Admisible(µg/L)
Desinfectantes	
Monocloramina	4000
Subproductos de la Desinfección	
Bromato	25
Clorito	200
Clorato	-
Clorofenoles	
2-clorofenol	-
2,4-diclorofenol	-
2,4,6-triclorofenol	200
Formaldehído	900
Trihalometanos	
Bromoformo	100
Dibromoclorometano	100
Bromodichlorometano	60
Cloroformo	200
Ácidos Acéticos Clorados	
Ácido Monocloroacético	-
Ácido Dichloroacético	50
Ácido Tricloroacético	100
Tricloroacetaldehído/cloralhidrato	100
Cloropropanonas	-
Haloacetoneitrilos	
Dicloroacetoneitrilo	90
Dibromoacetoneitrilo	100
Bromocloroacetoneitrilo	-
Tricloroacetoneitrilo	1
Cloruro de Cianógeno (como CN-)	70

Fuente: INAA, (2001).

Apéndice A.II Comparación de Coagulantes

Tabla A.II.1 Características del agua cruda para experimentos de comparación de coagulación con sales de aluminio y quitosana

Parameters	Boaco	Camoapa	Juigalpa	Santo Tomas
pH	7.559	7.451	7.709	7.446
Temperature (°C)	22.0	22.0	22.0	22.0
Turbidity (NTU)	22.6	16.7	15.5	27.5
Color (mg/L Pt-Co)	240.0	132.0	44.0	269.0
Conductivity ($\mu\text{S/cm}$)	191.0	143.6	201.9	181.6
Total dissolved solids (mg/L)	94.0	70.0	99.0	89.0
Alkalinity (mg/L CaCO_3)	104.3	76.5	90.4	113.4
Acidity (mg/L CaCO_3)	3.1	9.2	5.1	44.8
UV_{254} (cm^{-1})	0.257	0.158	0.076	0.355
DOC (mg/L)	8.5	5.3	2.8	11.5
SUVA (L/mg-m)	3.0	3.0	2.7	3.1
Specific Color	28.2	24.9	15.7	23.4

Tabla A.II.2 Comparación de coagulantes

Parameters	Boaco	Boaco	Camoapa	Camoapa
	Alum Salt	Chitosan	Alum Salt	Chitosan
pH	5.913	6.876	5.137	6.659
Temperature (°C)	22.0	22.0	22.0	22.0
Turbidity (NTU)	2.1	1.3	1.1	0.7
Color (mg/L Pt-Co)	8.0	3.7	2.4	1.9
Conductivity ($\mu\text{S/cm}$)	270.7	223.8	189.9	183.3

Total dissolved solids (mg/L)	133.0	110.0	93.0	90.0
Alkalinity (mg/L CaCO ₃)	23.6	75.1	5.6	50.2
Acidity (mg/L CaCO ₃)	33.7	28.3	49.0	21.5
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.037	0.022	0.024	0.018
DOC (mg/L)	1.5	1.0	1.1	0.9
SUVA (L/mg-m)	2.5	2.2	2.2	2.0
Specific Color	5.3	3.7	2.2	2.1
	Juigalpa Alum Salt	Juigalpa Chitosan	Santo Tomas Alum Salt	Santo Tomas Chitosan
pH	5.685	6.388	5.588	6.196
Temperature (°C)	22.0	22.0	22.0	22.0
Turbidity (NTU)	1.2	0.8	1.4	0.6
Color (mg/L Pt-Co)	3.0	1.8	2.5	1.3
Conductivity (μS/cm)	236.8	222.7	220.9	282.1
Total dissolved solids (mg/L)	116.0	109.0	108.0	139.0
Alkalinity (mg/L CaCO ₃)	12.5	43.4	11.7	28.4
Acidity (mg/L CaCO ₃)	42.8	23.5	47.3	19.7
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.049	0.030	0.029	0.016
DOC (mg/L)	1.9	1.3	1.3	1.0
SUVA (L/mg-m)	2.6	2.3	2.2	1.6
Specific Color	1.6	1.4	1.9	0.8